



MERCADO VOLUNTÁRIO DE CARBONO EM PORTUGAL: UM INCENTIVO A MONOCULTURAS FLORESTAIS?

Por

Rodrigo Duarte Pinheiro de Campos Alves

Dissertação de Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente

Orientado por:

Professora Doutora Maria Cristina Guimarães Guerreiro Chaves

2024

Agradecimentos

Aos meus pais e família pelo apoio, encorajamento e paciência que tiveram ao longo do meu percurso universitário e durante a elaboração desta tese. Não conseguiria ter terminado sem o apoio deles.

Um muito especial agradecimento à Professora Cristina Chaves pela inextinguível disponibilidade e apoio durante todo o processo de elaboração desta dissertação de mestrado.

Quero agradecer aos meus amigos e aos meus colegas de mestrado pelo apoio e camaradagem durante todo este processo.

Um agradecimento particular ao Engenheiro João Gama Amaral pelo apoio dado na pesquisa de dados sobre as florestas sem os quais não teria sido possível completar este trabalho.

Abstract

Os mercados de carbono têm vindo a cimentar a sua relevância ao nível das medidas de combate às alterações climáticas, tendo-se verificado também o crescimento das plataformas voluntárias do mesmo tipo. Com a recente aprovação de um mercado voluntário de carbono em Portugal é relevante investigar os seus potenciais efeitos a nível da gestão da floresta nacional. Para isto foi realizada uma avaliação da capacidade de captura de carbono de 3 espécies florestais – o *Eucalyptus globulus*, o *Pinus pinaster* e a *Quercus pyrenaica* –, escolhidas com base nas características das florestas da região Norte (NUTS II) do país. O objetivo do estudo foi compreender se a implementação de um Mercado Voluntário de Carbono daria ao crescimento das monoculturas florestais, e, em caso afirmativo, quais, ou, pelo contrário, promoveria a sua redução. Para isto foi realizada uma análise das combinações possíveis dos indivíduos das diferentes espécies, de modo a identificar as combinações que maximizavam o valor da biomassa, e consequentemente, dos créditos de carbono para um hectare de floresta. Os resultados indicaram uma vantagem expressiva das monoculturas de eucaliptos em todos os cenários temporais considerados, o que indicia uma necessidade de regulamentação dos mercados de modo a não permitir que este instrumento incentive a expansão da utilização das monoculturas florestais, especialmente as que mais prejudicam o ambiente e os serviços dos ecossistemas.

The importance of carbon markets in the fight against climate change has seen a steady growth, with the voluntary model of these platforms following in tow. With the recent approval of the creation of a Voluntary Carbon Market in Portugal, it is imperative that its impacts in relation to forest management be analyzed. To that end we evaluated the carbon sequestration capacity of three forest species – *Eucalyptus globulus*; *Pinus pinaster*; *Quercus pyrenaica* –, selected based on data related to the Norte (NUTS II) region of the country. The main goal of this study was to infer whether the presence of a Voluntary Carbon Market would create an incentive to the expansion of forestry monocultures, and in that case, which ones, or inversely, if it would help hinder their growth. To that end, an array of combinations of the selected species was developed to determine the proportions of each species that would maximize the total biomass, and in turn, the amount of carbon credits generated, in a theoretical acre of a forest area. The results obtained indicated a clear advantage to eucalyptus monocultures in all temporal scenarios analyzed, which indicates a necessity for regulation

of voluntary carbon markets to ensure that these do not lead to an increase in the use of monocultures in forest management, especially those that damage the environment and harm the ecosystem services forests provide to a greater degree.

ÍNDICE

Agradecimentos	i
Abstract.....	ii
Índice de Tabelas	v
1. Introdução	1
2. Enquadramento	3
2.1 A Floresta	3
2.2 Métodos de Estimação do Sequestro de Carbono e da Biomassa.....	6
2.3 Os Mercados de Carbono	11
3. Metodologia	16
4. Resultados	25
4.1 Grupo I (Estático)	25
4.2 Grupo II (Temporal)	30
4.3 Conversão em Créditos de Carbono	36
5. Discussão.....	39
6. Conclusão	41
Referências Bibliográficas	44

Índice de Tabelas

TABELA 1 – ÁREAS TOTAIS POR ESPÉCIE FLORESTAL DA REGIÃO NORTE NUTS II – FONTE: IFN6 (ICNF, 2018)	16
TABELA 2 - MODELO DE ESTIMAÇÃO DA BIOMASSA DE PINUS PINASTER E RESINOSAS DIVERSAS. FONTE: ADAPTADO DE TOMÉ ET AL., 2007.	20
TABELA 3 - MODELO DE ESTIMAÇÃO DA BIOMASSA SEM UTILIZAÇÃO DE VARIÁVEIS DA COPA – EUCALYPTUS GLOBULUS. FONTE: ADAPTADO DE TOMÉ ET AL., 2007.	20
TABELA 4 - MODELOS DE ESTIMAÇÃO DA BIOMASSA PARA QUERCUS SPP E FOLHOSAS DIVERSAS. FONTE: ADAPTADO DE TOMÉ ET AL., 2007.	22
TABELA 5 – CENÁRIOS A ANALISAR.....	24
TABELA 6 - CÁLCULO DOS VALORES MÉDIOS DE BIOMASSA POR ESPÉCIME (GRUPO ESTÁTICO). FONTE: CÁLCULOS PRÓPRIOS, A PARTIR DE DADOS DE ICNF, 2018.	25
TABELA 7 – GRUPO ESTÁTICO (I) – COMBINAÇÃO DE PINHEIROS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZA O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO.	28
TABELA 8 – GRUPO ESTÁTICO (I) – COMBINAÇÃO DE PINHEIROS E CARVALHOS QUE MAXIMIZA O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO.	28
TABELA 9 – GRUPO ESTÁTICO (I) – COMBINAÇÃO DE CARVALHOS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZA O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO.....	28
TABELA 10 - ESTIMAÇÃO DE BIOMASSA DE UM ESPÉCIME DE PINUS PINASTER. FONTE: CÁLCULOS PRÓPRIOS REALIZADOS A PARTIR VALORES DE MOREIRA & FONSECA (2002) E DAS EQUAÇÕES DE TOMÉ ET AL. (2007).	30
TABELA 11 - ESTIMAÇÃO DE BIOMASSA DE UM ESPÉCIME DE EUCALYPTUS GLOBULUS SEM A UTILIZAÇÃO DE VARIÁVEIS COPA. FONTE: CÁLCULOS PRÓPRIOS REALIZADOS A PARTIR DE VALORES DO SIMULADOR EUSIM E DAS EQUAÇÕES DE TOMÉ ET AL. (2007).	30
TABELA 12 - ESTIMAÇÃO DE BIOMASSA DE UM ESPÉCIME DE QUERCUS PYRENAICA. FONTE: CÁLCULOS PRÓPRIOS A PARTIR DE DADOS DE CARVALHO ET AL. (2005) E DAS EQUAÇÕES DE TOMÉ ET AL. (2007).	31
TABELA 13 – GRUPO TEMPORAL (II) SEM ROTAÇÕES – COMBINAÇÕES DE PINHEIROS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	32
TABELA 14 – GRUPO TEMPORAL (II) SEM ROTAÇÕES – COMBINAÇÕES DE CARVALHOS E PINHEIROS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	32
TABELA 15 – GRUPO TEMPORAL (II) SEM ROTAÇÕES – COMBINAÇÕES DE CARVALHOS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	32
TABELA 16 – GRUPO TEMPORAL (II) COM ROTAÇÕES DE 15 ANOS – COMBINAÇÕES DE PINHEIROS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	33
TABELA 17 – GRUPO TEMPORAL (II) COM ROTAÇÕES DE 15 ANOS – COMBINAÇÕES DE CARVALHOS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	33
TABELA 18 – GRUPO TEMPORAL (II) COM ROTAÇÕES DE 10 ANOS – COMBINAÇÕES DE PINHEIROS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	34
TABELA 19 – GRUPO TEMPORAL (II) COM ROTAÇÕES DE 10 ANOS – COMBINAÇÕES DE CARVALHOS E EUCALIPTOS QUE MAXIMIZAM O TOTAL DE BIOMASSA NUM HA DE TERRENO	35
TABELA 20 – GRUPO ESTÁTICO (I) – VALOR MÁXIMO DE CRÉDITOS DE CARBONO GERADOS PARA UM HA DE TERRENO	36
TABELA 21 - RESUMO DOS RESULTADOS DO GRUPO ESTÁTICO (I) E DO GRUPO TEMPORAL (II).....	37
TABELA 22 – GRUPO TEMPORAL (II) – VALOR MÁXIMO DE CRÉDITOS DE CARBONO GERADOS PARA UM HA DE TERRENO NA SITUAÇÃO ÓTIMA PARA CADA PONTO TEMPORAL	37

1. Introdução

A proposta de investigação deste trabalho vai focar-se sobre a análise dos possíveis efeitos de um futuro mercado voluntário de carbono na proliferação, ou não, de monoculturas florestais. Para isto, será abordada a problemática do sequestro de carbono, relativamente ao qual, como é expectável, se verificam diferenças na capacidade de captura de carbono das diferentes espécies florestais. A conjugar com esta temática vão estar os mercados voluntários de carbono, sendo estes especialmente relevantes para a realidade portuguesa, dada a publicação do Decreto-Lei 4/2024 em janeiro de 2024 que institui a criação de um mercado deste tipo em território nacional.

Portugal apresenta uma cobertura florestal relativamente extensa, que representa cerca de 36% do território nacional (ICNF, 2018), sendo este valor ligeiramente inferior à média europeia, que se situa nos 39% (Eurostat, 2021). Ao contrário daquilo que se verifica no resto da europa, no entanto, a floresta em Portugal está esmagadoramente nas mãos dos privados, num rácio de cerca de 97% para 3% (UNFAO, 2020), o que torna a sua gestão mais complexa.

O tema da gestão florestal em Portugal aparece muitas vezes relacionado com a questão dos incêndios, que têm observado uma tendência crescente nos últimos quarenta anos, atingindo-se picos de área ardida cada vez mais altos (PORDATA, 2023), pelo que a gestão florestal é um tema debatido em todas as legislaturas. Para além da reduzida posse por parte do estado de áreas florestais, as dificuldades da gestão florestal em Portugal derivam também da questão do minifúndio. Presente especialmente no norte do país, o minifúndio é caracterizado pela elevada repartição das parcelas territoriais a nível de edifícios rurais, sendo, na região Norte de Portugal, a área média destas frações inferior a 1 ha (Torres, 2011). A elevada divisão do território combinada com acessos difíceis, propriedades disputadas e frações em estado de abandono colocam sérios entraves à fiscalização do cumprimento e eficácia das diferentes iniciativas tomadas.

Dada esta situação, medidas como os mercados de carbono voluntários aparecem como mecanismos que poderiam ajudar os donos florestais de menor dimensão a gerir melhor as suas propriedades, bem como despertar o interesse daqueles que efetuam uma fraca/má gestão das mesmas, através de um eventual incremento do rendimento proveniente

da gestão florestal, ou pelo menos da atenuação de quaisquer prejuízos decorrentes da gestão florestal.

As monoculturas florestais têm vindo a ser cada vez mais discutidas, sobretudo em Portugal, devido à crescente proliferação de espécies florestais não autóctones em território nacional, nomeadamente do eucalipto. Utilizadas por vezes em esforços de reflorestação/replantação, ou com o objetivo de servirem de depósitos de carbono, as monoculturas também revelam efeitos menos positivos, como a perda de biodiversidade e destruição de ecossistemas, maior vulnerabilidade a nível de doenças e dependência da viabilidade económica das espécies utilizadas, existindo por isso uma necessidade de controlo e regulamentação das mesmas.

O foco deste trabalho é de, com recurso a instrumentos e pressupostos teóricos, refletir sobre as consequências que um mecanismo de comércio de licenças de carbono pode ter sobre a gestão florestal, mais especificamente sobre a proliferação de monoculturas, quer estas sejam constituídas por espécies autóctones ou invasoras. Desta forma vai ser analisado o incentivo monetário decorrente dos créditos de carbono gerados por diversas combinações de espécies florestais, com vista a compreender se um mercado voluntário de carbono poderá levar a uma maior aposta em monoculturas por parte dos proprietários florestais.

2. Enquadramento

2.1 A Floresta

Nos dias de hoje, o tema das florestas é algo com crescente importância a nível mundial. Desde o seu serviço aos ecossistemas até à sua capacidade de sequestro de carbono, os espaços verdes são uma das principais alavancas no combate às alterações climáticas.

Dados do 6º Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2018), realizado entre 2015 e 2018, indicam que, a nível nacional, existe um grupo de três espécies que observam um nível de representatividade muito superior aos outros. O pinheiro-bravo, o eucalipto e o sobreiro representam cerca de 70% do total da superfície florestal nacional. Focando a análise nas três maiores regiões do NUTS II (Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos), verificamos que as espécies mais predominantes das mesmas são:

- Para a região Norte – pinheiro-bravo, eucalipto e carvalho (representatividade de 68.4%);
- Para a região Centro – pinheiro-bravo e eucalipto (representatividade de 82.3%);
- Para a região Alentejo – eucalipto, sobreiro e azinheira (representatividade de 85.4%);

A partir desta informação, é possível inferir que a biodiversidade a nível de espécies florestais da região Norte é mais elevada do que a das regiões Centro e Alentejo. Esta característica, torna-a um objeto de estudo particularmente interessante na ótica da presente questão de investigação. Ao verificar um maior nível de biodiversidade, os efeitos de um aumento do número e área de monoculturas far-se-ão sentir de uma forma mais acentuada, podendo colocar em causa a estabilidade de ecossistemas e proliferação de espécies animais e vegetais.

A região Norte de Portugal apresenta a particularidade de ter um fracionamento de território extremamente elevado, algo que está profundamente enraizado na sua história, podendo mesmo este ciclo ser rastreado até aos tempos do império romano. A maior altitude dos territórios do norte de Portugal e a menor disponibilidade de grandes terrenos de cultivo levou desde cedo à especialização do terreno para a prática da atividade que melhor se adaptava às suas características. Por sua vez estes diversos tipos de terreno eram divididos por diferentes proprietários, procurando as populações locais manter um equilíbrio, de modo que as diferentes povoações conseguissem ter acesso à maior variedade possível de terrenos produtivos. Com o advento da compra de propriedade por parte das camadas mais

desfavorecidas da sociedade, este esquema manteve-se, dado estarem a ser compradas parcelas que por natureza já estavam muito divididas, sendo introduzido o fator da herança como mais um expediente da fratura de terrenos. A manutenção deste ciclo ao longo dos séculos culmina no estado atual dos prédios rurais das zonas norte do país, com propriedades extremamente divididas (Beires et al., 2013).

Não é possível abordar a gestão florestal portuguesa sem também discutir a temática dos eucaliptos. Introduzidos na segunda metade do século XIX (Alves et al., 2007), os eucaliptos têm visto a sua proliferação aumentar de um modo muito significativo, tendo quase triplicado em área total desde a década de 1990 (Fernandes et al., 2019), sendo atualmente, a par do pinheiro-bravo, a espécie florestal com maior distribuição em território nacional (ICNF, 2018). A sua elevada taxa de crescimento, combinada com a enorme utilidade que tem para o setor dos produtos de papel, tornam esta espécie altamente rentável a nível económico, o que contribuiu de uma forma excecional para o aumento da sua proliferação. Esta contextualização é importante pois cada vez mais são discutidas formas de limitar esta expansão. Desde a sua fase inicial em 2020, que os apoios florestais do Plano de Recuperação e Resiliência para Portugal, cuja aplicação se estende até 2026, excluíram as plantações de curta rotação, nas quais se incluem os eucaliptos, da sua lista de beneficiários (SGA, 2023).

A questão das monoculturas não é só um debate a nível nacional, o crescimento da sua utilização a nível internacional tem sido alvo de estudos que comparam os seus efeitos com aqueles das florestas mistas (Liu et al., 2018).

As monoculturas florestais são caracterizadas pela presença de indivíduos de uma única espécie numa dada plantação/parcela de floresta, ao contrário da floresta mista, que, numa mesma área vê representado um maior número de espécies. As monoculturas têm vindo a ser cada vez mais discutidas no âmbito das políticas de gestão florestal, sobretudo em Portugal. Um dos principais pontos de discussão foca-se na redução de biodiversidade e danificação dos serviços de ecossistemas que a floresta fornece. Numa situação ideal, deveria ser mantida a floresta nativa, mas em situações de exploração económica com recurso a novas plantações, as regiões mistas apresentam um maior nível de biodiversidade a nível de espécies animais e vegetais, que as ocupam do que as monoculturas, verificando-se valores mais próximos dos registados nas florestas nativas do que nas monoculturas (Wang et al., 2019). Em estudos realizados no norte da Europa, foi verificado que a substituição de plantações

em monocultura por plantações mistas promove não só um aumento de biodiversidade, atraindo uma maior variedade de espécies animais (como por exemplo pássaros e insetos) e vegetais (aparecimento de novas espécies de vegetação rasteira) (Felton et al., 2010), como também se verifica um aumento da qualidade da água, bem como a subida do valor recreativo e estético das regiões (Felton et al., 2016), fornecendo assim um serviço de ecossistema mais valioso para as populações locais.

A popularidade e uso intensivo de monoculturas nas práticas de gestão florestal nasce do maior nível de eficiência verificado nestes processos para áreas onde estas existem (Meneses & Guzman, 2000), relacionado muitas vezes com a capacidade de standardização dos processos de gestão devido às semelhanças entre os indivíduos da mesma espécie.

A comparação da capacidade de armazenamento de carbono entre florestas mistas e monoculturas já tem sido alvo de estudos. Numa análise focada em espécies tropicais na Costa Rica, Pinnschmidt et al. (2023) chegaram à conclusão de que não havia uma vantagem significativa para nenhum dos lados aquando da comparação tanto da capacidade de sequestro de carbono como dos benefícios económicos, verificando-se que os resultados dependeriam muito das espécies. Dado o foco deste artigo ser relativo a espécies da Costa Rica, as implicações dos seus resultados podem não se verificar noutro tipo de ambientes pelo que um estudo para a realidade portuguesa e europeia são relevantes. Um relatório, elaborado por Warner et al. (2023), cujo âmbito já engloba espécies florestais europeias, concluiu que os efeitos de sequestro de carbono tendem a ser mais eficazes em regiões de floresta mista, sendo a área que o estudo considerou ter melhor desempenho composta por quatro espécies diferentes e localizada na Alemanha. As zonas mistas não só apresentaram uma maior reserva de carbono que as monoculturas em geral, a sua vantagem competitiva estendeu-se também a monoculturas comerciais em específico (Warner et al., 2023). Como o estudo se centrou em plantações florestais bastante jovens ($\approx 3,5$ anos), é um bom sinal inicial da competitividade da floresta mista, no entanto, a longo prazo, as monoculturas comerciais, devido ao seu maior grau de rotação podem vir a superar a floresta mista, pelo que mais pesquisa sobre o tema é necessária.

A capacidade de sequestro de carbono da floresta torna-a então uma ferramenta importante no combate às alterações climáticas, pelo que convém compreender o funcionamento deste mecanismo e a forma como o mesmo é calculado.

2.2 Métodos de Estimação do Sequestro de Carbono e da Biomassa

A questão do sequestro de carbono é um tema cuja relevância nunca foi mais importante. Com o crescente volume de emissões de gases de efeito de estufa durante o último século, tornou-se imperativo encontrar soluções para suprimir os seus efeitos. Este objetivo é trabalhado de duas maneiras: a redução direta das emissões e a captura das emissões já produzidas. Embora os ciclos naturais do planeta permitam a captura de uma quantidade significativa do carbono emitido pela atividade humana, estes não têm a capacidade de compensar o total de emissões produzidas pela humanidade, surgindo assim a necessidade de esforços de compensação desenhados pela mão humana. Não obstante a importância de medidas de captura de carbono, é crucial que este tipo de ações seja conjugado com a redução das emissões totais, para facilitar o alcance de um equilíbrio sustentável (Lal, 2008).

O cálculo do carbono capturado por um espécime florestal tende a assentar na aplicação de um multiplicador percentual sobre o total de matéria orgânica que compõe o espécime. As metodologias de cálculo mais comuns, aplicadas neste tipo de processos, admitem que o carbono representa cerca de 50% do total de biomassa da espécie florestal em análise (Alves et al., 2012; Tooichi, 2018). Para além de uma análise a nível individual, também é possível aplicar este multiplicador ao total de biomassa estimado para uma dada região florestal, o que permite encontrar uma estimativa para o total de carbono que uma área de floresta sequestra. Este fator de conversão tem vindo a ser alvo de debate por apresentar alguma falta de rigor. Estudos realizados por Martin et al. (2021) e Doraisami et al. (2022) que culminaram num relatório para o Departamento de Estado da Agricultura dos Estados Unidos, revelaram, após uma análise global, tanto de tecidos vivos como de tecidos mortos, que o valor mediano das concentrações de carbono em áreas florestais se encontra nos 47,4%, que é um desvio significativo do standard utilizado, sobretudo quando se considera análises a grande escala. A amplitude de valores encontrados é bastante expressiva, variando entre 18,4% e 75,1%, pelo que idealmente, a análise deveria ser feita espécime a espécime, no entanto, isto apresenta problemas de escala, que tornariam o processo demasiado moroso e dispendioso.

A contabilização do carbono sequestrado nas diferentes espécies de árvores representará um dos principais pilares sob os quais a análise proposta vai assentar, dado ser

a partir destes cálculos que se irá obter o número hipotético de licenças geradas por cada espécie florestal. Para determinar a quantidade de carbono armazenado num espécime florestal, é primeiro preciso determinar o volume de biomassa presente no mesmo. A metodologia mais comum para determinar este valor tem uma formulação indireta, e assenta na utilização de equações alométricas. Estas equações permitem estimar valores de biomassa florestais para diferentes áreas, identificando-se três principais categorias (Temesgen et al., 2015):

- *Regional*, que se foca em áreas de grande dimensão como uma região completa de um país.
- *Tree-level*, ou nível individual, que se refere à estimação da biomassa de um espécime em específico. É este o nível ao qual as equações alométricas mais se adequam;
- *Stand-level*, que funciona como um termo intermédio entre os outros dois, analisando plantações com alguma expressão geográfica, mas que não representam regiões florestais completas.

Numa revisão das metodologias indiretas de estimação de biomassa mais comuns, Shi & Liu (2017) identificam quatro principais tipos de erros que podem surgir, dependendo estes da fase do processo de estimação em análise: erros de medição na fase de recolha de dados diretamente dos espécimes, isto é, medição de diâmetros; erros do modelo, que podem resultar, por exemplo de uma falta de abrangência, que degrada a qualidade do modelo de cálculo proposto; erros amostrais, relacionados com a qualidade e/ou representatividade da amostra selecionada; e por fim, erros relacionados com a variabilidade espacial da biomassa.

Embora seja possível aplicar as equações alométricas a nível regional e a nível de plantação, a escala superior destas divisões leva a uma redução da qualidade dos dados estimados. Isto deve-se ao facto destas equações requererem informação menos detalhada sobre as áreas cujas biomassas estão a estimar, pelo que, idealmente, será preferível aplicar as metodologias de estimação a nível individual (Temesgen et al., 2015).

Para além das equações alométricas, cujo foco está em áreas mais pequenas, Shi & Liu (2017) referem ainda outros métodos indiretos que permitem a estimação de biomassa em regiões de maior escala, nomeadamente:

- *Mean Biomass Density* – A metodologia da Densidade Média de Biomassa tem a sua base na análise das densidades médias de biomassa de uma região. Um

território pode ser dividido em diversas parcelas iguais, das quais são escolhidas algumas para o estudo. São estimadas as biomassas médias destas parcelas e, posteriormente, é determinada a média das biomassas das mesmas. Por fim, multiplica-se este valor pela área total da região, obtendo assim a estimativa da biomassa. Este método tem as suas desvantagens, como por exemplo: a biomassa das espécies florestais tende a variar ao longo do tempo, quer no que diz respeito às estações do ano, quer relativamente às fases de crescimento das próprias plantas, pelo que são fatores importantes a considerar (Davis & Roberts, 2000; Sala & Austin, 2000; Chave et al., 2001); outro aspeto importante está relacionado com a representatividade das áreas de amostragem selecionadas, isto é, grandes regiões florestais não apresentam uma distribuição de densidade uniforme (Sun et al., 2020), pelo que o cálculo das densidades médias necessita de critérios bastante apertados durante a fase de amostragem, de modo a evitar uma sobrestimação do valor da biomassa;

- *Geostatistics* – A Geoestatística consiste num método que é imprescindível na análise florestal com foco na perspetiva espacial da área em estudo. É utilizado um software que incorpora tanto dados da localização da região, como as coordenadas geográficas ou informação relacionada com as espécies nela presentes (biomassas médias, dados climáticos, entre outros). Posteriormente, o programa, através de métodos estatísticos que incorporam estes dados, determina uma estimativa para a biomassa da região em questão. O principal ponto fraco desta metodologia está na necessidade da construção de bases de dados compreensivas (Shi & Liu, 2017) que contenham a informação necessária para minimizar a margem de erro das fórmulas estatísticas utilizadas, sendo este um trabalho bastante dispendioso tanto a nível temporal como financeiro;
- *Biomass Expansion Factor* – A metodologia do Fator de Expansão de Biomassa assenta no pressuposto de uma relação entre a expansão da área florestal total e a biomassa total de uma mesma área. Dado isto a estimação da biomassa é realizada com base nos valores de expansão da área florestal de uma região. Esta metodologia surge associada aos inventários florestais nacionais realizados por diversos países do mundo, que permitem avaliar a expansão do território florestal em grande escala. Alguns dos desafios que advêm deste método estão relacionados com a variabilidade dos ritmos de crescimento entre espécies e

limitações amostrais. Dependendo das espécies florestais em análise as suas taxas de crescimento vão ser diferentes (Jenkins et al., 2003), pelo que ao ser aplicado um único multiplicador para a expansão de biomassa está a ser ignorada esta diferença, o que resulta num enviesamento dos resultados obtidos. Para além disto, os dados resultantes dos inventários florestais já são eles próprios uma estimativa, ou seja, a estimação através do fator de expansão introduz um novo nível de incerteza em cima de um processo que pode apresentar erros de representatividade devido a erros de amostragem tal como os referidos para a metodologia da densidade média;

- *Remote Sensing* – é uma técnica que teve a sua criação no final do século 20 e rapidamente se tornou numa das ferramentas mais importantes dos processos de estimação de biomassa florestal. Funciona através da medição e monitorização das características florestais de uma dada região através de imagens aéreas ou de satélite, sendo por isso mais adequada a estimacões de larga escala. A partir destas imagens, é extraída informação relacionada com o volume de biomassa presente na zona em estudo, como por exemplo o índice de vegetação da região, que, ao ser analisada por ferramentas estatísticas, e usada para criar modelos de estimação permite a inferência do valor total de biomassa presente na zona em questão. Uma limitação particular desta metodologia está relacionada com a qualidade dos sensores óticos utilizados, o que pode limitar não só a capacidade de avaliação do crescimento de uma determinada área florestal, como também da diferenciação entre tipos de vegetação presentes na mesma, o que levaria a pressupostos de variação errados, que culminariam em resultados muito enviesados. Com a evolução tecnológica verificada durante a última década, a qualidade da captura de imagem verificou uma melhoria significativa, o que torna a situação dos sensores um problema que pende para a questão monetária. As entidades com acesso a sensores de alta qualidade estão dispostas a fornecer os seus serviços a quem deles precisa, mas os custos praticados podem nem sempre ser viáveis para os setores onde esta informação seria importante (Asner, 2009; Borgogno Mondino & Garjetti, 2017; Malerba et al, 2023);
- *Forest Identity* – A Identidade Florestal corresponde a um modelo matemático composto por um conjunto de quatro equações que associam a área, biomassa, carbono e volume de crescimento (*growing stock*) de um determinado espaço

florestal, que permitem compreender os efeitos que uma alteração no valor de um destes fatores tem sobre os outros. A quantidade de informação que é necessário recolher e a análise exaustiva necessária para a implementação deste método, como verificado no trabalho de Kauppi et al. (2006), leva a que esta metodologia seja muito complexa de aplicar, verificando-se por isso um menor grau de adoção do que outras aqui listadas (Shi & Liu, 2017).

Devido à escala mais reduzida do presente trabalho, a metodologia que vai estar em foco são as equações alométricas, mais especificamente, aquelas relacionadas com estimações para um espécime. Para estimativas a nível individual, é recomendada a utilização do “método de estimação destrutivo”, que se trata de um método direto, e recorre ao abate do espécime em questão seguido da pesagem das suas componentes. Como é espectável, aplicar esta solução à escala é um processo difícil e dispendioso, para além de exigir a destruição da própria reserva de biomassa em estudo, algo que é contraproducente num período em que as reservas de carbono são cada vez mais um fator discutido no âmbito do combate às alterações climáticas. É com base no método destrutivo que surgem as equações alométricas, estando este método na base do desenvolvimento das mesmas (Shi & Liu, 2017). Este fator ajuda a minimizar a margem de erro destas metodologias indiretas, resultando assim em equações mais rigorosas e evitando a difícil e contraproducente tarefa da estimação destrutiva direta de vastas áreas florestais. Esta ideia está também presente nos trabalhos de Temesgen et al. (2015) e Njana (2017).

Para os efeitos deste trabalho, as equações alométricas utilizadas serão as mesmas que estão na base dos cálculos para os inventários florestais em Portugal, encontrando-se estas consolidadas no relatório de Tomé et al. (2007), tendo este já constituído base para as estimativas realizadas no âmbito do 6º Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2018).

O cálculo da biomassa é assim um ponto chave na determinação do potencial de sequestro de carbono de uma região florestal. A nível de mecanismos de combate às alterações climáticas, a questão do sequestro de carbono está intrinsecamente ligada aos mercados de carbono. Com a crescente preocupação com a redução/compensação de emissões, estes são cada vez mais um tema incontornável a nível da gestão das organizações, sobretudo para entidades com elevados níveis de emissões.

2.3 Os Mercados de Carbono

Os mercados de carbono têm um historial bastante extenso, estando em funcionamento na União Europeia (UE) há quase duas décadas, na forma do sistema de comércio de licenças de emissão da UE (CELE). Este programa está organizado na forma de *cap and trade*, no qual é definido um número máximo de licenças de carbono a emitir, licenças estas que depois são leiloadas pelas empresas abrangidas pelo sistema, de modo a poderem ser utilizadas para o cumprimento do objetivo de redução de emissões, no caso da entidade não o conseguir cumprir. Estas licenças estão também sujeitas a comercialização num mercado onde as empresas podem vender licenças extra de que não precisem ou adquirir licenças de que necessitem (Diretiva 2003/87/CE).

Independentes destes sistemas mais regulados aparecem também os Mercados Voluntários de Carbono (MVC), que operam lado a lado a estes outros sistemas, de uma forma voluntária. A criação de um mercado deste tipo em Portugal teve a sua aprovação no princípio do presente ano (Presidência do Conselho de Ministros, 2024). É instituído assim um sistema que funciona paralelamente aos mercados supranacionais como o CELE, mas que permite a participação voluntária de atores de menor dimensão, estabelecendo assim uma nova avenida de combate às alterações climáticas para estes.

Os Mercados Voluntários de Carbono (MVC) já têm um historial algo extenso e têm visto a sua proliferação aumentar desde a última década do século XX, mas continuam a representar uma parcela relativamente limitada quando comparados com os mercados regulados (Dawes et al., 2023). Uma das principais questões que surge associada a este tipo de mercados está relacionada com a qualidade dos créditos de carbono utilizados, ou seja, ainda existem muitas dúvidas por detrás dos processos de atribuição e geração de créditos nos mercados voluntários, muito ligado ao facto de não haver um standard internacional que permita um maior nível de rigor. Esta falta de standardização provém do facto de não existir uma estrutura regulatória a nível internacional que facilite a cooperação entre os diferentes mercados voluntários. Isto levou a que, durante a sua evolução, os MVC tenham adquirido características e objetivos que estão intrinsecamente ligados à região de onde originam, apresentando métodos de funcionamento diferentes e regulamentações internas distintas, o que dificulta a cooperação internacional neste tipo de iniciativas (Kreibich & Hermwille, 2021; Coleman et al., 2023).

De modo a ultrapassar esta dificuldade têm surgido recentemente iniciativas que procuram a criação de uma estrutura de controlo internacional de modo a facilitar a cooperação entre projetos e promover uma convergência de normas a nível internacional que fortaleçam a credibilidade dos Mercados Voluntários de Carbono. Alguns exemplos disto são:

- *Integrity Council for the Voluntary Carbon Market (ICVCM)* – A ICVCM é uma organização sem fins lucrativos cujo objetivo é estabelecer uma estrutura que permita a melhoria da fiabilidade e integridade dos mercados voluntários de carbono a nível global, tendo para isso criado os *Core Carbon Principles*. Estes representam um conjunto de princípios desenvolvidos através de um esforço colaborativo com outras organizações com o objetivo de criar um benchmark para créditos de carbono que pudesse servir de guia para empresas e instituições a nível mundial (ICVCM, 2021).
- *Voluntary Carbon Markets Integrity Initiative (VCMI)* – a *Voluntary Carbon Markets Integrity Initiative* também constitui uma organização sem fins lucrativos que teve o seu início em 2021, e cujo objetivo é ajudar a fortalecer a integridade dos mercados voluntários de carbono a nível mundial, de modo a facilitar o alcance dos objetivos do Acordo de Paris. Neste âmbito, desenvolveram o *Claims Code of Practice*, que delineia um conjunto de requisitos e recomendações que podem ser seguidos por indivíduos, empresas ou outras instituições com o objetivo de dar mais credibilidade ao seu uso de créditos de carbono voluntários, quer no que diz respeito à sua geração, quer no que está relacionado com a sua utilização para serem cumpridas, por exemplo, metas de emissões (VCMI, 2021; 2023).
- *Paris Agreement* (UNFCCC, 2018) – O acordo de Paris é um tratado internacional que compromete os seus subscritores a tomar ações mensuráveis no combate às alterações climáticas, destacando-se por ser o documento deste tipo mais abrangente desde o protocolo de Kyoto, assinado em 1998. Embora não exista uma menção específica relativa aos mercados voluntários de carbono, o conteúdo presente no artigo 6 deste documento define linhas orientadoras que devem estar na base de projetos voluntários de mitigação de emissões, nos quais se inserem os MVC. A alínea 2 deste artigo promove o entendimento entre países de modo a ambas as partes conseguirem cumprir os seus objetivos de emissões, evitando,

ao mesmo tempo, problemas como a dupla contagem de reduções, um problema característico dos mercados de carbono (Kreibich & Hermwille, 2021; Chen et al., 2021).

De modo a criar um ponto de referência mais concreto, é de referir o caso do mercado voluntário em funcionamento na Austrália. A *Australian National Registry of Emissions Units* (ANREU), gere um mercado de carbono que engloba tanto uma participação voluntária, como uma obrigatória. Através da plataforma da ANREU é possível emitir, trocar e cancelar os créditos denominados *Australian Carbon Credit Units* (ACCU), cada um correspondente a uma tonelada de CO₂. A componente obrigatória engloba todas as empresas com operações na Austrália que apresentem emissões superiores a 100 000 toneladas de CO₂ por ano, colocando-as sob um sistema de *cap and trade*, em que são definidos centralmente limites máximos de emissões para cada uma. As empresas que ultrapassem o teto de emissões imposto pelo estado podem depois adquirir os ACCU para compensar o valor das emissões acima do limite imposto. Nesta fase entram também os participantes voluntários, os quais através de diversos tipos de projetos (abrangendo áreas como a agricultura, eficiência energética, gestão de resíduos ou transportes), podem ser elegíveis para receber créditos que depois serão comercializados no mercado. Criam-se assim os impulsos da procura, sob a forma das empresas reguladas, e da oferta, na forma dos projetos voluntários (Clean Energy Regulator, 2011 & 2024).

Neste sistema, a estimação de carbono armazenado em projetos de plantação, replantação ou gestão comercial florestal é realizado através de um software designado FullCAM (*Full Carbon Accounting Model*). Devido à extensão do território australiano, e às grandes áreas das propriedades rurais, não é prática a utilização de metodologias diretas que envolvam medições de campo. O sistema FullCAM aplica diversos modelos de estimação em conjunto, relacionados quer com vegetação e composição florestal, informação climática como exposição solar, dados históricos como o historial de utilização agrícola entre outros, de modo a determinar o valor de biomassa presente numa determinada parcela de terreno. Através da aplicação, é simplificado o processo de estimação do carbono sequestrado, conseguindo os gestores dos projetos qualificados estimar a biomassa presente nas suas propriedades seguindo um guia de utilização e preenchendo os campos de acordo com as suas características (Richards & Evans, 2004; DCCEEW, 2020).

Com uma organização bastante mais liberal também é de referir a GX League do Japão. Gerido pelo Ministry of Economics, Trade and Industry (METI), a GX League é a plataforma a partir da qual o Japão pretende atingir os objetivos de neutralidade carbónica em 2050, tendo este projeto sido aprovado em 2022. Ao contrário daquilo que se verifica na Austrália, este esquema de comércio de créditos de carbono funciona de uma forma radicalmente voluntária, não existindo um nível de emissões a partir dos quais uma empresa seja obrigada a aderir. Uma vez integrados no sistema, a única maneira de permanecer no mesmo, é através do cumprimento dos objetivos de redução de emissões definidos, podendo o incumprimento resultar numa expulsão do participante infrator (GX League, 2022).

Para além da entrada totalmente voluntária, a definição dos objetivos das empresas também está a cargo das próprias, existindo, no entanto, a obrigatoriedade da publicação dos mesmos. As organizações que conseguirem atingir um nível de emissões inferior ao objetivo definido podem comercializar a diferença de créditos no mercado, onde estes serão adquiridos por empresas que não conseguiram as reduções planeadas. O incumprimento dos objetivos estabelecidos obriga as organizações responsáveis a prestar esclarecimentos que justifiquem o ocorrido, existindo a possibilidade de exclusão do sistema. No mercado propriamente dito, para além dos créditos derivados do alcance de objetivos de emissões, também estão em circulação:

- *J-Credits*: créditos que são gerados por projetos de remoção de carbono/evitar emissões.
- *Joint Crediting Mechanism*: créditos provenientes de programas de países parceiros.

De modo a melhorar a eficácia de todo o sistema no cumprimento do objetivo principal, o METI tem também nos seus planos a introdução de limites superiores e inferiores de preços para os créditos comercializados no mercado, aplicando alterações anuais que aumentem os valores mínimos, impulsionando assim a redução de emissões e o menor recurso aos créditos como forma de compensação (GX League, 2022).

Numa perspetiva supranacional, é ainda importante referir o caso precursor do *Chicago Climate Exchange* (CCX). O CCX foi um mercado voluntário de carbono de iniciativa privada com sede em Chicago que funcionou entre 2003 e 2010. Apesar da sua base nos Estados Unidos, o CCX tinha uma política de porta aberta, permitindo a participação de

instituições e projetos de todo o mundo. No seu pico de funcionamento este mercado contava com cerca de 450 membros entre os quais se contavam empresas de grande dimensão como a Ford, a IBM ou a DuPont. Os seus mecanismos de funcionamento são muito parecidos com aqueles que mais tarde se iriam verificar na Austrália, com limites de emissões definidos com base no historial das empresas e créditos de carbono a serem concedidos tanto a empresas que reduziram as suas emissões para além do exigido, como a instituições ou projetos que fomentassem a redução de emissões, como o sequestro de carbono, podendo por isso empresas não abrangidas pelas reduções também participar no mercado do lado da oferta (CCX, 2010). Esta iniciativa acabou por terminar devido em grande parte à falta de apoio institucional por parte do governo, não tendo sido aprovada legislação que apoiasse o desenvolvimento dos mercados voluntários de carbono. No princípio do funcionamento do CCX era prevalente a ideia de que eventualmente iria entrar em vigor legislação que iria forçar as empresas a reduzir as suas emissões, promovendo os mercados de carbono, e que, o participar na fundação de um movimento voluntário permitiria às empresas fundadoras montarem um sistema que lhes traria vantagens quando a participação nestes mercados se tornasse obrigatória. Com a falta de apoio estatal, as empresas participantes viram os seus esforços não recompensados, o que levou ao inevitável fecho do CCX (Weitzman, 2010; Sabbaghi & Sabbaghi, 2017). Os Estados Unidos da América continuam sem um sistema nacional de comércio de créditos de carbono, sendo, no entanto, de referir que, em 2013, o governo estadual da Califórnia instituiu o seu próprio mercado de carbono sob o regime de *cap and trade* que já engloba cerca de 80% do total de emissões do estado (Narassimhan et al., 2018). É então clara a importância do apoio das instituições governamentais para o bom funcionamento dos mercados de carbono.

O setor florestal constitui uma parte integrante destes novos sistemas, dando a donos florestais de diversas dimensões a oportunidade de beneficiar mais do seu património, através desta nova fonte de receita. De uma ótica florestal, estes sistemas são capazes de fomentar não só o combate às alterações climáticas, através do aumento do sequestro de emissões, como também de promover melhores práticas na gestão florestal, resultante dos standards de cuidado exigidos aos donos florestais de modo a ser possível a geração de créditos.

3. Metodologia

O presente trabalho tem como objetivo fazer um primeiro exercício teórico que permita a comparação das capacidades de armazenamento de carbono de diferentes espécies florestais de modo a identificar se a implementação de um mercado voluntário de carbono poderá incentivar a utilização de monoculturas florestais de determinadas espécies, ou pelo contrário, fomentar a sua diversidade. Com esta finalidade, será realizada uma análise teórica de cenários, que vai comparar diversas combinações de composição florestal, quer a nível do que já existe no território, quer a nível temporal, assumindo que serão realizadas novas plantações incentivadas pela implementação de um mercado voluntário de carbono. Para isto, vai ser definido um hectare hipotético de terreno, que será o ponto base através do qual será possível fazer estas comparações de valores de sequestro de carbono.

O primeiro passo deste processo consiste na escolha das espécies a analisar. Como verificado anteriormente, dado o maior nível de biodiversidade nas florestas da região Norte (NUTS II), estas estão numa situação de maior vulnerabilidade à expansão das monoculturas, pelo que a análise realizada neste trabalho vai ter como base a situação florestal desta região. Como é possível verificar na tabela 1, retirada do 6º Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2018), as três espécies com mais expressão nas florestas do Norte são o pinheiro-bravo, o eucalipto e o carvalho. Estes dados foram recolhidos entre 2015 e 2018, pelo que estão algo desatualizados, no entanto, devido à periodicidade (10 em 10 anos) das realizações dos

106.Norte	ÁREAS TOTAIS POR ESPÉCIE						
Espécie	1995	2005	2010	2015		$\Delta[2005-2015]$	
	mil ha	mil ha	mil ha	mil ha	%	Erro%	mil ha
Pinheiro-Bravo	257,2	196,2	173,9	179,9	30,8	$\pm 1,9$	+ 16,3
Eucaliptos	155,9	155,6	158,3	164,1	28,1	$\pm 2,1$	- 8,5
Sobreiro	23,7	13,1	14,6	15,8	2,7	$\pm 7,7$	- 2,7
Azinheira	3,6	2,3	2,2	3	0,5	$\pm 17,8$	- 0,7
Carvalhos	59,3	45,3	46	56,1	9,6	$\pm 3,9$	- 10,8
Pinheiro-Manso	0,4	0,6	0,6	0,4	0,1	>40	+ 0,2
Castanheiro	27	33,8	37,4	43,6	7,5	$\pm 4,5$	- 9,8
Alfarrobeira	0	0	0	0	0,3	$\pm 25,3$	0,0
Acácias	0,7	1,1	1,5	1,5	15	$\pm 3,0$	- 0,4
Outras Folhosas	65,1	73	87,8	87,8	5,2	$\pm 5,4$	- 14,9
Outras Resinosas	34,5	39,4	30,7	30,7	0,4	$\pm 21,5$	+ 8,7
STD s/espécie*	9,8	11,6	2	2	0	-	+ 9,6
Total: Floresta	637	571,9	554,6	584,9	100	$\pm 1,1$	+ 13

* Superfície temporariamente desarborizada sem espécie identificada

Tabela 1 – Áreas Totais por Espécie Florestal da Região Norte NUTS II – Fonte: IFN6 (ICNF, 2018)

inventários florestais, estes correspondem à informação mais recente e completa que existe a nível florestal para Portugal, pelo que será com base nestes que serão assumidos os pressupostos necessários para realizar a análise.

Como já explicado anteriormente, os dados utilizados vão ser trabalhados sob a forma de uma análise de cenários. Para este efeito, temos dois grupos de cenários:

- Grupo I (Cenário Estático)
- Grupo II (Cenário Temporal)

Com esse objetivo vai recorrer-se a um instrumento habitualmente usado na análise microeconómica, a “reta de possibilidades de produção/consumo” também designada de restrição orçamental, adaptada à presente temática, para ilustrar uma possível ferramenta teórica que permita um exercício de reflexão inicial sobre o tema em análise.

Na teoria microeconómica, as restrições orçamentais detalham a relação entre dois bens e as quantidades de cada um que um consumidor pode adquirir, na qual a quantidade de cada produto adquirida multiplicada pelo seu respetivo custo é sempre igual ou inferior ao orçamento de compras do consumidor. Desta forma é possível traçar uma reta entre os dois máximos dos produtos que delimita graficamente todas as combinações possíveis dos dois, formando um triângulo através da intersecção da reta com os eixos das abcissas e ordenadas (Nicholson & Snyder, 1997). Ao nível da teoria, as restrições orçamentais não apresentam uma relação linear entre dois produtos, sendo por isso verdadeiras curvas representadas por funções não lineares. Para os efeitos deste trabalho, está a ser realizado um exercício teórico em que é tido como pressuposto a substituição linear dos pares de espécies florestais definidos.

Para isto, o conceito foi adaptado de modo que, a “área total do terreno” (1 hectare) figura no lugar do “orçamento para comprar bens” na base teórica e os pares de espécies florestais substituem os “produtos em relação aos quais o consumidor teria de fazer a sua decisão de compra”. Ainda no contexto de adaptação deste instrumento de análise microeconómica, o “máximo de unidades de cada produto que o orçamento permitiria adquirir”, passa a ser o “número máximo de espécimes que se consegue plantar no hectare de terreno referido”, sendo estes valores máximos baseados nos dados de densidade florestal presentes no IFN 6 (ICNF, 2018).

Assim para o traçado da reta são definidos os pontos de interseção com os eixos das abcissas e ordenadas, sendo cada um dos extremos indicativo do número máximo de espécimes de cada espécie que podem acomodar-se, em média, num hectare de terreno (correspondentes aos valores de densidade médios provenientes do IFN 6 (ICNF, 2018)). Através da equação traçada, determinam-se as várias combinações possíveis de pares de espécies florestais que podem estar presentes nesse hectare, assumindo-se o pressuposto da substituição linear das mesmas, ou seja, ao ser retirado um espécime de uma, é conjecturada a introdução de um espécime da outra.

Com base nas três espécies escolhidas, é então possível definir os três pares diferentes que serão analisados nos dois grupos: pinheiro-bravo – eucalipto; pinheiro-bravo – carvalho; eucalipto – carvalho. Para os efeitos da análise realizada no Grupo II, que será abordada a seguir, foi definido através de dados do jardim botânico da UTAD que as espécies escolhidas (UTAD, 2024a, 2024b, 2024c) serão representadas por:

- *Eucalyptus globulus*, no caso dos eucaliptos;
- *Pinus pinaster*, no caso dos pinheiros-bravos;
- *Quercus pyrenaica*, no caso dos carvalhos.

O Grupo I vai focar a sua análise no estado da floresta assim como ela está, sem incorporar na sua análise o fator tempo. Desta forma, será possível compreender, no momento da entrada em funcionamento de um mercado voluntário de carbono, assumindo que está a ser tido em conta a composição florestal já existente, que tipo de gestão de espécies florestais mais beneficiaria na geração de créditos de carbono, e por sua vez, na geração de receitas para os seus donos. Para isto, vão ser utilizados os valores médios de espécimes de cada espécie por hectare, bem como os valores médios de biomassa por espécime. Os valores utilizados são os correspondentes aos calculados no 6ºIFN (ICNF, 2018) para a região Norte.

O Grupo II vai incorporar a componente do tempo na sua análise. Nos processos de gestão florestal verifica-se a existência de espécies com crescimento mais rápido do que outras. Estes níveis mais acelerados de crescimento dão a estas espécies uma vantagem que pode ser explorada a nível de captura de carbono, a rotatividade. Como já referido anteriormente, na realidade portuguesa esta temática é muito debatida em relação a uma das espécies em causa neste trabalho, o eucalipto. Para incorporar esta rotatividade na análise deste Grupo vai então ser feita uma comparação temporal entre a utilização da rotatividade

na gestão das espécies, e a não utilização da mesma. Os pontos temporais de análise de biomassa serão então: 15 anos, 30 anos e 50 anos.

Em relação ao Grupo II vai ser necessário realizar cálculos de estimação de biomassa, dado que, no 6º IFN (ICNF, 2018) a informação de biomassa fornecida é referente a valores médios por tipo de povoamento, pelo que não permite tirar ilações através de uma perspetiva temporal.

Dado que a análise do presente trabalho se vai focar num hectare de terreno hipotético, e o facto de não ser possível sintetizar a quantidade de informação necessária para a aplicação da maioria das metodologias analisadas durante a revisão de literatura, o método de estimação de biomassa que faz mais sentido aplicar é o das equações alométricas a nível individual, extrapolando depois o valor de biomassa de um espécime para o valor de um hectare com base na densidade média das populações puras das espécies em análise. Desta forma, será possível manter um nível de comparabilidade com os resultados obtidos do Grupo Estático (I).

Com vista a isto, serão utilizadas as equações alométricas que também estiveram na base desse relatório, estando estas compiladas no trabalho de Tomé et al. (2007), procurando assim manter uma base de consistência entre os valores calculados e os valores relatados no IFN 6 (ICNF, 2018). Para estas equações foi necessário recolher valores médios indicativos da altura e diâmetro “à altura do peito” dos espécimes das diferentes espécies seleccionadas e para os intervalos de tempo a analisar. Do relatório referido foram seleccionados os seguintes modelos de estimação de acordo com as diferentes espécies:

- **Pinheiro-Bravo**

As equações (1) a (3) estão relacionadas com o modelo de estimação da biomassa do pinheiro-bravo, sendo a primeira utilizada na estimação da biomassa do tronco e casca, a segunda na estimação da biomassa dos ramos e agulhas e por fim, a terceira, corresponde ao total de biomassa de um espécime da espécie, excluindo o valor das raízes. Os valores relativos aos diferentes betas das equações estão detalhados na tabela 2 e foram transpostos do trabalho de Tomé et al. (2007).

(1) $W_i = \beta_0 d^{\beta_1} h^{\beta_2}$ (i=s,b), W_i representa o valor da biomassa (kg) da componente i da árvore, em que i=s corresponde ao tronco e i=b à casca. As variáveis h e d dizem respeito à altura (m) e diâmetro à altura do peito (cm), respetivamente.

(2) $W_i = \beta_0 d^{\beta_1} \left(\frac{h}{d}\right)^{\beta_2}$ (i=br,l), W_i representa o valor da biomassa (kg) da componente i da árvore, em que br corresponde aos ramos e l às agulhas. As variáveis h e d dizem respeito à altura (m) e diâmetro à altura do peito (cm), respetivamente.

(3) $W_a = W_s + W_b + W_{br} + W_l$, onde W_a corresponde à biomassa total da área da árvore (kg), onde estão incluídas as componentes W_i , i=s,b,br,l (tronco, casca, ramos e agulhas, respetivamente).

Componente	Equação	β_0	β_1	β_2
Tronco (ws)	1	0,0146	1,94687	1,106577
Casca (wb)	1	0,0114	1,8728	0,6694
Ramos (wbr)	2	0,00308	2,75761	-0,39381
Agulhas (wl)	2	0,0998	1,39252	-0,71962

Tabela 2 - Modelo de Estimação da Biomassa de Pinus Pinaster e Resinosas Diversas. Fonte: Adaptado de Tomé et al., 2007.

• Eucalipto

As equações (4) a (6) permitem a estimação da biomassa presente num espécime de eucalipto. A (4) está relacionada com a estimação da biomassa do lenho e casca da árvore, e a (5) permite a estimação da biomassa presente nos ramos e folhas, enquanto que a (6) representa o total de biomassa de um espécime da espécie, excluindo o valor das raízes. O valor dos betas das equações encontra-se especificado na tabela 3 (Tomé et al., 2007).

Componente	Equação	β_0	β_1	β_2
Lenho (ww)	4	0,009964	se hdom $\leq$ 10,7100 : $\frac{hdom}{-0,70909 + 0,627861 hdom}$ se hdom $>$ 10,7100 : 1,780459 árvores dispersas noutros estratos: 1,780459	1,369618
Casca (wb)	4	0,000594	se hdom $\leq$ 18,2691 : $\frac{hdom}{-0,69951 + 0,45855 hdom}$ se hdom $>$ 18,2691 : 2,379475 árvores dispersas noutros estratos: 2,379475	1,084988
Ramos (wbr)	5	0,095603	1,674653	-0,85073
Folhas (wl)	5	0,248952	1,264033	-0,7121

Tabela 3 - Modelo de Estimação da Biomassa sem utilização de variáveis da copa – Eucalyptus globulus. Fonte: Adaptado de Tomé et al., 2007.

(4) $W_i = \beta_0 d^{\beta_1} h^{\beta_2}$ ($i=w,b$), W_i representa o valor da biomassa (kg) da componente i da árvore, em que $i=w$ corresponde ao lenho e $i=b$ à casca. As variáveis h e d dizem respeito à altura (m) e diâmetro à altura do peito (cm), respetivamente.

(5) $W_i = \beta_0 d^{\beta_1} \left(\frac{h}{d}\right)^{\beta_2}$ ($i=br,l$), W_i representa o valor da biomassa (kg) da componente i da árvore, em que $i=br$ corresponde aos ramos e $i=l$ às folhas. As variáveis h e d dizem respeito à altura (m) e diâmetro à altura do peito (cm), respetivamente.

(6) $W_a = W_w + W_b + W_{br} + W_l$, onde W_a corresponde à biomassa total da área da árvore (kg), onde estão incluídas as componentes W_i , $i=w,b,br,l$ (lenho, casca, ramos e folhas, respetivamente).

Para o caso do eucalipto, optou-se pela utilização dos modelos de estimação que não incorporam a variável copa. Embora a incorporação desta variável permita atingir estimativas mais fiáveis, dado não ter sido possível recolher informação sobre as características da copa das árvores, entendeu-se, neste trabalho, que o modelo que não a incorporava seria mais adequado.

• Carvalho

As equações (7) a (9) correspondem, respetivamente aos métodos de estimação do tronco, ramos e total de biomassa de um espécime de carvalho. Os valores relacionados com os betas das equações estão presentes na tabela 4. Relativamente à equação número (8), o número de árvores por hectare considerado foi a densidade média da região Norte registada no IFN 6 (ICNF, 2018), que corresponde a 438 exemplares.

(7) $W_s = \beta_0 (d^2 h)^{\beta_1}$, onde W_s corresponde ao valor da biomassa do tronco (kg) e as variáveis h e d dizem respeito à altura (m) e diâmetro à altura do peito (cm), respetivamente.

(8) $\ln(W_{br}) = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2 d^2 h + \beta_3 N$, onde W_{br} corresponde ao valor da biomassa dos ramos (kg) e as variáveis h , d e N dizem respeito à altura (m), diâmetro à altura do peito (cm) e número de exemplares num hectare, respetivamente.

(9) $W_a = W_s + W_{br}$, onde W_a corresponde à biomassa total da área da árvore (kg), onde estão incluídas as componentes W_i , $i=s,br$ (lenho, casca, ramos e folhas, respetivamente).

Componente	Equação	β_0	β_1	β_2	β_3
Tronco (ws)	7	0,02087	1,015	-	-
Ramos (wbr)	8	-0,412	0,231	-0,0001185	-0,0002676

Tabela 4 - Modelos de Estimação da Biomassa para *Quercus* Spp e Folhosas Diversas. Fonte: Adaptado de Tomé et al., 2007.

Quanto à obtenção de dados, no que diz respeito ao pinheiro-bravo, foi possível encontrar a informação necessária de uma forma direta, com dados referentes a alturas e diâmetros ao longo do tempo para os períodos escolhidos. Para isto foram utilizadas tabelas de produção para o pinhal do Vale do Tâmega elaboradas por Moreira & Fonseca (2002), mais especificamente de povoamentos com índice de qualidade média. O índice de qualidade de uma região florestal corresponde à capacidade produtiva de uma dada parcela de floresta, classificada com base na altura dominante da mesma. Para os efeitos deste trabalho, foram considerados os valores médios deste índice, de modo a representar um povoamento florestal dito “normal”, não assumindo a maximização da produção. Foram considerados os valores da altura dominante e dos diâmetros médios para os três pontos temporais definidos.

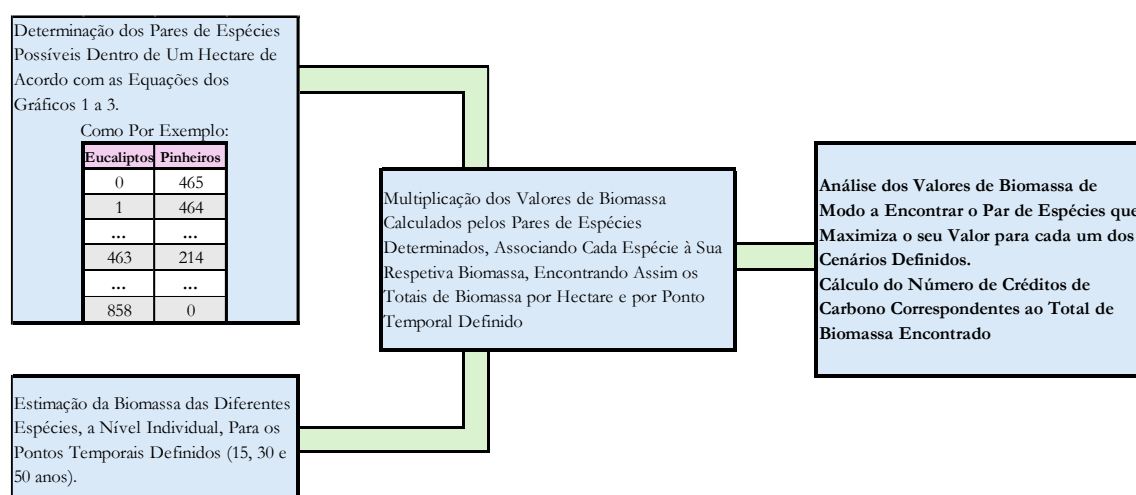
No caso do eucalipto, não foi possível encontrar os dados necessários de uma forma direta, isto é não foi possível reunir valores referentes às alturas e diâmetros médios de uma população de eucaliptos. De modo a superar esta limitação recorreu-se a outro método para encontrar estes valores, através de um simulador. Com base no trabalho de Tomé et al., (2006), foi desenvolvido pelo Instituto Superior de Agronomia, no âmbito do “Projeto Melhor Eucalipto”, um simulador, denominado EuSiM¹ que permite determinar, entre outros, valores médios para a altura e diâmetro dos eucaliptos em Portugal. Os valores simulados foram também estimados com base em povoamentos com um índice de qualidade médio. Dado que os eucaliptos tendem a atingir o pico da sua altura entre os 20 e os 30 anos (Reed et al., 2002), o pressuposto assumido para os efeitos deste trabalho será o de um pico da altura aos 25 anos e a manutenção deste valor e o do diâmetro aos 30 e 50 anos, ainda que, na realidade, se verifiquem crescimentos residuais. Em relação às rotatividades, a nível de explorações comerciais, o eucalipto atinge a maturidade e é abatido por volta dos 10-12 anos (Fabres, 2021), pelo que vão ser analisados duas rotações, uma aos 10 anos, assumindo um ritmo mais intenso que permite 5 rotações no intervalo temporal em análise, e outra aos

¹ O simulador EuSiM, desenvolvido pelo Instituto Superior de Agronomia encontra-se hospedado na página web <http://home.isa.utl.pt/~joaopalma/modelos/eusim/>.

15, alinhada pelo primeiro momento temporal definido, que atinge apenas as 3 rotações no intervalo em análise. Desta forma será possível obter um meio de comparação entre uma gestão florestal mais ou menos intensiva relativamente aos eucaliptos.

No que toca aos carvalhos, tal como no caso dos pinheiros, foi possível encontrar informação direta sobre as alturas e diâmetros médios desta espécie ao longo do tempo, estando estes valores reunidos no trabalho de Carvalho et al. (2005). Infelizmente, estes dados referentes aos carvalhos não englobam estatísticas para os 15 anos de idade pelo que esta espécie terá de ser excluída das comparações referentes ao período de análise mais curto. Para além disto, e por uma questão de congruência com os dados utilizados para os pinheiros foi utilizada a altura dominante da povoação, em vez da altura média, para a realização das estimações, dado a altura média não estar presente nas tabelas referentes aos pinheiros. Os dados referentes aos carvalhos dizem respeito a povoamentos com 29 e 49 anos de idade tratando-se estas das idades mais próximas dos valores propostos para este trabalho. Assim como para os pinheiros foi considerado um índice de qualidade médio.

De forma a melhor ilustrar o processo de cálculo que será realizado no âmbito do Grupo Temporal (II), desenvolveu-se o Esquema 1. O processo descrito aplicar-se-á iterativamente nos três subgrupos, correspondentes à não rotatividade, rotatividade de 15 em 15 anos (3 rotações no intervalo de tempo de 50 anos considerado) e por fim à rotatividade de 10 anos em 10 anos (5 rotações no intervalo de tempo de 50 anos considerado) do eucalipto.



Esquema 1 - Resumo da Metodologia a Aplicar no Grupo Temporal (II)

Através deste segundo Grupo vai ser possível compreender, a longo prazo, que espécies apresentam um maior potencial de captura de carbono e, por sua vez, geração de créditos de carbono que eventualmente fornecerão aos seus proprietários uma nova fonte de receita. Os cenários a ser analisados ficarão então como ilustrado na tabela 5:

Grupo Estático (I)	Grupo Temporal (II)								
	Sem Rotatividade			Com Rotatividade do Eucalipto de 15 Anos			Com Rotatividade do Eucalipto de 10 Anos		
	15 Anos	30 Anos	50 Anos	15 Anos	30 Anos	50 Anos	15 Anos	30 Anos	50 Anos
Pinheiro Eucalipto Carvalho	Pinheiro Eucalipto	Pinheiro Eucalipto Carvalho		Pinheiro Eucalipto	Pinheiro Eucalipto Carvalho		Pinheiro Eucalipto	Pinheiro Eucalipto Carvalho	

Tabela 5 – Cenários a Analisar

4. Resultados

4.1 Grupo I (Estático)

Como detalhado no capítulo anterior, a análise do Grupo Estático vai procurar perceber qual a composição de uma propriedade florestal que mais beneficiaria da implementação de um mercado de carbono, a nível de capacidade bruta de gerar créditos de carbono. Para determinar isto foram traçadas retas com as combinações possíveis dos diferentes pares das três espécies escolhidas, aplicando um multiplicador representativo da biomassa por cada espécime. Todos os valores base utilizados foram retirados diretamente do 6º Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2018).

De notar que o pressuposto aqui assumido baseia-se na inclusão das florestas existentes no esquema de atribuição de créditos de carbono por um Mercado Voluntário de Carbono “abstrato”, não necessariamente o recentemente regulamentado pelo Decreto-Lei nº 4/2024. Dada a fase inicial de regulamentação em que se encontra o Mercado Voluntário de Carbono Português, com ainda várias questões em aberto quanto à sua aplicação na prática, possivelmente sujeito ainda a posteriores alterações e a aguardar delineamentos jurídicos complementares, considerou-se que este seria um caso interessante de estudo. O presente trabalho não pretende, portanto, vincular-se às premissas estabelecidas pela recente legislação, ainda vagas, mas antes construir um exercício possível perante o espectro da implementação de um mercado de carbono em geral.

A partir dos dados do IFN 6 (ICNF, 2018), foi possível determinar os valores médios de biomassa por espécime de cada espécie selecionada. Para isto, recorreu-se os valores presentes nas tabelas 201. Norte e 309. Norte (ICNF, 2018), onde estão presentes o número de espécimes por hectare e biomassa por hectare, respetivamente, valores estes que foram transportados para a primeira e segunda coluna da tabela 6. Mais especificamente, estes valores são referentes às povoações florestais puras, isto é, regiões florestais em que a espécie em questão representa mais do que 75% da cobertura florestal total.

	Espécimes por ha	Biomassa por ha (t)	Biomassa por Espécime (t)
Eucaliptos	858	50,88	0,059
Pinheiros	465	71,93	0,155
Carvalhos	438	64,44	0,147

Tabela 6 - Cálculo dos Valores Médios de Biomassa por Espécime (Grupo Estático). Fonte: Cálculos próprios, a partir de dados de ICNF, 2018.

Obtiveram-se os valores de biomassa médios por espécie, dividindo o valor da biomassa média por hectare pelo número médio de espécimes por hectare, patentes na terceira coluna da tabela 6. A partir destes consegue-se perceber que a espécie com maior concentração de biomassa a nível individual, é o pinheiro-bravo, seguido muito proximamente do carvalho e com o eucalipto a fechar o terceiro lugar, observando valores cerca de três vezes inferiores às restantes.

Utilizou-se o conceito da reta das possibilidades de produção, adaptado para o presente contexto, para traçar as retas que permitam encontrar os pares possíveis das três espécies escolhidas. Para isto foram seleccionados os valores médios de espécime por hectare (ICNF, 2018) para cada uma destas.

Considera-se que, estes valores médios de densidade florestal (espécime por hectare) para a região Norte, são uma base de trabalho consistente, dado o objetivo do Grupo Estático ser compreender que tipo de composição de propriedade florestal sairá mais beneficiado imediatamente a seguir ao início do funcionamento de um mercado voluntário de carbono. As retas e equações resultantes deste processo estão como demonstrado nos gráficos 1, 2 e 3.

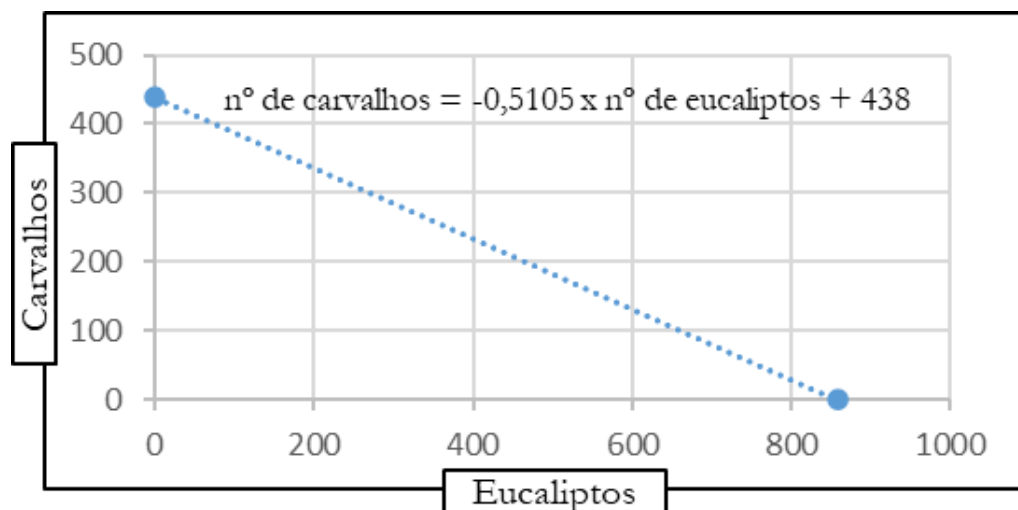


Gráfico 1 - Relação entre o número de carvalhos e o número de eucaliptos

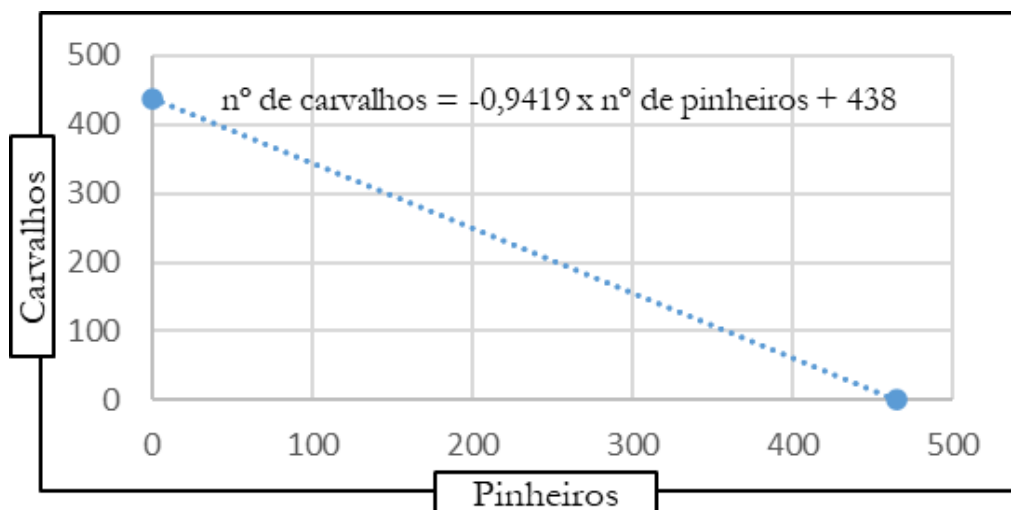


Gráfico 2 - Relação entre o número de carvalhos e o número de pinheiros

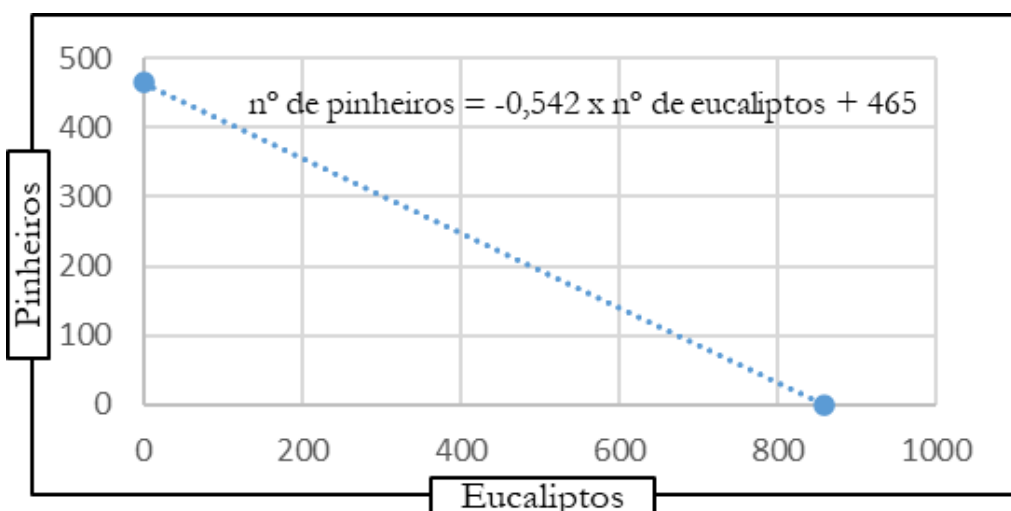


Gráfico 3 - Relação entre o número de pinheiros e o número de eucaliptos.

Estas retas foram traçadas através de uma função linear que liga os dois pontos de interseção das retas com os eixos das ordenadas e abcissas. Estes pontos correspondem aos valores máximos de espécimes por hectare das três espécies selecionadas. Através destes valores máximos representados nos eixos das abcissas e das ordenadas de cada gráfico, é possível determinar a equação que permite traçar a reta.

As retas foram traçadas de modo que a variável independente correspondesse sempre à espécie com mais exemplares representados num hectare de terreno. Isto permite

identificar todos os pares possíveis (pontos da reta) já que, devido à sua maior densidade populacional, a remoção de um só exemplar nem sempre daria aso à introdução de um espécime da segunda espécie com que a primeira está emparelhada.

Com base nas funções presentes nos gráficos 1 a 3, determina-se o valor de biomassa médio para as diferentes combinações possíveis de espécies no espaço de 1ha que foi delimitado inicialmente. As combinações que maximizam o valor da biomassa num hectare de terreno estão listadas nas tabelas 7 a 9.

Biomassa Individual Pinheiro (t)	0,155
Biomassa Individual Carvalho (t)	0,147
Número de Pinheiros	465
Número de Carvalhos	0
Biomassa Total (t)	71,93

Tabela 8 – Grupo Estático (I) – Combinação de Pinheiros e Carvalhos que maximiza o total de biomassa num ha de terreno.

Biomassa Individual Pinheiro (t)	0,155
Biomassa Individual Eucalipto (t)	0,059
Número de Pinheiros	465
Número de Eucaliptos	0
Biomassa Total (t)	71,93

Tabela 7 – Grupo Estático (I) – Combinação de Pinheiros e Eucaliptos que maximiza o total de biomassa num ha de terreno.

Biomassa Individual Carvalho (t)	0,147
Biomassa Individual Eucalipto (t)	0,059
Número de Carvalhos	438
Número de Eucaliptos	0
Biomassa Total (t)	64,44

Tabela 9 – Grupo Estático (I) – Combinação de Carvalhos e Eucaliptos que maximiza o total de biomassa num ha de terreno.

Estes valores foram encontrados através da multiplicação dos valores médios de biomassa determinados na tabela 6 pelos pares de espécies determinados com base nas equações dos gráficos 1 a 3. Os totais de biomassa por hectare calculados correspondem aos já presentes na tabela 6. Isto acontece dado que o número de árvores máximo por hectare selecionados corresponde aos valores médios presentes no IFN 6 (ICNF, 2018), pelo que este resultado não é inesperado.

A partir destes resultados, verifica-se que, o valor máximo de biomassa é encontrado na presença de uma monocultura de pinheiro-bravo. A partir dos valores totais encontrados para as três combinações é possível estabelecer uma hierarquia no que diz respeito ao total

de biomassa que cada espécie consegue, em média, armazenar num hectare de terreno, com o pinheiro-bravo em primeiro lugar, seguido do carvalho e terminando com o eucalipto. Estes resultados não são surpreendentes, dado que o eucalipto, embora com mais espécimes, em termos absolutos no espaço de um hectare hipotético, apresenta um valor de biomassa por espécime muito inferior às outras duas espécies, sendo, no cômputo geral, superado por cada uma delas, como potencial de sequestro.

Mais, é de referir que este resultado também não é inesperado, dada a linearidade que se pressupôs em relação às funções que relacionam o número de espécimes de uma espécie com a outra. A linearidade destas funções, combinada com o pressuposto de que as biomassas individuais se mantêm constantes, vai levar a que a combinação que maximiza a biomassa de um par de espécies acabe por ser sempre uma monocultura. Esta limitação da presente análise, que por falta de dados disponíveis, não permitiu traçar uma função que não fosse uma reta, também se vai verificar no Grupo II, como se verá de seguida.

4.2 Grupo II (Temporal)

Numa fase inicial dos cálculos relativos ao grupo temporal foi necessário determinar os valores da biomassa relativos aos três pontos temporais definidos para as espécies seleccionadas (tabela 5).

4.2.1 Estimação das Biomassas do Pinheiro-Bravo

Da informação obtida do trabalho de Moreira & Fonseca (2002) obtiveram-se então os valores da altura dominante e diâmetro médio de um pinheiro-bravo para os 15, 30 e 50 anos de idade (tabela 10, primeira e segunda colunas). Aplicando as equações 1 a 3 (Tomé et al., 2007), é então possível determinar a biomassa média, em kg, presente num exemplar desta espécie para os pontos temporais referidos, tal como é possível observar na última coluna da tabela 10.

	Diâmetro (cm)	Altura (m)	ws	wb	wbr	wl	wa	Biomassa Média Por Espécime (Kg)
15 Anos	8,6	7,8	9,351284	2,536306	1,208459	2,142659	15,23871	15,24
30 Anos	18,3	14,4	80,16749	15,72646	10,25391	6,792399	112,9403	112,94
50 Anos	28	20	263,9194	43,45621	34,41873	13,1669	354,9612	354,96

Tabela 10 - Estimação de Biomassa de um Espécime de Pinus Pinaster. Fonte: Cálculos próprios realizados a partir valores de Moreira & Fonseca (2002) e das equações de Tomé et al. (2007).

4.2.2 Estimação das Biomassas do Eucalipto

Através do simulador EuSiM foi possível determinar os valores dos diâmetros e da altura para os eucaliptos (Tabela 11, primeira e segunda coluna). Como referido na secção da metodologia, os valores determinados para os 30 e 50 anos são referentes a estimações para os 25 anos, assumindo-se assim o pico da altura e diâmetro nesse ano. Posteriormente são aplicadas as equações 4 a 6 de modo a estimar o valor da biomassa das diversas componentes da árvore, estando o valor destes resumido na última coluna da tabela 11.

	Diâmetro (cm)	Altura (m)	ww	wb	wbr	wl	wa	wr	Biomassa Média Por Espécime (Kg)
10 Anos	13,1	20,5	60,854283	6,7521631	4,8535677	4,6761924	77,136207	19,183775	77,14
15 Anos	15,7	24,6	107,82855	11,570579	6,5654719	5,8733719	131,83798	32,788105	131,84
30 e 50 Anos	19,4	29,5	201,56104	27,090543	9,5993634	7,8401227	246,09107	61,202849	246,09

Tabela 11 - Estimação de Biomassa de um Espécime de Eucalyptus Globulus sem a utilização de variáveis copa. Fonte: Cálculos próprios realizados a partir de valores do simulador EuSiM e das equações de Tomé et al. (2007).

De notar que, ao contrário das outras espécies aqui consideradas, a primeira linha da Tabela 11, estima o valor de biomassa média de um eucalipto com 10 anos de idade. Este valor permitirá mais tarde realizar os cálculos relativos à rotatividade mais intensiva, de 10 anos (Secção 4.2.6).

O processo de determinação dos diâmetros e alturas médias seguiu os parâmetros recomendados do simulador, tendo sido apenas ajustado o índice de qualidade para a categoria média, de modo a ficar em linha com os valores referentes às outras duas espécies.

4.2.3 Estimação das Biomassas do Carvalho

Através dos dados de Carvalho et al. (2005), é possível obter os valores da altura dominante e diâmetro médio de um carvalho para os 30 e 50 anos de idade (Tabela 12, primeira e segunda coluna). Aplicando as equações 7 a 9 (Tomé et al., 2007), consegue-se determinar o valor da biomassa média, em kg, presente num espécime da espécie em questão para os pontos temporais escolhidos, assim como demonstrado na última coluna da tabela 12.

	Diâmetro (cm)	Altura (m)	ws	wbr	wa	Biomassa Média Por Espécime (Kg)
30 Anos	13,1	9,9	39,64176	9,930064	49,57182	49,57
50 Anos	21,9	13,8	157,6164	42,3253	199,9417	199,94

Tabela 12 - Estimação de Biomassa de um Espécime de Quercus Pyrenaica. Fonte: Cálculos próprios a partir de dados de Carvalho et al. (2005) e das equações de Tomé et al. (2007).

4.2.4 Resultados Sem Rotatividade

Os totais de biomassa considerados para os cálculos correspondem apenas à biomassa acima do chão, isto é, não incluem o valor relativo à biomassa das raízes e, genericamente, do solo.

O processo de emparelhamento de espécimes foi realizado de uma forma idêntica à do Grupo Estático, mantendo-se a densidade das espécies conforme os valores médios do IFN 6 (ICNF, 2018). Deste modo, aplicam-se as combinações determinadas a partir dos gráficos 1 a 3 para o Grupo Estático (I), verificando-se assim as mesmas combinações de árvores sob análise. As tabelas 13 a 15 apresentam as combinações das três espécies que maximizam o total de biomassa no hectare de terreno hipotético ao longo do tempo, estando nas linhas um e dois os valores da biomassa de um espécime de cada uma das espécies, nas linhas três e quatro os números de espécimes que permitem maximizar a biomassa, e por fim

na quinta linha está o total de biomassa resultante da multiplicação do número de espécimes pela biomassa individual. As quantidades individuais listadas correspondem às determinadas nas tabelas 10 a 12.

	15 Anos	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Pinheiro (Kg)	15,24	112,94	354,96
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	131,84	246,09	246,09
Nº de Pinheiros	0	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	113116,98	211146,14	211146,14

Tabela 13 – Grupo Temporal (II) sem Rotações – Combinações de Pinheiros e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Pinheiro (Kg)	112,94	354,96
Biomassa Individual Carvalho (Kg)	49,57	199,94
Nº de Pinheiros	465	465
Nº de Carvalhos	0	0
Máximo Biomassa (Kg)	52517,22	165056,97

Tabela 14 – Grupo Temporal (II) sem Rotações – Combinações de Carvalhos e Pinheiros que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Carvalho (Kg)	49,57	199,94
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	246,09	246,09
Nº de Carvalhos	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	211146,14	211146,14

Tabela 15 – Grupo Temporal (II) sem Rotações – Combinações de Carvalhos e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

Dos resultados obtidos verifica-se que, a nível dos emparelhamentos que envolvem o eucalipto verificou-se uma vantagem absoluta do eucalipto para todos os pontos temporais analisados quer em relação aos carvalhos quer em relação aos pinheiros, parecendo ser sempre preferível optar por uma monocultura de eucalipto. No emparelhamento entre pinheiros e carvalhos verificou-se uma vantagem absoluta para os pinheiros, sendo o valor da biomassa maximizado na presença de uma monocultura daqueles.

4.2.5 Resultados com Rotatividade do Eucalipto de 15 Anos

Para o primeiro grupo de rotatividade foi considerado para o eucalipto um ciclo de 15 anos, mais longo que aquele utilizado em média a nível de plantações comerciais. Neste

sentido não é necessário referir as combinações que não envolvem o eucalipto, dado que os seus valores se mantêm iguais aos do grupo sem rotatividade (tabela 14). Nas tabelas 16 e 17 estão presentes as combinações das espécies que maximizam o valor da biomassa, estando nas linhas um e dois os valores da biomassa de um espécime de cada uma das espécies, nas linhas três e quatro os números de espécimes que permitem maximizar a biomassa, e por fim na quinta linha está o total de biomassa resultante da multiplicação do número de espécimes pela biomassa individual. No ponto temporal dos 50 anos são consideradas apenas 3 rotações, que totalizam quarenta e cinco anos, pelo que, por motivos de simplificação, são desconsiderados os últimos cinco anos de crescimento. Desta forma, o total de biomassa referente aos eucaliptos para os diferentes pontos temporais é calculado através da multiplicação do número de exemplares presentes num hectare de terreno pelo valor de biomassa de um espécime com quinze anos de idade. Este valor é por sua vez multiplicado pelo número de rotações que existiram em cada ponto temporal (15 Anos – 1 Rotação; 30 Anos – 2 Rotações; 50 Anos – 3 Rotações). De novo, os valores individuais de biomassa considerados são os calculados nas tabelas 10 a 12.

	15 Anos	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Pinheiro (Kg)	15,24	112,94	354,96
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	131,84	263,68	395,51
Nº de Pinheiros	0	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	113116,98	226233,97	339350,95

Tabela 16 – Grupo Temporal (II) com Rotações de 15 Anos – Combinações de Pinheiros e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Carvalho (Kg)	49,57	199,94
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	263,68	395,51
Nº de Carvalhos	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	226233,97	339350,95

Tabela 17 – Grupo Temporal (II) com Rotações de 15 Anos – Combinações de Carvalhos e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

Através dos resultados presentes nas tabelas 16 e 17 verifica-se que para a rotatividade de 15 anos os eucaliptos continuam com uma vantagem absoluta tanto sobre os pinheiros-bravos como sobre os carvalhos. Neste subgrupo não está referida a comparação entre o pinheiro-bravo e o carvalho pois o resultado deste par se mantém igual à do subgrupo sem

rotatividade (Tabela 14). Isto acontece, pois, apenas está a ser introduzida rotatividade no eucalipto, ou seja, as combinações que não envolvem esta espécie mantêm-se iguais.

4.2.6 Resultados com Rotatividade do Eucalipto de 10 Anos

O segundo grupo de rotatividade foi escolhido com base numa exploração mais intensiva a nível do eucalipto, com rotações realizadas a cada 10 anos, para um máximo de 5 no ponto temporal mais distante escolhido. Nas duas primeiras linhas das tabelas 18 e 19 estão os valores da biomassa de um espécime de cada uma das espécies, nas linhas três e quatro estão os números de espécimes que permitem maximizar a biomassa, e por fim na última linha está o total de biomassa resultante da multiplicação do número de espécimes pela biomassa individual. Relativamente à tabela 18, o valor do total de biomassa referente aos 15 anos considera apenas uma rotação de 10 anos de eucalipto, não sendo considerado o valor de biomassa referente aos 5 anos após a primeira rotação. Tanto na tabela 18 como na 19, para os pontos temporais de 30 e 50 anos são assumidas, respetivamente, três e cinco rotações do eucalipto, sendo que o valor da biomassa dos mesmos é calculado através da multiplicação do número de exemplares de eucalipto pelo valor da biomassa de um espécime com dez anos, valor este que por sua vez é multiplicado pelo número total de rotações realizado (15 Anos – 1 Rotação; 30 Anos – 3 Rotações; 50 Anos – 5 Rotações). Assim como nos dois cenários anteriores os valores individuais que permitiram o cálculo dos totais de biomassa são os determinados nas tabelas 10 a 12.

	15 Anos	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Pinheiro (Kg)	15,24	112,94	354,96
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	77,14	231,41	385,68
Nº de Pinheiros	0	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	66182,87	198548,60	330914,33

Tabela 18 – Grupo Temporal (II) com Rotações de 10 Anos – Combinações de Pinheiros e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

	30 Anos	50 Anos
Biomassa Individual Carvalho (Kg)	49,57	199,94
Biomassa Individual Eucalipto (Kg)	231,41	385,68
Nº de Carvalhos	0	0
Nº de Eucaliptos	858	858
Máximo Biomassa (Kg)	198548,60	330914,33

Tabela 19 – Grupo Temporal (II) com Rotações de 10 Anos – Combinações de Carvalhos e Eucaliptos que maximizam o total de biomassa num ha de terreno

Como é possível verificar através das tabelas 18 e 19, mais uma vez, existe uma vantagem absoluta do eucalipto frente ao pinheiro-bravo e ao carvalho. Para todos os pontos temporais em análise a maximização da biomassa do hectare de terreno ocorre na presença de uma monocultura de eucalipto. Assim como no subgrupo com rotatividade de 15 anos, os emparelhamentos do pinheiro-bravo e do carvalho mantêm-se iguais ao do subgrupo sem rotatividade (Tabela 14).

4.3 Conversão em Créditos de Carbono

Tal como referido anteriormente o método mais simples para determinar a quantidade de carbono armazenado num determinado espécime florestal consiste em aplicar um fator de 50% ao valor da biomassa desse espécime. Investigações realizadas mais recentemente por Martin et al. (2021) e Doraisami et al. (2022), revelam que o valor médio se encontrará mais próximo dos 47,4%, pelo que será este o valor utilizado para os cálculos desta secção. Finalmente, relativamente aos créditos de carbono em si, cada unidade destes tende a representar o equivalente a 1 tonelada métrica de carbono, sendo por isso elementar o processo de conversão do carbono sequestrado total em créditos.

4.3.1 Grupo I (Estático) – Créditos Gerados

Com base nos valores médios de densidade florestal e biomassa por espécime, o pinheiro-bravo surge como a melhor opção para a maximização da biomassa de um hectare de terreno, atingindo as 71,93 toneladas de biomassa total. Com base nisto temos então:

Biomassa Total (t)		Carbono Armazenado (t)		Créditos Equivalentes
71,93		34,09		34

Tabela 20 – Grupo Estático (I) – Valor máximo de créditos de carbono gerados para um ha de terreno

Tendo em conta as características médias das zonas florestais da região Norte de Portugal, o valor máximo de créditos de carbono que seria possível gerar por hectare de uma propriedade seria então cerca de 34, assumindo a presença da condição de maximização, ou seja, a presença apenas de pinheiros-bravos.

4.3.2 – Grupo II (Temporal) – Créditos Gerados

No grupo temporal, verifica-se que, quer perante uma situação sem rotatividade, quer na presença de rotações na plantação do eucalipto (10 ou 15 anos), uma monocultura de eucaliptos é a opção que permite maximizar a biomassa de um hectare de terreno, independentemente do horizonte temporal. Isto resulta no potencial máximo de geração de créditos verificado na tabela 21.

Tendo então como base os valores de densidade florestal do IFN 6 (ICNF, 2018), verifica-se que a situação que permitiria maximizar a geração de créditos de carbono é uma monocultura de eucaliptos com rotações de espécimes realizadas a cada 15 anos. Quando se faz uma comparação a nível da geração de créditos de carbono, verifica-se que, no curto e médio prazo (15 e 30 anos, respetivamente), não realizar rotatividade e realizar uma

rotatividade de 15 anos tem resultados idênticos. No que diz respeito ao longo prazo (50 anos), as rotações de 15 anos têm uma vantagem de geração de créditos sobre as rotações de 10 anos, que por sua vez têm um resultado superior à não realização de rotações.

	Ponto Temporal	Biomassa Total (Kg)		Carbono Armazenado (t)		Créditos Equivalentes
Sem Rotatividade	15 Anos	113116,98	➡	5,36	➡	5
	30 Anos	211146,14		10,01		10
	50 Anos	211146,14		10,01		10
Com Rotatividade (15 Anos)	15 Anos	113116,98	➡	5,36	➡	5
	30 Anos	226233,97		10,72		10
	50 Anos	339350,95		16,09		16
Com Rotatividade (10 Anos)	15 Anos	66182,87	➡	3,14	➡	3
	30 Anos	198548,60		9,41		9
	50 Anos	330914,33		15,69		15

Tabela 22 – Grupo Temporal (II) – Valor máximo de créditos de carbono gerados para um ha de terreno na situação ótima para cada ponto temporal

De modo a condensar os resultados dos dois grupos desenvolveu-se a tabela 22, que reúne as condições de maximização do valor da biomassa para cada um dos cenários de acordo com os pressupostos assumidos respetivamente, bem como o valor máximo da biomassa em si, e os créditos que seria possível gerar com base neste.

			Condição de Maximização da Biomassa	Biomassa Máxima (t)	Créditos Esperados
GRUPO ESTATICO (I)			Monocultura de Pinheiro-Bravo	71,93	34
GRUPO TEMPORAL (II)	Sem Rotatividade	15 Anos	Monocultura de Eucalipto	11,31	5
		30 Anos	Monocultura de Eucalipto	21,11	10
		50 Anos	Monocultura de Eucalipto	21,11	10
	Com Rotatividade (15 Anos)	15 Anos	Monocultura de Eucalipto	11,31	5
		30 Anos	Monocultura de Eucalipto	22,62	10
		50 Anos	Monocultura de Eucalipto	33,94	16
	Com Rotatividade (10 Anos)	15 Anos	Monocultura de Eucalipto	6,62	3
		30 Anos	Monocultura de Eucalipto	19,85	9
		50 Anos	Monocultura de Eucalipto	33,09	15

Tabela 21 - Resumo dos Resultados do Grupo Estático (I) e do Grupo Temporal (II)

É de salientar a diferença entre os valores de biomassa médios entre o Grupo I e II, mesmo quando é tido em conta um horizonte temporal mais extenso. Esta diferença poderá ter a sua origem na maior abrangência do valor de biomassa utilizado no primeiro. Os valores

de biomassa média utilizados no Grupo Estático (I) foram retirados diretamente do IFN 6 (ICNF, 2018), e correspondem à biomassa total em povoamentos puros da espécie a que se referem pelo que são mais abrangentes do que aqueles estimados para o Grupo Temporal (II), que se referem apenas à biomassa da espécie acima do solo.

5. Discussão

Com a iminente entrada em funcionamento de um mercado voluntário de carbono em Portugal e a crescente importância dos mecanismos de combate às alterações climáticas, é crítica a análise deste tipo de instrumentos de modo a maximizar a sua eficácia e eficiência. Neste âmbito, o objetivo deste trabalho focou-se em tentar perceber se existiria um incentivo à plantação de monoculturas por parte dos proprietários florestais, e nomeadamente de que tipo, decorrente da entrada em funcionamento de um mercado de carbono. Para isto foi realizada uma análise do benefício bruto, a nível de créditos de carbono, gerado por uma região florestal hipotética.

Como visto na secção anterior, os resultados obtidos do Grupo Estático (I), representativos das características médias das três espécies florestais escolhidas, revelam a existência de uma vantagem do pinheiro-bravo sobre o eucalipto e carvalho a nível de armazenamento de biomassa e, por sua vez, geração de créditos de carbono. Este cálculo com base em valores médios permite inferir que, no momento da entrada em vigor de um mercado voluntário de carbono, que considerasse o panorama de composição florestal presente, quem sairia mais beneficiado seriam, em média, os proprietários florestais com mais pinheiros-bravos nos seus terrenos, muito devido aos seus valores de biomassa individual média mais elevados.

No entanto, um mercado voluntário de carbono não surtiria efeitos apenas no momento imediato. Como verificado anteriormente, é muito comum estarem previstos nos regulamentos destes mecanismos a participação de projetos da ordem florestal, como por exemplo esforços de reflorestação. Uma questão importante de referir, é o facto de se verificar uma densidade de biomassa média superior no pinheiro-bravo e no carvalho em relação ao eucalipto, sendo que este valor é referente a uma média dos espécimes em povoações puras analisadas no âmbito do IFN6 (ICNF, 2018). Esta propriedade elimina a característica do tempo da análise realizada, cuja inclusão requer uma estimação dos valores de biomassa médios ao longo do tempo para estas espécies, seguida da aplicação das equações calculadas nos gráficos 1 a 3. Este processo deu aso à análise realizada no Grupo Temporal (II).

O Grupo Temporal (II) procurou introduzir a dimensão temporal na análise realizada. Para além do efeito temporal, também foi introduzida uma subdivisão neste grupo

que permitisse estudar o efeito da alta rotatividade do eucalipto. Para isto, em primeiro lugar foram determinados valores médios de biomassa relativos a três diferentes momentos temporais (15, 30 e 50 anos). Posteriormente estes valores foram aplicados às combinações de espécies determinados durante o processo de análise do Grupo anterior, de modo a determinar que combinação de espécies permitiria a maximização do valor da biomassa no hectare de terreno hipotético em análise. Ao contrário do verificado no Grupo Estático (I), os resultados deste grupo indicaram uma vantagem do eucalipto sobre as outras espécies consideradas, com todos os cenários, independentemente da existência de rotações de eucalipto ou não, a indicarem a maximização da biomassa através de uma monocultura de eucaliptos com a análise rotacional a reforçar esta tendência. A nível da rotatividade, e ao contrário daquilo que seria esperado, verifica-se uma ligeira vantagem das rotatividades de 15 anos em relação às de 10 anos no que diz respeito à maximização do valor de biomassa num hectare de terreno no longo prazo. A superioridade do sistema de rotações menos intensivo, no espaço de tempo analisado, pode ser um indicador relativamente positivo, dado não estar a ser promovida uma deterioração tão acelerada dos terrenos, sendo, no entanto, preferível um sistema que não recorresse a qualquer sobre-exploração dos solos, isto é, sem rotatividade.

A conclusão genérica retirada destes resultados é o facto de que pode estar a ser criado um incentivo remunerativo, através dos mercados voluntários de carbono, que leve ao aumento das monoculturas florestais.

Finalmente, estes resultados revelam a necessidade da consideração do risco da expansão das monoculturas na implementação de um mercado voluntário de carbono, devido à possibilidade dos agentes neste mercado agirem apenas em função do benefício financeiro. Isto poderá ser contrariado de várias formas, desde penalização na emissão de créditos a propriedades com monoculturas, numa ótica mais ligada ao mercado em si, ou por exemplo numa mudança de paradigma a nível da gestão florestal, com a criação de outros incentivos que, quando conjugados com os benefícios ganhos através da geração de créditos de carbono, promovam o florescimento da floresta mista na paisagem nacional.

6. Conclusão

O objetivo proposto para este trabalho foi procurar compreender o efeito de um potencial mercado voluntário de carbono sobre as monoculturas florestais, através de um exercício de reflexão, que contou com o auxílio de vários pressupostos teóricos, devido à grande ausência de dados para realizar um estudo de âmbito mais concreto. Os dados selecionados para esta análise tiveram a sua origem em florestas da região Norte de Portugal Continental, escolhida devido ao seu maior nível de diversidade de espécies florestais. Foi elaborada uma situação hipotética em que num hectare de terreno fictício seria escolhido plantar uma combinação de 3 espécies florestais, o pinheiro-bravo (*Pinus Pinaster*), o eucalipto (*Eucalyptus Globulus*) e o carvalho-negral (*Quercus Pyrenaica*), tendo a análise sido dividida nos Grupos I e II, onde o primeiro não considera o fator temporal na sua análise, e o segundo sim. Destes grupos e dos cálculos realizados, foi possível inferir uma vantagem a nível de geração de créditos de carbono por parte das monoculturas de pinheiro-bravo para o Grupo I e de eucalipto para o Grupo II.

No entanto, a vantagem verificada pelas monoculturas a nível deste relatório difere daquilo que se encontrou noutros trabalhos de investigação sobre o mesmo tópico. As pesquisas realizadas sobre as diferenças de captura de carbono entre florestas mistas e plantações em monocultura tendem a indicar uma maior capacidade da floresta mista em sequestrar carbono (He et al., 2013; Zhang et al., 2019). É de referir que estes trabalhos tendem a analisar todo o carbono sequestrado nas respetivas zonas florestais, através de metodologias que englobam uma escala maior e que incluem, por exemplo, o carbono sequestrado no solo, ou os serviços de ecossistema fornecidos pelas florestas mistas (Liu et al., 2018). A questão dos solos é um tema particularmente importante a desenvolver no futuro podendo a sua relevância ser verificada no trabalho de Harris et al., (2021). Os solos constituem a maior reserva de carbono terrestre do planeta, e embora não sejam uma “bala de prata” no que diz respeito ao combate às alterações climáticas, o armazenamento de carbono nos solos pode permitir ganhar anos preciosos para a implementação de medidas de maior impacto como a transição energética (Lal, 2004; Lal et al., 2015). Dentro deste trabalho existem indícios disto mesmo, verificados nas diferenças entre os créditos gerados no Grupo I e II, onde o primeiro englobava um maior número de depósitos de biomassa enquanto que o segundo apenas se focava na biomassa acima do solo.

A metodologia elaborada e aplicada no âmbito deste trabalho não engloba assim um espectro tão variado de fontes de retenção de carbono, o que constitui assumidamente uma limitação do mesmo, focando-se apenas na estimação individual da biomassa das árvores acima do solo, sendo este um ponto que necessita de desenvolvimento em trabalhos futuros.

Um fator a ter em consideração é a perspetiva económica da possibilidade de lucro económico relacionado com os mercados voluntários de carbono. O âmbito deste trabalho tem como foco o benefício bruto gerado pela detenção/plantação de áreas florestais, pelo que não está sob análise a existência de um benefício líquido proveniente da participação num Mercado Voluntário de Carbono. Como visto na secção do Enquadramento, é normal os mercados de carbono apresentarem mecanismos de certificação e controlo do carbono sequestrado (ou emissões evitadas) para os projetos que neles participam. Isto pode dar aso a uma acumulação de custos que vão desde gastos com as certificações até despesas com a manutenção dos terrenos conforme os regulamentos. Para uma iniciativa de comércio voluntário de créditos de carbono ter sucesso, é preciso que, mesmo com a contabilização de todas as despesas necessárias para a participação na mesma, exista uma margem de lucro saudável que torne viável a entrada no mercado de novos projetos. Dado o facto de o Mercado Voluntário de Carbono português ainda não se encontrar em funcionamento, no momento de realização deste trabalho, e não se conhecerem ao pormenor todas as suas características e modo de funcionamento, o raciocínio decorrente desta tese voltou-se para uma situação hipotética de um mercado e não concretamente do caso português. Esta temática requer investigação em trabalhos futuros, após a sua concretização em Portugal.

Outra questão a referir que pode enviesar os resultados deste relatório prende-se com a densidade florestal determinada para cada uma das espécies, isto é, o número de exemplares médio por hectare que foi usado para desenvolver as equações dos modelos 1 a 3. Os valores utilizados para isto têm a sua base em povoamentos puros das respetivas espécies, estando estes reunidos no IFN 6 (ICNF, 2018). Embora estes sejam um bom ponto de partida, não ilustram a realidade daquilo que pode ser uma gestão florestal planeada, por exemplo, para o pinheiro-bravo que, de base, apresenta uma maior densidade de biomassa a longo prazo, onde o volume de plantação pode exceder os 2000 exemplares por hectare (Soares et al., 2020) enquanto que para o eucalipto, os valores máximos por hectare tendem a rondar os 1400 exemplares (Projeto Melhor Eucalipto, 2015). Isto é importante pois, comparando com os valores médios, é possível atingir um nível de densidade florestal do pinheiro-bravo quatro

vezes superior à média, enquanto que no caso do eucalipto temos um aumento superior a 50%. Diferenças como estas podem levar a alterações significativas nos resultados obtidos, pelo que este é um ponto que deve ser expandido em estudos futuros.

Os mercados voluntários de carbono são uma alavanca importante no combate às alterações climáticas, pelo que é importante avaliar a sua implementação e os seus impactes, de modo a garantir que os objetivos de redução/compensação de emissões de carbono não geram situações que acrescentam ao problema que estes se propõem a ajudar a resolver. A natureza teórica do trabalho realizado procura encontrar indícios de potenciais efeitos inesperados dos mercados voluntários de carbono na gestão florestal. Ainda que isto não exclua a necessidade da realização de estudos empíricos no futuro, entende-se que o presente relatório pode posicionar-se como uma base de trabalho interessante para eventuais pesquisas futuras.

Referências Bibliográficas

Alves, A. M., J. S. Pereira e A. V. Correia (2012), *Silvicultura: a gestão dos ecossistemas florestais*, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Alves, A. M., Pereira, J. S., & Silva, J. M. N. (2007). A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal. *O Eucalipto em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*; Alves, AM, Pereira, JS, Silva, JMN, Eds, 13-24.

Asner, G. P. (2009). Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environmental Research Letters*, 4(3), 034009.

Beires, R.S., Amaral, J.G., Ribeiro, P. (2013). *O cadastro e a propriedade rústica em Portugal*. Lisboa, Fundação Francisco Manuel dos Santos e Rodrigo Sarmento de Beires

Borgogno Mondino, E., & Gajetti, M. (2017). Preliminary considerations about costs and potential market of remote sensing from UAV in the Italian viticulture context. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 310-319.

Carvalho, J. P. F. D., Santos, J. A. D., Reimão, D., Gallardo, J. F., Alves, P. C., Grosso-Silva, J. M., ... & Santos, J. (2005). *O Carvalho Negral*. Vila Real, Sersilito.

CCX (Chicago Climate Exchange) (2010), Chicago Climate Exchange: By the Numbers, retirado da página oficial da CCX http://www.chicagoclimatex.com/news/pdf/CCX_Fact_Sheet_20101021.pdf. Arquivado pelo Internet Archive, https://web.archive.org/web/20101214105354/http://www.chicagoclimatex.com/news/pdf/CCX_Fact_Sheet_20101021.pdf. Capturado a 14 de Dezembro de 2010. Consultado a 25/05/2024.

Chave, J., Riéra, B., & Dubois, M. A. (2001). Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17(1), 79-96.

Chen, S., Marbough, D., Moore, S., & Stern, K. (2021). Voluntary carbon offsets: an empirical market study. *Available at SSRN 3981914*.

Clean Energy Regulator (2011), Australian National Registry of Emissions Units, retirado da página oficial do governo australiano: <https://nationalregistry.cleanenergyregulator.gov.au/>. Consultado a 18/05/2024.

Clean Energy Regulator (2024), Australian National Registry of Emissions Units, retirado do site oficial do governo australiano: <https://cer.gov.au/markets/carbon-credits>. Consultado a 18/05/2024.

Coleman, E., Tripathy, A., Sroka, S., Klein, L., Ferreira da Silva, A., Rakhlin, M., ... & Díez, J. (2023). Carbon Credits and Credibility: A Collaborative Endeavor. White Paper. MIT Climate & Sustainability Consortium.

Davis, F. W., & Roberts, D. (2000). Stand structure in terrestrial ecosystems. In *Methods in ecosystem science* (pp. 7-30). New York, NY: Springer New York.

Dawes, A., McGeady, C., & Majkut, J. (2023). Voluntary carbon markets: A review of global initiatives and evolving models, retirado do website CSIS BRIEFS <https://www.csis.org/analysis/voluntary-carbon-markets-review-global-initiatives-and-evolving-models>. Consultado a 20/05/2024

DCCEEW (Department of Climate Change, Energy, the Environment and Water) (2020), Full Carbon Accounting Model (FullCAM), retirado da página oficial do governo australiano, <https://www.dcceew.gov.au/climate-change/publications/full-carbon-accounting-model-fullcam>. Consultado a 18/05/2024.

Doraisami, M., Kish, R., Paroshy, N. J., Domke, G. M., Thomas, S. C., Martin, A. R. (2022). A global database of woody tissue carbon concentrations. *Scientific Data*. Volume 9, 284.

Eurostat (2021). *Forest area in the EU, 2021*, retirado do site do Conselho Europeu: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Forests, forestry and logging#:~:text=Forests%20cover%20more%20than%20half,%25\)%20\(Figure%201\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Forests,_forestry_and_logging#:~:text=Forests%20cover%20more%20than%20half,%25)%20(Figure%201)). Consultado a 27/3/2024.

Fabres, S. (2021) Floresta de produção em Portugal. Retirado da página oficial da organização E-Globulus <https://www.e-globulus.pt/biblioteca-online/dossiers/floresta-producao>. Consultado a 23/06/2024.

Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., & Fritz, Ö. (2010). Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: an assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest ecology and management*, 260(6), 939-947.

Felton, A., Nilsson, U., Sonesson, J., Felton, A. M., Roberge, J. M., Ranius, T., ... & Wallertz, K. (2016). Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. *Ambio*, 45, 124-139.

Fernandes, P. M., Guiomar, N., & Rossa, C. G. (2019). Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Science of the total environment*, 666, 79-88.

GX League (2022), GX League, retirado da página oficial do governo japonês: <https://gx-league.go.jp/en/>. Consultado a 19/05/2024.

Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., De Bruin, S., Farina, M., ... & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, 11(3), 234-240.

He, Y., Qin, L., Li, Z., Liang, X., Shao, M., & Tan, L. (2013). Carbon storage capacity of monoculture and mixed-species plantations in subtropical China. *Forest ecology and management*, 295, 193-198.

ICNF (Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas) (2018). 6.º Inventário Florestal Nacional, retirado do site oficial do ICNF: <https://www.icnf.pt/florestas/flestudosdocumentosestatisticasindicadores>. Consultado em 25/03/2024.

ICVCM (The Integrity Council for the Voluntary Carbon Market) (2021), The Core Carbon Principles, retirado da página oficial do ICVCM, <https://icvcm.org/core-carbon-principles/>. Consultado a 20/5/2024.

JB UTAD (Jardim Botânico da UTAD) (2024a), *Pinus Pinaster*, Retirado da página oficial da UTAD https://jb.utad.pt/especie/Pinus_pinaster. Consultado a 09/04/2024

JB UTAD (Jardim Botânico da UTAD) (2024b), *Eucalyptus Globulus*, Retirado da página oficial da UTAD https://jb.utad.pt/especie/Eucalyptus_globulus. Consultado a 09/04/2024

JB UTAD (Jardim Botânico da UTAD) (2024c), *Quercus Pyrenaica*, Retirado da página oficial da UTAD https://jb.utad.pt/especie/Quercus_pyrenaica. Consultado a 09/04/2024

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S., & Birdsey, R. A. (2003). National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest science*, 49(1), 12-35.

- Kauppi, P. E., Ausubel, J. H., Fang, J., Mather, A. S., Sedjo, R. A., & Waggoner, P. E. (2006). Returning forests analyzed with the forest identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(46), 17574-17579.
- Kreibich, N., & Hermwille, L. (2021). Caught in between: credibility and feasibility of the voluntary carbon market post-2020. *Climate Policy*, 21(7), 939-957.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 815-830.
- Lal, R., Negassa, W., & Lorenz, K. (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15, 79-86.
- Liu, C. L. C., Kuchma, O., & Krutovsky, K. V. (2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and conservation*, 15, e00419.
- Malerba, M. E., de Paula Costa, M. D., Friess, D. A., Schuster, L., Young, M. A., Lagomasino, D., ... & Macreadie, P. (2023). Remote sensing for cost-effective blue carbon accounting. *Earth-Science Reviews*, 238, 104337.
- Martin, A. R., Domke, G. M., Doraisami, M., Thomas, S. C. (2021). Carbon fractions in the world's dead wood. *Nature Communications*. Volume 12, 889.
- Meneses, M., & Guzman, S. (2000). Productividad y eficiencia en la producción forestal basadas en las plantaciones de pino radiata. *Bosque*, 21(2), 3-11.
- Moreira, A. M., & Fonseca, T. F. (2002). Tabela de Produção para o Pinhal do Vale do Tâmega. *Silva Lusitana*, 10(1), 63-71.
- Narassimhan, E., Gallagher, K. S., Koester, S., & Alejo, J. R. (2018). Carbon pricing in practice: A review of existing emissions trading systems. *Climate Policy*, 18(8), 967-991.
- Nicholson, W., & Snyder, C. (1997). *Microeconomic theory*. Harcourt Brace College Publishers.
- Njana, M. A. (2017). Indirect methods of tree biomass estimation and their uncertainties. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 79(1), 41-49.

Pinnschmidt, A., Yousefpour, R., Nölte, A., & Hanewinkel, M. (2023). Tropical mixed-species plantations can outperform monocultures in terms of carbon sequestration and economic return. *Ecological Economics*. Volume 211, 107885.

PORDATA (2023). Área ardida e incêndios rurais em Portugal Continental, retirado do site PORDATA:

<https://www.pordata.pt/portugal/area+ardida+e+incendios+rurais+em+portugal+continental-1192-9576>. Consultado a 30/11/2023.

Presidência do Conselho de Ministros, Decreto Lei n.º 4/2024, Diário da República n.º 4/2024, Série I de 2024-01-05, páginas 47 – 62.

Projeto Melhor Eucalipto (2015), *Rearborizar o Eucalipto em 3 passos*, retirado da página oficial do Projeto Melhor Eucalipto <https://www.biond.pt/melhoreucalipto/rearborizacao/>. Consultado a 22/06/2024.

Reed, D. D., Jones, E. A., Tomé, M., & Araújo, M. C. (2003). Models of potential height and diameter for Eucalyptus globulus in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 172(2-3), 191-198.

Richards, G. P., & Evans, D. M. (2004). Development of a carbon accounting model (FullCAM Vers. 1.0) for the Australian continent. *Australian Forestry*, 67(4), 277-283.

Sabbaghi, O., & Sabbaghi, N. (2017). The chicao climate exchange and market efficiency: an empirical analysis. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19, 711-734.

Sala, O. E., & Austin, A. T. (2000). Methods of estimating aboveground net primary productivity. In *Methods in ecosystem science* (pp. 31-43). New York, NY: Springer New York.

SGA (Secretaria-Geral do Ambiente) (2023). *Orientação Técnica – Transformação Da Paisagem Dos Territórios De Floresta Vulneráveis*. Retirado da página oficial do governo português <https://www.fundoambiental.pt/ficheiros/2024/c08-orientacao-tecnica-enquadramento-dos-apoios-a-20-anos-as-oigp1.aspx>. Consultado a 25/06/2024.

Shi, L., & Liu, S. (2017). Methods of estimating forest biomass: A review. *Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy*, 10, 65733.

Soares, P., Calado, N., & Carneiro, S. (2020). Manual de Boas Práticas Para o Pinheiro-Bravo. *Centro Pinus*. Porto, Portugal, 32.

- Sun, L., Wang, M., & Fan, X. (2020). Spatial pattern and driving factors of biomass carbon density for natural and planted coniferous forests in mountainous terrain, eastern Loess Plateau of China. *Forest ecosystems*, 7, 1-13.
- Temesgen, H., Affleck, D., Poudel, K., Gray, A., & Sessions, J. (2015). A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30(4), 326-335.
- Tomé, M., Barreiro, S., Paulo, J. A., & Faias, S. P. (2007). Selecção de equações para estimação de variáveis da árvore em inventários florestais a realizar em Portugal. *Publicações FORCHANGE PT*, 9.
- Tomé, M., Oliveira, T., & Soares, P. (2006). *O modelo GLOBULUS 3.0-dados e equações*. Publicações do GIMREF, 1-26.
- Toochi, E. C. (2018). Carbon sequestration: how much can forestry sequester CO₂. *Forestry Research and Engineering: International Journal*, 2(3), 148-150.
- Torres, J., Gonçalves, J., Pinto, A. T., Proença, V., & Honrado, J. P. (2011). Fogo, resiliência e dinâmica em espaços florestais do Norte de Portugal. Florestas do Norte de Portugal: História, Ecologia e Desafios de Gestão. *In Bio-Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva*, Porto, 248-282.
- UNFAO (2020). Global Forest Resources Assessment 2020. Retirado da página oficial das Nações Unidas. <https://www.fao.org/interactive/forest-resources-assessment/2020/en/>. Consultado a 25/06/2024.
- UNFCCC (2018). Acordo de Paris, 29 de Novembro, 2018 https://unfccc.int/sites/default/files/resource/parisagreement_publication.pdf.
- União Europeia, DIRECTIVA 2003/87/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 13 de Outubro de 2003, Jornal Oficial da União Europeia, L 275, páginas 32 – 46.
- VCMI (Voluntary Carbon Markets Integrity Initiative) (2021), Voluntary Carbon Markets Integrity Initiative, retirado da página oficial da VCMI, <https://vcmintegrity.org/>. Consultado a 21/05/2024.

Voluntary Carbon Markets Integrity Initiative (VCMI) (2023), Claims Code of Practice, retirado da página oficial da VCMI, <https://vcmintegrity.org/vcmi-claims-code-of-practice/>. Consultado a 21/05/2024

Wang, X., Hua, F., Wang, L., Wilcove, D. S., & Yu, D. W. (2019). The biodiversity benefit of native forests and mixed-species plantations over monoculture plantations. *Diversity and Distributions*, 25(11), 1721-1735.

Warner, E., Cook-Patton, S.C., Lewis, O.T., Brown, N., Koricheva, J., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Gravel, D., Hall, J.S., Jactel, H. and Mayoral, C. (2023). Young mixed planted forests store more carbon than monocultures—a meta-analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1226514.

Weitzman, H. (2010, Novembro), End of US carbon trading looms. *Financial Times*. Retirado da página oficial do Financial Times <https://www.ft.com/content/3fe91576-e5de-11df-af15-00144feabdc0#selection-1563.0-1563.30>. Consultado a 25/05/2024.

Zhang, H., Zhou, G., Wang, Y., Bai, S., Sun, Z., Berninger, F., ... & Penttinen, P. (2019). Thinning and species mixing in Chinese fir monocultures improve carbon sequestration in subtropical China. *European Journal of Forest Research*, 138, 433-443.