

# **Alterações da paisagem e serviços de ecossistema: Quantificação e valoração do sequestro de carbono na bacia superior do Rio Sabor**

**Ângelo Filipe dos Reis Pereira e Cortinhas Sil**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança  
para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos  
Florestais*

Orientado por  
**João Carlos Martins Azevedo**  
**Cristina Marta-Pedroso**

**Bragança  
2014**

## **Agradecimentos**

Desejo expressar o meu agradecimento a todos aqueles que tornaram possível a concretização deste trabalho. Sem o apoio e sem o estímulo que me disponibilizaram tal não seria uma realidade.

Agradeço ao Professor Doutor João Carlos Martins Azevedo pela forma como sabiamente orientou a execução deste trabalho, pela sua disponibilidade, incentivo, compreensão e confiança que me transmitiu ao longo de toda a investigação.

Agradeço à Doutora Cristina Marta-Pedroso pela orientação, disponibilidade para o esclarecimento de dúvidas e incentivo para a realização deste trabalho.

Agradeço à minha colega Eng.<sup>a</sup> Ana Paula Rodrigues pela disponibilização de materiais e apoio na realização deste trabalho, bem como aos restantes colegas do Laboratório de Informação Geográfica da ESA/IPB pelo auxílio prestado.

Agradeço a toda a minha família, em especial à minha esposa Diana de Fátima pela paciência e compreensão, aos meus pais Vítor Manuel e Maria Etelvina e ao meu irmão Sérgio Miguel, sabendo que sem o vosso apoio e carinho tudo seria certamente mais difícil.

Finalmente dedico este trabalho à minha filha Matilde Maria que apesar da sua tenra idade constituiu uma grande motivação para a sua concretização.

Este trabalho é financiado por Fundos FEDER através do Programa Operacional Factores de Competitividade - COMPETE e por Fundos Nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia, no âmbito do projeto FCOMP-01-0124-FEDER-027863 (IND\_CHANGE).

## Resumo

Nesta dissertação avaliou-se o serviço de ecossistema de regulação climática, através da quantificação, valoração e mapeamento do sequestro e armazenamento de carbono na área da bacia superior do rio Sabor.

A avaliação deste serviço baseou-se na interpretação das alterações do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2006 e na estimação dos stocks de carbono relativos à biomassa acima e abaixo do solo, matéria orgânica do solo e matéria orgânica em decomposição para toda a paisagem. Foram ainda construídos três cenários alternativos de evolução da paisagem da bacia superior do rio Sabor, projetados para o ano de 2020, com o objetivo de compreender de que forma as futuras alterações do uso e ocupação do solo poderão influenciar a condição e fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática. Para quantificar, mapear e valorar o armazenamento e sequestro de carbono utilizou-se o módulo Carbon storage and sequestration do software InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs.

Os resultados sugerem que entre 1990 e 2006 a distribuição do carbono pelos diferentes pools variou em função do uso e ocupação do solo, estimando-se que o solo seja o principal reservatório de carbono na paisagem. A variação do carbono armazenado e sequestrado na bacia superior do rio Sabor deveu-se principalmente às alterações do uso e ocupação do solo e ao aumento da disponibilidade de biomassa das espécies florestais. Futuramente, a expansão das áreas de floresta na paisagem poderão potenciar o sequestro de carbono na paisagem e eventualmente a valorização do serviço de ecossistema de regulação climática.

Com esta dissertação concluiu-se que as alterações do uso e ocupação do solo se apresentam como um processo relevante na alteração do fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática na bacia superior do rio Sabor. A quantificação, valoração e mapeamento do carbono sequestrado, como forma de avaliação deste serviço de ecossistema, poderá ser uma ferramenta útil no suporte à tomada de decisão para a gestão dos ecossistemas e da paisagem que visem o sequestro de carbono, possibilitando, por um lado, a valorização de áreas em declínio socioeconómico e, por outro lado, contribuir para a disponibilização dos benefícios que a sociedade pode obter associados à regulação climática e evitar custos económicos que derivam do excesso de gases de efeito de estufa na atmosfera.

## **Abstract**

This dissertation aimed to assess the climate regulation ecosystem service through the quantification, valuation, and mapping of carbon stored and sequestered in the Sabor River's upper basin.

The assessment of this ecosystem service relied on the interpretation of land use/land cover changes between 1990 and 2006, and the estimation of carbon stocks in aboveground and belowground biomass, dead organic matter, and soil organic matter for the entire landscape. Three alternative landscape scenarios have also been built for the Sabor River's upper basin, projected for the year of 2020, in order to understand how the future land use/ land cover changes may influence the provision and the condition of the climate regulation ecosystem service.

In order to quantify, value and map the carbon sequestered on the landscape it was used the Carbon storage and sequestration model of the software InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs.

The results suggest that between 1990 and 2006 the distribution of carbon among carbon pools varied depending on the type of land use/ land cover but soil was estimated as the main carbon pool in the landscape. The variation of the carbon sequestered and stored in the landscape occurred mainly due to changes in land use/land cover and to the increase of the availability of forest tree biomass. In the future, the expansion of forest areas in the landscape can enhance carbon sequestration, eventually adding value to the climate regulation ecosystem service.

This dissertation allowed us to conclude that the changes observed on the land use/land cover are one of the main processes that influence the provision of the climate regulation ecosystem service in the Sabor River's upper basin. The quantification, valuation, and mapping of carbon sequestered, as a mean of assessing the climate regulation ecosystem service, can be a useful tool in order to better support decision-making in the management of ecosystems for carbon sequestration purposes, allowing, on one hand, the valorization of socioeconomically disadvantaged regions and, on the other hand, enabling the benefits that the society can obtain from climate regulation by avoiding the damages caused by the excessive amount of greenhouse gases in the atmosphere.

# Índice Geral

Agradecimentos .....	i
Resumo .....	iii
Abstract.....	iv
Índice de figuras .....	vii
Índice de tabelas .....	viii
1. Introdução.....	1
2. Revisão bibliográfica.....	3
2.1. A origem do conceito de Serviços de Ecossistema.....	3
2.2. A evolução do conceito de serviços de ecossistema.....	4
2.2.1. Conceito de funções, processos e benefícios do ecossistema.....	7
2.2.2. Relação conceptual para uma abordagem com base nos serviços de ecossistema	9
2.3. Tipologias dos serviços de ecossistema.....	11
2.4. Avaliação dos Serviços de Ecossistema .....	15
2.4.1. Avaliação biofísica dos serviços de ecossistema.....	15
2.4.2. Valoração dos serviços de ecossistema .....	18
2.4.3. Modelação dos serviços de ecossistema.....	22
2.5. Serviços de ecossistema e sequestro de carbono .....	22
2.5.1. Serviços de regulação e enquadramento do sequestro de carbono na avaliação dos serviços de regulação climática .....	23
2.5.2. O carbono no sistema .....	24
2.5.3. O carbono nos ecossistemas terrestres .....	24
2.5.4. A influência das alterações do uso do solo na emissão e fixação do carbono.....	25
2.5.5. Métodos para quantificação do sequestro de carbono.....	26
2.5.6. Métodos para a valoração do sequestro de carbono .....	32
2.6. Exemplos de trabalhos desenvolvidos na avaliação do armazenamento e sequestro de carbono.....	34
3. Material e Métodos.....	41
3.1. Caracterização da área de estudo .....	42
3.2. Materiais: .....	44
3.2.1. Cartografia da bacia superior do rio Sabor.....	44
3.2.2. Software InVEST .....	45
3.2.3. Recolha de dados.....	48
3.3. Métodos .....	49
3.3.1. Interpretação da informação cartográfica.....	50
3.3.2. Estimativa do carbono armazenado e sequestrado .....	50

3.3.3.	Estimativa do valor do carbono sequestrado .....	55
3.3.4.	Mapeamento do carbono armazenado e sequestrado e representação espacial das estimativas do valor do fluxo de carbono.....	56
3.3.5.	Construção de cenários alternativos de evolução da paisagem .....	57
4.	Resultados e Discussão .....	59
4.1.	Alterações do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2006.....	59
4.2.	Carbono armazenado em 1990 e 2006.....	61
4.3.	Carbono sequestrado entre 1990 e 2006 .....	71
4.4.	Valoração do carbono sequestrado entre 1990 e 2006.....	76
4.5.	Cenários alternativos de evolução da paisagem (período 2006 – 2020).....	77
5.	Conclusões .....	82
6.	Bibliografia.....	84
7.	Anexos.....	I

## Índice de figuras

Figura 1: Relação conceptual proposta por Haines-Young e Potschin (2010).....	9
Figura 2: Variação da área (%) por categoria de ocupação do solo (1990 - 2006) .....	59
Figura 3: Carbono armazenado (Mt) por categoria de ocupação do solo (1990 - 2006)	61
Figura 4: Carbono armazenado (%) em cada pool por categoria de ocupação do solo (1990) .....	62
Figura 5: Carbono armazenado (%) em cada pool por categoria de ocupação do solo (2006) .....	62
Figura 6: Stocks de carbono (t/ha) na bacia superior do rio Sabor - 1990 .....	69
Figura 7: Stocks de carbono (t/ha) na bacia superior do rio Sabor - 2006 .....	70
Figura 8: Carbono sequestrado/emitido (Mt) no período de 1990 a 2006 por categoria de ocupação do solo .....	71
Figura 9: Carbono sequestrado (Mt) por pool de cada categoria de ocupação do solo..	72
Figura 10: Balanço de carbono na área da bacia superior do rio Sabor (1990 - 2006) ..	74
Figura 11: Valoração económica do carbono sequestrado ou emitido na área da bacia superior do rio Sabor (1990 - 2006) .....	76
Figura 12: Mapeamento das categorias de uso e ocupação do solo da bacia superior do rio Sabor para o ano de 2006 e para os três cenários alternativos para o ano de 2020...	78
Figura 13: Estimação do sequestro de carbono potencial na paisagem da bacia superior do rio Sabor para o ano de 2020 em cada um dos cenários simulados .....	80



## Índice de tabelas

Tabela 1: Métodos para a valoração económica dos serviços de ecossistema. Adaptado de TEEB (2010).....	20
Tabela 2: Métodos para estimar o carbono na biomassa. Adaptado de Ravindranath e Ostwald (2008) .....	30
Tabela 3: Métodos para determinar o carbono orgânico no solo. Adaptado de Ravindranath e Ostwald (2008).....	31
Tabela 4: Referências bibliográficas utilizadas na estimação dos stocks de carbono na área da bacia superior do rio Sabor .....	48
Tabela 5: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria áreas florestais .....	52
Tabela 6: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria meios seminaturais .....	52
Tabela 7: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria áreas agrícolas .....	54
Tabela 8: Percentagem média de área convertida para toda a paisagem da bacia superior do rio Sabor utilizada em cada um dos cenários .....	58
Tabela 9: Variação da densidade média de carbono na bacia superior do rio Sabor (1990 e 2006) .....	66
Tabela 10: Variação da área das categorias de uso e ocupação do solo em função de cada cenário simulado .....	78
Tabela 11: Quantificação e valoração do carbono armazenado e sequestrado em cada um dos cenários alternativos na bacia superior do rio Sabor .....	79

# 1. Introdução

Uma gestão adequada dos ecossistemas pode permitir a produção de bens e serviços muito importantes para a sociedade, como os serviços de produção, de suporte, de regulação ou serviços culturais. Contudo, a escassa monitorização e a não atribuição de valor a uma grande parte dos serviços levam à sua degradação e possível perda, uma vez que por falta de informação, a tomada de decisões acerca de opções de gestão dos ecossistemas poderão não os considerar.

Os serviços de regulação podem ser compreendidos como o resultado da ação dos ecossistemas em regular processos ecológicos e sistemas de suporte da vida no nosso planeta, a partir dos quais são gerados benefícios para a sociedade. São exemplos desta categoria de serviços a regulação do clima, da qualidade do ar, da qualidade e disponibilidade de água ou da regulação de perturbações.

O sequestro de carbono enquanto processo biogeoquímico conducente à fixação de carbono, por exemplo, na biomassa e no solo, tal como a emissão de carbono para a atmosfera a partir desses reservatórios, é parte integrante do funcionamento dos ecossistemas e importante na regulação do clima e da composição da atmosfera. O armazenamento e o sequestro de carbono poderão assim proporcionar informação fundamental para a avaliação do serviço de regulação climática.

Os ecossistemas ao armazenarem carbono na biomassa e no solo mantêm o dióxido de carbono fora da atmosfera, o que contribui para a redução de gases de efeito de estufa de origem antropogénica. A perturbação destes sistemas devido a fatores como alterações do uso e ocupação do solo ou fogo pode conduzir à libertação de grandes quantidades de dióxido de carbono, que juntamente com a elevada produção de gases de efeito de estufa resultante da atividade humana (por exemplo, através da queima de combustíveis fósseis pelos meios de transporte e atividades industriais), contribuem para o excesso destes gases na atmosfera, fator associado a alterações do clima a nível global.

Por outro lado, uma gestão adequada dos ecossistemas, por exemplo através da conservação e restauro das florestas ou práticas agrícolas alternativas, pode levar ao armazenamento de grandes quantidades de dióxido de carbono, contribuindo para a diminuição das emissões de gases de efeito de estufa. Portanto, a forma como são geridos os ecossistemas terrestres é fundamental para a regulação do clima, uma vez que

o sequestro de carbono pelos ecossistemas pode ser importante para a mitigação de alterações climáticas.

A quantificação dos serviços de ecossistema ainda não está estabelecida a larga escala, ao contrário das ferramentas utilizadas para a quantificação dos tradicionais bens e serviços económicos, tendo como consequências a constante perda de capital natural e biodiversidade, dado que os serviços de ecossistema não são convenientemente valorizados pelos governos, mercado e público em geral ou essa valorização apenas ocorre após a perda dos mesmos.

Assim, é importante fazer chegar aos elementos de decisão (individual, comunitária, institucional e governativa) uma visão comum, uma partilha de interesses que promova ações de preservação e valorização do capital natural. Tal depende em grande medida da descrição dos processos ecológicos associados aos serviços, dos benefícios que as populações obtêm desses ecossistemas e ainda do valor que lhes estão associados.

Neste trabalho pretende-se avaliar o serviço de ecossistema de regulação climática através da quantificação, mapeamento e valoração do carbono armazenado e sequestrado na área da bacia superior do Rio Sabor, utilizando o software InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, módulo Carbon Storage and Sequestration.

Este software é uma ferramenta informativa que visa melhorar as decisões de gestão de recursos naturais e de investimento. O InVEST quantifica, mapeia e valoriza os bens e serviços da natureza que contribuem para a manutenção do bem-estar humano. Permite assim aos decisores fazer uma análise a situações de conflito de custo-benefício e pagamento de serviços, que estão associadas a opções alternativas de gestão, identificando as áreas onde o investimento em capital natural pode melhorar o desenvolvimento humano.

O modelo InVEST utiliza mapas de uso e ocupação do solo, dados sobre os stocks de quatro reservatórios de carbono (biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, solo e matéria orgânica morta) e opcionalmente dados relativos a produtos resultantes da extração de madeira, permitindo estimar a quantidade de carbono atualmente armazenado numa paisagem ou a quantidade de carbono sequestrado ao longo do tempo. Também é possível proceder à valoração do carbono sequestrado ao longo do tempo, a partir de dados relativos ao preço do carbono no mercado ou ao seu valor social (custo social do carbono).

Considerando a importância que o sequestro de carbono pelos ecossistemas terrestres tem no fornecimento de serviços de ecossistema, nomeadamente de regulação climática, a partir dos quais são produzidos benefícios para a sociedade, os objetivos desta dissertação podem ser traduzidos na resposta às seguintes questões: Como se distribui atualmente o carbono armazenado/sequestrado na paisagem? Que dinâmica se observou no passado recente e se espera no futuro em consequência das alterações da paisagem? Que processos são responsáveis por essa dinâmica? Quanto vale o armazenamento/sequestro de carbono na paisagem?

## **2. Revisão bibliográfica**

### ***2.1. A origem do conceito de Serviços de Ecossistema***

Embora a utilização moderna do termo serviços de ecossistema só apareça no séc. XX, já na Grécia Antiga, através de Platão era reconhecida a importância dos ecossistemas como base para o suporte à vida humana (Mooney e Ehrlich, 1997).

Posteriormente, já na era moderna, a preocupação com os serviços de ecossistema é relatada através de Marsh (1864) expressando-se acerca fragilidade dos ecossistemas, Osborn (1948) escreve relativamente aos elementos essenciais para o suporte da vida humana no planeta Terra, enquanto Vogt (1948) é pioneiro no uso do conceito de Capital Natural e Aldo Leopold (1949) expressa-se acerca da importância do ecossistema na produção de serviços, descrevendo a relação entre elementos do ecossistema e o impacto das atividades humanas na alteração no seu funcionamento (Mooney e Ehrlich, 1997).

De acordo com Millennium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003), a origem do conceito de serviços de ecossistema remonta ao final da década de 60 e inícios dos anos 70, através das publicações de *Wildlife and Man* (King, 1966) e *Valuation of wildlife resources* (Helliwell, 1969), onde foi salientado o valor social das funções da natureza. Durante as décadas de 70 e 80 autores como Westmann (1977) ou de Groot (1987) enfatizam a dependência que a sociedade e economia têm em função dos recursos naturais (Mooney e Ehrlich, 1997).

Segundo Hermann et al. (2011), a introdução do termo “Serviços de Ecossistema” foi feita por Ehrlisch e Ehrlisch (1981), com a publicação de *Extinction: The causes and consequences of the disappearance of the species*. Em 1987, de Groot reconhece a

necessidade de substituir o termo “recursos naturais” por “funções ambientais” como os bens e serviços providenciados pelo ambiente, tal como reconhece a necessidade de aumentar a compreensão dos benefícios ambientais e socioeconómicos que derivam das “funções ambientais”, reforçando a ideia da integração dos conceitos ecológicos no planeamento económico e nas decisões políticas.

A divulgação das ideias e conceito relativas aos serviços de ecossistema para o público em geral surgem com a publicação de *Nature Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem* de Daily (1997), propondo uma definição para serviços de ecossistema e um sistema de classificação dos mesmos. No mesmo ano Costanza et al. (1997) publicam *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, tornando-se num marco importante para a representação do valor global da natureza, impulsionando o aspeto económico associado aos ecossistemas e resultando num grande impacto tanto na comunidade científica como ao nível dos agentes decisores (Hermann et al., 2011).

A relação interdisciplinar entre a área económica e ecológica desenvolve o conceito de capital natural, que ao incluir os recursos renováveis, não renováveis e serviços de ecossistema tenta demonstrar a importância dos ecossistemas como base de processos biofísicos fundamentais para o suporte das sociedades e economias humanas (TEEB, 2010). Esta tendência acentuou-se após o lançamento do Millenium Ecosystem Assessment (2003), definindo serviços de ecossistema como “benefícios que derivam direta ou indiretamente dos ecossistemas”.

Segundo Egoh et al. (2007), desde 1998 até 2005 verificou-se um aumento da inclusão dos serviços de ecossistema em estudos de conservação. Fisher et al. (2009) referem o aumento exponencial do termo serviços de ecossistema na literatura científica.

## **2.2. A evolução do conceito de serviços de ecossistema**

O conceito de serviços de ecossistema tem sido definido de forma diferente quando abordado pela ecologia ou pela economia. Apesar das diferentes perspetivas com que é usado, o conceito de serviços de ecossistemas é considerado um importante modelo para relacionar o funcionamento dos ecossistemas com o bem-estar humano e, conseqüentemente, para produzir decisões melhor fundamentadas em vários contextos (Fisher et al., 2009). A abordagem baseada nos serviços de ecossistema integra elementos da ecologia e da economia como um auxílio para a compreensão dos efeitos

das políticas humanas e dos impactos que estas produzem nas funções dos ecossistemas e no bem-estar humano (Farber et al., 2006).

Costanza et al. (1997), num trabalho pioneiro acerca desta temática, pretenderam estimar o valor económico de serviços de ecossistemas renováveis para dezasseis biomas, definindo serviços de ecossistema como “bens e serviços dos ecossistemas que representam benefícios para as populações humanas, direta ou indiretamente, a partir das funções dos ecossistemas”. Daily (1997) discute como os ecossistemas naturais do planeta Terra providenciam benefícios para a humanidade e de que forma estes podem ser valorados, definindo serviços de ecossistema como “o estado e os processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, suportam e complementam a vida humana (...), permitindo a manutenção da biodiversidade e a produção de bens”.

Boyd e Banzahf (2007) sugerem que a definição avançada por Daily (1997) se centra numa ilustração da interação da ecologia e o bem-estar humano, não pretendendo gerar um sistema de contabilização/quantificação dos serviços de ecossistema, uma vez que muitos dos serviços descritos referem-se a processos ou funções dos ecossistemas. No entanto, Brown et al. (2007) consideram que centrando-se no bem-estar humano, possui também uma perspetiva económica.

Kremen (2005) discute a necessidade de melhorar o conhecimento acerca da ecologia dos serviços de ecossistema com vista a gerar melhores ferramentas de gestão e políticas de conservação e uso sustentável dos ecossistemas, referindo-se aos serviços de ecossistema como “o conjunto de funções dos ecossistemas que são úteis para os seres humanos”. Farber et al. (2006) referem que “todos os serviços ecológicos são consequência dos processos de suporte operando a várias escalas espaciais e temporais”.

O Millennium Ecosystem Assessment (2003) baseando-se nas definições anteriores propostas por Daily (1997) e por Costanza et al. (1997), define serviços de ecossistema como “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (Alcamo et al., 2003). Segundo Boyd e Banzahf (2007), a definição proposta em Millennium Ecosystem Assessment (2003) representa um bom exemplo para motivar a quantificação dos serviços de ecossistema. No entanto, quando se abordam determinados serviços de ecossistema (por exemplo os serviços de regulação), correspondem na sua maioria a funções e processos do ecossistema.

Wallace (2007) alerta para a necessidade de uma clarificação na definição e classificação dos serviços de ecossistema uma vez que as abordagens anteriores tendem a misturar o que são processos (meios) para a obtenção dos serviços de ecossistema, com os próprios serviços (fim). Este autor investigou definições alternativas para serviços de ecossistema como a de Binning et al. (2001), que define “serviços de ecossistema como um dos meios a partir dos quais os bens dos ecossistemas são produzidos, e não bens e serviços em si mesmos”. No entanto refere que também esta abordagem não apresenta uma separação clara entre meios e fim.

No trabalho de Brown et al. (2007), onde os autores se propuseram, entre outros objetivos, a clarificar o conceito de serviços de ecossistema, define-se serviços de ecossistema como “resultados específicos dos processos do ecossistema, os quais suportam diretamente ou potenciam o bem-estar humano ou mantêm a qualidade dos bens do ecossistema”, marcando uma clara distinção entre os que são processos, serviços e bens do ecossistema.

Boyd e Banzahf (2007) argumentam a necessidade de um conceito de serviços de ecossistema que possa ser usado de forma a que os bens e serviços sejam contabilizados/quantificados, avaliados e reconhecidos pelos mercados e agentes envolvidos nos processos de decisão. Assim, propõem uma definição com base numa perspetiva económica, definindo serviços de ecossistema como “elementos da natureza, diretamente apreciados, consumidos e usados para produzir o bem-estar humano”, ou seja, produtos finais dos ecossistemas que são condicionados em particular pelas opções ou atividades humanas. Esta definição tem por base a quantificação dos serviços de ecossistema por si e não pelos processos que os originam, evitando assim uma contabilização duplicada dos serviços de ecossistema. Acrescentam ainda que os serviços de ecossistema são “coisas ou características, não funções ou processos”, considerando que as funções e os processos não são os produtos finais dos ecossistemas, mas sim produtos intermédios na produção de serviços de ecossistema. Portanto, nesta perspetiva os processos e funções do ecossistema não são serviços de ecossistema (Fisher et al., 2009).

Fisher et al. (2009) apresentam uma outra definição para serviços de ecossistema, essencialmente baseada na abordagem de Boyd e Banzahf (2007), motivados pela necessidade de obter um conceito claro que permita ser utilizado pelos vários agentes que intervêm no processo de decisão. Desta forma, definem serviços de ecossistema

como “os aspetos dos ecossistemas que (ativa ou passivamente) produzem o bem-estar humano”. Esta definição caracteriza os serviços de ecossistema como fenómenos ecológicos que não têm obrigatoriamente um uso direto. Nesta abordagem os serviços de ecossistema incluem “a organização ou a estrutura do ecossistema, bem como os processos e/ou as funções, caso sejam consumidos ou utilizados pela humanidade tanto direta como indiretamente”, ou seja, os processos e funções dos ecossistemas são considerados como serviços de ecossistema no caso de existir um benefício para o ser humano, caso contrário não são considerados serviços.

A iniciativa TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) apresenta uma definição de serviços de ecossistema baseada na abordagem do Millenium Ecosystem Assessment, definindo serviços de ecossistema como “as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano”.

As várias abordagens e definições apresentadas anteriormente revelam a grande atividade em torno do estabelecimento da melhor definição para serviços de ecossistema, bem como a melhor forma de distinguir serviços de funções do ecossistema (de Groot et al., 2009). No entanto, é crescente a crença e o consenso em torno de uma moldura que relacione os ecossistemas e o bem-estar humano, onde os serviços providenciados pelos ecossistemas (serviços de ecossistema) são gerados pelas funções dos ecossistemas, que por sua vez são suportadas por processos e estruturas biofísicas (de Groot et al., 2009).

## **2.2.1. Conceito de funções, processos e benefícios do ecossistema**

### **2.2.1.1. Funções e processos do ecossistema**

Uma vez que o conceito de serviços de ecossistema se relaciona intrinsecamente com as funções e processos do ecossistema, alguns autores procuram estabelecer o conceito e significado destes termos e de que forma se relacionam com a produção dos serviços pelos ecossistemas.

Wallace (2007) discute o termo funções do ecossistema, referindo que este é usado com diferentes sentidos. Uma vez é usado como o funcionamento real do ecossistema (por exemplo os fluxos de energia e ciclos de nutrientes), outras vezes o termo é utilizado como sinónimo de processos do ecossistema e noutros casos como o benefício obtido pelo ser humano a partir dos ecossistemas (de Groot et al., 2002).



Wallace (2007) também discute o significado do termo processos de ecossistema descrevendo-o como “uma rede de complexas interações entre elementos do ecossistema (bióticos e abióticos) que levam a um resultado definitivo”. Reconhece que estes processos envolvem a transferência de energia e matéria, identificando processos chave, como os fluxos e ciclos de água, oxigênio, nutriente e energia, incluindo também processos socioculturais. Portanto apresenta uma clara distinção entre o que são as funções e os processos do ecossistema.

Para de Groot et al. (2002 e 2009), as funções do ecossistema representam um intermediário entre os processos do ecossistema e os serviços do ecossistema, definindo-as como a “capacidade dos ecossistemas providenciarem bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas”. Cada função do ecossistema é o resultado dos processos naturais existentes no ecossistema e por sua vez os processos do ecossistema são o resultado de complexas interações entre os componentes bióticos e abióticos do ecossistema e os fluxos de matéria e energia (de Groot et al., 2002).

No glossário de termos apresentado pela iniciativa TEEB (TEEB, 2010) são descritas como funções do ecossistema “as interações entre a estrutura do ecossistema (a forma como está organizado o ecossistema) e os processos do ecossistema, que por sua vez possibilita a capacidade de serem gerados serviços e bens de ecossistema”, enquanto que para definir processos de ecossistema é adotada a definição proposta pelo Millennium Assessment (2005) considerando processos do ecossistema “quaisquer alterações ou reações que ocorram nos ecossistemas, de carácter físico, químico ou biológico”.

#### **2.2.1.2. Benefícios do ecossistema**

Nas definições de serviços de ecossistema de autores como Costanza et al. (1997) ou como a proposta pelo Millennium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003) não é feita a distinção entre serviços de ecossistema e benefícios do ecossistema, uma vez que definem serviços de ecossistema como “os benefícios obtidos pelas populações a partir dos ecossistemas”. No entanto, autores como Boyd e Banzahf (2007), Fisher e Turner (2008) e Fisher et al. (2009) fazem a distinção entre serviços de ecossistema e benefícios, afirmando que os dois termos não têm o mesmo significado. Embora o conceito de serviços de ecossistema seja diferente para estes autores (Fisher e Turner, 2008), consideram que os benefícios obtidos pelos seres humanos resultam de serviços

finais e intermédios, que possam ser consumidos direta ou indiretamente, sobre os quais pode ser realizada uma avaliação económica.

Também de Groot et al. (2009) aponta para uma distinção entre o que são os serviços produzidos pelos ecossistemas e os benefícios que esses serviços providenciam, referindo a possibilidade dos benefícios serem valorados em termos económicos ou monetários, embora afirme que esta é uma questão que continua a ser debatida.

### 2.2.2. Relação conceptual para uma abordagem com base nos serviços de ecossistema

Haines-Young e Potschin (2010) apresentam uma moldura conceptual (“services cascade”) de avaliação (valoração) que interliga os ecossistemas e o bem-estar humano, na qual é feita a distinção entre funções e processos ecológicos, bem como dos serviços de ecossistema e os benefícios para o bem-estar humano (Figura 1).

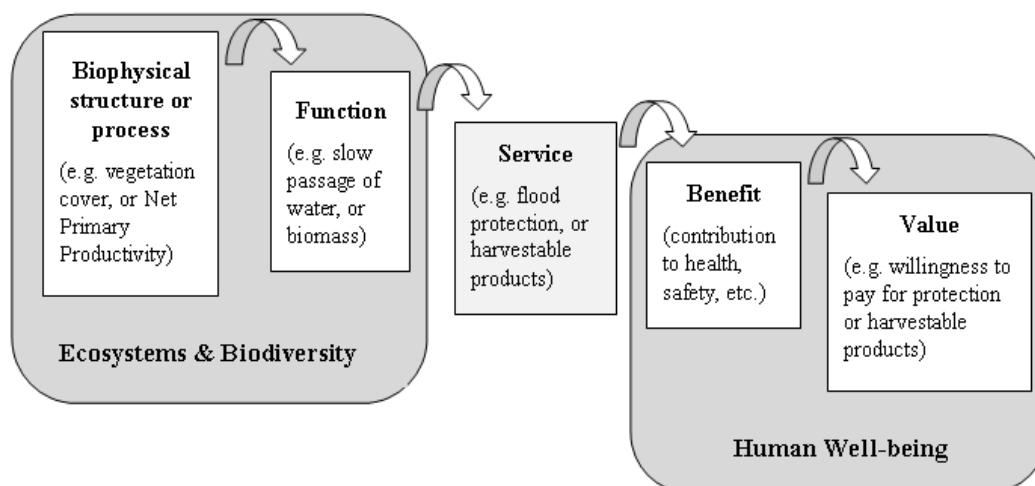


Figura 1: Relação conceptual proposta por Haines-Young e Potschin (2010)

Nesta proposta, Haines-Young e Potschin (2010) referem que o conceito de função de ecossistema indica “alguma potencialidade ou capacidade do ecossistema providenciar algo que é potencialmente valorizado pelas pessoas”. A distinção entre funções, processos, serviços e benefícios é importante para evitar problemas de dupla contagem de serviços referenciada por autores como Wallace (2007), Boyd e Banzahf (2007) ou Fisher et al. (2009), para além de permitir perceber de uma forma mais clara a sua distribuição espacial, ou seja, onde ocorrem as funções, onde a prestação do serviço pode ser avaliada e onde os serviços são valorizados (TEEB, 2010).

Uma outra ideia que está presente neste quadro conceptual é a de que os serviços não existem isolados das necessidades das pessoas, o que significa que para identificar os serviços tem que haver a capacidade de identificar benefícios e beneficiários (Haines-Young e Potschin, 2010).

No documento elaborado para a EEA – European Environmental Agency com o objetivo de desenvolver uma classificação comum a nível internacional para os serviços de ecossistema designada por CICES – Common International Classification of Ecosystem Services, Haines-Young e Potschin (2013) utilizam o termo “serviços finais do ecossistema” definindo-o como “as contribuições dos ecossistemas para o bem-estar humano”. No entanto, é referido que nesta moldura não são incluídos serviços de suporte ou serviços intermediários. Os autores consideram que são serviços finais pois são os “outputs” que derivam dos ecossistemas e afetam o bem-estar humano mais diretamente, tendo como principal característica a manutenção da ligação com as funções, processos e estruturas do ecossistema que lhes estão subjacentes e lhes deram origem.

Neste documento também são definidos os termos “benefícios e bens dos ecossistemas” como “algo que as pessoas criam ou derivam dos serviços finais dos ecossistemas”, assumindo que os bens e benefícios, no seu conjunto, podem ser apelidados de “produtos” e que estes produtos ou experiências que advêm dos serviços finais dos ecossistemas não estão relacionados funcionalmente com os sistemas dos quais derivam (Haines-Young e Potschin, 2013).

Assim, a abordagem baseada nos serviços de ecossistema pretende colocar as necessidades dos seres humanos no centro das políticas de gestão da biodiversidade e dos recursos naturais. Portanto é necessário conhecer quais são os benefícios que a natureza providencia às pessoas, bem como obter a máxima informação acerca dos tipos de serviços que os ecossistemas podem gerar, qual a capacidade dos ecossistemas gerarem esses serviços atualmente e no futuro e quais as ameaças à sua produção. Desta forma as decisões relativas às estratégias de gestão do meio ambiente poderão ser melhor fundamentadas, tomando por base os impactos sobre os ecossistemas, a sociedade e o sistema económico (Haines-Young e Potschin, 2010).

Em síntese, é possível compreender que os conceitos de serviços, benefícios, funções e processos do ecossistema podem distinguir-se entre si. Desta forma, é possível afirmar que os serviços de ecossistema resultam das funções (capacidades) do ecossistema para

produzir serviços, as quais são suportadas pela estrutura e processos biofísicos do ecossistema, permitindo assim gerar benefícios para o ser humano, os quais são passíveis de lhes ser atribuído um valor.

Portanto, enquanto as funções e processos dos ecossistemas ocorrem tanto na presença ou ausência do ser humano, constituindo-se elementos fundamentais para a produção de serviços de ecossistema, o conceito de serviços de ecossistema é um conceito antropocêntrico, pois só faz sentido quando aplicado ao ser humano e quando este obtém um benefício gerado pela produção desses serviços.

### ***2.3. Tipologias dos serviços de ecossistema***

Devido às diferentes perspectivas apresentadas anteriormente em relação aos conceitos que envolvem os serviços de ecossistema, ainda é difícil precisar o que é um serviço de ecossistema. De forma a permitir transpor a teoria para a prática, vários autores propuseram diversas tipologias para a classificação dos serviços de ecossistema (Haines-Young e Potschin, 2010).

Seguidamente são descritas e exemplificadas algumas das tipologias encontradas na literatura para a sistematização dos serviços de ecossistema.

Na abordagem proposta por Costanza et al. (1997) os serviços de ecossistema foram agrupados em dezassete categorias. Esta sistematização inclui apenas recursos renováveis, onde por vezes um serviço de ecossistema deriva de duas ou mais funções do ecossistema, ou uma função do ecossistema permite a produção de dois ou mais serviços de ecossistema.

Daily (1999) com base no trabalho desenvolvido anteriormente, cujo objetivo foi o desenvolvimento de uma moldura conceptual que permitisse à sociedade resolver problemas relacionados com diferentes alternativas para a gestão dos ecossistemas (Daily, 1997), propõe um sistema de classificação para os serviços de ecossistema baseado em cinco categorias: Produção de bens (por exemplo, produção de alimento a partir de animais e plantas); Processos de regeneração (por exemplo, ciclos e processos de filtração relacionados com a purificação do ar); Processos de estabilização (por exemplo, estabilização do clima); Funções de bem-estar (por exemplo, contemplação estética) e Opção de conservação (por exemplo, manutenção dos elementos e sistemas fundamentais para as gerações futuras).

A tipologia proposta por de Groot et al. (2002) para a descrição, classificação e valorização das funções, bens e serviços dos ecossistemas baseia-se num conjunto de vinte e três funções do ecossistema, enquadradas em quatro categorias (Regulação, Habitat, Produção e Informação) que fornecem um vasto conjunto de bens e serviços de ecossistema. O autor refere que a tipologia não é apenas direcionada para a vertente económica, considerando também as vertentes ecológicas e socioculturais. O Millennium Ecosystem Assessment (2003) adotou uma classificação com base em grupos funcionais (Alcamo et al., 2003), apresentando um sistema de quatro categorias (Provisionamento, Regulação, Culturais e Suporte). Segundo os autores, os serviços de suporte são os serviços fundamentais para a produção de todos os outros serviços de ecossistema, diferenciando-se das outras três categorias pelo facto de considerarem que possíveis alterações que ocorram na produção destes serviços terão um impacto indireto ou pelo menos um impacto a longo prazo nas pessoas, enquanto que as alterações ocorridas na produção dos outros serviços têm um impacto direto e a uma escala temporal imediata.

Autores como Wallace (2007), Boyd e Banzahf (2007) ou Fisher et al. (2009) propõem alternativas relativamente à classificação e tipologias de avaliação dos bens e serviços de ecossistema anteriores, argumentando de uma forma geral que:

- As abordagens anteriores misturam o que são processos (meios), por exemplo, o sequestro de carbono, e serviços (fim), por exemplo, a regulação do clima;
- A classificação deve permitir uma maior capacidade de suporte à decisão em vários contextos e deve poder ser usada pelos vários agentes envolvidos;
- Deverá evitar-se uma dupla quantificação dos serviços de ecossistema (embora esta seja admitida pelos autores do Millennium Ecosystem Assessment).

Nesta linha de pensamento, Wallace (2007) propõe um sistema de classificação (alternativo) dos serviços de ecossistema e relações com os valores humanos, processos e elementos (bióticos e abióticos usados pelo Homem – Capital natural) do ecossistema. Este sistema de classificação é descrito em termos de estrutura e composição de um elemento particular do ecossistema e os serviços de ecossistema são classificados de acordo com os valores humanos específicos que os suportam, uma vez que o conceito de valor dos ecossistemas e seus serviços tem por base as necessidades dos organismos (o ser humano).

Brown et al. (2007) diferenciam bens e serviços de ecossistema, pelo que propõem a sua classificação com base em bens (renováveis e não renováveis) e serviços de ecossistema, à imagem da proposta de Daily (1997). Esta classificação reflete ainda a diferenciação entre processos e bens e serviços do ecossistema, uma vez que para estes autores, são os processos do ecossistema que geram os bens e serviços do ecossistema (Haines-Young e Potschin, 2009).

Costanza (2008) apresenta duas classificações alternativas. Na primeira, os serviços de ecossistema são classificados de acordo com as características espaciais, considerando 5 categorias de classificação:

- Serviços globais, cuja localização espacial da produção do serviço não é relevante (por exemplo, o serviço de sequestro de carbono);
- Serviços locais proximais (depende da proximidade), requer que a produção do serviço seja próxima do beneficiário (por exemplo, o serviço de proteção contra tempestades);
- Serviços direcionais, onde importa a direção do fluxo/processo, do ponto onde é produzido até ao ponto onde é utilizado (por exemplo, o serviço de regulação da água/controlo de cheias);
- Serviços *in situ* (ponto de uso), cuja produção do serviço é feita no local de uso (por exemplo, o serviço de formação do solo);
- Serviços relacionado com a deslocação do utilizador (por exemplo, os serviços culturais e recreativos).

A segunda proposta de classificação consiste na organização dos serviços em função do estatuto de “possibilidade de exclusão e rivalidade”. A possibilidade de exclusão é uma característica que dependa da capacidade de fornecimento do serviço, ou seja, em que medida o “produtor” exclui o “utilizador”. A rivalidade é uma característica que depende da procura desse serviço, ou seja, em que medida um beneficiário depende de outros utilizadores para usufruir do serviço. Como explica o autor, a utilização destes termos possibilita a existência de quatro tipos de serviços: rivais e excludentes (por exemplo, bens privados ou transacionáveis em mercado, como a produção de alimento); rivais e não excludentes (por exemplo, serviços de produção que geram bens considerados comunitários, por exemplo a pesca em alto mar); não rivais e excludentes (por exemplo, alguns serviços culturais, como o uso da informação proveniente da natureza); não rivais e não excludentes (por exemplo, geram bens considerados

públicos, como a proteção contra raios UV que derivam da regulação da composição atmosférica).

A tipologia de classificação dos serviços de ecossistema propostos pela iniciativa TEEB é composta por vinte e dois serviços de ecossistema, divididos em quatro grandes categorias (Provisionamento, Regulação, Habitat e Património e bem-estar). Esta classificação baseia-se na proposta pelo Millennium Ecosystem Assessment (2003), no entanto, uma das principais diferenças é a omissão dos serviços de suporte, que são vistos como parte dos processos ecológicos, e a separação dos serviços de habitat numa categoria individual, de forma a sublinhar a importância deste serviço no fornecimento de habitat para espécies migratórias e para a proteção de *pools* genéticos (TEEB, 2010). Haines-Young e Potschin (2013) com o objetivo de criar uma classificação internacional comum para os serviços de ecossistema (CICES – Common International Classification of Ecosystem Services) propõem uma tipologia definida em 3 categorias:

- Serviços de provisionamento: todos os “outputs” nutricionais, materiais e energéticos que derivam dos sistemas vivos;
- Regulação e manutenção: abrange todas as formas de mediação ou moderação do meio ambiente que afeta o desempenho humano feita pelos organismos vivos; a mediação de fluxos de massa, líquidos e gases que afetam o desempenho das pessoas, tal como a forma como os organismos vivos podem regular o ambiente físico-químico e biológico das pessoas;
- Serviços culturais: abrange todos os “outputs” não-materiais e normalmente não transacionáveis que derivam dos ecossistemas e afetam os estados físico e mental das pessoas.

Os autores referem que as categorias propostas em cada nível não se sobrepõem e não apresentam qualquer redundância, sendo que as características dos níveis inferiores estão estritamente ligadas às características dos níveis superiores.

Vallés-Planells et al. (2014) consideram uma perspectiva de serviços de ecossistema aplicado à paisagem, designando-os por “serviços da paisagem”. Os autores referem a importância desta abordagem devido à forte interação histórica existente entre o ser humano e a natureza, considerando que o ser humano não é apenas um fator que influencia positiva ou negativamente a natureza, mas é visto como uma parte integrante da paisagem, e esta resulta da interação entre os processos naturais e os processos humanos. As principais alterações relativamente a outras tipologias de serviços de

ecossistema refletem-se na inclusão de mais serviços nas categorias de regulação (por exemplo, regulação da estrutura espacial através da conectividade) e provisionamento (por exemplo, provisionamento de local para trabalhar), mas sobretudo numa abordagem mais consistente na inclusão de serviços relativos à categoria cultural (por exemplo, bem-estar através da saúde física e mental) (Vallés-Planells et al., 2014).

## **2.4. Avaliação dos Serviços de Ecossistema**

A avaliação dos serviços de ecossistema é um processo estruturado que fornece conhecimento útil para estabelecer políticas, estratégias e medidas de gestão dos ecossistemas, pretendendo responder a questões colocadas por beneficiários e gestores dos ecossistemas (Cowling et al., 2008). Uma avaliação orientada para os serviços de ecossistema considera três categorias complementares de avaliação dos ecossistemas (Cowling, et al., 2008):

- Avaliação social: deverá permitir obter conhecimento acerca das necessidades, valores, normas e comportamentos dos indivíduos, instituições e organizações presentes na área de estudo, ou seja, o seu funcionamento socioeconómico;
- Avaliação biofísica: deverá permitir obter conhecimento acerca da localização e tipos de recursos que produzem serviços de ecossistema, as escalas espaciais e temporais a que os serviços de ecossistema são providenciados aos beneficiários e o impacto associado às alterações do fornecimento dos serviços na área de estudo;
- Avaliação valorativa: deverá permitir compreender de que forma a sociedade atribui valor aos serviços de ecossistema. Esta perceção deriva da conjugação da informação relativa à componente biofísica e social, funcionando como uma ferramenta de auxílio à tomada de decisões relativas à gestão dos ecossistemas.

### **2.4.1. Avaliação biofísica dos serviços de ecossistema**

De acordo com a revisão de Egoh et al. (2007) acerca da integração dos serviços de ecossistema em estudos de conservação, existem três abordagens principais para a avaliação destes serviços em termos biofísicos:

- a) Avaliação da distribuição da biodiversidade

Assumindo que a conservação dos padrões de biodiversidade também possibilita a conservação dos serviços de ecossistema, esta abordagem consiste no mapeamento dos



serviços com base em padrões espaciais de biodiversidade, (por exemplo, tipos de habitats ou biomas) que são extrapolados para uma escala global, estando bem enquadrada nas abordagens conservacionistas existentes, podendo fazer uso de dados existentes relativos a biodiversidade e habitats.

As desvantagens relacionam-se com a dificuldade em quantificar os habitats de forma a fazer uma avaliação global dos serviços e a incerteza quanto à forma como a combinação de habitats influencia a produção de serviços de ecossistema (Haines-Young e Potschin, 2009).

#### b) Avaliação dos processos ecológicos

Esta abordagem assume que a conservação dos processos ecológicos também possibilita a conservação dos serviços de ecossistema. Consiste no mapeamento de serviços com base nas características espaciais de elementos biofísicos de que o serviço é funcionalmente dependente, ou seja, centra-se num determinado serviço de ecossistema, pretendendo analisar os processos que estão na base desse mesmo serviço.

As vantagens residem na possibilidade de fazer uma avaliação global do serviço e identificação da sua tendência, bem como uma fácil generalização dos resultados.

As desvantagens consistem na dificuldade de modelação do sistema devido a limitações, nomeadamente em relação à predição de padrões espaciais dos processos ecológicos (Haines-Young e Potschin, 2009).

#### c) Mapeamento dos serviços de ecossistema

Esta abordagem utiliza elementos das duas abordagens anteriores, em que o mapeamento dos serviços de ecossistemas surge como a base para a realização dos estudos de conservação. Portanto, consiste no mapeamento de serviços, considerando as condicionantes biofísicas do local, usando-as para analisar a variação na produção de serviços de ecossistema a nível espaço-temporal.

Segundo Kremen (2005) nesta abordagem é essencial identificar os fatores do meio ambiente que estão na base do fornecimento dos serviços de ecossistema, avaliando-os e posteriormente procedendo ao seu mapeamento, tendo em conta a escala espacial e temporal em que os serviços são fornecidos, permitindo um melhor suporte à decisão.

As vantagens são a facilidade em obter uma melhor compreensão do contexto local, o que favorece o estabelecimento de prioridades em termos de atribuição de valor, possibilitando a identificação de potenciais “trade-offs” e a aplicação de metodologias e medidas políticas e de gestão alternativa, bem como a monitorização das mesmas.

As desvantagens deste tipo de avaliação dos serviços de ecossistema residem nas dificuldades em generalizar os resultados e a dificuldade em modelar os serviços devido a incertezas e escassez de dados do local (Haines-Young e Potschin, 2009).

#### **2.4.1.1. Indicadores para a avaliação biofísica dos serviços de ecossistema**

De Groot et al. (2009) questiona a capacidade de compreender as relações entre a biodiversidade, componentes e processos do ecossistema e serviços de ecossistema, considerando que esta ainda é reduzida. Como tal, os autores afirmam ser necessário definir um conjunto de indicadores e critérios que permitam descrever a interligação entre os processos e elementos do ecossistema e os serviços que estes providenciam.

Desta forma, de Groot et al. (2009) referem dois grandes tipos de indicadores que são necessários para proceder a tal tarefa:

- a. Indicadores do estado dos ecossistemas que permitam descrever quais são os processos ou componentes do ecossistema que providenciam um serviço e em que quantidade;
- b. Indicadores de desempenho que permitam descrever em que quantidade um serviço pode ser utilizado de forma sustentável.

A proposta apresentada por de Groot et al. (2009) consiste num conjunto de potenciais indicadores, tendo por base a tipologia de serviços de ecossistema que enquadrada quatro categorias: serviços de provisionamento, serviços de regulação, serviços de habitat/suporte e serviços culturais. Para cada uma das categorias são identificados processos e/ou componentes do ecossistema que fornecem os serviços (considerados como funções) e os indicadores que definem o estado (identifica a quantidade de serviço presente) e o desempenho (a quantidade de serviço que pode ser produzido/usado de forma sustentável).

Na iniciativa TEEB é realizada uma revisão de métricas e indicadores de parâmetros biofísicos em termos de aplicações, para medir a biodiversidade e o ecossistema, e a sua capacidade de transmissão de informação e disponibilidade de dados a uma escala global. As métricas estão organizadas em duas grandes categorias - Biodiversidade e Serviços de Ecossistema, as quais integram subcategorias, e respetivos exemplos, relativos às métricas existentes para avaliação dos parâmetros biofísicos. São também descritas as aplicações das métricas em termos de biodiversidade, serviços de ecossistema e valoração, tal como a transmissibilidade de informação e a

disponibilidade de dados a uma escala global. Relativamente aos serviços de ecossistema, as métricas estão organizadas em 3 subcategorias: Provisionamento, Regulação e Serviços Culturais (TEEB, 2010).

Na perspetiva da iniciativa TEBB os indicadores devem possuir características como a precisão, possibilidade de replicabilidade, considerar os locais mais relevantes, relação clara entre a biodiversidade ou ecossistemas e os benefícios providenciados para as pessoas e uma compreensão geográfica e temporal.

Segundo Egoh et al. (2007) uma importante componente da avaliação biofísica dos serviços de ecossistema é a produção de modelos dinâmicos das alterações das paisagens, representando de uma forma espacialmente explícita alternativas futuras. Uma abordagem espacialmente explícita dos indicadores é importante, uma vez que a produção de serviços e uso dos benefícios dos ecossistemas e biodiversidade varia em função da área geográfica, ou seja, variam espacialmente. Por sua vez os impactos das intervenções políticas também variam espacialmente (TEEB, 2010).

No entanto, existe uma escassez de métodos que possibilitem o mapeamento dos serviços de ecossistema, e a maioria das abordagens em que é feito o mapeamento de serviços apenas se tem em conta os aspetos biofísicos, deixando as questões de mercado e dos beneficiários de lado (Haines-Young e Potschin, 2009). Apesar desta problemática, Haines-Young e Potschin (2009) ressaltam projetos como o Natural Capital Project como um dos recentes avanços na modelação de serviços de ecossistema, onde para além de mapeados, os serviços são avaliados quanto ao seu valor, seja numa base de mercado ou não, através da ferramenta InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs), que será usada nesta dissertação para a avaliação do serviço de regulação climática com base no sequestro e armazenamento de carbono. Esta ferramenta permite o auxílio na definição de medidas políticas e de gestão e a construção de cenários de mudança, ou seja, possibilita uma avaliação a nível social, biofísico e económico.

#### **2.4.2. Valoração dos serviços de ecossistema**

O reconhecimento do valor dos ecossistemas depende da perspetiva usada para a atribuição desse valor (Alcamo et al., 2003), existindo uma variedade de formas para expressar o valor dos ecossistemas e seus serviços (de Groot et al., 2009).

De Groot (2006) e de Groot et al. (2009) consideram três grandes domínios para a valoração dos ecossistemas e seus serviços:

- Valor ecológico: engloba aspetos relacionados com o estado do sistema, através de indicadores como a diversidade ou a integridade;
- Valor sociocultural: relaciona-se com a importância que as pessoas atribuem a aspetos culturais e o grau de relação que esses têm com os serviços de ecossistema;
- Valor económico: relaciona-se com a disposição das pessoas em pagar pelo uso e/ou conservação de um recurso natural, reconhecido na literatura económica como o valor de uso e de não uso.

Fisher et al. (2011) referem-se à diferença entre os conceitos de “valor” e “preço”, descrevendo o preço de um serviço como uma parte integrante do valor desse serviço que está sujeita a uma regulação de mercado, que por vezes é aproximado ao valor do serviço e outras vezes é subestimado. Segundo Haines-Young e Potschin, (2009) o valor dos serviços pode-se alterar em função de fatores relacionados com a oferta e a procura. Na perspetiva económica convencional é o mercado que determina o valor de um determinado serviço de ecossistema. Porém muitos dos serviços de ecossistema não são avaliados nos mercados (Haines-Young e Potschin, 2009). Portanto, devido à dificuldade de saber ou estimar o valor dos serviços de ecossistema, a atribuição de valor aos serviços prende-se com a questão de como medir o valor ou a utilidade que um determinado serviço providencia (Fisher et al., 2011).

O Millennium Ecosystem Assessment (Alcamo et al., 2003) refere dois paradigmas que são usados quando se trata de atribuir valor aos ecossistemas e seus serviços, considerando os conceitos do valor não-utilitário e valor utilitário. Apesar destes dois paradigmas serem avaliados de formas diferentes, ambos podem ser usados nos processos de decisão, ou seja, o valor intrínseco de um ecossistema pode complementar o seu valor utilitário, ajudando a que a decisão de conservação desse ecossistema possa ser levada a cabo.

O valor não-utilitário baseia-se no valor intrínseco das coisas, ou seja, algo tem valor em si mesmo, independentemente da utilidade que possa ter para alguém ou o contributo que possa ter para o bem-estar humano. O valor utilitário é baseado no princípio da satisfação preferencial do ser humano, ou seja, é um conceito antropocêntrico.

Nesta perspetiva é normalmente utilizado o conceito de Valor Económico Total, que desagrega o valor utilitário em valores de uso e valores de não uso, assumindo-se que o valor económico total consiste na soma do total dos valores (de uso e não-uso), associados a um determinado aspeto do meio ambiente (de Groot et al., 2009).

#### 2.4.2.1. Métodos para a valoração dos serviços de ecossistema

Vários autores descrevem diferentes métodos para a valoração dos serviços de ecossistema (Costanza et al., 1997, Alcamo et al., 2003, Pagiola et al., 2004, Farber et al., 2006, Haines-Young e Potschin, 2009, de Groot et al., 2009, TEEB, 2010, Fisher et al., 2011, Christie et al., 2012.)

As técnicas de valoração funcionam como ferramentas que permitem às pessoas compararem os benefícios e custos associados a diferentes opções relacionadas com a preservação ou modificação do capital natural (Haines-Young e Potschin, 2009).

Na iniciativa TEEB (2010) é feita uma revisão da literatura sobre os métodos e técnicas existentes para a valoração económica dos serviços de ecossistema. Assim, são identificados e analisados diferentes métodos de valoração económica que estão sumariados na Tabela 1. Estes autores referem ainda que a aplicação de cada um dos métodos depende do tipo de avaliação que se pretende realizar e do serviço de ecossistema que é avaliado.

Tabela 1: Métodos para a valoração económica dos serviços de ecossistema. Adaptado de TEEB (2010)

<b>Método</b>		
<b>Valor de mercado</b>	Preço de mercado	
	Alteração da produtividade	
	Baseado nos custos	Custos evitados
		Custos de substituição
	Custos de mitigação/restauro	
<b>Preferências reveladas</b>	Custos de viagem	
	Métodos hedónicos	
<b>Preferências declaradas</b>	Avaliação contingencial	
	Modelação de escolha	
	Avaliação em grupo	

De acordo com TEEB (2010) a abordagem com base no valor de mercado compreende a valoração segundo o preço de mercado, que é utilizado na maioria dos casos para obter

o valor de serviços de provisionamento, uma vez que os benefícios produzidos podem ser vendidos no mercado. A valoração com base na alteração da produção atribui valor a um serviço de ecossistema através da estimação de quanto um serviço de ecossistema contribui para o fornecimento de outro serviço ou benefício que é transacionado num mercado existente. A valoração com base nos custos refere-se ao custo que seria esperado caso os benefícios produzidos pelo ecossistema fossem necessariamente gerados por meios artificiais. Os métodos utilizados são os custos evitados, que se referem aos custos decorrentes da ausência de um serviço; os custos de substituição, que se referem aos custos decorrentes da substituição de um serviço por mecanismos artificiais; os custos de mitigação/restauro, que se referem aos custos decorrentes da mitigação de efeitos causados pela ausência de um serviço.

A abordagem segundo as preferências reveladas atribui valor aos serviços de ecossistema com base na observação das escolhas dos indivíduos em mercados existentes, relacionados com o serviço de ecossistema que está a ser avaliado. No caso do método com base nos custos de viagem assume-se que para a valoração de um local estão implícitos os custos associados à utilização desse local pelas pessoas. Relativamente aos métodos hedónicos, a valoração do serviço está relacionada com as suas características estando implícito o que as pessoas estão disponíveis para pagar pelo serviço, como se o adquirissem através do mercado existente (TEEB, 2010).

Por último, os métodos de preferências declaradas simulam a existência de um mercado hipotético (oferta) e procura de um serviço de ecossistema, simulando variações no fornecimento dos serviços. Na avaliação contingencial os indivíduos são diretamente questionadas quanto à disponibilidade de pagar ou de aceitar uma compensação por uma determinada mudança ecológica; Na modelação de escolha os indivíduos são colocados perante duas ou mais situações alternativas onde está incluído o preço, sendo levados a optar pelo cenário preferido; A avaliação em grupo é utilizada de forma a captar valores que poderão não ser avaliados por técnicas que se apliquem apenas a um indivíduo, combinando técnicas de preferências declaradas com técnicas deliberativas (TEEB, 2010).

### **2.4.3. Modelação dos serviços de ecossistema**

A modelação pode ser uma ferramenta útil para avaliar o estado presente e futuro dos serviços de ecossistema, bem como pode ser usada para a avaliação do potencial de estratégias de gestão, por exemplo das florestas (Keenan et al., 2008).

Segundo Keenan et al. (2008), existem duas abordagens principais para a modelação, que surgem misturadas em bastantes modelos:

- Modelos empíricos: tendem a simplificar o sistema, dando uma perspetiva geral do funcionamento do sistema com base em poucos parâmetros. São fáceis de “alimentar”, uma vez que requerem um menor número de parâmetros e geralmente a sua execução é mais rápida. No entanto a sua utilização é limitada devido à sua simplicidade e à sua base empírica quanto às respostas do sistema relativamente a fatores externos.
- Modelação com base nos processos: os modelos são bastante complexos e tentam simular matematicamente os processos e interações do sistema, dando uma perceção mais detalhada e precisa do ecossistema. No entanto, é necessário o ajuste de bastantes parâmetros, o que pode ser problemático quando os dados são escassos.

Segundo Nelson e Daily (2010), o aparecimento de modelos para a avaliação dos serviços de ecossistema terrestres ao nível do fornecimento, valoração e trade-offs entre serviços à escala da paisagem está a acontecer rapidamente, dando exemplos de modelos como EcoMetrix, InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) ou Aries (Artificial intelligence for Ecosystem Services).

A utilidade destes modelos reside na capacidade de poderem ilustrar, através do seu mapeamento, condições atuais e futuras dos serviços de ecossistema, seja a nível biofísico ou económico, permitindo em contexto de gestão uma melhor avaliação de possíveis alternativas (Nelson e Daily, 2010).

A possibilidade de espacialização das estimativas biofísicas permite saber quem beneficia do fornecimento dos serviços, onde esses benefícios ocorrem e qual o valor associado (Nelson e Daily, 2010).

## **2.5. *Serviços de ecossistema e sequestro de carbono***

Uma vez que esta dissertação se foca na avaliação do serviço de ecossistema de regulação climática com base no armazenamento e sequestro de carbono, nas próximas

secções serão abordados aspetos relativos aos serviços de regulação, enquadramento do armazenamento e sequestro de carbono enquanto indicador para a avaliação do serviço de ecossistema de regulação climática, caracterização dos processos de armazenamento e sequestro de carbono nos sistemas terrestres e métodos para a sua avaliação biofísica e económica.

### **2.5.1. Serviços de regulação e enquadramento do sequestro de carbono na avaliação dos serviços de regulação climática**

Os serviços de regulação podem ser compreendidos como o resultado da ação dos ecossistemas em regular processos ecológicos e sistemas de suporte da vida no nosso planeta, a partir dos quais são gerados benefícios para a sociedade. São exemplos destes serviços a regulação do clima, qualidade do ar, qualidade e disponibilidade de água ou a regulação de perturbações (Alcamo et al., 2003; Hassan et al., 2005).

Os serviços de regulação gerados pelos ecossistemas produzem bastantes benefícios para o ser humano, sejam eles diretos ou indiretos. Por exemplo, a regulação dos gases atmosféricos permite ao ser humano usufruir de ar puro e respirável ou a prevenção de doenças causadas pelos raios UV, mas também desempenham importantes funções na regulação climática, tanto à escala local como global, permitindo ao ser humano beneficiar, por exemplo, de condições climáticas favoráveis à produção de culturas agrícolas (de Groot et al., 2002). Para além de mitigarem prejuízos ambientais também permitem mitigar prejuízos socioeconómicos associados às alterações climáticas (Conte et al., 2011).

O sequestro de carbono enquanto processo biogeoquímico de fixação de carbono, tal como a libertação de carbono para a atmosfera, são parte integrante dos processos/funções de regulação dos ecossistemas (regulação climática). Os ecossistemas ao armazenarem carbono, por exemplo, na biomassa e solo, mantêm o dióxido de carbono fora da atmosfera, contribuindo de forma importante para a redução de gases de efeito de estufa (CO<sub>2</sub> atmosférico) de origem antropogénica, um dos principais objetivos propostos no Protocolo de Quioto da Convenção-Quadro das Nações Unidas de 1997 (UNFCCC, 1997). Portanto, o sequestro e armazenamento de carbono enquanto processos/funções dos ecossistemas que permitem gerar serviços de regulação (de Groot et al. (2002), Alcamo et al., 2003; Hassan et al., 2005; Wallace, 2007), podem funcionar



como indicadores para a avaliação do serviço de regulação climática (de Groot, 2009 e TEEB, 2010).

### **2.5.2. O carbono no sistema**

O ciclo do carbono ocorre pela troca de carbono, majoritariamente na forma de CO<sub>2</sub>, entre a atmosfera, os oceanos e a biosfera terrestre. Estima-se que a atmosfera possua 775 Gt de carbono e que o tempo de residência da molécula de CO<sub>2</sub> neste reservatório seja apenas de dois anos e meio, demorando décadas ou séculos para que o equilíbrio possa ser restabelecido novamente após perturbação (Watson et al., 2000; Ravindranath e Ostwald, 2008; Zhu et al., 2010; Petrokofsky et al., 2012).

Os oceanos contêm aproximadamente cinquenta vezes mais carbono que a atmosfera (predominantemente na forma de carbono inorgânico dissolvido), embora a captação do carbono seja limitada devido à solubilidade do CO<sub>2</sub> na água e à lenta taxa de mistura entre as águas superficiais e as águas mais profundas (Watson et al., 2000; Ravindranath e Ostwald, 2008; Zhu et al., 2010; Petrokofsky et al., 2012).

Nos sistemas terrestres, nomeadamente na vegetação terrestre e o solo, a troca de carbono com a atmosfera é controlada pelos fenómenos de fotossíntese e respiração. Estima-se que estes sistemas possuam cerca de três vezes e meia mais carbono que a atmosfera. A quantidade de carbono existente no solo é normalmente superior à existente na vegetação na maioria dos biomas, contudo nas florestas tropicais a proporção entre o carbono no solo e na vegetação seja praticamente semelhante (Watson et al., 2000; Ravindranath e Ostwald, 2008; Zhu et al., 2010; Petrokofsky et al., 2012).

### **2.5.3. O carbono nos ecossistemas terrestres**

O armazenamento de carbono refere-se ao processo biogeoquímico de fixação do carbono atmosférico através da fotossíntese realizada pelas plantas, incorporando-se nos seus diferentes componentes (tronco, ramos, folhas ou raízes) na forma de biomassa. O carbono armazenado indica a massa de carbono existente no ecossistema num determinado momento de tempo.

O sequestro de carbono refere-se à captura e remoção de CO<sub>2</sub> da atmosfera que é convertido em carbono e é armazenado na biomassa das plantas ao longo do tempo, sendo habitualmente medido através da taxa de fixação anual. Esta taxa é mais lenta à medida que a árvore envelhece e a sua taxa de crescimento também fica mais lenta.

O carbono capturado pela vegetação através do processo da fotossíntese pode ser integrado no solo a partir de folhas mortas e outros componentes das plantas. Estes detritos dão origem à matéria orgânica do solo que pode ser decomposta, libertando-se carbono para a atmosfera através da respiração, ou pode resistir à decomposição, o que permite que a fixação do carbono ocorra no solo permanecendo aí armazenado (Hairiah et al, 2010).

Ao longo do tempo os ecossistemas terrestres podem funcionar como sumidouros ou fontes de emissão de CO<sub>2</sub>. Esta dinâmica de fonte/sumidouro pode ser afetada pela ação do Homem, seja pelo aumento da fixação de carbono (por exemplo, através da plantação de árvores) ou pelo seu contributo para a libertação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (por exemplo, por desflorestação) (Hassan et al., 2005).

O potencial dos ecossistemas terrestres para o sequestro de carbono depende de vários fatores, nomeadamente o tipo e condição do ecossistema, as espécies existentes, a estrutura e, no caso das florestas, a idade das árvores. As condições existentes no local também são importantes, como por exemplo, o clima, tipo de solo, regimes de perturbações naturais e formas de gestão (Watson et al., 2000).

#### **2.5.4. A influência das alterações do uso e ocupação do solo na emissão e fixação do carbono**

O uso do solo e as alterações do uso e ocupação do solo afetam diretamente a troca de gases de efeito de estufa entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera. As alterações do uso do solo são muitas vezes associadas a alterações da ocupação do solo e consequentemente a alterações dos stocks de carbono (Watson et al., 2000).

Estima-se que as alterações do uso do solo, na sua maioria através da desflorestação, contribuam como fonte de emissão de carbono na ordem dos 1,6±0,8 bilhões tC/ano (Hassan et al., 2005).

Zhu et al. (2010) refere que as alterações do uso e ocupação do solo geralmente ocorrem de duas formas: quando ocorre a conversão de um tipo de ocupação do solo para outra ocupação (por exemplo, floresta para áreas agrícolas) ou, mantendo-se a ocupação do solo, ocorre a modificação da condição em que se encontra a ocupação existente.

Estes autores referem exemplos que descrevem alterações nos stocks de carbono associadas às alterações do uso e ocupação do solo ou modificação da sua condição. Por exemplo, a regeneração de áreas florestais devido ao abandono das atividades agrícolas,

diminuição da procura de lenha como combustível ou melhoria dos métodos de combate a incêndios, aumentam a capacidade do crescimento da biomassa nas florestas, o que poderá significar maior potencial para a fixação de carbono; alterações nas práticas de cultivo (rotação de culturas ou plantação de vegetação para proteger as culturas do vento) aumentam o potencial de armazenamento de carbono em áreas agrícolas; o uso de fogo controlado em ecossistemas dependentes do fogo surge como uma forma de aumentar a taxa de sequestro de carbono. Por outro lado, a conversão de áreas de matos ou de pastagem natural em pastagens intensivas para fins pecuários, podem diminuir a capacidade de fixar carbono, tal como a degradação ou corte de florestas e outros ecossistemas terrestres são fatores de libertação de carbono para a atmosfera (Zhu et al., 2010).

No relatório do IPCC (2000) é descrito um estudo realizado por Houghton (1991) onde foram comparados diferentes stocks de carbono associados a várias alterações da ocupação e uso do solo, mostrando geralmente que a degradação, corte ou conversão de áreas florestais para outro tipo de ocupações está associada à libertação de carbono, enquanto ações que visam o aumento da área florestal tendem a fixar carbono.

Portanto, o sequestro de carbono em ambientes naturais ou geridos pelo homem resulta da complexa interação entre o uso e ocupação do solo, as atividades de gestão, a composição e estrutura do ecossistema, perturbações naturais ou humanas e processos biogeoquímicos (Zhu et al., 2010).

### **2.5.5. Métodos para quantificação do sequestro de carbono**

Segundo Bradford et al. (2009), o sequestro do carbono em áreas heterogêneas é habitualmente avaliado recorrendo a três categorias complementares de avaliação:

- Métodos biofísicos a pequena escala, dos quais se obtém a quantificação direta dos pools de carbono, a acumulação ou decomposição de carbono anual ou plurianual.
- Monitorização contínua do balanço do carbono no ecossistema, obtendo-se dados contínuos que podem refletir o impactos das condições ambientais no balanço total de carbono no ecossistema.
- Dados recolhidos por deteção remota, através da análise do coberto vegetal, facilitando a perceção dos dados a diferentes escalas.

A estimação dos stocks e fluxos de carbono associados a diferentes usos e ocupações do solo, numa dada área e ao longo de um determinado período de tempo, sob determinadas medidas de gestão, envolve a estimação da variação dos stocks de carbono nos diferentes pools de carbono ao longo de um ano ou entre dois períodos de tempo (IPCC, 2006; Ravindranath e Ostwald, 2008).

A variação do stock de carbono numa dada área e num determinado período de tempo, usualmente o ano, consiste na soma da variação dos stocks de carbono em cada um dos reservatórios (pools), de cada uma das classes presentes. Portanto, para estimar o sequestro de carbono é necessário conhecer a variação dos stocks em cada um dos reservatórios nas diferentes classes de ocupação e uso do solo (IPCC, 2006; Ravindranath e Ostwald, 2008).

A variação dos stocks de carbono em cada um dos reservatórios pode ser estimada através de uma abordagem com base nos processos ou com base nos stocks (IPCC, 2006). A abordagem com base nos processos refere-se à estimação do balanço total de ganhos e perdas nos stocks de carbono, aplicando a metodologia de ganhos e perdas. Esta baseia-se na diferença entre os ganhos (por exemplo, o aumento da biomassa) e perdas (por exemplo, a biomassa perdida devido à extração ou combustão). É um método que requer que se estime o carbono em todos os pools relevantes separadamente, tanto para o ganho como para a perda de carbono, num período de tempo e área definidos. Este método proporciona uma estimativa do total de carbono emitido ou removido (IPCC, 2006; Ravindranath e Ostwald, 2008).

A abordagem com base nos stocks refere-se à estimação dos stocks de carbono para cada um dos pools, numa dada área, em dois pontos diferentes no tempo ( $t_1$  e  $t_2$ ), que pode variar entre um ano ou mais. A estimativa do carbono nos diferentes pools para o  $t_2$  é deduzida com base nos stocks do  $t_1$ . A diferença entre os stocks de carbono ( $t_2 - t_1$ ) é dividida pela diferença de anos decorridos entre os períodos  $t_1$  e  $t_2$ , dando uma estimativa da variação anual do stock de carbono num determinado pool (IPCC, 2006; Ravindranath. e Ostwald, 2008).

A utilização de um ou outro método depende do objetivo para o qual pretende ser usado. Comparando os dois métodos, Ravindranath e Ostwald (2008) referem que o método de ganho e perda é de uma maior dificuldade de aplicação uma vez que são mais difíceis de estimar as perdas de carbono, requer a divisão das transferências anuais da biomassa entre os pools de folhada, manta morta e solo. No método de diferença de

stock as estimativas do carbono são mais fáceis de obter para proceder à quantificação das variações de carbono ao longo do tempo.

#### **2.5.5.1. Níveis de complexidade metodológica**

Segundo relatório do IPCC 2003 e 2006, as diferentes metodologias podem ser aplicadas segundo níveis de complexidade metodológica (*tier levels*), que correspondem à progressão metodológica desde o uso de simples equações aplicadas a dados padrão até ao uso de dados mais específicos de cada país e metodologias de escala nacional onde o nível mais elevado representa maiores certezas nas estimativas efetuadas.

Assim, são considerados 3 níveis de complexidade crescente:

- *Tier 1*: envolve a utilização de dados e métodos padrão, a uma escala espacial pouco definida, quando a disponibilidade de dados mais detalhados não está disponível;
- *Tier 2*: a metodologia utilizada pode ser semelhante à utilizada no nível de complexidade anterior, no entanto utiliza dados cuja definição é maior uma vez que se referem a dados específicos de cada país;
- *Tier 3*: é o nível mais elevado, utilizando dados a escalas bastante detalhadas para as estimativas (nacional, regional ou local), com a possibilidade de aplicação de modelos ou equações alométricas que permitem uma maior certeza quanto às estimativas. Neste nível existem duas possíveis abordagens para a estimação dos stocks de carbono: i) inventários com base em medições (medição direta dos stocks ou modelação dos processos) e ii) inventários com base em modelos (utilizam diferentes modelos para a estimação dos stocks).

#### **2.5.5.2. Métodos para a determinação do carbono nos diferentes pools**

Nos relatórios do IPCC 2003 e 2006 consideram 3 pools de carbono fundamentais, por sua vez divididos em 5 sub-pools:

- Biomassa
  - Biomassa acima do solo: toda a biomassa viva, tanto elementos lenhosos como herbáceos acima do solo, incluindo caules, troncos, galhos, cascas, sementes e folhas.
  - Biomassa abaixo do solo: Toda a biomassa de raízes vivas.

- **Matéria orgânica em decomposição**
  - **Matéria morta:** inclui toda a biomassa lenhosa morta (em pé, caída e no solo) que não está incluída na folhada, incluindo madeira depositada na superfície, raízes mortas.
  - **Folhada:** inclui toda a biomassa morta com um tamanho superior ao considerado como matéria orgânica do solo e inferior ao da matéria morta.
- **Solo (matéria orgânica do solo):** inclui o carbono orgânico do solo em solos minerais, determinado a uma dada profundidade (a qual é definida em função do país), cuja dimensão é menor que a definida para a folhada e matéria morta.

#### **2.5.5.2.1. Determinação do carbono na biomassa**

A biomassa pode ser definida como a massa da matéria orgânica viva ou morta (FAO, 2009). A variação da biomassa na vegetação ao longo do tempo por unidade de área, definida como a densidade de biomassa, é uma importante variável climática usada como medida direta do sequestro ou libertação de carbono entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera (FAO, 2009). A concentração de carbono contido na biomassa é aproximadamente de 50% (Petrokofsky et al., 2012) e a unidade de medida é  $\text{g/m}^2$  ou múltiplos (FAO, 2009).

A estimativa do stock de carbono na biomassa pode ser feita através do produto entre a biomassa e a concentração de carbono. Embora considerada constante, a concentração de carbono na biomassa pode variar consoante a espécie (Silveira et al., 2008). No Inventário Ecológico e Florestal de Espanha é relatada a quantidade de carbono presente na biomassa, em que “as madeiras de coníferas apresentaram 49,9 a 51,1g de carbono por cada 100g de madeira (massa seca), enquanto que as folhosas apresentaram valores médios entre 47,2 e 48,6g de carbono para cada 100g de madeira (massa seca)” (Silveira et al., 2008).

Ravindranath e Ostwald (2008) descrevem diferentes opções metodológicas para estimar os diferentes pools de carbono que envolvem a determinação da biomassa (Tabela 2).

Tabela 2: Métodos para estimar o carbono na biomassa. Adaptado de Ravindranath e Ostwald (2008)

<b>Biomassa acima do solo</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ <b>Métodos destrutivos:</b> Requerem a remoção de todas as árvores nas parcelas de amostragem e a medição do peso dos diferentes componentes (tronco, ramos, folhas).</li> <li>○ <b>Monitorização dos fluxos de carbono:</b> Consiste na monitorização das entradas e saídas de CO<sub>2</sub> numa determinada área permitindo determinar o total de carbono trocado ao nível do povoamento.</li> <li>○ <b>Métodos por detecção remota:</b> Envolve técnicas como a fotografia aérea, parâmetros ópticos e de radar, permitindo monitorizar alterações de usos do solo, produção de biomassa e taxas de crescimento, disponibilizando a informação de forma espacializada.</li> <li>○ <b>Modelação da variação dos stocks de carbono:</b> permitem projetar as variações dos stocks de carbono na biomassa e as taxas de crescimento da biomassa acima do solo de diferentes espécies. Estes modelos estimam a biomassa em função de parâmetros dendrométricos como o diâmetro à altura do peito e/ou a altura da árvore. Também podem ser usados dados relativos ao volume, convertendo-o em biomassa através de fatores de conversão a partir da densidade da madeira.</li> <li>○ <b>Métodos dendrométricos sem parcelas de amostragem:</b> envolve a medição da densidade e diâmetros das árvores ao longo de linhas de amostragem, permitindo calcular a densidade de árvores por hectare e a biomassa das árvores a partir de equações de biomassa com base no diâmetro e altura.</li> <li>○ <b>Métodos dendrométricos com parcelas de amostragem:</b> Consiste na medição de parâmetros dendrométricos como o diâmetro à altura do peito e a altura da árvore, de forma a estimar o volume e o peso da árvore numa série de parcelas de amostragem. Posteriormente é possível estimar a biomassa acima do solo por hectare através dos parâmetros avaliados aplicando equações de biomassa, métodos destrutivos dentro da parcela ou calculando o volume.</li> </ul>
<b>Biomassa abaixo do solo</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ <b>Métodos de extração e pesagem das raízes:</b> consiste na extração das raízes e pesagem das mesmas, envolvendo a medição da quantidade de biomassa radicular que está presente num determinado volume de solo extraído a uma profundidade conhecida.</li> <li>○ <b>Relação entre raízes e parte aérea (root to shoot ratio):</b> consiste em calcular a biomassa radicular utilizando valores que relacionam a parte aérea e a parte radicular da árvore.</li> <li>○ <b>Equações de biomassa:</b> A estimação da biomassa radicular é feita com base em equações que relacionam a biomassa da raiz com a biomassa acima do solo.</li> </ul>
<b>Biomassa da folhada e manta morta</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ <b>Método de produção anual:</b> é um método que consiste na definição de pontos de amostragem e instalação de parcelas de recolha de folhada no solo. Posteriormente as amostras são pesadas e determinado o peso seco, sendo extrapolados os valores obtidos ao nível do hectare. A biomassa é quantificada em t/ha/ano.</li> <li>○ <b>Método de variação do stock:</b> o método consiste na medição do stock de biomassa em dois períodos de tempo diferentes calculando a diferença entre esses dois períodos.</li> </ul>

#### **2.5.5.2.2. Determinação do carbono no solo**

O solo é o maior reservatório de carbono terrestre contendo três a quatro vezes mais carbono que a vegetação e duas a três vezes mais que a atmosfera (Petrokofsky et al., 2012), possuindo, de forma geral, um maior potencial de armazenamento de carbono que a vegetação, sendo também um reservatório mais estável (Vagen e Winowiecki, 2013).

O armazenamento do carbono no solo reflete o balanço entre a entrada (ganhos) a partir de materiais provenientes da matéria orgânica acima do solo e as perdas (saída) a partir da decomposição e mineralização da matéria orgânica (Petrokofsky et al., 2012).

Na maioria dos solos o carbono está armazenado na forma de carbono orgânico, designado por carbono orgânico do solo (COS), cuja variação pode ser importante a nível global, seja pela mitigação ou agravamento das mudanças climáticas, dependendo se este aumenta ou diminui (Milne et al., 2006). Segundo o IPCC (2006) o carbono orgânico do solo compreende o “carbono orgânico em solos minerais a uma determinada profundidade, incluindo raízes vivas ou mortas que se encontram no solo”. Normalmente o carbono orgânico do solo é estimado a uma profundidade compreendida entre os 0 – 30 cm, uma vez que na maioria das vezes está presente nas camadas superiores do solo e a atividade das raízes concentra-se neste horizonte (Ravindranath e Ostwald, 2008).

De uma forma geral os métodos para estimar o carbono orgânico do solo podem resumir-se a três abordagens (Tabela 3).

Tabela 3: Métodos para determinar o carbono orgânico no solo. Adaptado de Ravindranath e Ostwald (2008)

Carbono orgânico no solo
<ul style="list-style-type: none"><li>• <b>Espectroscopia de reflectância difusa:</b> é uma tecnologia que é utilizada para a caracterização dos materiais que se baseia na interação entre a energia eletromagnética e a matéria, na qual a amostra de solo é iluminada a partir de uma fonte artificial de luz e a reflectância produzida é medida. Posteriormente, as leituras de reflectância são analisadas num espectroradiómetro, cujos comprimentos de onda são comparados a uma base de dados de referência para cada propriedade do solo.</li><li>• <b>Modelação do carbono do solo:</b> a modelação permite simular as dinâmicas de carbono, evidenciando as variações entre diferentes reservatórios de carbono no solo. Podem ser usados modelos complexos (por exemplo CENTURY ou RothC) que exigem uma grande quantidade de variáveis, ou podem ser utilizadas modelos de regressão simples que são utilizados para prever o armazenamento ou a variação de stocks de carbono no solo, não requerendo uma grande quantidade de dados.</li><li>• <b>Determinação titrimétrica (método de Walkley and Black):</b> a estimação do carbono no solo é feita através de técnicas de titulação a partir de amostras de solo recolhidas (duas amostras a profundidades de 0-15cm e 15-30cm), implicando a estimação da densidade aparente do solo, estimação da matéria orgânica ou o teor de carbono presente no solo. O stock de carbono é calculado em t/ha através do teor em matéria orgânica, densidade aparente e profundidade do solo.</li></ul>



## **2.5.6. Métodos para a valoração do sequestro de carbono**

A atribuição de valor ao carbono pode ser feita mediante duas perspectivas: o valor de mercado e o valor social do carbono (Valatin, 2011).

### **2.5.6.1. Valor de Mercado**

Os preços de mercado refletem diferenças de qualidade, condições de oferta e de procura, suportadas por fatores institucionais, como as molduras de regulação em que estes mercados operam e os custos de transação (Valatin, 2011).

Este autor refere que os mercados de carbono podem ser classificados em dois tipos:

- Mercados regulados: são mercados que cobrem a maioria das transações globais, obedecem a regras de regulação nacionais e internacionais que limitam as emissões de gases de efeito de estufa, estabelecendo os “tetos limite” das emissões. Nestes mercados só é aceite a transação de “créditos” regulados.
- Mercados voluntários: são mercados que permitem a obtenção de benefícios a indivíduos, famílias ou empresas, que por vontade própria atuam na redução de emissões de carbono. Apesar de limitados quanto à transação de “créditos” regulados, podem transacionar em todas as unidades fora do sistema regulado. No entanto, o volume de transações verificadas no mercado voluntário mantém-se mais reduzida que no mercado regulado.

### **2.5.6.2. Valor Social**

Segundo Valatin (2011) as principais abordagens de valoração quando se tem por base a perspectiva social do valor do carbono são:

- Custo Social do Carbono: refere-se aos custos relativos ao prejuízo marginal pela emissão de carbono;
- Custo de Redução Marginal: referem-se aos custos relativos à redução de emissões ou sequestro de carbono;
- Taxa sobre a emissão de poluentes: referem-se a impostos pagos para o cumprimento de objetivos de estabilização climática. No entanto o autor faz referência a que esta taxa por vezes é considerada equivalente ao Custo Social do Carbono e ao Custo de Redução Marginal.

### **2.5.6.2.1. Custo Social do Carbono**

O conceito de custo social do carbono é recente, sendo utilizado na discussão de políticas relativas ao aquecimento global e pretendendo representar os custos económicos causados por uma tonelada adicional de dióxido de carbono emitido para a atmosfera (Nordhaus, 2011). A EPA – United States Environmental Protection Agency descreve o custo social do carbono como uma estimativa dos prejuízos económicos associados a um pequeno aumento das emissões de dióxido de carbono, convencionada como uma tonelada num determinado ano. O custo social do carbono pretende representar o benefício monetário e o seu valor atual, obtido pelo sequestro de uma tonelada adicional de carbono (Nelson et al., 2009).

A utilização de modelos integrados de avaliação (IAM's – Integrated Assessment Models) permite estimar potenciais prejuízos que derivam das alterações climáticas, relacionando aspetos como o aumento da concentração de gases de efeito de estufa na atmosfera e o aumento esperado dos níveis de temperatura a potenciais prejuízos económicos à escala regional ou global. Com base nos resultados destes modelos é possível fazer estimativas quanto ao custo social do carbono (Conte et al., 2011).

Autores como Tol (2005) ou Stern et al. (2007) analisaram diferentes estimativas para o custo social de carbono existentes na literatura. Tol (2005), em termos médios, com base na literatura revista, obteve estimativas de 43 \$/t C com um desvio padrão de 83 \$/t C. Na análise realizada por este autor foram encontrados valores para o custo social do carbono que vão de 46 \$/t C a 91 \$/t C (Conte et al., 2011).

No entanto existe alguma contestação relativamente à aplicação desta abordagem, uma vez que a base da valoração monetária depende de taxas de desconto que derivam da perspetiva futura de como as alterações climáticas e os seus impactos vão acontecer, o que logo à partida gera bastantes incertezas (Conte et al., 2011; Abson et al., 2010; Bateman et al., 2011). Contudo, o uso do custo social do carbono poderá ser uma ferramenta útil para a avaliação dos benefícios que a sociedade pode obter devido à conservação dos ecossistemas que funcionam como armazéns de carbono (por exemplo as florestas) ou ações que promovam a redução das emissões de dióxido de carbono para a atmosfera. Desta forma, o conhecimento do valor dos benefícios gerados pelos serviços de ecossistema pode ser integrado na tomada de decisões relativamente a medidas de gestão dos ecossistemas, promovendo uma melhor fundamentação das mesmas.

#### **2.5.6.2.1.1. Taxas de desconto**

A taxa de desconto pretende ajustar o valor, por exemplo, dos custos económicos evitados devido ao sequestro de carbono, calculado para um determinado período de tempo, de forma a que seja possível estimar o valor equivalente no presente (Bateman et al., 2011). O desconto relaciona-se com a taxa de preferência social ao longo do tempo que tem por base a ideia de que a sociedade prefere receber os benefícios de imediato em vez de os receber a longo prazo (Bateman et al., 2011; Valatin, 2011).

Conte et al. (2011) refere que alguns economistas afirmam que as taxas de desconto usadas nas análises das alterações climáticas devem ser inferiores às usadas em análises de custo-benefício (7%), reportando valores de 1,4% proposto em Stern (2007) e 2% a 4% propostos em Weitzman (2007). No entanto, outros economistas apresentam argumentos relacionados com uma potencial má gestão de recursos monetários, as atividades de mitigação de alterações climáticas devem ser tratadas com uma taxa de desconto igual às outras políticas, referindo as taxas apresentadas por Nordhaus (2007), de 5% a 10% por ano.

### **2.6. Exemplos de trabalhos desenvolvidos na avaliação do armazenamento e sequestro de carbono**

A avaliação do sequestro e armazenamento de carbono segundo uma abordagem com base nos serviços de ecossistema foi globalmente difundida através dos relatórios do Millennium Ecosystem Assessment (2003 e 2005). Neste trabalho o sequestro de carbono é enquadrado como um dos serviços de ecossistema fornecidos pelos sistemas florestais, sistemas agrícolas, sistemas agroflorestais ou sistemas de montanha (Hassan et al., 2005). As florestas acumulam na biomassa e no solo a maior quantidade de carbono dos ecossistemas terrestres, podendo sequestrar carbono a longo prazo. O carbono armazenado na biomassa pelas áreas florestas a nível global varia entre os 335 a 365 biliões de toneladas (Hassan et al., 2005).

O relatório do Millennium Ecosystem Assessment 2005 (MA) refere a estimativa do IPCC para o carbono na vegetação (337 biliões de toneladas de carbono) e de carbono no solo até 1m de profundidade (787 biliões de toneladas de carbono). Algumas estimativas para a densidade de carbono armazenado pela biomassa aérea revistas na bibliografia também são apresentadas neste relatório, variando entre os 54,5 t/ha a 106,0 t/ha. O MA refere ainda que as florestas podem funcionar como fontes ou sumidouros

de carbono, contribuindo para isso os processos de produtividade primária bruta, decomposição, perturbações naturais ou antrópicas e o transporte de carbono para a litosfera e hidrosfera. A taxa de carbono sequestrado pelas florestas é influenciada por fatores como a idade, a qualidade da estação, as espécies e a gestão florestal que é feita. Segundo Hassan et al. (2005) os sistemas agrícolas (por exemplo: culturas agrícolas ou produção pecuária) emitem 166 milhões t C/ano em metano e  $1600 \pm 800$  milhões t C/ano em CO<sub>2</sub>. Estas emissões estão associadas a fatores indiretos, por exemplo, a queima de combustíveis fósseis nas atividades de gestão, e fatores diretos, através da alteração do uso do solo, estimando-se que na década de 90 as emissões através de fatores diretos atingisse os 1,700 Gt/ano. No entanto estes sistemas podem funcionar como sumidouros ou fontes de emissão de carbono, dependendo de fatores como os níveis de produção, a remoção de resíduos, rotação de culturas ou a mobilização dos solos. A adoção de práticas de conservação do carbono no solo, por exemplo, através de mobilizações não intensivas ou não mobilização, poderá aumentar o potencial de sequestro de carbono. É estimado que a densidade média de carbono orgânico nos solos agrícolas seja de 102 t/ha, armazenando a nível global 368 Gt de carbono (Hassan et al., 2005).

Outros autores contribuíram com trabalhos para a avaliação do sequestro e armazenamento de carbono, embora nem sempre utilizando uma abordagem com base nos serviços de ecossistema, considerando várias escalas espaciais de análise, como escalas locais, a bacia hidrográfica e escalas regionais ou continentais, como será exemplificado seguidamente.

Kirby e Potvin (2007) estimaram o stock de carbono na biomassa aérea, biomassa radicular e solo de três usos do solo numa comunidade na zona oriental do Panamá, concluindo que a preservação das florestas, evitando a conversão em pastagens, tem um impacto positivo no armazenamento de carbono. A expansão dos sistemas agro-florestais para áreas apenas de pastagem poderá significar um sequestro de quantidades significativas de carbono, promovendo também a biodiversidade e aumentando a subsistência da comunidade.

Nelson et al. (2009) utilizaram o software InVEST para a predição de alterações nos serviços de ecossistema (incluindo o sequestro de carbono), conservação da biodiversidade e níveis de produção na bacia de Willamette, Oregon (EUA). Foram quantificados os stocks de carbono na biomassa acima e abaixo do solo, solo e produtos

resultantes da extração de madeira para três cenários possíveis. O valor do carbono sequestrado foi estimado assumindo o valor de 43 \$ (dólares americanos) por t C (Tol, 2005), uma taxa de desconto de 7% (US Office of Management and Budget) e uma taxa de variação do preço do carbono de 5% ao ano. Os autores concluíram que o potencial para o sequestro de carbono aumentou em todos os cenários, embora de forma mais significativa no cenário de conservação, proteção e regeneração do ecossistema devido à conversão de áreas agrícolas para florestas ou pradarias.

Arevalo et al. (2009) analisaram o armazenamento de carbono e a sua distribuição nos pools de biomassa acima e abaixo do solo e solo, bem como a influência da alteração dos usos do solo na dinâmica do carbono no solo na zona norte central da província de Alberta (Canadá). Mediante as estimativas efetuadas, os autores concluíram que o solo é o maior reservatório de carbono para todas os usos e ocupações do solo e o carbono na biomassa varia em função dos usos e ocupações do solo.

Fernandez-Nunez et al. (2009) demonstraram a importância dos sistemas silvopastoris na província de Lugo (Espanha) enquanto reservatórios de carbono, referindo que o sequestro de carbono nestes sistemas pode ser potenciado com base numa gestão adequada da produção da pastagem disponível e gestão das espécies de árvores presentes no sistema, compensando a libertação de gases de efeito estufa que deriva da atividade animal que se alimenta do pasto. Foram determinados os stocks de carbono no solo e modelada a biomassa e carbono contido nas espécies florestais, determinando o carbono contido na biomassa aérea e radicular nas espécies presentes em áreas de pastagem. Também foi determinada a capacidade de carga média anual da pastagem de forma a quantificar o efeito potencial dos animais na libertação de gases de efeito de estufa.

Garcia et al. (2010) estimou as frações de biomassa (biomassa total acima do solo, ramos e folhada) e stocks de carbono em espécies florestais mediterrânicas no Parque Natural do Alto Tajo (Espanha), observando-se que a densidade de carbono na biomassa acima do solo variou entre 7,69 t/ha (min.) e 97,79 t/ha (max.), com um valor médio de 28,98 t/ha.

Polasky et al. (2011) quantificaram alterações em serviços de ecossistema, habitat para biodiversidade e pagamentos aos proprietários no estado do Minesota (EUA), entre os anos 1992 e 2001, considerando cinco cenários alternativos. O sequestro de carbono foi avaliado nas componentes biofísica e económica utilizando a ferramenta de modulação

InVEST. Para a componente biofísica consideram-se os pools de biomassa acima e abaixo do solo e do solo, assumindo que estavam em equilíbrio, ou seja, os stocks de carbono não variaram ao longo do tempo, atribuindo a variação do stock apenas à alteração do uso do solo. No entanto, as classes denominadas por floresta, devido à disponibilidade de dados acerca das idades dos povoamentos, assumiu-se que estas continuaram a sequestrar carbono ao longo do tempo. Na avaliação biofísica os autores tiveram em consideração o tempo necessário para que o stock de carbono atinja o ponto de equilíbrio após conversão do uso do solo. O valor do carbono sequestrado foi estimado considerando o custo social do carbono, assumindo as estimativas de Tol (2009) relativamente à média e mediana de 83,72 \$/t C e 42,32\$/t C, respetivamente.

Leh et al. (2012) estudaram os impactos das alterações do uso do solo nos serviços de ecossistema (incluindo o armazenamento carbono) no Noroeste do Arkansas (EUA), numa bacia hidrográfica tipicamente agrícola. O armazenamento de carbono foi mapeado e quantificado utilizando o software InVEST. Concluiu-se que a ocupação agrícola pode ter um impacto positivo no armazenamento do carbono quando comparada com o uso do solo exclusivamente urbano.

Timilsina (2012) avaliou diferentes serviços de ecossistema, entre os quais o sequestro de carbono. Assim, foram quantificaram os stocks de carbono em áreas florestais na Florida (EUA), contidos na biomassa acima e abaixo do solo, matéria orgânica morta e solo. Foi estimando o seu valor económico tendo por base os preços do carbono provenientes de Point Carbon Market, cujos valores esperados para 2020 vão desde 5 \$ a 40 \$ (dólares americanos) por t C. O preço médio esperado é de 19 \$ (dólares americanos) por tonelada de carbono.

Bagstad et al. (2013) utilizaram o software InVEST para a modelação do sequestro de carbono na região semiárida da bacia hidrográfica do rio San Pedro, Arizona (EUA), procedendo-se à sua quantificação, valoração e mapeamento em dois cenários alternativos. Na valoração do sequestro de carbono foi utilizada uma opção conservadora, com um preço do carbono de 22 \$ (dólares americanos), uma taxa de variação do custo social de carbono anual de 0% e uma taxa de desconto de 7%, e uma opção não conservadora, com o preço do carbono de 89 \$ (dólares americanos), uma taxa de variação do custo social de carbono anual de 6% e uma taxa de desconto de 1%.

Leh et al. (2013) quantificaram e avaliaram alterações em quatro serviços de ecossistema (incluindo o armazenamento de carbono) em dois países da África

Ocidental (Gana e Costa do Marfim), considerando as condições de ocupação do solo nos anos de 2000, 2005 e 2009. O carbono foi quantificado nos pools de biomassa acima e abaixo do solo e de solo utilizando o software InVEST. Os autores concluíram que ao longo do período em análise o carbono armazenado diminuiu nos dois países, associando o decréscimo à diminuição de áreas de floresta, matos e sistemas agroflorestais, uma vez que 80% do carbono armazenado estava localizado nestes sistemas. As regiões dos dois países em que o decréscimo foi menos acentuado deveu-se à expansão de alguma floresta.

Vagen e Winowiecki (2013) estimaram o stock de carbono no solo (0-30cm de profundidade) em quatro ecossistemas da África Oriental. Os stocks de carbono nos quatro ecossistemas variaram entre 20 e 80 t/ha. Nas áreas de floresta (zonas húmidas) o carbono no solo foi estimado em 70 t/ha. Os autores relacionam a disponibilidade de carbono no solo com a erodibilidade do solo, considerando que este é um fator que influencia a disponibilidade de carbono no solo, devendo evitar-se práticas que promovam a erodibilidade do solo, uma vez que o armazenamento de carbono no solo pode ser uma importante contribuição para a mitigação das alterações climáticas.

Kovacs et al. (2013) utilizaram o software InVEST para a modelação de serviços de ecossistema, calculando o provisionamento e valor dos serviços em terrenos adquiridos pelo Departamento de Recursos Naturais do Minesota (EUA) ao longo de um período de 20 anos onde foram desenvolvidas práticas de conservação dos ecossistemas. O carbono armazenado e sequestrado foi quantificado para os pools biomassa acima e abaixo do solo e solo (0-30cm de profundidade). Assumiu-se que o carbono armazenado está num estado de equilíbrio, não variando ao longo do tempo, atribuindo-se a variação de stock à alteração do uso do solo. Os autores tiveram em consideração o tempo necessário para que o stock de carbono atinja o ponto de equilíbrio após conversão do uso do solo. Foi calculada a taxa mínima e máxima de carbono sequestrado, e a sua valoração foi efetuada com base no custo social do carbono, utilizando os valores revistos por Tol (2009), considerando o preço de 27 \$ (dólares americanos) para a taxa mínima e de 235,1 \$ (dólares americanos) para a taxa máxima, assumindo uma taxa de desconto de 0%.

Thurner et al. (2014) através de deteção remota estimaram os stocks de carbono e as densidades de carbono na biomassa acima e abaixo do solo para três biomas florestais (florestas de folhosas e mistas em zonas temperadas; florestas de coníferas em zonas

temperadas; florestas boreais) em três continentes: América do Norte (45,3 t/ha); Europa (60,8 t/ha); Ásia (43,6 t/ha).

Em Portugal um dos estudos mais relevantes na avaliação dos ecossistemas e serviços de ecossistemas foi a avaliação realizada para o Millennium Ecosystem Assessment (MA) que decorreu entre 2003 e 2005 (Pereira et al., 2009). Este estudo apresentou três escalas de avaliação: nacional, bacia hidrográfica e local. Uma equipa portuguesa analisou as consequências das alterações nos ecossistemas para o bem-estar humano e identificou ações necessárias para melhorar a gestão dos ecossistemas em Portugal.

Relativamente à avaliação do sequestro de carbono enquanto serviço de ecossistema, o relatório conclui que devido à expansão das florestas nas últimas décadas o potencial de sequestro de carbono pela biomassa aérea aumentou (Pereira et al., 2009). Estes autores referem estimativas do Inventário Nacional de Emissões entre 1990 e 2007 que descrevem que a floresta portuguesa foi responsável pelo sequestro de 5,44 Mt de CO<sub>2</sub> (cerca de 1,5 Mt de C), das quais 4,86 Mt de CO<sub>2</sub> se deveram às florestas já existentes e 0,58 Mt de CO<sub>2</sub> à conversão de outros usos do solo para floresta (Pereira et al., 2009).

Segundo Pereira et al. (2009) estimou-se que as áreas ocupadas por montados sequestrem entre 1 a 5 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (cerca de 0,3 t C/ha/ano a 1,36 t C/ha/ano), o eucaliptal entre 15 a 32 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (cerca de 4,1 t C/ha/ano a 8,7 t C/ha/ano), o pinhal entre 15 a 26 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (cerca de 4,1 t C/ha/ano a 7,1 t C/ha/ano). Em áreas agrícolas cultivadas por sementeira direta estimou-se que houvesse o sequestro de carbono entre 2 a 8 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (cerca de 0,6 t C/ha/ano a 2,2 t C/ha/ano), enquanto que em áreas de pastagens semeadas biodiversas fossem sequestradas 5 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (cerca de 1,36 t C/ha/ano), referindo o grande potencial de sequestro de carbono pelo solo nestes ecossistemas.

Ainda na avaliação portuguesa para o Millennium Ecosystem Assessment são descritos alguns exemplos relativos à avaliação dos serviços de ecossistema em Portugal, sendo o exemplo da Quinta da França o que melhor descreve a valoração do sequestro de carbono enquanto serviço de ecossistema. Neste estudo de caso, referido como pioneiro em Portugal na remuneração de serviços ambientais, foi celebrado um contrato entre a EDP e a empresa Terraprima, gestora da Quinta da França, financiado um projeto que permitiria fixar 7000 t de CO<sub>2</sub>/ano em sumidouros de origem agro-florestal (em várias localizações incluindo a Quinta de França). Em 2008, a Terraprima submeteu uma candidatura ao Fundo Português de Carbono de forma a que as Pastagens Permanentes



Semeadas Biodiversas fossem utilizadas a larga escala enquanto sumidouro de carbono como forma de auxiliar Portugal a cumprir os seus objetivos no Protocolo de Quioto (Pereira et al., 2009).

Fonseca et al. (2008) analisaram o impacto de diferentes tipos de mobilização do solo na massa de carbono no solo aquando da preparação de atividades de florestação. Os resultados indicaram que há variação na massa de carbono em função das mobilizações efetuadas, revelando que as mais intensivas promoveram a perda de mais carbono no solo. Os autores referem ainda que a mobilização do solo, de uma forma geral, aumenta a erodibilidade do solo e a taxa de decomposição da matéria orgânica, indicando a lenta recuperação do solo face à mobilização e conseqüentemente será mais lenta a recuperação do carbono pelo solo.

No estudo de Martins et al. (2009), foi quantificado o carbono orgânico do solo (COS) em solos florestais de Portugal Continental. Os valores mínimos, máximos e médios observados para o COS a uma profundidade compreendida entre os 0-30cm foram de 16,5 t/ha (min.), 153,4 t/ha (max.) e 54,2 t/ha (médio). Também se concluiu que a distribuição do COS se relaciona com a precipitação, pelo que em Portugal Continental o COS diminui de Norte para Sul e do Interior para o Litoral. Nas florestas do Norte de Portugal estima-se que aproximadamente metade de todo o carbono armazenado nos sistemas florestais está no solo (Ribeiro et al., 2011).

Em Azevedo et al. (2011) foram analisadas as dinâmicas e serviços da paisagem no Nordeste de Portugal, considerando a evolução da paisagem na região do Nordeste de Portugal, nomeadamente nas freguesias de França e de Deilão, durante um período de 48 anos. Concluiu-se que no período analisado nas duas freguesias ocorreu um decréscimo das áreas agrícolas, aumento da área florestal e um ligeiro aumento das áreas de matos na freguesia de França e um decréscimo acentuado destas áreas na freguesia de Deilão. Estas alterações foram relacionadas com o fornecimento de serviços de ecossistema e paisagem, concluindo-se que poderão levar ao decréscimo de serviços, por exemplo de provisionamento, ou potenciar outros, como os serviços de regulação, por exemplo o sequestro de carbono.

Em Azevedo (2012) foram analisados os principais serviços de ecossistema florestal no distrito de Bragança, seguindo a tipologia de classificação dos serviços de ecossistema do Millennium Ecosystem Assessment: serviços de provisionamento, serviços de suporte, serviços de regulação e serviços culturais. Os serviços de ecossistema

fornecidos nesta região são caracterizados quanto à condição e tendência. Quanto ao sequestro de carbono pelas florestas desta região, estima-se que estas sequestram cerca de 0,721 t C/ha/ano. Neste trabalho também é discutida a questão da valoração dos serviços de ecossistemas bem como a questão do pagamento dos serviços.

Viana et al. (2013) caracterizaram a biomassa das principais espécies arbustivas lenhosas (*Cytisus multiflorus*; *Erica australis*; *Pterospartum tridentatum*; *Ulex europaeus*) da região Norte-Centro de Portugal e NW da Galiza, bem como o seu conteúdo em carbono, propriedades termo-físico-químicas e potencial energético.

Em Pinheiro et al. (2014) foi estudada a relação entre as transformações na paisagem e a fixação de carbono na freguesia de Deilão, Bragança, entre 1958 e 2006. Neste estudo consideraram-se a biomassa acima e abaixo do solo como reservatórios de carbono. Durante este período observou-se o aumento do carbono fixado na paisagem de 4,9 t C/ha para 18,0 t C/ha, devido à expansão das áreas de floresta, à redução de áreas agrícolas e de matos e ao uso de menor biomassa por unidade de área, fixando-se anualmente 0,272 t C/ano. Conclui-se que a distribuição do carbono na paisagem segue um padrão de abandono da agricultura e aumento da floresta, bem como a influência da ocorrência de incêndios.

### **3. Material e Métodos**

A quantificação e compreensão da dinâmica do sequestro de carbono como elemento informativo para a avaliação do serviço de ecossistema de regulação climática baseou-se na estimativa do carbono presente na biomassa e solo dos sistemas ecológicos presentes na bacia superior do rio Sabor (áreas florestais, seminaturais e agrícolas), considerando a análise das alterações do coberto vegetal e usos do solo no período de 1990 e 2006. Posteriormente, procedeu-se ao mapeamento da distribuição do carbono armazenado e sequestrado na paisagem para as duas datas através e valoração do sequestro de carbono com base no custo social do carbono. Foram ainda construídos três cenários alternativos de evolução da paisagem da bacia superior do rio Sabor, projetados para o ano de 2020, com o objetivo de compreender de que forma as alterações do uso e ocupação do solo futuras poderão influenciar a dinâmica do carbono e o fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática.

### **3.1. Caracterização da área de estudo**

A área de estudo é a bacia superior do rio Sabor, situada no distrito de Bragança, Nordeste de Portugal Continental, abrange as freguesias de Aveleda, Babe, Baçal, Bragança, Carragosa, Donai, França, Gimonde, Meixedo, Rabal e Rio de Onor, pertencentes ao concelho de Bragança. Está enquadrada na zona central e oriental do Parque Natural de Montesinho e ocupa aproximadamente 30650 ha.

O Parque Natural de Montesinho, criado através do Decreto-Lei nº 355/79 de 30 de agosto e reclassificado através do Decreto-Lei n.º 19/93 de 23 de janeiro como Parque Natural, assume uma elevada importância para a conservação da natureza. Esta importância é justificada no Decreto Regulamentar n.º 5-A/97 de 4 de abril pela existência na área “de populações e comunidades animais representativas da fauna ibérica e europeia ainda em relativa abundância e estabilidade, incluindo muitas das espécies ameaçadas da fauna portuguesa, bem como uma vegetação natural de grande importância a nível nacional e mundial, que associadas à reduzida pressão humana verificada em quase todo o seu território permite que grande parte dos processos ecológicos evoluam em padrões muito próximos dos naturais.”

Como parte integrante deste Parque Natural, a bacia superior do rio Sabor assume também ela esse estatuto. Ambas as áreas integram a Rede Natura 2000, instrumento principal para a conservação da natureza na União Europeia, nomeadamente a Zona de Proteção Especial PTCON0002 – Montesinho/Nogueira e o Sítio de Importância Comunitária PTCON0002 – Montesinho/Nogueira (IPB/ICN, 2007).

A bacia superior do rio Sabor inclui a maior parte da serra de Montesinho e o planalto da Lombada, variando entre os 1486 m de altitude na serra de Montesinho e os menos de 600 m nos vales do Sabor e afluentes situados nos arredores de Bragança e Gimonde. A distribuição da precipitação na área de estudo varia de oeste para este, com valores médios anuais mais elevados nas zonas mais altas (1262,8 mm em Montesinho) e mais baixos no planalto da Lombada (806mm em Deilão) (IPB/ICN, 2007),

Relativamente às temperaturas médias anuais na área de estudo variam entre os 8,5°C na serra de Montesinho e os 12,8 na baixa Lombada (IPB/ICN, 2007), verificando-se que as amplitudes térmicas são mais elevadas nas zonas mais baixas e menores nas zonas mais elevadas, o que de uma forma geral, de oeste para este, faz com que o clima se torna mais continental (Koe, 1988).

Com base na caracterização bioclimática definida para a área do Parque Natural de Montesinho (IPB/ICN, 2007), na área da bacia superior do rio Sabor são identificadas duas zonas, uma localizada no extremo noroeste (serra de Montesinho) que possui um clima de Terra Fria de Montanha/Terra fria de Alta montanha, variando para Terra Fria de Planalto no restante território.

As classes de solos presentes na área de estudo são diversificadas. De uma forma geral compreendem as classes Leptosolos (úmbricos, dístricos, eutricos), Cambissolos (dístricos), Fluvisolos (dístricos) e Alissolos (eutricos) (IPB/ICN, 2007).

Quanto à paisagem, seguindo a definição adotada no Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho enquanto “uma unidade operacional do ordenamento do território, tendo em conta a sua localização na hierarquia dos sistemas biológicos, entre o nível do ecossistema e o da região”, a bacia superior do rio Sabor enquadra as cinco unidades paisagísticas definidas no território do Parque Natural de Montesinho: Matas e Matos; Matos e Pinhais; Vinhais; Aberta e Montanha granítica, o que demonstra a grande representatividade paisagística que a área de estudo possui.

Segundo dados do relatório do POPNM - Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho (IPB/ICN, 2007), na área do Parque Natural é possível encontrar uma grande variedade de “usos da terra”, distinguindo-se de uma forma geral o uso Agrícola (37%), englobando culturas permanentes, terras aráveis, prados e pastagens permanentes; Florestal (25,4%) com povoamentos naturais de *Q. pyrenaica*, *Q. rotundifolia* e bosques ripícolas, povoamentos introduzidos de pinhal, castiçal e outros; Matos e incultos (33,1%), áreas improdutivas (3,7%), sociais (0,7%) e água (0,1%). Na área da bacia superior do rio Sabor, em 2006, a área agrícola representava 23%, enquanto que a área florestal representava 28%, os meios seminaturais representavam 47% e as áreas artificiais e água representavam 2% da área total.

De acordo com o relatório do POPNM (IPB/ICN, 2007), a potencialidade que os diferentes usos do solo teriam em fornecer serviços ecossistémicos na área do Parque Natural de Montesinho foi quantificada a partir do cruzamento de informação relativa à tipologia de serviços de ecossistema proposta por de Groot et al. (2002), os tipos de utilização do território e a opinião de especialistas com conhecimento do território. Quanto ao sequestro de carbono o grande potencial reside na floresta e sistema agroflorestal, apresentando alguma relevância os matos e por último algumas culturas agrícolas.

### **3.2. Materiais:**

Os materiais utilizados na quantificação do armazenamento e sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor, sua valoração e mapeamento foram diversos e passam a ser descritos seguidamente.

#### **3.2.1. Cartografia da bacia superior do rio Sabor**

A quantificação do armazenamento e sequestro de carbono para os anos de 1990 e 2006 teve por base a cartografia da bacia superior do rio Sabor, elaborada pela Escola Superior Agrária de Ponte de Lima no âmbito do projeto IND\_Change - Indicator-based modelling tools to predict landscape change and to improve the application of social-ecological research in adaptive land management.

Esta cartografia encontra-se em formato vetorial (Shapefile Feature Class), projetada no sistema de coordenadas ETRS\_1989\_Portugal\_TM06, e o sistema de coordenadas geográficas é o GCS\_ETRS\_1989. A cartografia adotada seguiu uma metodologia de fotointerpretação baseada na Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para o ano 1990 – COS 1990, cuja informação cartográfica está à escala de 1:25000 e a unidade mínima cartográfica é de 1ha (IGOE, 2010).

A legenda da cartografia utilizada consiste numa classificação hierárquica que representa o uso e ocupação do solo em três níveis de desagregação:

- **Categorias:** referem-se ao tipo de ocupação e uso do solo mais geral onde estão incluídas as classes e subclasses. As categorias são definidas em Áreas artificiais; Áreas agrícolas e agro-florestais; Áreas florestais; Áreas seminaturais e Superfícies com água.
- **Classes:** representadas pelo código de nível 1.
- **Subclasses:** representadas pelo código de nível 2.

Na área de estudo, para o ano de 1990, foram cartografadas 5 categorias, 18 classes e 70 subclasses. No ano de 2006 foram cartografadas 5 categorias, 18 classes e 76 subclasses.

Para o acesso e manipulação da informação cartográfica relativa às duas datas foi utilizado o software ArcGIS 9.3 da ESRI.

### **3.2.2. Software InVEST**

Para efetuar a quantificação e mapeamento do carbono armazenado e sequestrado bem como a valoração do carbono sequestrado utilizou-se o *software* InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (versão 2.5.6), nomeadamente o módulo Carbon Storage and Sequestration (Tallis et al., 2013).

O *software* InVEST consiste num conjunto de módulos de modelação desenvolvidos pelo Natural Capital Project que permite o suporte de decisões acerca de questões ambientais. De uma forma geral este *software* quantifica, mapeia e atribui valor aos bens e serviços da natureza que contribuem para a manutenção do bem-estar humano. Permite assim aos decisores fazer uma análise a situações de conflito (tradeoffs), que estão associadas a alternativas de gestão, identificando as áreas onde o investimento em capital natural pode melhorar o desenvolvimento humano e a conservação de recursos naturais (Tallis et al., 2013).

Neste trabalho utilizou-se ao módulo Carbon Storage and Sequestration do InVEST com três objetivos:

- Estimar a quantidade de carbono armazenado na paisagem da área da bacia superior do rio Sabor nos anos de 1990, 2006 e 2020; estimar a quantidade de carbono sequestrado no período de tempo compreendido entre os anos de 1990 e de 2006 e entre o ano de 2006 e 2020, em quatro reservatórios (pools) fundamentais de carbono: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, biomassa da matéria orgânica em decomposição e solo (matéria orgânica do solo);
- Mapear o carbono armazenado na paisagem nos anos de 1990, 2006 e 2020, bem como mapear o sequestro de carbono no período de tempo decorrido entre 1990 e 2006 e entre 2006 e 2020;
- Estimar o valor do sequestro de carbono enquanto serviço de ecossistema, com base no valor social do carbono sequestrado, taxa de desconto e variação da taxa anual do preço do carbono.

#### **3.2.2.1. Funcionamento do módulo Carbon Storage and Sequestration do software InVEST**

O módulo Carbon Storage and Sequestration para o armazenamento e sequestro de carbono utiliza como requisitos (inputs) mapas de classes de uso e ocupação do solo

(LULC) em formato matricial (raster) e tabelas de coeficientes que relaciona o armazenamento de carbono com cada classe de uso e ocupação do solo do mapa (Tallis et al., 2013).

A quantificação do carbono armazenado em cada classe de uso e ocupação do solo (LULC) depende maioritariamente da dimensão dos quatro reservatórios (pools) uma vez que o cálculo feito pelo modelo tem por base a quantidade de carbono armazenado numa determinada classe de uso e ocupação do solo e a área que essa classe representa na paisagem.

O cálculo do carbono armazenado consiste na soma do carbono armazenado nos diferentes pools de carbono (acima do solo, abaixo do solo, matéria orgânica em decomposição e solo (matéria orgânica do solo)) para cada classe de ocupação do solo, obtendo-se o carbono armazenado em cada classe e/ou o carbono armazenado em toda a paisagem.

A modelação do sequestro de carbono é feita em função da variação de classes de ocupação e uso do solo ao longo do tempo. No entanto, a estimativa para a variação do carbono armazenado ao longo do tempo (sequestro ou libertação de carbono) só é possível caso exista um mapa/cenário futuro, uma vez que o cálculo do carbono sequestrado é feito em dois momentos no tempo, calculando a diferença de armazenamento entre os dois casos em cada unidade do mapa.

A valoração do sequestro de carbono é estimada através do valor económico do carbono em função da quantidade de carbono sequestrado, ou seja, o valor monetário de cada unidade de carbono, uma taxa de desconto monetário e a variação do valor do carbono sequestrado ao longo do tempo. O cálculo do valor do carbono sequestrado é obtido pela multiplicação da quantidade de carbono sequestrado ao longo do período em análise (t a T) pelo valor monetário do carbono sequestrado. Posteriormente são descontando todos os custos e benefícios presentes e futuros, somando-os ao valor presente. O InVEST utiliza a seguinte equação para calcular o valor do sequestro de carbono em cada parcela, representada por  $x$ :

$$valor\ carbono\ sequestrado_x = V \frac{carbono\ sequestrado_x}{ano_{futuro} - ano_{presente}} \sum_{t=0}^{ano_{futuro} - ano_{presente} - 1} \frac{1}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t \left(1 + \frac{c}{100}\right)^t}$$

onde,  $V$  é o valor de uma tonelada de carbono sequestrado em dólares por tonelada de elementos de carbono;  $r$  é a taxa de desconto de mercado;  $c$  é a taxa de variação do

valor do carbono sequestrado ao longo do tempo. O cálculo do valor do carbono sequestrado para toda a paisagem é feito através do somatório do valor do sequestro de carbono calculado para cada uma das parcelas  $x$ .

Assim, o InVEST calcula o valor do carbono sequestrado na paisagem entre duas datas (presente e futura) gerando o valor atual do carbono sequestrado, ou seja, o valor económico atualizado para o momento  $t$ , com base no desconto dos benefícios e custos atuais e futuros.

Os outputs gerados pelo modelo são mapas do carbono armazenado (toneladas de carbono/pixel); carbono sequestrado (toneladas de carbono/pixel); valor atual do carbono sequestrado (unidade monetária/pixel).

### **3.2.2.2. Limitações do módulo Carbon Storage and Sequestration do software InVEST**

Segundo Tallis et al. (2013), o módulo possui algumas limitações que serão descritas seguidamente.

O modelo simplifica bastante o ciclo do carbono, assumindo que nenhum uso e ocupação do solo (LULC) existente na paisagem ganha ou perde carbono ao longo do tempo. Desta forma o modelo assume que todas as LULC estão num estado de equilíbrio, correspondente a um nível fixo de armazenamento de carbono que equivale aos níveis de armazenamento médio quantificado dentro de cada classe. Assim, as únicas variações de armazenamento de carbono ao longo do tempo devem-se a alterações de classes de LULC. Como tal, em qualquer célula do mapa que não altere o tipo de LULC, o valor do sequestro de carbono ao longo do tempo será zero. No entanto, poderá ser utilizada como alternativa a estratificação dos dados, por exemplo em classes de idades, como forma de representar a dinâmica entre stocks de carbono nas duas datas.

O modelo depende das estimativas do carbono sequestrado para cada classe de LULC cujos resultados serão tão detalhados quanto a classificação usada para as classes de LULC o permitir. Uma vez que o sequestro de carbono pode variar não só entre classes de LULC mas também dentro de cada classe de LULC, uma classificação menos detalhada poderá gerar resultados menos precisos.

O modelo não contabiliza o carbono que se “move” de um pool para outro, ou seja, o modelo assume que o carbono que possa mover-se do pool “acima do solo” para o



“solo” através da decomposição da folhada que cai da árvore, é automaticamente libertado para a atmosfera.

O modelo para a valoração económica considera que o armazenamento de carbono ao longo do tempo assume um padrão linear em vez de um padrão não linear, não refletindo de facto que a taxa de sequestro é maior nos primeiros anos e baixa nos anos seguintes. Uma vez que assume uma taxa de variação constante, o modelo tende a sobrevalorizar o carbono sequestrado.

### 3.2.3. Recolha de dados

Os dados utilizados para estimar o armazenamento e sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor resultam da pesquisa de diversas fontes de informações disponíveis, nomeadamente estudos científicos à escala local e/ou regional, uma vez que se pretendia que a quantificação dos stocks de carbono se aproximasse o mais possível à realidade existente na área de estudo, como é sugerido por Tallis et al. (2013). No entanto, também foram utilizadas fontes de informação que se referem à área de Portugal Continental, uma vez que nem sempre existiam dados à escala local/regional para todos os usos e ocupações do solo. Na Tabela 4 são descritas de forma resumida as referências bibliográficas utilizados para a estimar o carbono armazenado e sequestrado na área de estudo.

Tabela 4: Referências bibliográficas utilizadas na estimação dos stocks de carbono na área da bacia superior do rio Sabor

Fonte de dados	Resumo
Silva et al. (2006)	Quantificação das emissões atmosféricas originadas por incêndios em Portugal, através da recolha de informação relativa às áreas ardidas, biomassa média existente por tipo de ocupação do solo e fatores de combustão com o objetivo de estimar a biomassa consumida por ano e converte-la em compostos libertados.
Pires (1998)	Caraterização dendrométrica dos povoamentos de resinosas existentes na zona Oriental do Parque Natural de Montesinho.
Pinheiro et al. (2014)	Determinação da evolução dos stocks de carbono na freguesia de Deilão, concelho de Bragança, entre 1958 e 2006, com base a análise das alterações do uso e ocupação do solo.
Ramos (2008)	Estudo da erosão hídrica em solos de matos e caraterização das comunidades de matos (Giestais, Urzais e Estevais) quanto ao carbono armazenado e sua dinâmica em função do processo erosivo.
Sales Luis e Fonseca (2004)	Desenvolvimento de um modelo alométrico para a gestão de povoamentos de pinheiro bravo com idade semelhante em Portugal, tendo por base os dados do Inventário Florestal Nacional (1998).
Fonseca e Figueiredo (2012)	Avaliação da relação entre o carbono e o tipo de solo presente na área do Parque Natural de Montesinho, considerado o efeito do uso/ocupação do solo nas estimativas da quantidade de carbono no solo, obtendo-se valores médios de carbono em solos de uso agrícola, florestal ou de matos.

Pires (1999)	Estudo do efeito de várias técnicas de mobilização na produção de folhada em soutos.
Raimundo et al. (2004)	Estudo do efeito de vários tipos de preparação do solo na produção de componentes caducas de biomassa (folhas, ouriços, castanhas e inflorescências), permitindo obter valores médios para a produção de folhada e castanha em soutos.
Gaspar et al. (2003)	Ensaio de proveniências da espécie <i>Eucalyptus nitens</i> localizado na área do Parque Natural de Montesinho, analisando variações de crescimento em altura e diâmetro e também algumas características qualitativas da madeira.
Carvalho (2000)	Estudo do crescimento e produção dos povoamentos de <i>Quercus pyrenaica</i> Willd. em Portugal continental (incluindo uma área do distrito de Bragança) com base em critérios dendrométricos e a elaboração de um modelo de produção global do povoamento, avaliado em termos de biomassa (peso seco) e parâmetros (p.ex.: idade).
Xavier (1999)	Avaliação do volume do povoamento de <i>Quercus pyrenaica</i> Willd. localizado na área do Parque Natural de Montesinho, com base em dados dendrométricos e construção de um modelo de regressão para elaboração de uma tabela de volume.
Patrício et al. (2010)	Avaliação do conteúdo em carbono e nutrientes relativo à produção de folhada em povoamentos de alto fuste de <i>Castanea sativa</i> (castiçal) localizados nas serras do Marão, Padrela e Bornes.
Patrício et al. (2009)	Avaliação da produção aérea de <i>Castanea sativa</i> em povoamentos de alto fuste das serras do Marão, Padrela e Bornes, com base em dados dendrométricos, produção de folhada e vegetação arbustiva, estimando-se o fluxo de carbono a partir do carbono contido na biomassa.
Montero et al. (2005)	Estimação da produção de biomassa aérea e radicular e o sequestro de carbono para as 32 principais espécies florestais em Espanha com base no ajuste de modelos alométricos que relacionam o diâmetro e a biomassa seca. O carbono contido na biomassa foi calculado com base nos estudos sobre a percentagem de carbono na madeira de Ibañez et al. (2001) e Kollmann (1959).

### 3.3. Métodos

A avaliação do sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor efetuou-se recorrendo a diferentes metodologias:

- Interpretação do uso e ocupação do solo na área de estudo e as alterações que ocorreram durante o período compreendido entre os anos de 1990 e 2006, através de cartografia obtida por deteção remota;
- Estimativa do carbono armazenado em diferentes reservatórios de carbono:
  - Biomassa acima e abaixo do solo: através da modelação dos stocks de carbono na biomassa com base em modelos e equações alométricas disponíveis para as espécies vegetais presentes na área de estudo e estimativas de biomassa disponíveis na literatura;
  - Biomassa da matéria orgânica em decomposição: através de estimativas de biomassa disponíveis na literatura;
  - Matéria orgânica no solo: através de estimativas de carbono disponíveis na literatura.

- Construção de cenários alternativos projetando a evolução da paisagem para o ano de 2020, com base em estimativas da conversão de usos e ocupação do solo e evolução da paisagem disponíveis na literatura.
- Avaliação do sequestro de carbono recorrendo ao software InVEST, utilizando o módulo Carbon Storage and Sequestration para estimar o carbono armazenado e sequestrado na paisagem e estimar o valor do sequestro de carbono, procedendo ao seu mapeamento.

### **3.3.1. Interpretação da informação cartográfica**

Numa primeira fase fez-se a interpretação da informação cartográfica da área de estudo nas datas de 1990 e 2006 para perceber quais os usos e ocupações do solo presentes na cartografia de ambas as datas. Com o objetivo de interpretar e fazer uma descrição mais aprofundada dos usos e ocupações do solo constantes na cartografia, e, devido à indisponibilidade de uma memória descritiva referente à carta de ocupação do solo (COS) para 1990 suficientemente detalhada, foi utilizada a memória descritiva da COS 2007 disponível em formato digital para *download* no *site* do Instituto Geográfico Português.

Embora o esquema hierárquico utilizado na COS 2007 seja diferente do que é utilizado na COS 1990, recorreu-se à informação disponível para proceder a uma caracterização e descrição mais pormenorizada das subclasses presentes na cartografia com o intuito de proceder a uma estimativa mais fidedigna dos valores de carbono para as respetivas ocupações e usos do solo.

### **3.3.2. Estimativa do carbono armazenado e sequestrado**

O carbono armazenado pela paisagem foi estimado de forma indireta, recorrendo-se às fontes bibliográficas descritas em 3.2.3. de forma a obter dados que permitissem estimar a biomassa e carbono e associa-los a cada ocupação e uso do solo presentes na área de estudo.

Os usos do solo foram agrupados segundo o menor nível de desagregação, considerando assim quatro categorias: áreas artificiais, floresta, áreas agrícolas e meios seminaturais, embora na estimativa da biomassa e carbono se tenha excluído as áreas artificiais. Neste trabalho assumiu-se que os stocks de carbono seriam analisados de forma desagregada, considerando em cada subclasse quatro reservatórios (pools) fundamentais de carbono:

biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, biomassa na matéria orgânica em decomposição e solo (matéria orgânica do solo) (IPCC , 2003; Tallis et al., 2013).

Em cada uma das categorias presentes na área de estudo foram aplicadas diferentes metodologias para estimar o carbono, em função das classes e subclasses existente e da disponibilidade de dados para os usos e ocupações do solo presentes na área de estudo, como pretendem representar as Tabelas 5, 6 e 7.

Na estimação assumiu-se que o carbono armazenado nos diferentes pools está num estado de equilíbrio, significando que o stock de carbono não se altera entre as duas datas analisadas. No entanto, para as classes de uso e ocupação do solo que são compostas por espécies florestais, uma vez que as idades das espécies eram conhecidas, assumiu-se que as árvores continuaram em processo de crescimento ao longo do período em análise, variando os stocks de carbono na biomassa acima e abaixo do solo (Kovacs et al., 2013; Polasky et al., 2011; Nelson et al., 2009). Esta opção permitiu colmatar uma das limitações do *software InVEST* que apenas assume o sequestro de carbono quando há variação do stock de carbono em células que alterem o uso e ocupação do solo, não se evidenciando a alteração de stocks de carbono numa mesma ocupação do solo ao longo do tempo, por exemplo, através do aumento da disponibilidade de biomassa devido ao crescimento das árvores.

Para tal, foi estimada a biomassa da árvore, calculando-a ao nível do povoamento através da multiplicação pelo valor de densidade do povoamento. Estimou-se o acréscimo médio anual de biomassa através da divisão da biomassa pela idade média das árvores no povoamento, estimando-se a biomassa e o carbono para cada uma das datas em análise. Desta forma, o carbono sequestrado variou em função das alterações de uso e ocupação do solo e em função do aumento da disponibilidade de biomassa devido ao crescimento das espécies florestais.

Para estimação do carbono sequestrado para toda a área de estudo foi utilizado o módulo Carbon Storage and Sequestration do *software InVEST*.

Tabela 5: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria áreas florestais

Categoria: áreas florestais							
Classe	Subclasse de Ocupação do solo	Dados biomassa	Método				
			Biomassa acima do solo	Biomassa abaixo do solo	% de carbono na biomassa	Biomassa matéria orgânica morta	Carbono Solo
Florestas puras de resinosas	Pinheiro bravo	Pires (1998)	Equações alométricas de Montero et al. (2005); Modelo de densidade de Sales Luis, e Fonseca (2004); estimativas de Silva et al.(2006) para o subcoberto arbustivo	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	51,1% (Montero et al., 2005)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
	Outras resinosas						
Florestas puras de folhosas	Eucalipto spp.	Gaspar et al. (2003)	Equações alométricas de Montero et al (2005); estimativas de Silva et al. (2006) para o subcoberto arbustivo	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	47,5% (Montero et al., 2005)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
	Carvalho negral	Carvalho (2000) e Xavier (1999)	Modelo de produção para o carvalho negral de Carvalho (2000)	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	47,5% (Montero et al., 2005)	Estimada a partir da proporção para o castanheiro manso.	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
	Outras folhosas						
	Castanheiro manso (soutos)	Pires et al. (1999) e Raimundo et al. (2004)	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	48,4% (Montero et al., 2005)	Estimativas de Raimundo et al. (2004)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
	Azinheira	Pinheiro et al (2014)	Equações alométricas de Montero et al (2005); estimativas de Silva et al. (2006) para o subcoberto arbustivo	Equações alométricas de Montero et al. (2005)	47,5% (Montero et al., 2005)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Florestas Mistas	A estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem às classes Florestas mistas e Floresta de mistura de folhosas foi realizada utilizando os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono descritos para as classes Florestas puras de folhosas e Florestas puras de resinosas, assumindo-se uma ocupação de 70% da espécie dominante e 30% da espécie (s) dominada (s).						
Florestas de mistura de folhosas							

Tabela 6: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria meios seminaturais

Categoria: meios seminaturais							
Classe	Subclasse de Ocupação do solo	Dados	Método				
			Biomassa acima do solo	Biomassa abaixo do solo	% de carbono na biomassa	Biomassa matéria orgânica morta	Carbono Solo
Matos altos pouco densos	Áreas abertas s/ ou c/ pouca vegetação e vegetação arbustiva alta	Ramos (2008)	Estimativas de Ramos (2008) para giestais	Estimativas de Ramos (2008) para giestais	50% (Penman et al., 2003)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Matos	Pastagens naturais pobres e vegetação arbustiva baixa – matos	Ramos (2008)	Estimativas de Ramos (2008) para estevais e urzais	Estimativas de Ramos (2008) para estevais e urzais	50% (Penman et al., 2003)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
	Vegetação arbustiva alta c/ espécie florestal	<p>Na estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem à subclasse Vegetação arbustiva alta c/ espécie florestal assumiu-se que a vegetação arbustiva ocupa 70% da área da subclasse e a espécie florestal 30%, utilizando-se:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Para a componente da vegetação arbustiva os dados de Ramos (2008) para estevais e urzais;</li> </ul> <p>Para a componente relativa às espécies florestais os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono que as classes Florestas puras de folhosas e Florestas puras de resinosas, assumindo-se que as espécies florestais ocupavam 30% da área correspondente à subclasse.</p>				Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Áreas abertas s/ ou c/ pouca vegetação		A estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem à classe Áreas abertas s/ ou c/ pouca vegetação foi realizada utilizando os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono que a classe Matos altos pouco densos.					
Ocupação arbustiva e herbácea		A estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem à classe Ocupação arbustiva e herbácea foi realizada utilizando os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono que a classe Matos altos pouco densos.					
Florestas abertas		A estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem à classe Florestas abertas foi realizada utilizando os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono que as classes Florestas puras de folhosas e Florestas puras de resinosas, assumindo-se que as espécies florestais ocupavam 30% da área correspondente à subclasse.					

Tabela 7: Resumo das referências bibliográficas e métodos utilizados para estimar os stocks de carbono na categoria áreas agrícolas

Categoria: áreas agrícolas						
Classe de Ocupação do solo	Dados	Método				
		Biomassa acima do solo	Biomassa abaixo do solo	% de carbono na biomassa	Biomassa matéria orgânica morta	Carbono Solo
Área agrícola heterogénea	Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	50% (Penman et al., 2003)	Não foi estimada devido à ausência de dados	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Cultura permanente	Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	50% (Penman et al., 2003)	Não foi estimada devido à ausência de dados	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Terras aráveis/culturas anuais	Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	Estimativas de Silva et al. (2006)	50% (Penman et al., 2003)	Não foi estimada devido à ausência de dados	Estimativas de Fonseca e Figueiredo (2012)
Território agroflorestal	<p>Na estimação da biomassa e carbono para as ocupações do solo que pertencem à classe Território agroflorestal assumiu-se que a cultura dominante ocupava 90% da área da subclasse e a cultura dominada 10%, utilizando-se:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Para a componente relativa às culturas agrícolas os dados de Silva et al. (2006)</li> <li>• Para a componente relativa às espécies florestais os mesmos dados e métodos para estimar a biomassa e carbono que as classes Florestas puras de folhosas e Florestas puras de resinosas.</li> </ul>					

### **3.3.3. Estimativa do valor do carbono sequestrado**

O modelo de valoração do software InVEST - Carbon Storage and Sequestration requer três tipos de dados: o preço do carbono por tonelada, a taxa de desconto de mercado e a taxa de variação anual do preço do carbono.

- Preço do carbono por tonelada

Neste trabalho o preço do carbono foi estimado com base na metodologia de custos evitados, recorrendo-se às estimativas realizadas por Tol (2005) para o custo social do carbono, assumindo-se um valor de 43 \$ (dólares americanos) por tonelada de carbono, que corresponde à média dos valores apresentados na literatura publicada.

- Taxa de desconto de mercado

A taxa de desconto de mercado reflete a preferência da sociedade quanto ao peso que a obtenção de benefícios imediatos tem relativamente à obtenção de benefícios futuros. A taxa é tanto mais elevada quanto maior for o peso da preferência da sociedade por benefícios imediatos. Numa situação em que haja uma preocupação em reduzir o impacto das alterações climáticas o mais breve possível, ou seja, em que há uma preferência da sociedade em obter benefícios futuros, deverá considerar-se uma taxa de desconto baixa (Tallis et al., 2013).

No modelo o valor por defeito é de uma taxa de 7%, que é uma taxa de desconto de mercado recomendada pelo governo dos Estados Unidos da América para a análise de custo-benefício em projetos ambientais. No entanto, como refere Tallis et al. (2013), esta taxa pode variar mediante o país e a paisagem que é analisada.

Neste trabalho optou-se por uma taxa de desconto de mercado de 1,4% que representa um investimento imediato em medidas de mitigação das alterações climáticas e a preferência da sociedade por benefícios futuros. Este valor foi discutido por Conte et al. (2011) com base na pesquisa efetuada em Stern (2007).

- Taxa de variação anual do preço do carbono

A taxa de variação anual do preço do carbono ajusta o valor do carbono sequestrado em função do impacto esperado das emissões e prejuízos que derivam da variação das alterações climáticas ao longo do tempo (Tallis et al., 2013). Uma taxa de 0%, significa que não há variação do preço do carbono ao longo do tempo. No entanto a taxa pode assumir valores positivos (>0%), considerando-se que o custo social do carbono futuro



tem menos valor que no presente. Se a taxa assumir valores negativos (<0%) é considerado que o custo social do carbono é maior no futuro que no presente.

Neste trabalho assumiu-se uma taxa de variação anual do carbono de 5%, o que representa que no futuro o valor social do carbono sequestrado tenderá a decrescer à taxa de 5% ao ano. Esta é uma opção considerada conservadora, uma vez que continuam a existir incertezas quanto à situação futura do valor social do carbono (Nelson et al., 2009).

### **3.3.4. Mapeamento do carbono armazenado e sequestrado e representação espacial das estimativas do valor do fluxo de carbono**

O mapeamento do carbono estimado para os anos de 1990 e 2006 foi efetuado utilizando o *software* InVEST (versão 2.5.6) - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, módulo Carbon Storage and Sequestration (Tallis et al., 2013).

Este módulo requer como dados de entrada (inputs) uma matriz em formato dbf. ou cvs. com as estimativas de carbono (t/ha) na biomassa acima e abaixo do solo, matéria orgânica em decomposição e solo (matéria orgânica do solo), e dois ficheiros SIG (Sistema de Informação Geográfica) em formato matricial, relativos à área de estudo, em que um se refere à data de 1990 e outro à de 2006.

A matriz foi construída utilizando as estimativas de carbono efetuadas para as áreas de Floresta, Meios seminaturais e Áreas agrícolas, considerando os quatro reservatórios de carbono requeridos pelo *software* InVEST. Esta matriz foi produzida utilizando uma folha de cálculo, posteriormente convertida para formato dbf. através da aplicação ArcCatalog do *software* ArcGIS 9.3. Os valores utilizados nas matrizes podem ser consultados nas tabelas do Anexo 1.

Os dois mapas em formato matricial foram produzidos utilizando a aplicação ArcToolbox do *software* ArcGIS 9.3, convertendo a cartografia da área de estudo do formato vetorial para o formato matricial, com o tamanho de cada célula de 25x 25 m. Para representar espacialmente o valor do carbono sequestrado na área de estudo também se utilizou o *software* InVEST. No interface do módulo foram inseridos os dados requeridos, nomeadamente o preço do carbono por tonelada, a taxa de desconto de mercado e a taxa de variação anual do preço do carbono, procedendo-se posteriormente ao mapeamento através do *software* com base nos valores estimados para esses parâmetros.

### **3.3.5. Construção de cenários alternativos de evolução da paisagem**

A construção dos cenários alternativos pretendeu simular diferentes possibilidades de evolução da paisagem da bacia superior do rio Sabor entre os anos de 2006 e 2020, com o objetivo de compreender de que forma as alterações do uso e ocupação do solo poderão afetar a condição e fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática. Estes cenários tiveram por base estimativas para a evolução da paisagem de duas freguesias do distrito de Bragança, França (Moreira, 2009), que integra a área de estudo e Deilão (Pinheiro et al, 2014), freguesia adjacente à área de estudo.

Com bases nestes trabalhos foram analisadas as matrizes de transição construídas para as duas freguesias, observando-se que no período compreendido entre 1958 e 2005 (freguesia de França) e 1958 e 2006 (freguesia de Deilão) se evidenciaram os seguintes padrões de evolução da paisagem: aumento da superfície de áreas florestais, diminuição das áreas agrícolas e aumento das áreas seminaturais, na freguesia de França, enquanto que na freguesia de Deilão se estimou que as áreas seminaturais diminuíssem. Para estabelecer a percentagem de área de uma determinada ocupação do solo que é convertida numa outra ocupação do solo para toda a bacia superior do rio Sabor, utilizaram-se as estimativas correspondentes ao último período analisado, ou seja, entre 1992 e 2006 na freguesia de Deilão e entre 1993 e 2005 na freguesia de França, como pretende representar a Tabela 8. Considerou-se que a percentagem de conversão de cada uso e ocupação do solo para toda a paisagem da bacia superior do rio Sabor correspondia à média dos valores percentuais de conversão estimada para cada freguesia.

Com base nas informações recolhidas e descritas anteriormente foram construídos três cenários alternativos:

a) Expansão das áreas de floresta

Este cenário pretende simular que no futuro a paisagem evolua através da expansão das áreas florestais, devido à conversão de áreas seminaturais, justificada pela regeneração natural de espécies florestais em áreas de matos ou a florestação dessas áreas e devido à conversão de áreas agrícolas em abandono em áreas florestadas.

b) Expansão das áreas seminaturais

Este cenário pretende simular que no futuro a paisagem evolua através da expansão das áreas seminaturais, devido à conversão de áreas de floresta, justificada pela

possibilidade de ocorrência de incêndios florestais, e devido ao abandono de áreas agrícolas que progressivamente seriam ocupadas por áreas de matos.

c) Abandono de áreas agrícolas

Este cenário pretende simular que no futuro a paisagem evolua no sentido de um aumento das áreas de matos e áreas de floresta, devido ao abandono das áreas agrícolas que, derivado a processos naturais ou de florestação, levariam ao seu decréscimo.

Tabela 8: Percentagem média de área convertida para toda a paisagem da bacia superior do rio Sabor utilizada em cada um dos cenários

Cenário: Expansão das áreas de floresta				
Deilão	% de área convertida	França	% de área convertida	% média de área convertida na paisagem
Agricultura → Floresta	1,98%	Agricultura → Floresta	19,23%	11%
Matos → Floresta	38,44%	Matos → Floresta	9,58%	24%

Cenário: Expansão das áreas seminaturais				
Deilão	% de área convertida	França	% de área convertida	% média de área convertida na paisagem
Agricultura → Matos	4,49%	Agricultura → Matos	23,9%	14%
Floresta → Matos	9,58%	Floresta → Matos	23,89%	17%

Cenário: Abandono de áreas agrícolas				
Deilão	% de área convertida	França	% de área convertida	% média de área convertida na paisagem
Agricultura → Floresta	1,98%	Agricultura → Floresta	19,23%	11%
Agricultura → Matos	4,49%	Agricultura → Matos	23,9%	14%

A construção dos diferentes cenários efetuou-se utilizando o software ArcGIS 9.3 tendo por base a cartografia da área da bacia superior do rio Sabor, correspondente ao ano de 2006, em formato vetorial. As classes de uso e ocupação do solo presentes foram agregadas em quatro categorias: áreas artificiais, áreas agrícolas, áreas florestais e áreas seminaturais. Não foram consideradas as transições que envolvam as áreas artificializadas permanecendo a sua área inalterada.

Para seleção dos polígonos que se manteriam inalterados ou seriam convertidos foi utilizada a ferramenta – “Hawth’s Analysis: Random selection within subsets”, que consiste na seleção aleatória de polígonos em função de uma percentagem definida pelo utilizador. Assim, obtiveram-se quatro coberturas vetoriais correspondentes ao cenário base e aos três cenários alternativos, que posteriormente foram transformados em formato matricial, de modo a poderem ser utilizados no software InVEST.

Foi ainda criada uma matriz em formato dbf. com as estimativas de carbono (t/ha) na biomassa acima e abaixo do solo, matéria orgânica morta e solo, para cada uma das categorias de uso e ocupação do solo definidas. Estes dados correspondem à densidade média de carbono para o ano de 2006 na bacia superior do rio Sabor estimada neste trabalho, assumindo que estes valores não se alteram ao longo do período em análise. A valoração do carbono sequestrado ao longo do período em análise seguiu os mesmos procedimentos descritos na secção 3.3.3 deste trabalho. O mapeamento das alterações do uso e ocupação do solo em cada um dos cenários foi efetuado através do software ArcGIS 9.3 enquanto que o mapeamento do carbono sequestrado em cada um dos cenários foi produzido através do software InVEST.

## 4. Resultados e Discussão

### 4.1. Alterações do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2006

Durante o período compreendido entre 1990 e 2006 a ocupação do solo da bacia superior do rio Sabor sofreu alterações consideráveis (Figura 1).

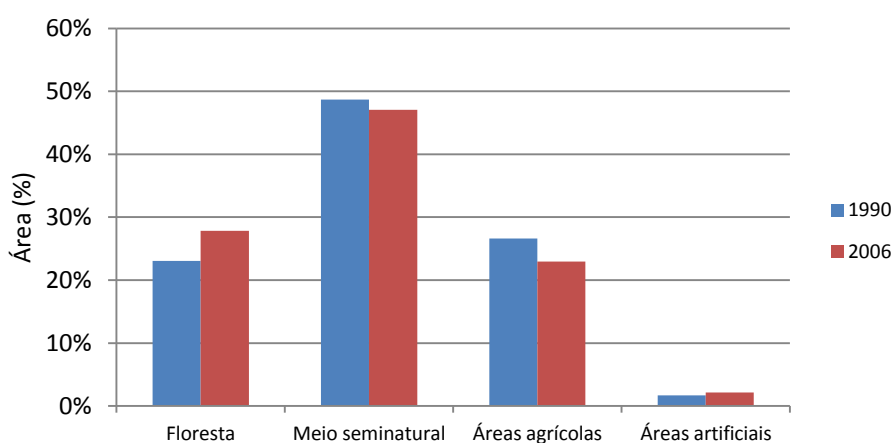


Figura 2: Variação da área (%) por categoria de ocupação do solo (1990 - 2006)

Observou-se um aumento da área ocupada pela floresta, que em 1990 representava 23% (7063,3 ha) da área total e em 2006 passou a ocupar 28% (8524,2 ha) da área total. Também as áreas artificiais aumentaram, embora sem grande expressão, uma vez que a percentagem de ocupação do solo se manteve nos 2% da área total.

Em sentido inverso surgem as áreas agrícolas e os meios seminaturais. Assim, a área representada pelas áreas agrícolas diminuiu, passando de uma percentagem de ocupação de 27% (8155,6 ha) para 23% (7034,8 ha) da área total. Quanto aos meios seminaturais

também se observou uma diminuição da área ocupada, uma vez que em 1990 representavam 49% (14914,7 ha) da área total e em 2006 passaram para 47% (14423,9 ha).

Apesar de se ter observado uma pequena diminuição, as áreas seminaturais, em 2006, continuavam a ser a categoria mais representativa da área de estudo, ocupando 47% da área total. Segue-se a área correspondente à floresta, que em 2006 passou a ser a segunda ocupação do solo mais representada da área de estudo, quando em 1990 era a terceira. As áreas agrícolas em 2006 são a terceira ocupação do solo mais representativa da área de estudo. A categoria com menor representatividade na área de estudo são as áreas artificiais, apesar de se observar um pequeno aumento de área de 1990 (512,3 ha) para 2006 (663,1 ha).

Estes resultados assemelham-se à tendência relatada no estudo de Pinheiro et al. (2014) para a freguesia de Deilão (área adjacente à área de estudo) e no estudo de Moreira (2009) para a freguesia de França (integrada na área de estudo), embora neste estudo se verifique que as áreas seminaturais aumentem, ao contrário do que se observa na generalidade para a área da bacia superior do rio Sabor.

De acordo com Azevedo et al. (2010) para as freguesias de França e de Deilão, as alterações do uso e ocupação do solo na área de estudo ao longo do período em análise, poderão relacionar-se com processos socioeconómicos e ambientais. O despovoamento promoveu o abandono das terras agrícolas, permitindo que essas áreas, naturalmente e de forma gradual, sejam ocupadas por matos ou convertidas em áreas de floresta através de atividades de florestação. Por outro lado, processos como a regeneração natural nas áreas de matos permitiram a conversão de algumas dessas áreas em áreas de floresta.

A ocorrência de perturbações como o fogo também poderá estar na base de alterações nas ocupações do solo na área de estudo, gerando uma alternância entre áreas de matos e áreas florestais ou contribuindo para a extinção de áreas agrícolas, promovendo a conversão destas áreas em áreas de matos ou de florestas.

## 4.2. Carbono armazenado em 1990 e 2006

### 4.2.1. Análise da distribuição do carbono armazenado por uso e ocupação do solo e pool de carbono

Através da análise dos stocks de carbono estimados para a área da bacia superior do rio Sabor nas datas de 1990 e 2006, podemos afirmar que durante o período considerado houve um ligeiro aumento do carbono armazenado na paisagem (Figura 3).

Em 1990 a paisagem armazenava um total de 3,026 milhões de toneladas de carbono. As áreas florestais e as áreas correspondentes aos meios seminaturais armazenavam em conjunto 88% do carbono na paisagem, em que 34% (1,026 Mt C) era proveniente das áreas florestais e 54% (1,644 Mt C) era proveniente das áreas seminaturais. As áreas agrícolas em 1990 armazenavam 12% (0,357 Mt C) do carbono da paisagem.

Em 2006 estimou-se que a paisagem armazenava 3,276 milhões de toneladas de carbono, o que corresponde a um aumento aproximado de 8% em relação a 1990. Para além da diferença registada quanto ao carbono armazenado nas duas datas, observaram-se algumas diferenças relativamente às percentagens com que cada categoria contribuiu para o armazenamento do carbono na paisagem.

Assim, as áreas florestais passaram a ter um peso maior no carbono armazenado na paisagem, contribuindo agora com 42% (1,381 Mt C) do total de carbono armazenado, enquanto que as áreas seminaturais passaram a armazenar 48% (1,584 Mt C) do total de carbono armazenado. O carbono armazenado nas áreas agrícolas é mais baixo que em 1990, armazenado cerca de 10% (0,311 Mt C) do total de carbono armazenado na área de estudo.

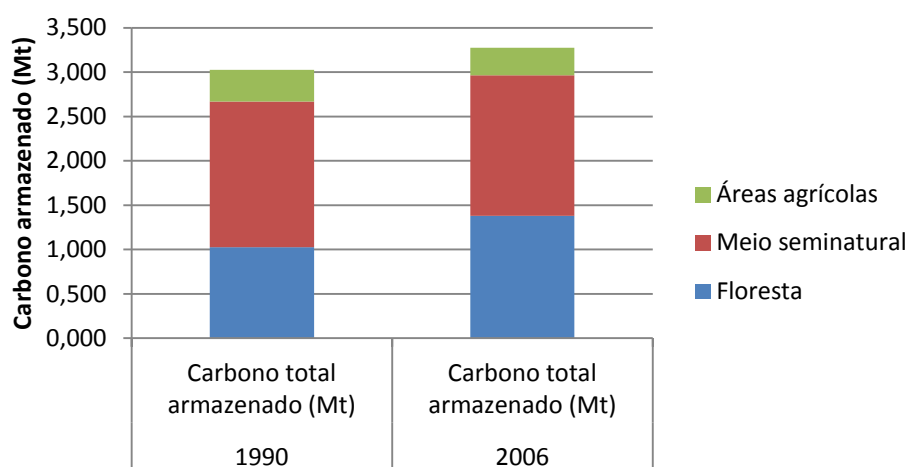


Figura 3: Carbono armazenado (Mt) por categoria de ocupação do solo (1990 - 2006)

Uma vez que a análise do carbono armazenado para a área de estudo foi realizada de uma forma desagregada, é possível perceber de que forma os reservatórios de carbono contribuem para o armazenamento do carbono em cada uma das categorias definidas (Figura 4 e 5).

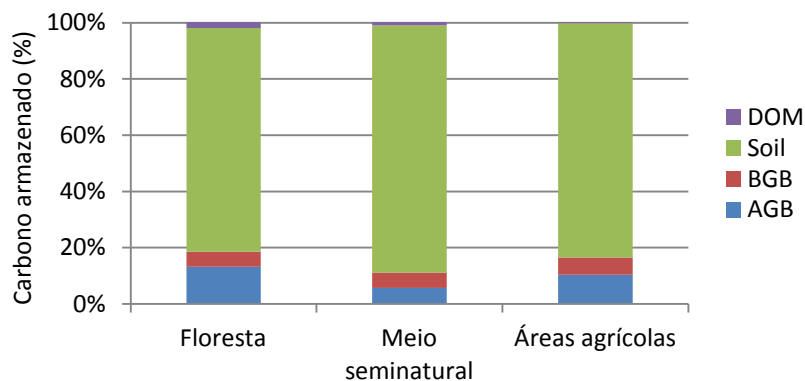


Figura 4: Carbono armazenado (%) em cada pool por categoria de ocupação do solo (1990).  
 Legenda: biomassa acima do solo (AGB), biomassa abaixo do solo (BGB), matéria orgânica em decomposição (DOM), matéria orgânica do solo (Soil)

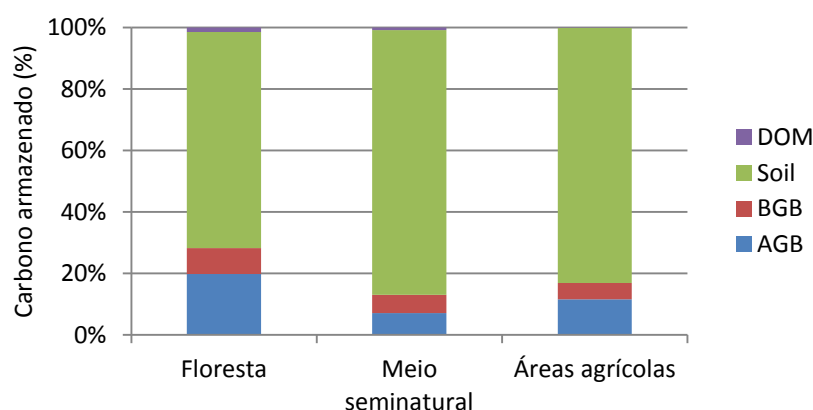


Figura 5: Carbono armazenado (%) em cada pool por categoria de ocupação do solo (2006).  
 Legenda: biomassa acima do solo (AGB), biomassa abaixo do solo (BGB), matéria orgânica em decomposição (DOM), matéria orgânica do solo (Soil)

- Áreas florestais

Em 1990 as áreas florestais armazenavam 1,026 milhões de toneladas de carbono, correspondendo a 34% do total armazenado em toda a área de estudo.

A maior parte do carbono era armazenada pelo pool solo, contribuindo com uma percentagem de 80% (0,816 Mt C), seguindo-se o pool biomassa acima do solo com uma percentagem de 13% (0,136 Mt C). O pool biomassa abaixo do solo contribuía

com 5% (0,055 Mt C), enquanto que o pool biomassa orgânica em decomposição apenas contribuía com 2% (0,020 Mt C) do carbono armazenado pelas áreas florestais. Em 2006 estimou-se que as florestas da área de estudo armazenavam um total de 1,381 milhões de toneladas de carbono.

O pool mais representativo é o solo com 70% do total armazenado. Embora a expressão deste pool enquanto armazém de carbono tenha diminuído quando comparada com o ano de 1990, este reservatório continuou a armazenar carbono, passando de 0,816 milhões de toneladas para 0,970 milhões de toneladas em 2006. O pool biomassa em 2006 passou a ter mais peso no carbono armazenado pelas áreas florestais, uma vez que em conjunto passou a armazenar 28% (0,389 Mt C) do total de carbono, quando em 1990 apenas representava 18% (0,190 Mt C). O carbono armazenado na biomassa acima do solo, em 2006, representa uma percentagem de 20% (0,273 Mt C), enquanto o carbono armazenado na biomassa abaixo do solo representa 8% (0,117 Mt C). Por último o pool matéria orgânica em decomposição continua a contribuir com 2% do total de carbono armazenado nas áreas florestais, semelhante à de 1990, embora o carbono armazenado tenha aumentado ligeiramente, passando de 0,198 milhões de toneladas para 0,215 milhões de toneladas.

Através das estimativas obtidas, observa-se que em 2006, tal como acontecia em 1990, o pool solo armazenava grande parte do carbono nas florestas, mantendo a tendência crescente para armazenar carbono, embora com menor expressão que em 1990.

A maior diferença registada entre as duas datas deve-se à variação crescente que o pool biomassa registou neste período, o que permite afirmar que a biomassa (acima e abaixo no solo) passou a ter uma maior importância enquanto reservatório de carbono nas áreas florestais da área da bacia superior do rio Sabor.

Portanto, poderá afirmar-se que o aumento do carbono armazenado pelas florestas se deveu, por um lado, ao aumento da área ocupada por áreas florestais, devido à conversão de áreas agrícolas e seminaturais e, por outro lado, à modificação da condição das áreas florestais que se mantiveram ao longo do tempo, nomeadamente o aumento da disponibilidade de biomassa associado ao crescimento das árvores, o que permitiu obter valores superiores de carbono armazenado na biomassa na data de 2006.

- Meios seminaturais

Em 1990 as áreas seminaturais representavam 54% do carbono armazenado na paisagem, o que representa aproximadamente 1,644 milhões de toneladas de carbono.



O pool solo armazenava 1,444 milhões de toneladas de carbono, representando 88% do carbono total armazenado pelos meios seminaturais. O pool biomassa representava 12% (0,184 Mt C) do total de carbono armazenado nas áreas seminaturais, repartida de forma semelhante pela biomassa acima e abaixo do solo. O pool matéria orgânica em decomposição representava apenas 1% (0,015 Mt C) do carbono armazenado nas áreas seminaturais.

Em 2006 a contribuição das áreas seminaturais para o armazenamento de carbono diminuiu face a 1990, representando 48% (1,584 Mt C) do carbono armazenado na paisagem.

Embora o pool solo continue a ser o maior reservatório de carbono, representando 86% do total de carbono armazenado pelas áreas seminaturais, comparando com o ano de 1990, observou-se uma diminuição do carbono armazenado, passando de 1,444 milhões de toneladas para 1,364 milhões de toneladas.

Apesar de no geral os meios seminaturais armazenarem em 2006 menor carbono que em 1990, a contribuição da biomassa enquanto reservatório de carbono aumentou ligeiramente para 0,205 milhões de toneladas, representando 13% do total de carbono armazenado, o que para tal contribuiu o aumento do carbono armazenado na biomassa acima do solo (0,111 Mt C), uma vez que o carbono armazenado na biomassa abaixo do solo representa semelhante proporção quando comparamos 1990 e 2006.

O pool biomassa orgânica morta mantém-se como o pool que menos carbono armazena nas áreas seminaturais, decrescendo face a 1990, embora a expressão que representa seja semelhante a 1990, 1% (0,014 Mt C).

- Áreas agrícolas

Em 1990 as áreas agrícolas armazenavam 0,357 milhões de toneladas de carbono, representando 12% do carbono total armazenado na paisagem.

O carbono armazenado distribuía-se maioritariamente pelo pool solo armazenando 83% (0,297 Mt C) do total armazenado nestas áreas, seguindo-se o pool biomassa acima do solo armazenando 10% (0,037 Mt C) e a biomassa abaixo do solo que representava 6% (0,022 Mt C) do total de carbono armazenado pelas áreas agrícolas. Por último, surge o pool biomassa orgânica morta cuja representatividade é apenas de 0,2% (0,006 Mt C).

Ao comparar o carbono estimado para o ano 2006 com o estimado para 1990, observa-se um decréscimo do carbono armazenado pelas áreas agrícolas, representando 10% (0,311 Mt C) do total de carbono armazenado em toda a área de estudo.

De forma semelhante ao que acontecia em 1990, o pool solo continua a ser o maior reservatório de carbono, armazenando 83% do carbono das áreas agrícolas, uma percentagem semelhante à que apresentava em 1990. No entanto, a estimativa realizada aponta para um ligeiro decréscimo do carbono armazenado em 2006 (0,258 Mt C) quando comparado com 1990 (0,297 M t C).

Quando comparados os dois anos observou-se que o pool biomassa (acima e abaixo do solo) também decresceu, armazenando em 2006 perto de 0,053 milhões de toneladas, enquanto que em 1990 armazenava 0,059 milhões de toneladas. Embora se tenha observado esta diminuição, o contributo da biomassa acima do solo para o armazenamento de carbono nas áreas agrícolas aumentou ligeiramente, representando 12% (0,036 Mt C) do total do carbono armazenado.

O pool biomassa orgânica morta manteve-se como o pool que menos carbono armazena nas áreas agrícolas à semelhança do ano de 1990, registando-se inclusive um ligeiro decréscimo no carbono que armazenou no ano de 2006 (0,004 Mt C) face ao ano de 1990 (0,006 M t C).

Considerando as áreas seminaturais e as áreas agrícolas, poderemos afirmar que a diminuição do armazenamento de carbono fica a dever-se maioritariamente ao decréscimo da área que ocupavam, como se observa pela diminuição da percentagem de ocupação destas categorias na área de estudo entre as duas datas em análise. Contudo, o solo mantém-se como principal reservatório de carbono nestes sistemas.

O carbono armazenado pela biomassa acima e abaixo do solo aumenta sobretudo devido ao aumento da biomassa das espécies florestais presentes nestas ocupações, levando ao aumento da capacidade de armazenar carbono ao longo do tempo. No entanto este aumento não impediu que estes ecossistemas tivessem um saldo negativo quanto ao carbono sequestrado.

Analisando toda a área da bacia superior do rio Sabor, através das estimativas efetuadas, verificou-se que em 1990 a densidade média de carbono armazenado era de 98,756 t/ha, aumentando para 106,897 t/ha quando nos reportamos ao ano de 2006. Na Tabela 9 está representada a variação da densidade média de carbono na área de estudo ao longo do período em análise, por categoria e reservatório de carbono.

Tabela 9: Variação da densidade média de carbono na bacia superior do rio Sabor (1990 e 2006)

	1990						2006				
	C Total (t/ha)	C AGB (t/ha)	C BGB (t/ha)	C Solo (t/ha)	C DOM (t/ha)		C Total (t/ha)	C AGB (t/ha)	C BGB (t/ha)	C Solo (t/ha)	C DOM (t/ha)
<b>Floresta</b>	145,26	19,19	7,74	115,53	2,80		161,96	31,98	13,69	113,77	2,53
<b>Meios seminaturais</b>	110,22	6,23	6,12	96,83	1,04		109,81	7,72	6,52	94,57	1,00
<b>Áreas agrícolas</b>	43,73	4,53	2,71	36,42	0,07		44,28	5,11	2,36	36,74	0,06

Legenda: Biomassa acima do solo (AGB); biomassa abaixo do solo (BGB); matéria orgânica em decomposição (DOM)

Em média, observou-se que as áreas de floresta são os principais reservatórios de carbono na paisagem, tanto para o ano de 1990 como para 2006, seguidas das áreas correspondentes aos meios seminaturais e por último as áreas agrícolas.

O solo surge como o principal reservatório de carbono na paisagem para todas as categorias de uso e ocupação do solo, tanto no ano de 1990 como em 2006, estando de acordo com o relatado em Pereira et al. (2009) quanto às condições favoráveis das áreas de montanha para o sequestro de carbono no solo e com Ribeiro et al. (2011) quanto à importância do solo como reservatório de carbono nos sistemas florestais. No entanto, os valores obtidos para o carbono nos solos florestais da área de estudo são ligeiramente superior à metade do carbono total armazenado em áreas de floresta, o que não está de acordo com o relatado em Ribeiro et al. (2011), uma vez que estes autores referem que o carbono no solo das áreas de floresta do norte do país pode conter aproximadamente metade de todo o carbono destes sistemas. A diferença registada poderá dever-se à baixa produtividade de biomassa na área de estudo quando comparada com outras zonas do norte do país, levando a que o armazenamento de carbono no solo seja proporcionalmente mais elevado ou à idade relativamente jovem dos povoamentos florestais da área de estudo, na sua generalidade estabelecidos a partir dos anos 60.

No entanto, de uma forma geral, observa-se que ao longo do período em análise, a densidade média de carbono armazenado na biomassa acima e abaixo do solo aumentou na paisagem. O pool com menor expressão enquanto reservatório de carbono para todas as categorias corresponde à matéria orgânica em decomposição, mantendo esta tendência durante o período analisado.

Comparando os valores de densidade média de carbono obtidos para a bacia do rio Sabor (Tabela 9) com a densidade média de carbono contido na biomassa estimada por Pinheiro et al. (2014) na freguesia de Deilão (adjacente à área de estudo) nos diferentes

usos do solo para o ano de 2006: Áreas florestais (49,17 t/ha); Áreas agrícolas (2,18 t/ha); Áreas seminaturais (4,42 t/ha), observa-se que os valores para as áreas florestais são semelhantes, enquanto que os valores para as áreas seminaturais são superiores e para as áreas agrícolas ligeiramente superiores.

Se comparados com as estimativas de Arevalo et al. (2009) em diferentes tipos de ocupação do solo na província de Alberta (Canadá): áreas agrícolas (132 t/ha); floresta autóctone (223 t/ha); floresta plantada com 9 anos (174 t/ha); floresta plantada com 2 anos (110 t/ha) e pastagens (121 t/ha), observa-se que na área de estudo os valores são inferiores, embora no ano de 2006 as áreas florestais apresentem valores semelhantes. Comparando cada pool de carbono nas diferentes ocupações do solo: áreas agrícolas 14,5 t/ha (AGB), 2,4 t/ha (BGB) e 114,8 t/ha (solo); floresta (2 anos) 1,6 t/ha (AGB), 1,8 t/ha (BGB) e 106 t/ha (solo); floresta (9anos) 39,6 t/ha (AGB), 15,6 t/ha (BGB) e 119,4 t/ha (solo); pastagem 1,8 t/ha (AGB), 5,5 t/ha (BGB) e 113,6 t/ha (solo); floresta madura (80 anos) 49,2 t/ha (AGB), 37,4 t/ha (BGB) e 136,8 t/ha (solo), observa-se que na área de estudos os valores são inferiores, embora a distribuição do carbono pelos diferentes pools seja semelhante e o solo surja como o maior reservatório para todas as ocupações.

Os valores para a densidade média de carbono estimados por Kirby e Potvin (2007) em diferentes ocupações do solo numa área na zona oriental do Panamá (Floresta: 335 t/ha; Sistema Agro-florestal: 145 t/ha; Pastagens: 46 t/ha) são superiores aos estimados na área de estudo, embora em algumas ocupações agrícolas da área de estudo, nomeadamente os sistemas agroflorestais (por exemplo, em pomares de *Castanea sativa* com culturas anuais), se tenha estimado uma densidade de carbono semelhante, aproximadamente de 165 t/ha para o ano de 2006.

As estimativas apresentadas no relatório do Millennium Ecosystem Assessment (2005) indicam que os stocks de carbono para a biomassa aérea das florestas a nível global está entre 54,4 t/ha e 106,0 t/ha, observando-se que estes valores são claramente superiores aos estimados na área de estudo. Em comparação com as estimativas de Thurner et al. (2014) para as densidades de carbono na biomassa acima e abaixo do solo para três biomas florestais (florestas de folhosas e mistas em zonas temperadas; florestas de coníferas em zonas temperadas; florestas boreais) em três continentes: América do Norte (45,3 t/ha); Europa (60,8 t/ha); Ásia (43,6 t/ha), os valores estimados para a área de estudo situam-se ligeiramente abaixo do estimado para o continente europeu, embora semelhantes aos valores estimados para a América do Norte e Ásia.

Comparando os valores da densidade média de carbono estimados para as áreas florestais da bacia superior do rio Sabor com os valores obtidos por Timilsina (2012) para áreas florestais da Florida (EUA), que se situam entre 143 t/ha e 190 t/ha nos pools biomassa acima e baixo do solo, matéria orgânica morta e solo, observa-se que são semelhantes. Quando comparados as estimativas de Garcia et al. (2010) para espécies florestais mediterrânicas no Parque Natural do Alto Tajo (Espanha), onde a densidade média de carbono na biomassa acima do solo estimada foi de 28,98 t/ha, observa-se que estes são semelhantes à densidade de carbono na biomassa acima do solo estimada na área de estudo.

Os valores de densidade de carbono estimados para os solos florestais na área de estudo estão dentro do intervalo de valores (min. 16,5 t/ha e max. 153,4 t/ha) estimados por Martins (2009) para os solos florestais de Portugal Continental (0-30cm de profundidade). Quanto aos solos florestais da área de estudo possuem uma densidade média de carbono semelhante aos estimados por Fernandez-Nunez et al. (2009) na província de Lugo (NW de Espanha) com uma densidade média de carbono de 126 t/ha e superior aos valores estimados por Vagen e Winowiecki (2013) em quatro ecossistemas da África Oriental, 70 t/ha. A estimativa do relatório do Millennium Ecosystem Assessment (2005) para solos agrícolas a nível global é de uma densidade média de carbono de 103 t/ha, claramente mais elevada que os valores estimados nos solos agrícolas da área de estudo.

Comparando a densidade de carbono estimada na área de estudo relativamente à biomassa aérea nos meios seminaturais e os valores estimados por Viana et al. (2013) para o carbono na biomassa das principais espécies arbustivas lenhosas na região Norte-Centro de Portugal (8,86 t/ha) e NW da Galiza, Espanha (13 t/ha), os valores são semelhantes em Portugal mas ligeiramente inferiores quando comparados com os obtidos em Espanha.

#### **4.2.2. Mapeamento do carbono armazenado**

A Figura 6 representa espacialmente o stock de carbono (t/ha) na área de estudo para o ano de 1990. Através do mapa podemos visualizar a distribuição da densidade de carbono total na paisagem, estimados nos quatro reservatórios analisados: biomassa acima a abaixo do solo, solo e biomassa orgânica morta.

As densidades compreendidas no intervalo de 0 a 32 t/ha referem-se às áreas artificiais e também a superfícies de água. No entanto, não foi estimado o carbono armazenado, como tal apresentam o valor de zero.

A classe que engloba densidades de carbono entre 32,1 e 64 t/ha é, na maioria, representativa das áreas agrícolas, embora também inclua algumas ocupações arbustivas e herbáceas pouco densas e zonas com pouca vegetação.

Quanto à classe que compreende densidades de carbono entre 64,1 e 144 t/ha refere-se maioritariamente a áreas seminaturais, como sejam áreas de matos ou áreas de floresta aberta. Nesta classe incluem-se ainda áreas de floresta pura de resinosas, que representam povoamentos jovens de pinheiro bravo.

Na classe cujas densidades de carbono estão no intervalo de 144 a 160 t/ha refere-se sobretudo a áreas florestais, nomeadamente florestas mistas e florestas de mistura de folhosas. Relativamente à classe que compreende densidades de carbono superiores a 160 t/ha estão representadas maioritariamente áreas de floresta, como sejam florestas puras de folhosas, florestas puras de resinosas, florestas mistas e florestas de mistura de folhosas.

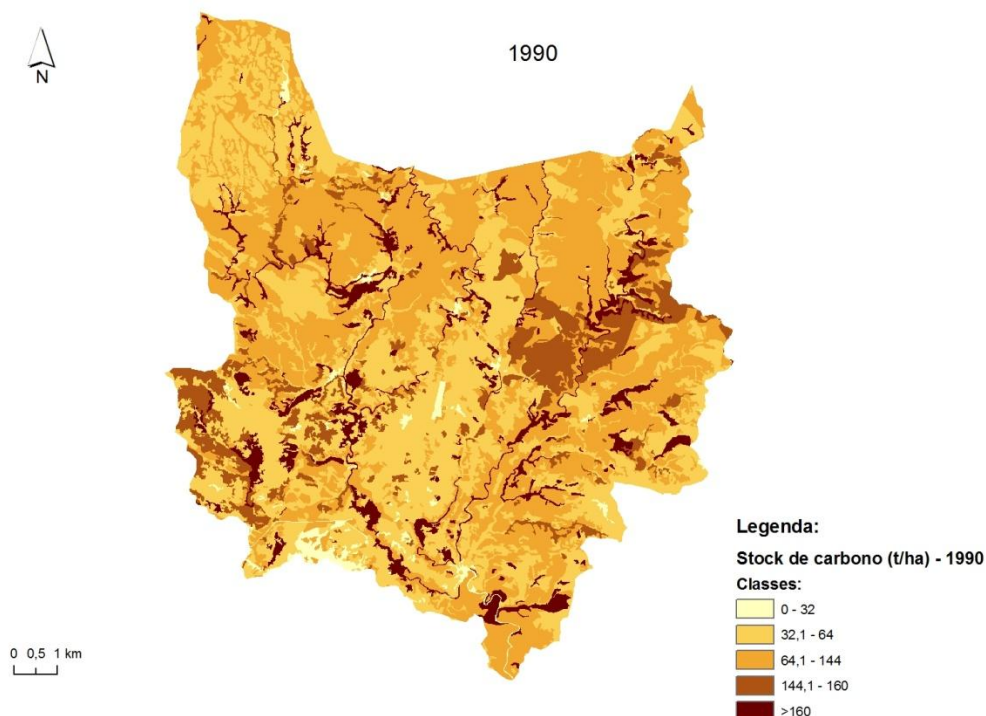


Figura 6: Stocks de carbono (t/ha) na bacia superior do rio Sabor - 1990

A Figura 7 representa espacialmente o stock de carbono na área de estudo para o ano de 2006.

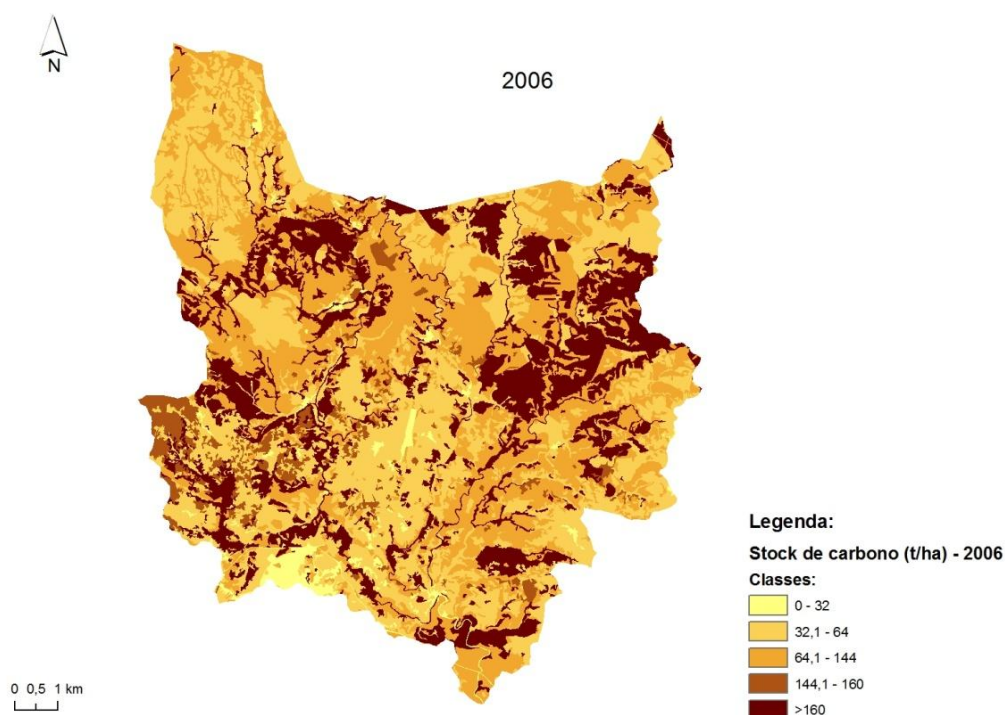


Figura 7: Stocks de carbono (t/ha) na bacia superior do rio Sabor - 2006

Este mapa representa a distribuição das densidades de carbono estimadas nos quatro reservatórios de carbono para a área de estudo relativamente ao ano de 2006.

As áreas cujas densidades de carbono se englobam na classe entre 0 e 32 t/ha referem-se às áreas artificiais e também a superfícies de água. Tal como para o ano de 1990, não foi estimado o carbono armazenado, portanto apresentam o valor de zero.

Na classe seguinte, que inclui densidades de carbono compreendidas entre 32,1 e 64 t/ha, estão representadas maioritariamente áreas agrícolas, embora também se incluam áreas com pouca vegetação e ocupações arbustivas e herbáceas pouco densas.

As densidades de carbono presentes no intervalo 64 a 144 t/ha incluem algumas ocupações florestais, como florestas de misturas de folhosas e florestas puras de folhosas, mas também ocupações agrícolas, como é o caso de territórios agroflorestais.

Por último, a classe que inclui densidades de carbono superiores a 160 t/ha representam maioritariamente ocupações florestais, como sejam florestas puras de folhosas, florestas puras de resinosas, florestas mistas e florestas de mistura de folhosas. Também se incluem algumas ocupações agrícolas, no caso, territórios agroflorestais.

### 4.3. Carbono sequestrado entre 1990 e 2006

#### 4.3.1. Análise do sequestro de carbono por categoria de uso e ocupação do solo e pool de carbono

Estimou-se que a paisagem da bacia superior do rio Sabor no ano de 1990 armazenava 3,026 milhões de toneladas de carbono. Essa capacidade aumentou 8% quando nos reportamos ao ano de 2006.

Analisando o período de tempo decorrido entre 1990 e 2006, estimou-se que a paisagem da bacia superior do rio Sabor tenha sequestrado 0,249 milhões de toneladas de carbono, que correspondem a uma taxa média de fixação anual de 0,509 t C/ha/ano.

A taxa média de fixação estimada para a área de estudo é superior ao valor estimado por Pinheiro et al. (2014) para a área da freguesia de Deilão (freguesia adjacente à área de estudo), onde se estimou que se sequestrassem 0,272 t C/ha/ano, mas inferior ao estimado por Azevedo (2012) para as florestas do distrito de Bragança, estimando-se que sequestrassem 0,721 t C/ha/ano. No entanto, estes valores encontra-se na mesma ordem de grandeza. Contudo, é um valor claramente inferior às estimativas disponíveis em Pereira et al. (2009) para sequestro de carbono em florestas de pinheiro bravo (4,09 a 7,09 t C/ha/ano), eucalipto (4,09 a 8,73 t C/ha/ano), carvalho negral (1,45 t C/ha/ano) e áreas agrícolas (0,54 a 2,18 t C/ha/ano) em Portugal. Tal pode dever-se à baixa produtividade primária e baixa acumulação de biomassa nas áreas de montanha, refletindo-se na dinâmica do carbono (Pereira et al. 2009).

Na Figura 8 está representado o carbono sequestrado/emitted entre o ano 1990 e 2006 em cada uma das categorias de ocupação do solo.

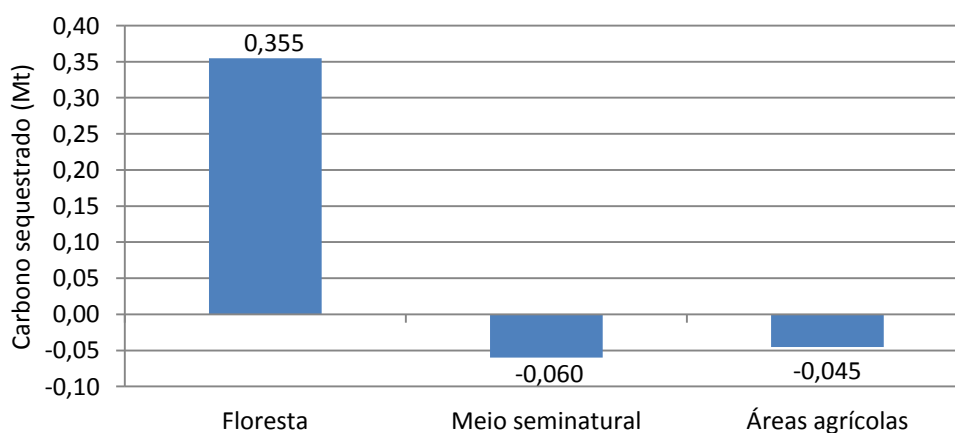


Figura 8: Carbono sequestrado/emitted (Mt) no período de 1990 a 2006 por categoria de ocupação do solo



Se compararmos as três categorias analisadas quanto ao carbono sequestrado/emitado, considerando a área (ha) que cada uma ocupa em 2006, observa-se que as florestas contribuíram para o sequestro de 0,355 milhões de toneladas de carbono, com uma taxa de fixação próxima de 2,6 t C/ha/ano, valor bastante superior ao estimado por Azevedo (2012) para as florestas do distrito de Bragança. As áreas seminaturais emitiram 0,060 Mt C e áreas agrícolas 0,045 Mt C, correspondendo à emissão de 0,26 t C/ha/ano e 0,4 t C/ha/ano, respetivamente.

Quanto às estimativas para o carbono sequestrado analisadas em função do pool de carbono (Figura 9), observa-se que nas áreas florestais o carbono foi maioritariamente sequestrado pela biomassa (acima e abaixo do solo) que conjuntamente sequestraram 0,199 milhões de toneladas, seguindo-se o carbono sequestrado pelo solo (0,154 Mt) e por fim o carbono sequestrado na matéria orgânica em decomposição (0,002 Mt).

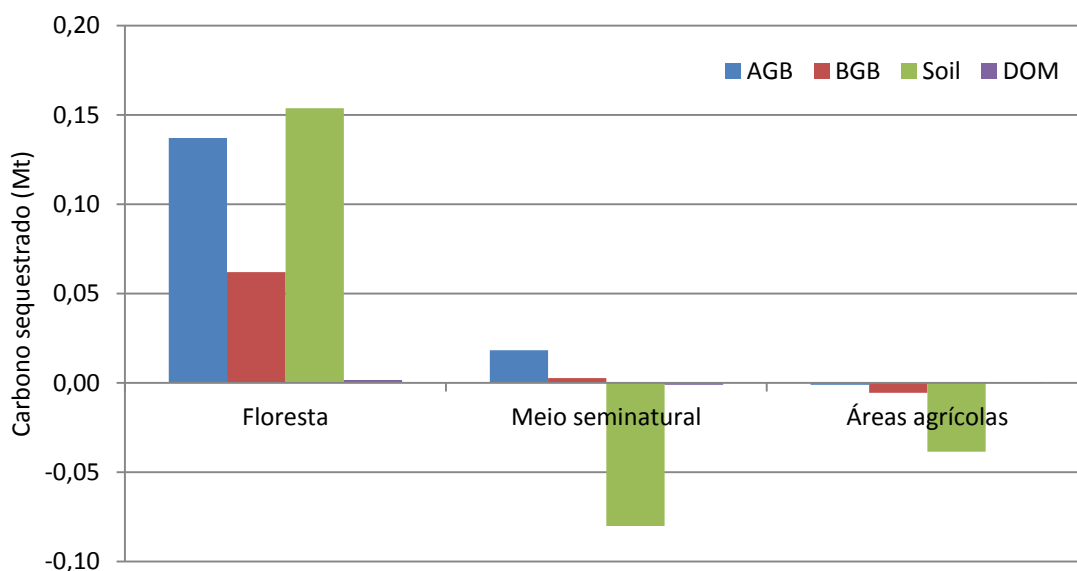


FIGURA 9: Carbono sequestrado (Mt) por pool de cada categoria de ocupação do solo. Legenda: biomassa acima do solo (AGB), biomassa abaixo do solo (BGB), matéria orgânica em decomposição (DOM), matéria orgânica do solo (Soil)

Nas áreas seminaturais também é na biomassa (acima e abaixo do solo) que ocorreu o maior sequestro de carbono, 0,021 milhões de toneladas de carbono sequestrado. Contudo, o carbono sequestrado pela biomassa foi insuficiente para obter um saldo positivo, uma vez que a partir do solo e da matéria orgânica em decomposição foram emitidas 0,080 Mt e 0,001 Mt, respetivamente.

Para as áreas agrícolas nenhum dos pools sequestrou carbono, observando-se que o que mais emitiu foi o solo, seguida da biomassa abaixo do solo e só depois a biomassa

acima do solo e a matéria orgânica em decomposição. A grande diminuição do carbono sequestrado pelo solo nas áreas agrícolas e seminaturais poderá relacionar-se sobretudo com o decréscimo das áreas ocupadas por estas duas categorias na totalidade da área de estudo, provocadas pelas alterações do uso e ocupação do solo, resultando num balanço negativo de carbono que corresponde à sua libertação.

Na estimação da variação dos stocks de carbono ao longo do tempo não foi considerado o tempo de permanência/libertação do carbono devido à conversão de uma ocupação e uso do solo para outra diferente (Polasky et al., 2011; Kovacs et al., 2013), implicando que a conversão de uma ocupação e uso do solo para outra leve de imediato à alteração das quantidades de carbono aí existentes, o que poderá não ocorrer na realidade, especialmente quando nos referimos ao pool solo, que se assume como um reservatório de grande estabilidade e longevidade na retenção de carbono (Vagen e Winowiecki, 2013).

#### **4.3.2. Mapeamento do carbono sequestrado**

A Figura 10 representa espacialmente o carbono sequestrado ou emitido na área da bacia superior do rio Sabor para o período de tempo compreendido entre 1990 e 2006. Nesta figura podemos visualizar as áreas na paisagem onde ao longo dos 16 anos analisados se estima que ocorreu sequestro de carbono (representados pelas cores associadas a valores positivos), onde o carbono foi emitido (representados por cores associadas a valores negativos) e áreas onde o carbono não foi emitido nem sequestrado (valores próximos de zero ou mesmo zero).

As áreas onde se estima que houve sequestro ou emissão de carbono sugerem que ocorreram alterações significativas nas ocupações do solo no período de tempo analisado. No entanto esta tendência nem sempre se observa, pois em algumas áreas cuja ocupação do solo se manteve, também houve o sequestro de carbono. Por outro lado, as áreas onde se estima que não houve sequestro ou emissão de carbono sugerem que as ocupações do solo presentes em 1990 e em 2006 pouco ou nada se alteraram.

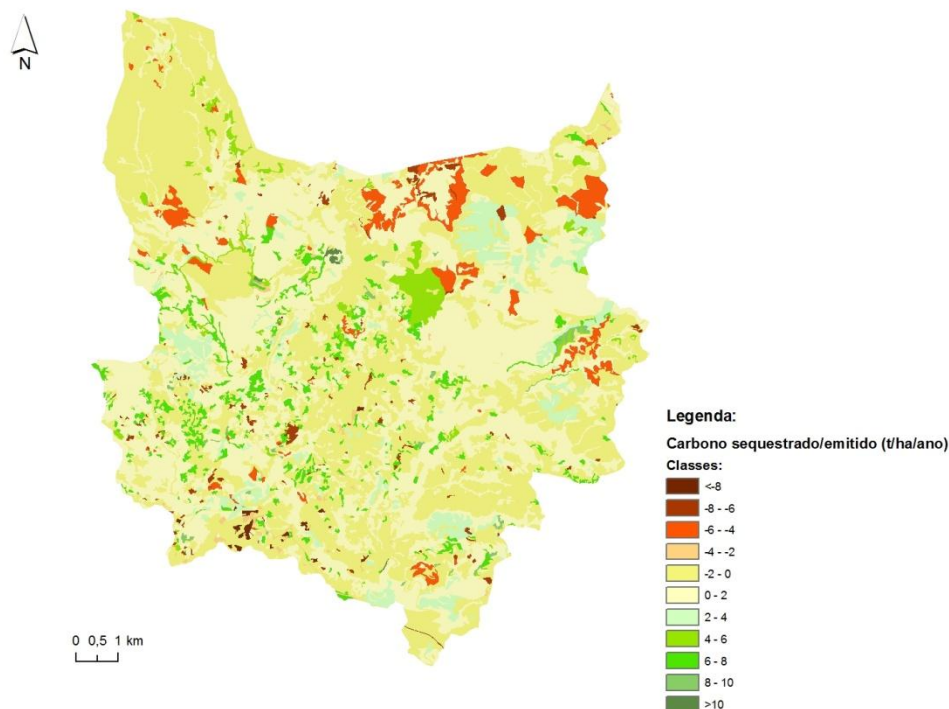


Figura 10: Balanço de carbono na área da bacia superior do rio Sabor (1990 - 2006); valores positivos representam o carbono sequestrado; valores negativos representam o carbono emitido.

De uma forma geral, estima-se que a emissão de carbono na paisagem está associada à alteração de ocupações florestais para áreas seminaturais, por exemplo a transição de áreas de pinheiro bravo para áreas caracterizadas como rocha nua e/ou solo com pouca vegetação. No mesmo sentido, esta tendência prossegue quando ocorre a transição de áreas florestais para áreas agrícolas, por exemplo floresta de folhosas para territórios agroflorestais, ou a alteração de áreas florestais para áreas artificiais, por exemplo áreas de floresta de folhosas transitam para espaços urbanos.

Quando áreas seminaturais se alteram para áreas agrícolas, por exemplo florestas abertas de folhosas para áreas de agricultura permanente, ou mantendo-se como áreas seminaturais mas com uma ocupação diferente, por exemplo áreas de matos para áreas com pouca ou sem vegetação, associadas a incêndios, também se verifica a libertação de carbono. Também se estima que tenha ocorrido emissão de carbono quando houve transição de áreas agrícolas para áreas artificiais, por exemplo áreas de culturas anuais para espaços urbanos, ou mesmo quando não havendo transição, a ocupação agrícola

varia, por exemplo transição de território agroflorestal para áreas de padrões agrícolas complexos.

Relativamente ao carbono sequestrado na área da bacia superior do rio Sabor estima-se que está associado a áreas onde ocorreram transições de uma determinada ocupação do solo para outra, mas também em áreas onde não se verificou transição da ocupação do solo. Assim, quando se registaram alteração de áreas agrícolas para ocupações florestais, por exemplo áreas de culturas anuais para áreas de floresta de folhosas, ou de áreas seminaturais para áreas florestais, por exemplo, áreas de floresta aberta transitada para área de floresta de mista, estima-se que houve sequestro de carbono.

Esta tendência também se verificou quando áreas agrícolas transitaram para áreas seminaturais, por exemplo áreas caracterizadas como território agroflorestal transitam para áreas de floresta aberta de folhosas, ou quando áreas caracterizadas como áreas ardidadas se alteram para áreas de matos.

Relativamente a áreas onde se estima que tenha ocorrido o sequestro de carbono mas não houve alterações na ocupação do solo, são exemplo áreas de floresta de pinheiro bravo, que ao longo dos 16 anos decorridos aumentaram a sua capacidade de sequestrar carbono, ou áreas de floresta pura que se alteraram para áreas de floresta mista.

Com base nos resultados descritos poderá afirmar-se que o aumento das áreas florestais por conversão de outras ocupações e usos do solo promoveu o sequestro de carbono ao longo do período em análise, o que está de acordo com o relatado por Pinheiro et al. (2014), Pereira et al. (2009), Azevedo et al. (2010) e Ribeiro et al. (2011). Para além das alterações do uso e ocupação do solo, o carbono sequestrado também resultou de modificações das áreas de floresta, ou seja, o aumento da disponibilidade de biomassa relacionada com o crescimento das árvores proporcionou o aumento da capacidade de fixar carbono nas áreas florestais, estando de acordo com o relatado em Zhu et al. (2010).

Relativamente à emissão de carbono nas áreas agrícolas e meios seminaturais poderá afirmar-se que ocorreu devido ao decréscimo da presença destes tipos de ocupação e uso do solo, por conversão das áreas seminaturais em áreas agrícolas ou áreas urbana e a conversão de áreas agrícolas em áreas urbanas. Portanto, poderá afirmar-se que as alterações ocorridas na paisagem estiveram na base da emissão de carbono na área de estudo, estando de acordo com o relatado em Zhu et al. (2010).

Desta forma, é possível afirmar que o armazenamento e sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor varie em função das diferentes ocupações e uso do solo, e

que as alterações do uso e ocupação do solo ao longo do tempo são um importante promotor de alterações no fornecimento de serviços de ecossistema, neste caso o serviço de regulação climática, estando de acordo com o relatado em Pereira et al. (2009) para os ecossistemas de Montanha e Azevedo et al. (2011) relativamente à dinâmica e serviços da paisagem no Nordeste de Portugal.

#### **4.4. Valoração do carbono sequestrado entre 1990 e 2006**

No período compreendido entre 1990 e 2006 estimou-se que o valor do carbono sequestrado na paisagem da área da bacia superior do rio Sabor foi de 7,619 milhões de dólares. Este valor representa o valor atualizado para o ano de 1990 dos custos económicos evitados devido ao carbono sequestrado na paisagem entre o período de 1990 e 2006.

A Figura 11 representa espacialmente a valoração do carbono sequestrado ou emitido na bacia superior do rio Sabor ao longo dos 16 anos em análise. Os valores positivos representam os custos económicos evitados devido ao carbono sequestrado (valor do prejuízo evitado), enquanto os valores negativos representam o custo económico devido à emissão de carbono da atmosfera (valor do prejuízo causado).

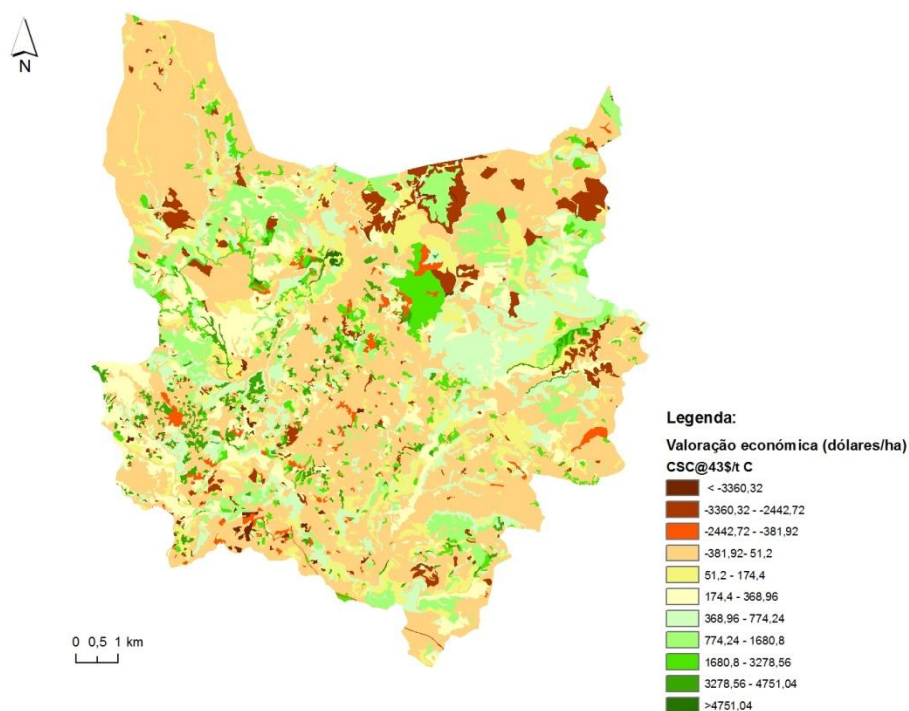


Figura 11: Valoração económica do carbono sequestrado ou emitido na área da bacia superior do rio Sabor (1990 - 2006). Custo social do carbono (CSC) = 43dólares/t C

O custo económico gerado pela emissão de carbono variou entre 381,92 \$/ha e um valor máximo de 4662,72 \$/ha, enquanto o custo económico evitado pelo sequestro de carbono variou entre 51,2 \$/ha e um valor máximo de 8637,28 \$/ha. O valor médio do carbono sequestrado na área de estudo foi de 248,64 \$/ha.

Quando comparados com os valores estimados por Timilsina (2012) para áreas florestais no noroeste, centro e sul da Florida (EUA), usando como referencia preço de 40 \$/tC (Point Market Carbon), obtendo valores médios entre os 2907 \$/ha e os 3610 \$/ha, observa-se que o valor médio estimado na área de estudo é claramente inferior. No entanto, quando comparado com os valores obtidos por Kovacs et al. (2013) para a avaliação do sequestro de carbono em áreas de conservação no estado do Minnesota (EUA), variando entre 0 \$/ha e 9,7 \$/ha, os valores obtidos na área de estudo são superiores.

A distribuição espacial da valoração estimada para sequestro ou emissão de carbono na área de estudo é semelhante à espacialização das áreas que no período compreendido entre 1990 e 2006 sequestraram ou emitiram carbono, o que sugere uma correlação entre as alterações do uso e ocupação do solo, o carbono armazenado/sequestrado e o valor associado ao carbono sequestrado, bem como relativamente aos custos sociais e prejuízos económicos causados pela emissão de carbono para a atmosfera.

De uma forma geral, a perda de áreas florestais por transição para áreas seminaturais, agrícolas ou urbanas representam áreas onde se emitiu carbono e se estima que se verifiquem maiores prejuízos económicos e maiores custos para a sociedade para a remoção do carbono emitido da atmosfera. Por outro lado, as áreas cujas ocupações florestais se mantiveram, permitindo que a floresta sequestrasse carbono ao longo do tempo, armazenando-o e mantendo-o fora da atmosfera, surge como o contribuindo dos ecossistemas para a regulação do clima e composição da atmosfera, que por sua vez irá representar o benefício que a sociedade obtém a partir deste serviço de ecossistema.

#### **4.5. *Cenários alternativos de evolução da paisagem (período 2006 - 2020)***

Comparando a paisagem da bacia superior do rio Sabor no ano de 2006 com os três cenários alternativos construídos para o ano de 2020, observam-se diferenças relativamente à percentagem da área que ocupam as categorias de uso e ocupação do solo definidas (Figura 12).

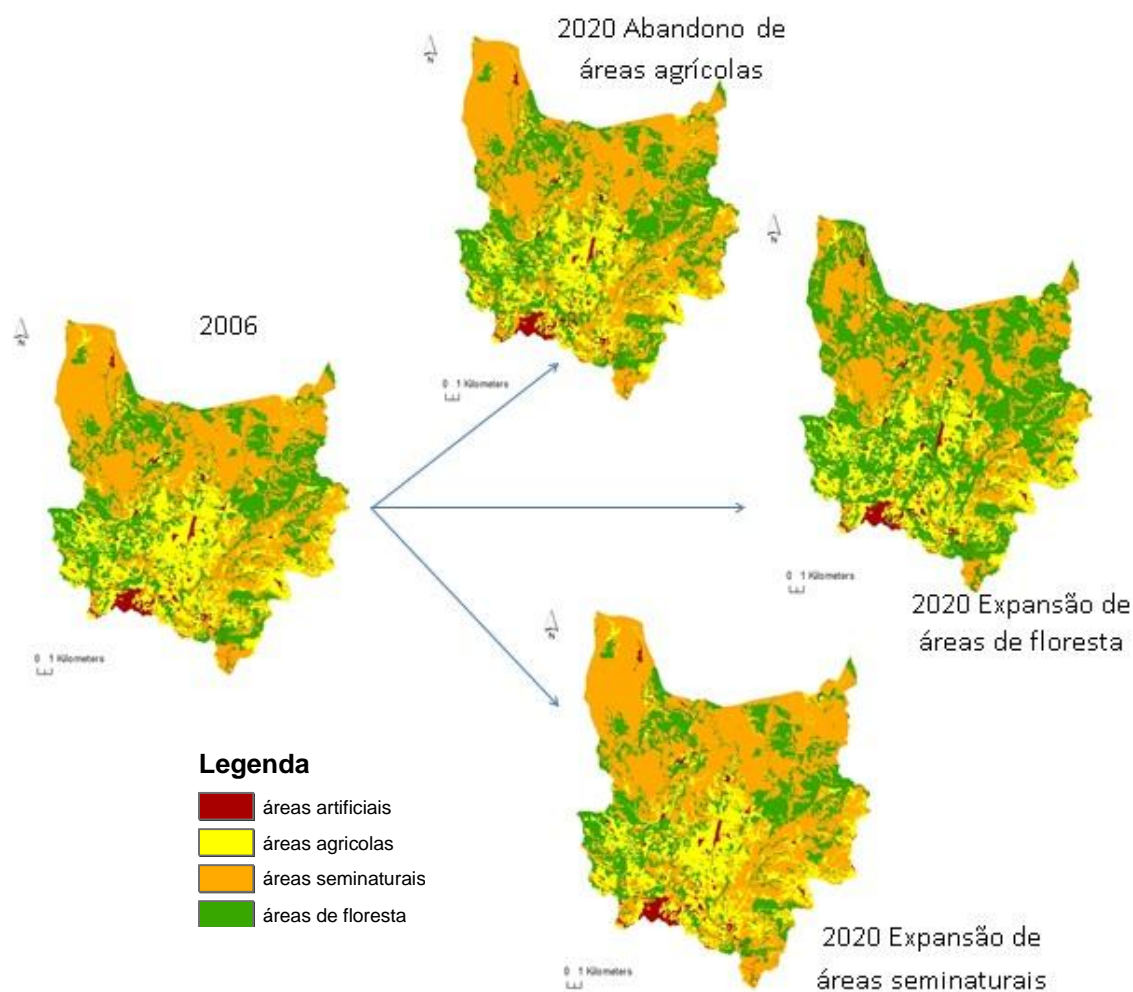


Figura 12: Mapeamento das categorias de uso e ocupação do solo da bacia superior do rio Sabor para o ano de 2006 e para os três cenários alternativos para o ano de 2020

Na Tabela 10 estão descritas as áreas totais de cada uma das categorias de uso e ocupação do solo presentes na bacia superior do rio Sabor em cada um dos cenários em análise.

Tabela 10: Variação da área das categorias de uso e ocupação do solo em função de cada cenário simulado

	Área (ha)			
	Floresta	Seminatural	Agrícola	Artificial
<b>Base (2006)</b>	8840,09	14423,97	6718,79	663,17
<b>Expansão das áreas de floresta (2020)</b>	13629,34	10625,57	5727,95	663,17
<b>Expansão das áreas seminaturais (2020)</b>	7561,83	16713,89	5707,14	663,17
<b>Abandono de áreas agrícolas (2020)</b>	9503,48	15263,12	5216,26	663,17

Assim, entre 2006 e 2020, no cenário que simula a expansão das áreas de floresta, observou-se que as áreas florestais aumentaram 54%, as áreas seminaturais decresceram

26%, enquanto as áreas agrícolas decresceram cerca de 15%. No cenário que simula a expansão das áreas seminaturais, as áreas florestais decresceram cerca de 15%, enquanto as áreas seminaturais aumentaram cerca de 16% e as áreas agrícolas diminuíram 15%. Quanto ao cenário que simula o abandono das áreas agrícolas observou-se que as áreas de floresta aumentaram 7,5%, as áreas seminaturais aumentaram cerca de 6%, enquanto as áreas agrícolas diminuíram cerca de 22%.

Os resultados obtidos para cada um dos cenários simulados relativamente à estimativa da taxa média de sequestro de carbono e valor dos custos económicos evitados devido ao sequestro de carbono podem ser observados na Tabela 11.

A taxa média de sequestro de carbono na paisagem para os cenários simulados refere-se ao período de 2006 a 2020, enquanto para o cenário considerado base (2006) corresponde à taxa média de sequestro de carbono no período de 1990 a 2006. O valor do sequestro de carbono no cenário base refere-se ao período de 1990 e 2006 corresponde ao valor atualizado para o ano de 1990 de todos os custos económicos evitados devido ao carbono sequestrado. O valor do sequestro de carbono para os cenários alternativos da paisagem corresponde ao valor atualizado para o ano de 2006 de todos os custos económicos evitados devido ao carbono sequestrado entre o período de tempo compreendido entre 2006 e 2020 em cada cenário.

Tabela 11: Quantificação e valoração do carbono armazenado e sequestrado em cada um dos cenários alternativos na bacia superior do rio Sabor

	<b>Carbono sequestrado (t/ha/ano)</b>	<b>Valor do carbono sequestrado (Milhões de dólares)</b>
<b>Base (2006)</b>	0,509	7,619
<b>Expansão das áreas de floresta</b>	0,54	7,457
<b>Expansão das áreas seminaturais</b>	0,05	0,715
<b>Abandono de áreas agrícolas</b>	0,29	3,929

Comparando os diferentes cenários quanto ao carbono sequestrado na paisagem observa-se que a taxa de fixação média de carbono na paisagem é mais elevada para o cenário que simula a expansão de áreas de floresta e mais baixa para o cenário que simula a expansão das áreas seminaturais. A taxa de fixação média de carbono na paisagem para o cenário que simula o abandono de áreas agrícolas é superior ao cenário de expansão das áreas seminaturais, mas inferior ao que simula a expansão das áreas de floresta.



O valor do carbono sequestrado também varia em função dos diferentes cenários, observando-se uma diferença elevada quando se compara o cenário que simula a expansão de áreas de floresta e a expansão de áreas seminaturais, uma vez que o primeiro apresenta um valor cerca de dez vezes superior. O valor do carbono sequestrado no cenário que simula o abandono de áreas agrícolas é inferior ao cenário de expansão de áreas de floresta, mas superior ao cenário de expansão de áreas seminaturais.

A Figura 13 representa espacialmente o carbono sequestrado/emitido na área da bacia superior do rio Sabor para cada um dos cenários simulados. As áreas a verde representam os locais onde se observou que houve sequestro de carbono, variando o seu potencial mediante a intensidade da cor. As áreas a vermelho correspondem a locais onde o carbono foi emitido para a atmosfera, considerando-se que nessas áreas o potencial para o sequestro de carbono é muito baixo.

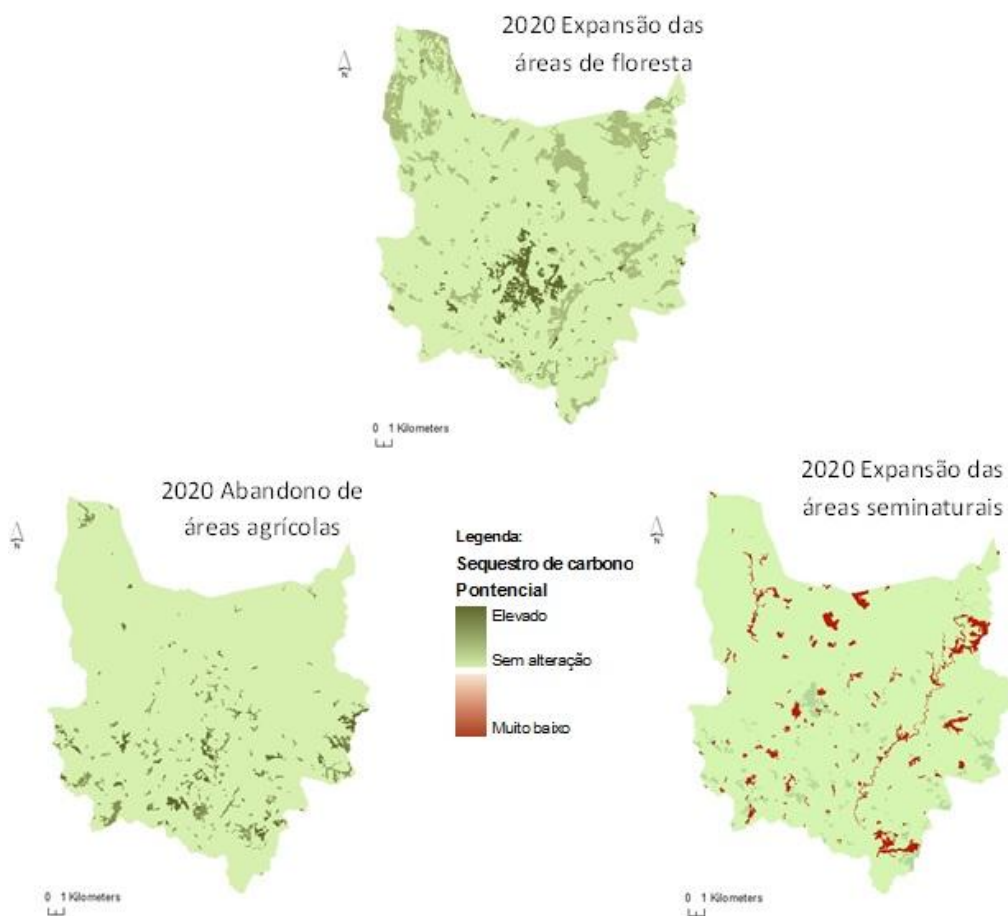


Figura 13: Estimação do sequestro de carbono potencial na paisagem da bacia superior do rio Sabor para o ano de 2020 em cada um dos cenários simulados

Da análise de cada um dos mapas pode concluir-se que o potencial para o sequestro de carbono na paisagem varia em função dos cenários construídos, sugerindo que as alterações do uso e ocupação do solo simuladas entre o ano de 2006 e 2020 influenciam o fornecimento deste serviço de ecossistema.

Ao analisar o cenário que simula a expansão das áreas de floresta, observa-se que a conversão de áreas agrícolas em áreas de floresta potencia de forma elevada o sequestro de carbono na paisagem. O mesmo se observa quando ocorre a conversão de áreas seminaturais em áreas de floresta, embora de forma menos acentuada. As áreas em que não se observou sequestro de carbono referem-se a áreas em que os usos e ocupação do solo se mantiveram inalterados.

Analisando o cenário que simula a expansão de áreas seminaturais é possível observar áreas com algum potencial para o sequestro de carbono, correspondendo a áreas onde ocorreu a conversão de territórios agrícolas em áreas seminaturais. Também se observa a ocorrência de áreas cujo potencial para o sequestro de carbono é muito baixo, correspondendo a áreas onde ocorreu a conversão de áreas de floresta em áreas seminaturais, sugerindo que nestes locais ocorreu a emissão de carbono para a atmosfera. Neste cenário não se observam áreas com potencial elevado para o sequestro de carbono, sugerindo que as transições de uso e ocupação do solo que ocorreram não potenciam de forma elevada o sequestro de carbono.

Através da análise do cenário que simula o abandono de áreas agrícolas, a tendência é semelhante à observada no cenário que simula a expansão de áreas de floresta. No entanto, devido a um maior equilíbrio entre as áreas agrícolas que foram convertidas em floresta e em áreas seminaturais, a capacidade da paisagem para sequestrar carbono é inferior.

Com base nos resultados obtidos é possível afirmar que o cenário mais favorável ao sequestro de carbono na paisagem é o que simula uma paisagem a evoluir no sentido da expansão das áreas de floresta, seja pela conversão de áreas agrícolas abandonadas seja pela possibilidade da regeneração natural de espécies florestais ou a florestação de áreas de matos. Como tal, este é também o que mais valoriza o sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor, o que significa que será o cenário que mais reduzirá os custos económicos devido à emissão de carbono para a atmosfera.

O cenário que menos favorece o sequestro de carbono é o que simula uma paisagem a evoluir no sentido da expansão de áreas seminaturais, especialmente se este aumento for à custa da conversão de áreas de floresta, situação que poderá estar relacionada com a

possibilidade de ocorrência de incêndios florestais. Como tal, este é também o que menos valoriza o sequestro de carbono na área da bacia superior do rio Sabor, portanto o cenário que menos contribuirá para se evitarem custos económicos que derivam da emissão de carbono para a atmosfera.

O cenário que simula o abandono de áreas agrícolas, traduzindo-se no aumento de áreas de floresta e áreas seminaturais é favorável ao sequestro de carbono na paisagem, embora a taxa de fixação média seja inferior ao cenário que simula a expansão das áreas de floresta. Como tal, há valorização do sequestro de carbono, no entanto de forma menos efetiva que no cenário relativo à expansão das áreas de floresta.

A tendência observada entre 1990 e 2006 sugere o aumento das áreas florestais e diminuição das áreas seminaturais e áreas agrícolas. Esta tendência é prosseguida pelo cenário que simula a expansão das áreas de floresta, revelando-se favorável para o sequestro de carbono e fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática. No entanto, o aumento das áreas de floresta e aumento da disponibilidade de biomassa, conjugadas com condições climáticas e topográficas que permitem a ocorrência de incêndios, podem revelar-se uma ameaça ao fornecimento deste serviço, como é evidenciado no cenário de expansão de áreas seminaturais, onde se observa a conversão de áreas de floresta em áreas seminaturais.

Portanto, apesar do cenário que simula a expansão das áreas de floresta indicar que o fornecimento e valor deste serviço de ecossistema se mantém no futuro, a possibilidade de se criarem condições que levem à perda deste serviço também aumentam.

## **5. Conclusões**

Na bacia superior do rio Sabor, entre 1990 e 2006, observaram-se alterações do uso e ocupação do solo que resultaram no aumento das áreas de floresta e diminuição das áreas seminaturais e áreas agrícolas.

Durante este período observou-se um aumento de 8% do carbono armazenado na paisagem, estimando-se que o carbono armazenado em 1990 correspondia a 3,026 Mt, aumentando em 2006 para 3,276 Mt de carbono. A densidade média de carbono estimada na área total da bacia superior do rio Sabor aumentou de 98,756 t C/ha para 106,897 t C/ha.

A distribuição do carbono pelos diferentes pools variou em função da ocupação e uso do solo, estimando-se que o solo seja o principal reservatório de carbono para todas as categorias de uso e ocupação do solo da bacia superior do rio Sabor.

Entre 1990 e 2006 foram sequestradas 0,249 milhões de toneladas de carbono, correspondendo a uma taxa média de fixação anual de 0,509 t C/ha/ano, observando-se que o aumento das áreas florestais contribuiu para o sequestro de carbono, enquanto que a emissão de carbono está associada à conversão de áreas florestais numa outra ocupação, áreas seminaturais em áreas agrícolas, áreas agrícolas em áreas artificiais ou a degradação e abandono destas áreas. Durante este período o valor económico do carbono sequestrado, correspondente ao valor dos custos económicos evitados pela existência do serviço de regulação climática, foi estimado em 7,619 milhões de dólares. Relativamente às projeções efetuadas para o ano de 2020, estimou-se que a evolução da paisagem no sentido da expansão das áreas de floresta é o cenário mais favorável para o sequestro de carbono na paisagem, com uma taxa média de fixação de 0,54 t C/ha/ano. Este cenário é também o que gera um maior valor económico do serviço, cerca de 7,457 milhões de dólares, o que poderá funcionar como um incentivo à implementação de medidas de gestão que favoreçam o sequestro de carbono, uma vez que este valor representa os custos económicos evitados pela existência do serviço de regulação climática. Assim, a conjugação dos fatores biofísicos e económicos poderão funcionar como indicadores da possibilidade de continuidade do fornecimento deste serviço de ecossistema.

Por outro lado, o cenário menos favorável ao sequestro de carbono é o que simula uma paisagem que evolua no sentido da expansão de áreas seminaturais, ou seja, será o cenário que possivelmente levaria a uma mais rápida perda deste serviço de ecossistema. Portanto, a conservação e expansão de áreas de floresta na área da bacia superior do rio Sabor poderá ser uma estratégia de gestão da paisagem que seria favorável para a continuidade do fornecimento do serviço de ecossistema de regulação climática.

A variação do carbono armazenado e sequestrado na bacia superior do rio Sabor deve-se principalmente às alterações do uso e ocupação do solo ocorridas ao longo do período em análise e ao aumento da disponibilidade de biomassa das espécies florestais. Assim, as alterações do uso e ocupação do solo apresentam-se como um dos principais processos de alteração da dinâmica do carbono, concluindo-se que no caso da bacia

superior do rio Sabor a expansão das áreas florestais e a sua condição potenciaram o sequestro de carbono e como tal, o fornecimento do serviço de regulação climática.

A valoração económica do carbono sequestrado poderá ser importante para um maior reconhecimento da importância deste serviço de ecossistema, uma vez que representa os custos económicos que são evitados pela não emissão de carbono para a atmosfera. Assim, poderá servir de incentivo à criação de condições que promovam o seu fornecimento, possibilitando, por um lado, a valorização de áreas em declínio socioeconómico e, por outro lado, contribuir para a disponibilização dos benefícios que a sociedade pode obter associados à regulação climática, evitando prejuízos que derivam do excesso de gases de efeito de estufa na atmosfera.

O mapeamento deste serviço de ecossistema, combinando a componente biofísica e económica, poderá ser uma ferramenta útil para possíveis ações de gestão dos ecossistemas que visem a promoção do sequestro de carbono, delimitando áreas com necessidade de intervenção e aquelas em que este serviço está a ser gerado. Por outro lado, poderá ser útil para analisar um conjunto de potenciais serviços que podem ser fornecido numa determinada área, percebendo se há compatibilidade ou não entre eles, identificando onde os serviços de ecossistema podem ser gerados e quem são os seus beneficiários.

## **6. Bibliografia**

Abson, D.J., Termansen, M., Pascual, U., Fezzi, F., Bateman, I., Aslam, U. (2010). Valuing regulating services (climate regulation) from UK terrestrial ecosystems, Report to the Economics Team of the UK National Ecosystem Assessment. UNEP-WCMC. Cambridge.

Alcamo, J., Ash, N., Butler, C., Callicot, J., et al. (2003). Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press. Washington, D.C.

Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., Sidders, D. (2009). Ecosystem carbon stocks and distribution under different land-uses in north central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 257 (8): 1776-1785.

Azevedo, J., Moreira, C., Pinheiro, H., Loureiro, C., Castro, J. (2010). Efeitos ambientais do abandono da agricultura em áreas de montanha. Actas do VI Congresso da Associação Portuguesa de Economia Agrária e IV Congresso de Gestão e Conservação da Natureza. Ponta Delgada.

Azevedo, J., Castro, J. P., Pinheiro, H., Moreira, C., Magalhães, S., Loureiro, C., Fernandes, P. M. (2011). Dinâmica e serviços da paisagem no Nordeste de Portugal. In Neto, J. A. F, Enlof, C. J., Gonçalves, R.L. (Org.) Desenvolvimento Rural, Sustentabilidade e Ordenamento Territorial. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.

Azevedo, J. (2012). Florestas, ambiente e Sustentabilidade. Uma Abordagem Centrada nos Serviços de Ecossistema das Florestas do Distrito de Bragança. Academia das Ciências de Lisboa. Lisboa. pp. 19.

Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K. (2011). Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics* 48 (2): 177 – 218.

Bagstad, K. J., Semmens. D. J., Winthrop, R. (2013). Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services* 5: 40-50.

Boyd, J., Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2–3): 616-626.

Bradford, J. B., Weishampel, P., Smith, M., Kolka, R., Birdsey, R. A., Ollinger, S. V., Ryan, M. G. (2009). Carbon pools and fluxes in small temperate forest landscapes: Variability and implications for sampling design. *Forest Ecology and Management* 259, (7): 1245-1254.

Brown, T. C., Bergstrom, J. C., Loomis, J. B. (2007). Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal* 47(2): 329-376.

Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007) – Memória descritiva - Anexo I. Instituto Geográfico Português. Lisboa.

Carvalho, J. P. (2000). Crescimento, produção e ecologia de povoamentos de *Quercus pyrenaica* Willd. em Portugal continental. Tese de doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83: 67-78.

Conte, M., Nelson, E., Carney, K., Fissore, C., Olwero, N., Platinga, A., Stanley, W., Ricketts, T. (2011). Terrestrial carbon sequestration and storage in Kareiva, P. Tallis, H. Ricketts, T., Daily, G., Polasky, S. (Eds.) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press. New York.

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 (6630): 253-260.

Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D. J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS* 105 (28): 9483-9488.

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

Daily, G. (1999). Developing a scientific basis for managing Earth's life support systems. *Conservation Ecology* 3(2): 14.

de Groot, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist* 7 (2): 105 - 109.

de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.

de Groot, R. S. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75 (3–4): 175-186.

de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3): 260-272.

Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A. T., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63 (4): 714-721.

FAO (2009). ECV 12 - Biomass: assessment report on available methodological standards and guides. Global Terrestrial Observing System. Rome.

Farber, S., Costanza, R., Childers, D. L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C. S., Kahn, J., Pincetl, S., Troy, A., Warren, P., Wilson, M. (2006). Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience* 56 (2): 121-133.

Fernández-Núñez E., Rigueiro-Rodríguez A. and Mosquera-Losada M. R. (2009). Silvopastoral Systems: a Contribution to Mitigation of Greenhouses Gas Emissions (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>). *Actas do 6º Congresso Florestal Nacional, Ponta Delgada*.

Fisher, B., Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5): 1167-1169.

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



Fisher, B., Bateman, I., Turner, R.K. (2011). Valuing ecosystem services: benefits, value, space and time. *Ecosystems Services Economics*. The United Nations Environment Programme. Nairobi.

Fonseca, F., Martins, A., Figueiredo, T., Nogueira, C., Guerra, A., Gallardo, J. (2008). Variação da massa de carbono em solos florestais por efeito da preparação do terreno. V Congreso de Física y Química Ambiental. Mar del Plata.

Fonseca, F., Figueiredo, T. (2012). Carbon in soils of Montesinho Natural Park, Northeast Portugal: preliminary map-based estimate of its storage and stability. *Spanish Journal of Rural Development* 3 (1): 71-78.

García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Danson, F. M. (2010). Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in central Spain using LiDAR height and intensity data, *Remote Sensing of Environment* 114 (4): 816-830.

Gaspar, M.J., Louzada, J. L., Bpires, P. R., Vicente, A. M., Romano, A. A. (2003). Estudo de adaptação, crescimento e qualidade da madeira de *Eucalyptus nitens* na terra fria transmontana. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

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

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. in Raffaelli, D. G, Frid, C. L. J. (Eds.). *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, UK.

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

Hairiah, K., Dewi, S., Agus, F., Velarde, S., Ekadinata, A., Rahayu, S., van Noordwijk M. (2010). *Measuring Carbon Stocks Across Land Use Systems: A Manual*. World Agroforestry Centre (ICRAF). Bogor, Indonesia.

Hassan, R. M., Scholes, R., Ash, N. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Island Press. Washington, DC.

Hermann, A., Schleifer, S., Wrba, T. (2011). The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Review in Landscape Reserch*. 5. pp. 37

IPB/ICN (2007). *Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Estudo de Caracterização*. Bragança.

IPB/ICN (2007). *Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Relatório*. Bragança.

IPCC (2000). Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., Dokken, D. J. (Eds.) *Land use, land change and forestry*. Cambridge University Press. UK.

IPCC (2003). Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D. Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. (Eds.) *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.

IPCC (2006). Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (Eds) 2006 *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan.

Keenan, T., Sabaté, S., Gracia, C. (2008). *Forest Eco-physiological Models and Carbon Sequestration in Bravo, F., LeMay, V., Jandl, R., Gadow, K. (Eds.) Managing Forest Ecosystems*. Springer. Netherlands.

Kirby, K. R., Potvin, C. (2007). Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and Management* 246 (2–3): 208-221.

Koe, Tjarda de (1988). Flora e vegetação da bacia superior do rio Sabor no Parque Natural de Montesinho. Instituto Politécnico. Bragança.

Kovacs, K., Polasky, S., Nelson, E., Keeler, B.L., Pennington D., Plantinga, A. J., Steven J. T. (2013). Evaluating the Return in Ecosystem Services from Investment in Public Land Acquisitions. PLoS ONE 8(6): e62202.

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. Ecology Letters 8: 468–479.

Leh, M., Matlock, M., Cummings, E., Thoma, G., Cothren, J. (2012). Measuring ecosystem service change: A case study from a northwest Arkansas dairy farm. International Dairy Journal 31 (1): S91-S100.

Leh, M., Matlock, M., Cummings, E., Nalley, L. (2013). Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. Agriculture, Ecosystems and Environment 165 (15): 6-18.

Martins A., Raimundo F., Duarte J., Farropas L., Mano R., Sousa V., Lourenço M., Aranha J., Madeira M. (2009). O Carbono nos Solos Florestais de Portugal Continental e Relações com Factores Ambientais. Actas do 6º Congresso Florestal Nacional. Ponta Delgada.

Milne, E., Easter M., Paustian K., Williams S., Killian K., Swan A., Sessay M., Cerri C.E.P., Cerri C.C., Kamoni P., Gicheru P.T., Wokabi S., Bhattacharyya T., Palo D.K., Gajbhiye K.S., Al-Adamar R., Shabbaz M., Rawajfih Z., Khresat S., Powlson D.S., Coleman K., Batjes N.H., Bernoux M., Feller C., Falloon P., Fischer G., Tubiello F. (2006). Assessment of Soil Organic Carbon Stocks and Change at National Scale. Global Environmental Facility (GEF), UNEP and The University of Reading (UK). Reading (UK).

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005). Producción de biomassa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles. Monografías INIA. Serie Florestal N°13-2005.

Mooney, H., Ehrlich, P. (1997). Ecosystem services: A fragmentary History. In Daily, G. C. (Eds.). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. Washington, DC.

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K., Daily, G., Goldstein, J., Kareiva, P., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, R. (2008). Modeling Multiple Ecosystem Services and Tradeoffs at Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* Forthcoming 7: 4 - 11.

Nelson, E. J., Daily, G. C. (2010). Modelling ecosystem services in terrestrial systems. *F1000 Biology Reports* 2: 53.

Nordhaus, W. D. (2011). Estimates of the social cost of carbon: background and results from the RICE-2011 model. Discussion Paper 1826. Cowles Foundation.

Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J. (2004). Assessing the economic value of ecosystem conservation. Environment Department Papers. Environmental Economics (101). World Bank. Washington, DC.

Patrício, M. S., Fernandes, M. J. A., Pereira, E., Lopes, D. M. (2009). Assessment of biomass and carbon litterfall in three chestnut high forest stands in Northern Portugal. 1st European Congress on Chestnut. Cuneo. Italia.

Patrício, M. S., Fernandes, M. J., Pereira, E., Lopes, D. (2010). Aboveground production and C flux in three chestnut high forest stands in Northern Portugal. *Acta Horticulturae*: 831-834.

Pereira, H. M., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. (eds.) (2009). *Ecosistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora. Lisboa.

Petrokofsky, G., Kanamaru, H., Achard, F., Goetz, S.J., Joosten, H., Holmgren, P., Lehtonen, A., Menton, M.C.S., Pullin, A.S., Wattenbach, M. (2012). Comparison of methods for measuring and assessing carbon stocks and carbon stock changes in

terrestrial carbon pools. How do the accuracy and precision of current methods compare? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 1 (6). pp. 21

Pinheiro, H., Castro, J. P., Azevedo, J. (2014). Alterações na paisagem e sequestro de carbono na freguesia de Deilão, nordeste de Portugal. *Revista Árvore* 38(1): 41-52.

Pires, A. L., Guilherme, A., Tavares, M. C. e Raimundo, F. (1999). Produção e composição química da folhada em soutos submetidos a diferentes técnicas de mobilização do solo. *Revista de Ciências Agrárias* 32 (1): 238 – 244.

Pires, C. (1998). Inventário e caracterização das áreas ocupadas por resinosas no Parque Natural de Montesinho (zona oriental). Relatório final de estágio – Lic. Eng. Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., Johnson, K. (2011). The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota. *Environmental e Resource Economics* 48(2): 219-242.

Ravindranath, N. H., Ostwald, M. (2008). *Carbon Inventory Methods: Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*. Springer. Netherlands.

Ribeiro, S. C., Azevedo, J. C., Guerra, C., Proença, V., Santos, C.C., Pôças, I., Correia, T.P., Honrado, J.P. (2011). Condição e tendências recentes dos serviços de ecossistema florestal no Norte de Portugal. In Tereso J.P., Honrado J.P., Pinto A.T., Rego F.C. (Eds.) *Florestas do Norte de Portugal: História, Ecologia e Desafios de Gestão*. InBio - Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva. Porto.

Ramos, M. A. B. (2008). *Matos do Parque Natural de Montesinho - Erosão Hídrica e Dinâmica do Carbono: Um estudo à micro-escala com Simulação de Chuva*. Tese de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. IPB/Universidade dos Açores.

Raimundo, F., Pires, A. L., Fonseca, S., Martins, A., Madeira, M. (2004). Produção de castanha e de folhada e concentração de nutrientes nas folhas de soutos submetidos a

diferentes sistemas de mobilização do solo. *Revista de Ciências Agrárias* 32 (1): 245 - 257

Sales Luis, J.F., Fonseca, T.F., (2004). The allometric model in the stand density management of *Pinus pinaster* Ait. in Portugal. *Annals of Forest Science* 61: 807–814.

Silva, T., Pereira, J., Paúl, J., Santos, M., Vasconcelos, M. (2006). Estimativa de Emissões Atmosféricas Originadas por Fogos Rurais em Portugal. *Silva Lusitana* 14 (2): 239 - 263, 2006.

Silveira, P., Koehler, H., Sanquetta, C., Arce, J. (2008). O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. *Revista Floresta* 32 (1).

Stern, N. (2007). *The Economic Effects of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., and Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. (2013). *InVEST 2.5.6 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford.

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

Turner, M., Beer, C., Santoro, M., Carvalhais, N., Wutzler, T., Schepaschenko, D., Shvidenko, Anatoly, K., Elisabeth, A., Bernhard, L., Shaun, R., Schmillius, C. (2014). Carbon stock and density of northern boreal and temperate forests. *Global Ecology and Biogeography* 23 (3): 297 – 310.

Timilsina, N. (2012), Carbon Stocks on Forest Stewardship Program and Adjacent Lands in Francisco Escobedo and Nilesh Timilsina (Eds). Final report - Stewardship ecosystem services survey project. University of Florida. Florida.

Tol, R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33 (16): 2064-2074.

Tol, R.S.J. (2009). The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*, 23(2): 29-51.

UNFCCC (1997). Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Kyoto, Japan.

Vagen, T., Winowiecki, L. A. (2013). Mapping of soil organic carbon stocks for spatially explicit assessments of climate change mitigation potential. *Environmental Research Letters* 8 (1): 1-9.

Valatin, G. (2011). Forests and carbon: valuation, discounting and risk management. Research Report 12, Forestry Commission, Edinburgh.

Vallés-Planells, M., Galiana, F., van Eetvelde, V. (2014). A classification of landscape services to support local landscape planning. *Ecology and Society* 19 (1): 44.

Viana, H.; Vega-Nieva, D.; Torres; L.; Lousada, J.; Aranha, J. (2013). Principais características da biomassa e propriedades da cinza de combustão de matos nativos do Norte de Portugal e NW de Espanha. 7º Congresso Florestal Nacional. Vila Real.

Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139 (3–4): 235-246.

Xavier, R. (1999). Elaboração de uma tabela de volume para *Quercus pyrenaica* Willd. no PNM e estimativa do volume da espécie. Relatório final de estágio – Lic. Eng. Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

Zhu, Z. (2010). A method for assessing carbon stocks, carbon sequestration, and greenhouse-gas fluxes in ecosystems of the United States under present conditions and future scenarios. U.S. Geological Survey. Reston, Virginia.

Páginas web:

DGT – Direção Geral do Território -

[http://www.dgterritorio.pt/cartografia\\_e\\_geodesia/cartografia/cartografia\\_tematica/cos/cos\\_\\_90/](http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/cartografia_tematica/cos/cos__90/)

IGEO – Instituto Geográfico Português - [http://nsmg.igeo.pt/e-IGEO/egeo\\_downloads.htm](http://nsmg.igeo.pt/e-IGEO/egeo_downloads.htm)

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas - <http://www.icnf.pt/portal>

EPA – United States Environmental Protection Agency -

<http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/scc.html>



## **7. Anexos**

Anexo I – Matriz de valores de carbono estimado em cada pool por categoria de uso do solo e ano em análise utilizados no InVEST

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 2006	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Floresta	PP_0_PinheiroBravo_áreas ardidas	621,404044	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Floresta	PP_18_PinheiroBravo_18anos	47,5759272	31,44556168	7,934961759	120	5,11
Floresta	PP_19_PinheiroBravo_19anos	284,696967	31,44556168	7,934961759	120	5,11
Floresta	PP_21_PinheiroBravo_21anos	202,449473	36,26556473	9,099727044	120	5,11
Floresta	PP_27_PinheiroBravo_27anos	651,323354	36,26556473	9,099727044	120	5,11
Floresta	PP_30_PinheiroBravo_30anos	668,344388	31,44556168	7,934961759	120	5,11
Floresta	PP_36_Pinheirobravo_36anos	2,76377416	40,68523146	10,13932304	120	5,11
Floresta	RR_OutrasResinosas	28,493874	35,28001791	8,853814458	120	5,11
Floresta	EE_Eucalipto	10,4188604	146,4848949	126,8584735	120	2,85
Floresta	FF_OutrasFolhosas	603,207701	42,96111111	16,66483929	120	0,5906625
Floresta	QQ_Carvalho	646,256415	42,96111111	16,66483929	120	0,5906625
Floresta	NN_Castanheiro Manso (soutos)	1238,03268	17,2453547	16,16569513	120	2,7684316
Floresta	PZ_PinheiroBravo_Azinheira	6,10518172	31,39381898	13,06842185	120	4,3981
Floresta	FR_OutrasFolhosas_OutrasResinosas	9,90251062	40,65678315	14,32153184	120	1,94646375
Floresta	PQ_PinheiroBravo_Carvalho	5,79761838	37,58434587	11,19712191	120	3,75419875
Floresta	EP_Eucalipto_PinheiroBravo	6,68213547	113,1234318	91,45707581	120	3,528
Floresta	FP_OutrasFolhosas_PinheiroBravo	159,369595	40,65678315	14,32153184	120	1,94646375
Floresta	PF_PinheiroBravo_OutrasFolhosas	125,75703	37,58434587	11,19712191	120	3,75419875
Floresta	PN_PinheiroBravo_Castanheiro Manso (soutos)	10,1192921	29,86961894	11,04737866	120	4,40752948
Floresta	RQ_OutrasResinosas_Carvalho	161,7531	37,58434587	11,19712191	120	3,75419875
Floresta	RF_OutrasResinosas_OutrasFolhosas	273,284462	37,58434587	11,19712191	120	3,75419875
Floresta	RN_OutrasResinosas_Castanheiro Manso (soutos)	523,192149	29,86961894	11,04737866	120	4,40752948
Floresta	QR_Carvalho_OutrasResinosas	23,6016293	40,65678315	14,32153184	120	1,94646375
Floresta	QP_Carvalho_PinheiroBravo	7,13366822	40,65678315	14,32153184	120	1,94646375
Floresta	EF_Eucalipto_OutrasFolhosas	13,8580396	115,4277597	93,80038326	120	2,17219875
Floresta	FE_OutrasFolhosas_Eucalipto	86,4103961	74,01824623	49,72292956	120	1,26846375
Floresta	TF_Castinçal_OutrasFolhosas	2,30607035	155,9519679	126,665476	120	1,61863875
Floresta	FQ_OutrasFolhosas_Carvalho	2,274	42,96111111	16,66483929	120	0,5906625
Floresta	ZF_Azinheira_OutrasFolhosas	7,82777324	29,42152581	21,4328364	120	2,50469875
Floresta	FN_OutrasFolhosas_Castanheiro Manso (soutos)	7,0944375	35,24638419	16,51509604	120	1,24399323
Floresta	NF_Castanheiro Manso (soutos)_OutrasFolhosas	262,461275	24,96008162	16,31543838	120	2,11510087
Floresta	QN_Carvalho_Castanheiro Manso (soutos)	787,340517	35,24638419	16,51509604	120	1,24399323
Floresta	NQ_Castanheiro Manso (soutos)_Carvalho	120,577457	24,96008162	16,31543838	120	2,11510087
Floresta	QZ_Carvalho_Azinheira	70,9769375	37,00148822	18,53613923	120	1,41096375
Floresta	QF_Carvalho_OutrasFolhosas	845,450232	42,96111111	16,66483929	120	0,5906625

=

Anexo I – Matriz de valores de carbono estimado em cada pool por categoria de uso do solo e ano em análise utilizados no InVEST (continuação)

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 1990	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Floresta	PP_0_PinheiroBravo_áreas ardidas	369,63478	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Floresta	PP_2_PinheiroBravo_2anos	48,5482482	9,27896258	1,25834428	120	5,11
Floresta	PP_3_PinheiroBravo_3anos	299,898864	9,27896258	1,25834428	120	5,11
Floresta	PP_5_pinheiroBravo_5anos	229,590615	9,27896258	1,25834428	120	5,11
Floresta	PP_11_PinheiroBravo_11anos	676,757286	9,27896258	1,25834428	120	5,11
Floresta	PP_14_PinheiroBravo_14anos	660,563661	9,27896258	1,25834428	120	5,11
Floresta	PP_20_PinheiroBravo_20anos	6,01206328	31,44556168	7,934961759	120	5,11
Floresta	RR_OutrasResinosas	31,8974389	17,83750141	3,91044804	120	5,11
Floresta	QQ_Carvalho	473,385975	32,965	11,98698967	120	0,5906625
Floresta	NN_Castanheiro Manso (soutos)	690,796119	11,93909172	11,19163509	120	2,7684316
Floresta	FF_OutrasFolhosas	533,95775	32,965	11,98698967	120	0,5906625
Floresta	EE_Eucalipto	19,4058415	32,32937897	25,37169471	120	2,85
Floresta	ZZ_Azinheira	81,9228074	23,09715466	22,90409953	120	3,325
Floresta	RN_OutrasResinosas_Castanheiro Manso (soutos)	567,775461	16,0679785	6,094804155	120	4,40752948
Floresta	RQ_OutrasResinosas_Carvalho	161,7531	22,37575099	6,333410528	120	3,75419875
Floresta	RF_OutrasResinosas_OutrasFolhosas	278,355282	22,37575099	6,333410528	120	3,75419875
Floresta	PQ_PinheiroBravo_Carvalho	5,79761822	22,37575099	6,333410528	120	3,75419875
Floresta	PF_PinheiroBravo_OutrasFolhosas	94,7962873	22,37575099	6,333410528	120	3,75419875
Floresta	QP_Carvalho_PinheiroBravo	8,53016054	28,42675042	9,564027178	120	1,94646375
Floresta	FP_OutrasFolhosas_PinheiroBravo	142,171479	28,42675042	9,564027178	120	1,94646375
Floresta	QR_Carvalho_OutrasResinosas	26,1160925	28,42675042	9,564027178	120	1,94646375
Floresta	PN_PinheiroBravo_Castanheiro Manso (soutos)	10,1192922	16,0679785	6,094804155	120	4,40752948
Floresta	FR_OutrasFolhosas_OutrasResinosas	1,83819675	28,42675042	9,564027178	120	1,94646375
Floresta	QN_Carvalho_Castanheiro Manso (soutos)	410,117874	26,65722752	11,74838329	120	1,24399323
Floresta	FE_OutrasFolhosas_Eucalipto	81,0470373	32,77431369	16,00240118	120	1,26846375
Floresta	ZF_Azinheira_OutrasFolhosas	3,43306085	26,42269248	20,02948151	120	2,50469875
Floresta	QZ_Carvalho_Azinheira	53,8208992	30,00421044	15,26164449	120	1,41096375
Floresta	QF_Carvalho_OutrasFolhosas	705,95984	32,965	11,98698967	120	0,5906625
Floresta	NQ_Castanheiro Manso (soutos)_Carvalho	127,330581	18,2468642	11,43024146	120	2,11510087
Floresta	NF_Castanheiro Manso (soutos)_OutrasFolhosas	249,431005	18,2468642	11,43024146	120	2,11510087
Floresta	TF_Castinçal_OutrasFolhosas	2,3060702	102,523087	82,32117138	120	1,61863875
Floresta	FN_OutrasFolhosas_Castanheiro Manso (soutos)	7,09443748	26,65722752	11,74838329	120	1,24399323
Floresta	EF_Eucalipto_OutrasFolhosas	3,13487706	32,52006528	21,35628319	120	2,17219875

=

Anexo I – Matriz de valores de carbono estimado em cada pool por categoria de uso do solo e ano em análise utilizados no InVEST (continuação)

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 2006	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Meio seminatural	JY_RochaNua e ou SoloSemVegetação	2666,54929	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Meio seminatural	JJ_AreasDegradadas	40,7467377	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Meio seminatural	JN_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Castanheiro Manso (Souto)	7,2215701	5,173606411	4,849708538	117,2	0,83052948
Meio seminatural	JF_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Outras Folhosas	135,647916	12,88833333	4,999451787	117,2	0,17719875
Meio seminatural	JP_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Pinheiro Bravo	314,274958	10,58400537	2,656144337	117,2	1,533
Meio seminatural	JQ_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Carvalho	25,8820211	12,88833333	4,999451787	117,2	0,17719875
Meio seminatural	II_Pastagens naturais pobres e vegetação arbustiva baixa – matos	5247,73125	5,42425	10,16355	116	1,15
Meio seminatural	IQ_Vegetação arbustiva alta_Carvalho	553,464196	15,83578833	6,596151787	117,2	0,98219875
Meio seminatural	IF_Vegetação arbustiva alta_Outras Folhosas	3059,30494	15,83578833	6,596151787	117,2	0,98219875
Meio seminatural	IN_Vegetação arbustiva alta_Castanheiro Manso (Souto)	147,926043	8,121061411	6,446408538	117,2	1,63552948
Meio seminatural	IP_Vegetação arbustiva alta_Pinheiro Bravo	740,323411	13,53146037	4,252844337	117,2	2,338
Meio seminatural	IZ_Vegetação arbustiva alta_Azinheira	182,155927	9,876165444	8,467451728	117,2	1,8025
Meio seminatural	IR_Vegetação arbustiva alta_OutrasResinosas	78,499842	13,53146037	4,252844337	117,2	2,338
Meio seminatural	JI_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Vegetação arbustiva alta	1149,37578	1,40214645	0,759573	38,628	0,7659
Meio seminatural	IO_Olival abandonado	74,8678981	1,40214645	0,759573	38,628	0,7659

=

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 1990	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Meio seminatural	JJ_AreasDegradadas	40,6860425	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Meio seminatural	JY_RochaNua e ou SoloSemVegetação	2608,87841	1,627275	3,049065	34,5	0,348
Meio seminatural	JN_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Castanheiro Manso (Souto)	18,4962343	3,581727515	3,357490527	117,2	0,83052948
Meio seminatural	JF_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Outras Folhosas	283,502882	9,8895	3,5960969	117,2	0,17719875
Meio seminatural	JP_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Pinheiro Bravo	816,012684	5,351250424	1,173134412	117,2	1,533
Meio seminatural	JQ_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Carvalho	8,81623976	9,8895	3,5960969	117,2	0,17719875
Meio seminatural	II_Pastagens naturais pobres e vegetação arbustiva baixa – matos	6012,52001	5,42425	10,16355	116	1,15
Meio seminatural	IF_Vegetação arbustiva alta_Outras Folhosas	2340,69073	12,836955	5,1927969	117,2	0,98219875
Meio seminatural	IN_Vegetação arbustiva alta_Castanheiro Manso (Souto)	238,175744	6,529182515	4,954190527	117,2	1,63552948
Meio seminatural	IP_Vegetação arbustiva alta_Pinheiro Bravo	855,300009	8,298705424	2,769834412	117,2	2,338
Meio seminatural	IR_Vegetação arbustiva alta_OutrasResinosas	81,4637594	8,298705424	2,769834412	117,2	2,338
Meio seminatural	IE_Vegetação arbustiva alta_Eucalipto	15,7348724	12,64626869	9,208208412	117,2	1,66
Meio seminatural	IQ_Vegetação arbustiva alta_Carvalho	576,883393	12,836955	5,1927969	117,2	0,98219875
Meio seminatural	IZ_Vegetação arbustiva alta_Azinheira	31,4389202	9,876165444	8,467451728	117,2	1,8025
Meio seminatural	JI_Áreas abertas sem ou com pouca vegetação_Vegetação arbustiva alta	918,515904	1,40214645	0,759573	38,628	0,7659
Meio seminatural	IO_OlivalAbandonado	67,6167856	1,40214645	0,759573	38,628	0,7659

Anexo I – Matriz de valores de carbono estimado em cada pool por categoria de uso do solo e ano em análise utilizados no InVEST (continuação)

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 2006	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Áreas agrícolas	CX_PadrãoCulturalComplexo	420,465155	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CA_CultAnual_Pomar	314,427157	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CV_CulturaAnual_Vinha	59,2759917	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CO_CulturaAnual_Olival	91,957364	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	AC_Pomar_CulturaAnual	25,3736739	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	VV_Vinha	179,398416	3,9	1,95	31	0
Áreas agrícolas	VO_Vinha_Olival	1,491875	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	VA_Vinha_Pomar	2,46263778	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	AA_Pomar	306,453418	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	OO_Olival	302,559268	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	AO_Pomar_Olival	2,080725	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	OV_Olival_Vinha	7,14628636	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	AV_Pomar_Vinha	8,9525881	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	CC_CulturaAnual	3300,95996	3,35	1,675	31	0
Áreas agrícolas	OF_Olival_OutrasFolhosas	2,68449281	5,016111111	2,026483929	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	CQ_CulturaAnual_Carvalho	297,591065	7,311111111	3,173983929	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	CN_CulturaAnual_Pomares de castânea sativa (soutos)	438,361298	4,73953547	3,124069513	39,9	0,27684316
Áreas agrícolas	CF_CulturaAnual_OutrasFolhosas	941,321917	7,311111111	3,173983929	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	NO_Pomares de castânea sativa (soutos)_Olival	2,250075	15,60081923	14,58912562	111,1	2,49158844
Áreas agrícolas	FC_OutrasFolhosas_CulturaAnual	269,07213	39	15,16585536	111,1	0,53159625
Áreas agrícolas	NC_Pomares de castânea sativa (soutos)_CulturaAnual	25,0331017	15,85581923	14,71662562	111,1	2,49158844
Áreas agrícolas	QC_Carvalho_CulturaAnual	8,94205445	39	15,16585536	111,1	0,53159625
Áreas agrícolas	CM_CulturaAnual_PinheiroManso	2,88703893	7,683553791	2,392881446	39,9	1,533
Áreas agrícolas	CP_CulturaAnual_PinheiroBravo	2,88703893	7,683553791	2,392881446	39,9	1,533
Áreas agrícolas	ON_Olival_Pomares de castânea sativa (soutos)	4,0578125	2,44453547	1,976569513	39,9	0,27684316
Áreas agrícolas	PC_PinheiroBravo_CulturaAnual	2,54181876	32,08701612	8,135933012	111,1	4,599
Áreas agrícolas	CZ_CulturaAnual_Azinheira	6,17407189	5,767270148	3,797750576	39,9	0,9975
Áreas agrícolas	QO_Carvalho_Olival	8,00886282	38,745	15,03835536	111,1	0,53159625

=

Anexo I – Matriz de valores de carbono estimado em cada pool por categoria de uso do solo e ano em análise utilizados no InVEST (continuação)

Categoria	Subclasse de Ocupação do solo_Sabor 1990	Área (ha)	Carbono AGB (t/ha)	Carbono BGB (t/ha)	Carbono Soil (t/ha)	Carbono DOM (t/ha)
Áreas agrícolas	CA_CultAnual_Pomar	74,21214	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CO_CultAnual_Olival	135,2499	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CV_CultAnual_Vinha	87,02414	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CX_PadrãoCultComplexas	321,0617	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	VA_Vinha_Pomar	1,480633	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	VO_Vinhas_Olival	4,959318	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	VV_Vinha	154,4627	3,9	1,95	31	0
Áreas agrícolas	AV_Pomar_Vinha	4,175134	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	AA_Pomar	139,2157	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	OV_Olival_Vinha	37,03426	2,35	1,175	31	0
Áreas agrícolas	OO_Olival	248,9619	0,8	0,4	31	0
Áreas agrícolas	CC_CultAnual	4441,011	3,35	1,675	31	0
Áreas agrícolas	CZ_CultAnual_Azinheira	1,758934	5,767270148	3,797750576	39,9	0,9975
Áreas agrícolas	QC_Carvalho_CultAnual	7,816088	30,0035	30,0035	111,1	0,53159625
Áreas agrícolas	CF_CultAnual_OutrasFolhosas	1141,431	6,3115	2,706198967	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	FC_OutrasFolhosas_CultAnuais	239,5319	30,0035	30,0035	111,1	0,53159625
Áreas agrícolas	ON_Olival_Castanheiro manso (Souto)	4,057812	1,913909172	1,479163509	39,9	0,27684316
Áreas agrícolas	CN_CultAnual_Castanheiro Manso (Souto)	744,214	4,208909172	2,626663509	39,9	0,27684316
Áreas agrícolas	CQ_CultAnual_Carvalho	296,1312	6,3115	2,706198967	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	NC_Castanheiro Manso (Souto)_CultAnual	51,93424	11,08018255	10,23997158	111,1	2,49158844
Áreas agrícolas	OF_Olival_Outrasfolhosas	2,684493	4,0165	1,558698967	39,9	0,05906625
Áreas agrícolas	QO_Carvalho_Olival	8,008862	29,7485	10,8282907	111,1	0,53159625
Áreas agrícolas	NV_Castanheiro Manso (Souto)_Vinha	9,228758	4,703909172	2,874163509	39,9	0,27684316

=