

Estimativas de Stock de Carbono em zonas ripárias

Nuno Miguel Morais Rico

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em **Gestão e
Conservação de Recursos Naturais**

Orientadores: Doutora Maria do Rosário Pereira Fernandes

Doutora Maria Teresa Ferreira

Júri:

Presidente: Doutora Manuela Rodrigues Branco Simões, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Ana Paula Soares Marques de Carvalho, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Doutora Maria do Rosário Pereira Fernandes, Investigadora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa, orientadora.

Agradecimentos

Agradecer à Dr.^a Maria Rosário Fernandes pela sua grande disponibilidade, orientação, ensinamentos e apoio prestado durante todas as fases deste trabalho.

À The Navigator Company pela oportunidade de realizar este trabalho e ainda todo o apoio e logística sem o qual não poderia ser concretizado. Ao Arlindo Neto pelo apoio logístico no terreno e ao José Vasques pelos ensinamentos. Um agradecimento também ao Eng. João Lé e Dr. Nuno Neto pelo seu apoio e confiança para que eu desenvolvesse este trabalho. E à Tânia Paredes pela ajuda preciosa no trabalho de campo.

À Paula Guimarães pelo desafio lançado, orientação, amizade e ajuda.

Agradecimento também à Prof.^a Teresa Ferreira pela orientação e ensinamentos dados, à Investigadora Alexandra Correia pela parte relativa à aplicação das equações alométricas e metodologia de campo, e à Prof.^a Francisca Aguiar pelos ensinamentos prestados sobre as espécies ripícolas e o funcionamento das galerias ribeirinhas.

À Vânia Oliveira pela paciência e ajuda nesta fase sempre que era preciso.

À minha família por estarem sempre presentes.

O projeto no âmbito do qual foi desenvolvida esta tese foi financiado pelo Centro de Estudos Florestais (CEF), Unidade de Investigação financiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia I.P. (FCT), (UID/AGR/00239/2013/ e UID/AGR/00239/2019) no âmbito da linha temática ADAPT&SERV e pelo projeto RIVEAL, PTDC/CTA-AMB/29790/201

Resumo

Os ecossistemas ribeirinhos apresentam um grande potencial de armazenamento e sequestro de carbono (C) a longo prazo. No contexto atual há uma procura crescente por estimativas precisas para a região do Mediterrâneo. Nesta tese, estimamos os stocks de carbono de uma floresta ribeirinha do Mediterrâneo usando dados de campo recolhidos em 2018 e identificamos a contribuição das diferentes componentes do ecossistema (arbórea, folhada e solo) para o reservatório total de carbono. A área de estudo é um afluente do rio Tejo com cerca de 3 km de extensão, localizada em Portugal, no Sudoeste da Europa. Foi desenvolvida uma equação alométrica para o cálculo da biomassa para o salgueiro-branco, *Salix salviifolia*, espécie endémica da península ibérica, e aplicadas as equações alométricas disponíveis na bibliografia para o amieiro (*Alnus glutinosa*), Mimosa (*Acacia dealbata*), Freixo-comum (*Fraxinus angustifolia*), Borracheira-preta (*Salix atrocinerea*) e Choupo-negro (*Populus nigra*), usando como variáveis o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) e Altura Total (H), amostrados em 14 parcelas circulares.

Os resultados mostram que as zonas ripárias dominadas por *Acacia dealbata* apresentam os valores médios totais (árvores +folhada +solo) de stock de carbono mais elevados (275 Ct/ha), seguidas das zonas dominadas por *Alnus glutinosa* (134 Ct/ha) e por *Salix salviifolia* (97 Ct/ha). A componente arbórea apresenta os maiores contributos (76%) para o reservatório total de carbono, seguida da componente da folhada (14%) e da componente do solo (10%). Os resultados mostram ainda uma elevada variabilidade nos valores médios de stock de carbono para a componente arbórea e para a folhada estando estes resultados relacionados com a densidade, a dimensão da vegetação e o estágio de sucessão das diferentes espécies presentes na galeria ribeirinha em estudo. Quanto à componente do solo, os resultados mostram uma reduzida variabilidade possivelmente explicada pelas características morfológicas e pela elevada dinâmica fluvial encontrada ao longo de toda a ribeira.

Esta tese fornece as bases para a avaliação do sequestro de carbono fornecido por florestas ripárias mediterrâneas, um Serviço do Ecossistema de elevada relevância para a regulação dos efeitos das alterações climáticas.

Palavras-chave – Vegetação ripícola, equações alométricas, Serviços dos Ecossistemas (SE), biomassa acima do solo, stock de carbono.

Abstract

Riparian ecosystems have a great potential for long-term carbon storage and sequestration. There is a growing demand on accurate estimations for the Mediterranean region. In this thesis we estimated the carbon (C) stocks of a Mediterranean riparian forest using field data collected in 2018 in the aboveground, understory and organic and mineral soil components. The study area is located in a 3 km-long reach of a Tagus River tributary, Portugal, SW Europe. Allometric biomass models were developed for the Iberian endemic willow (*Salix salviifolia*) while available equations were applied for black alder (*Alnus glutinosa*), silver wattle, (*Acacia dealbata*), narrow-leafed ash (*Fraxinus angustifolia*), grey willow (*Salix atrocinerea*) and black poplar *Populus nigra*, using Diameter at Breast Height (DBH) and Total Height (H), recorded in 14 circular sampling plots.

The results show that the riparian areas dominated by *Acacia dealbata* have the highest average total values (trees + litter + soil) of carbon stock (275 Ct/ha), followed by the areas dominated by *Alnus glutinosa* (134 Ct/ha) and by *Salix salviifolia* (97 Ct/ha). The tree component presents the largest contributions (76%) to the total carbon reservoir, followed by the leaf component (14%) and the soil component (10%). The results also show a high variability in the average carbon stock values for the tree component and for the litter, these results being related to the density, the size of the vegetation and the succession stage of the different species present in the riparian forest under study. As for the soil component, the results show a reduced variability possibly explained by the morphological characteristics and the high fluvial dynamics found along the entire stream.

This thesis provided the foundations for the assessment of the riparian carbon sequestration in similar Mediterranean riparian forests, a highly relevant Ecosystem Service for the regulation of climate change effects.

Key Words – riparian ecosystem, ecosystem services, allometric biomass models, carbon stock, aboveground vegetation.

Índice

Agradecimentos	1
Resumo.....	2
Abstract.....	3
Índice de Tabelas.....	5
Índice de Figuras.....	6
1. Introdução	7
2. Metodologia.....	11
2.1 Área de estudo	11
2.2 Marcação das parcelas de amostragem e recolha de dados em campo	13
2.3 Seleção e desenvolvimento das equações alométricas	14
3. Resultados	18
3.1 Caracterização das parcelas.....	18
3.2 <i>Stocks</i> de carbono por espécie	22
3.2.1 Componente arbórea.....	22
3.2.2 Componente da folhada e do solo.....	24
3.3 Contribuição relativa das diferentes componentes	26
4. Discussão.....	30
5. Conclusão	34
6. Referências bibliográficas	35
Anexos	40
Anexo 1 - <i>Field Sheet RipCarbon</i> e Ficha para amostra destrutiva para construção de equações alométricas para o <i>Salix salviifolia</i>	40

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Equações alométricas escolhidas por espécie	16
Tabela 2 - Caracterização das parcelas	18
Tabela 3 – Máximos e Mínimos de DAP (cm), por espécie e parcela.....	20
Tabela 4 - Valores de Biomassa arbórea e Carbono (t) por espécie e por unidade de área (Ct/ha)	23
Tabela 5 - Valores de Biomassa para o <i>Salix salviifolia</i> , por parcela, utilizando a equação desenvolvida no RipCarbon. Factor de conversão 0,47.....	24
Tabela 6 – Caracterização das parcelas quanto à soma da DAP, média da altura, n. de árvores e densidade por hectare. A sublinhado e negrito estão respetivamente os Min e Max destas componentes.	26
Tabela 7 - <i>Stock</i> de Carbono das componentes arbóreas, folhada e solo, (20 cm), por parcela em Toneladas por hectare	27

Índice de Figuras

Figura 1 – Diferentes reservatórios de carbono orgânico numa galeria ribeirinha. A – biomassa total da vegetação ripícola; B – madeira morta de grande dimensão no leito do rio; C – sedimentos acima e abaixo da superfície, incluindo carbono orgânico do solo, folhada e terra vegetal; D – biomassa no caudal da água. Os valores indicam a estimativa de <i>range</i> de toneladas de carbono por hectare. Fonte (Sutffin et al., 2016)	9
Figura 2 – Área de estudo com localização geográfica das parcelas de amostragem e fotos exemplificativas das diferentes tipologias ripárias: amial, acacial e salgueiral	12
Figura 3 – Ilustração das diferentes fases de recolha de dados: a) obtenção da coordenadas GPS do ponto central do parcela circular, b) medição do DAP de todas as árvores dentro da parcela, c) preenchimento da ficha de campo e recolha de fotos d) recolha da folhada numa amostra quadrada (50cm*50cm), e) recolha de solo com sonda de meia-cana de 20 cm de profundidade.	14
Figura 4 – Modelo alométrico desenvolvido para o <i>Salix salviifolia</i>	17
Figura 5 – Ilustração da aplicação do método de amostragem destrutiva para elaboração da equação alométrica para o <i>Salix Salviifolia</i> : a) medição do DAP das árvores b) corte e pesagem da respetiva biomassa verde	17
Figura 6 – Distribuição das espécies por parcelas %.	20
Figura 7 – <i>Stock</i> de carbono (Ct/ha) na componente folhada por espécie.....	25
Figura 8 – <i>Stock</i> de carbono no solo em toneladas por hectare por espécie	25
Figura 9 – Vista da zona onde houve corte da vegetação.	28
Figura 10 – Quantidade de vagens das sementes e pequenos ramos provenientes das acácias.....	28
Figura 11 – Valor estimado de stock de Carbono em toneladas por hectare por cada componente – arbórea aérea, folhada e solo (20 cm)	29

1. Introdução

As zonas ripárias são responsáveis pelo fornecimento de numerosos serviços de ecossistemas, incluindo o serviço de regulação climática (Garrastazú et al., 2015; Mendez-Estrella et al., 2017). A complexidade estrutural e florística destes ecótonos, aliada às elevadas taxas de produção de biomassa e disponibilidade em sedimentos, faz com que estas zonas tenham uma importância crucial no sequestro e armazenamento de carbono (C) e conseqüentemente na mitigação dos efeitos das alterações climáticas (Cartisano et al., 2013; Rieger et al., 2015; Dybala et al., 2018).

Estima-se que as zonas ripárias apresentem taxas de acumulação de carbono cerca de 10 a 20 vezes superiores aos ecossistemas florestais exclusivamente terrestres (Cierjacks et al., 2010; Sutfin et al., 2016) e que esta ocorra ainda num menor espaço de tempo (Dybala et al., 2018). No entanto, pouco se sabe sobre os *stocks* de carbono armazenados pelas florestas ripárias e sobretudo nas que se encontram em regiões de clima Mediterrânico.

Tal como acontece nos ecossistemas florestais terrestres, o *stock* de carbono acumulado nas florestas ripárias varia para as diferentes tipologias composicionais e ao longo do gradiente latitudinal climático (Lal, 2005).

É reconhecido que as zonas húmidas são importantes reservatórios de carbono e a maior fonte de produtividade líquida de ecossistemas entre os tipos de superfície terrestre, no entanto poucos trabalhos se têm dedicado a quantificar os *stocks* de carbono nos ecossistemas ripários, (Sutfin et al., 2016). Por outro lado, os trabalhos encontrados para o Mediterrâneo referem-se maioritariamente a florestas de produção (De Marco et al., 2016; Innangi et al., 2015), enquanto os estudos de quantificação de carbono em galerias ribeirinhas incidem sobretudo em regiões de clima Temperado e Continental (Cierjacks et al., 2010; Suchenwirth et al., 2012).

No decorrer da pesquisa bibliográfica foram encontrados estudos desenvolvidos para a região do Mediterrâneo, mas que avaliam sobretudo o carbono (C) armazenado no solo. Outros trabalhos dedicam-se ainda à quantificação do C armazenado em áreas agrícolas, (Fernández-Romero et al., 2014), ou ao estudo do efeito das alterações do uso do solo ao nível da bacia hidrográfica nos *stocks* de carbono (Boix-Fayos et al., 2009) e na obtenção de estimativas e extrapolações à escala da Europa (De Vries et al., 2006). Nos escassos estudos encontrados em sistemas ripários a quantificação do carbono total foi maioritariamente estimada por deteção remota, carecendo da devida validação de campo, (Filippi et al., 2014; Guneralp et al., 2014; Suchenwirth et al., 2012). Outros trabalhos

apenas quantificam o *stock* de carbono presente na biomassa proveniente da folhada existente no solo e na camada superficial do solo (Pérez-Corona et al. 2006; Innangi et al. 2017).

A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC) define o sequestro de carbono como o processo de remoção de carbono (C) da atmosfera e o seu depósito num reservatório, o que no contexto da floresta implica a captação do CO₂ atmosférico no processo de fotossíntese e a transferência de C na vegetação, solo e outros, funcionando estes como reservatório de C a longo-prazo, (Nair, 2011). Esta tese pretende obter estimativas de *stock* de carbono presente nos primeiros 20 cm de solo, folhada e biomassa total de vegetação acima do solo, que representa o C acumulado nestes “reservatórios” até à data da medição e não o incremento ao longo dos anos (sequestro).

A biomassa, (verde), é definida como o peso da matéria orgânica que existe num determinado ecossistema florestal acima e abaixo da superfície do solo, sendo normalmente quantificada em Toneladas por Hectare (t/ha) (Montero G. et al, 2005).

O *stock* de carbono no solo e da biomassa da vegetação acima do solo é medido através de um processo de inventário sendo as estimativas obtidas através do uso de equações alométricas já existentes na bibliografia, para as espécies em causa, regiões e regimes florestais semelhantes, assumindo que este corresponde a cerca de 50% do total da biomassa (Nair, 2011). Neste caso, em concreto, o fator de conversão será de 0,47 (Dybala et al., 2018; IPCC, 2006).

O carbono orgânico é armazenado ao longo de uma galeria ribeirinha em quatro principais reservatórios (Figura 1). Neste trabalho analisamos as componentes A e C, cujo somatório pode representar cerca de 80% do *stock* total de carbono numa floresta ripária (Sutfin et al., 2016).

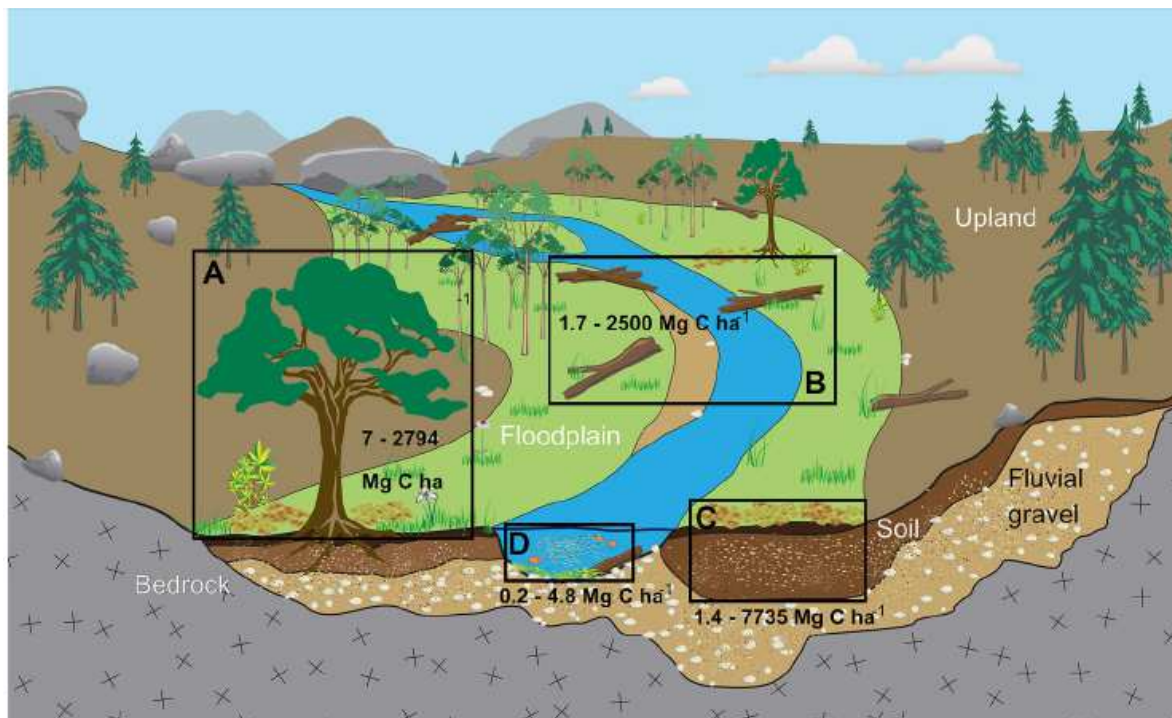


Figura 1 – Diferentes reservatórios de carbono orgânico numa galeria ribeirinha. A – biomassa total da vegetação ripícola; B – madeira morta de grande dimensão no leito do rio; C – sedimentos acima e abaixo da superfície, incluindo carbono orgânico do solo, folhada e terra vegetal; D – biomassa no caudal da água. Os valores indicam a estimativa de *range* de toneladas de carbono por hectare. Fonte (Sutffin et al., 2016)

A motivação para realização desta tese de mestrado não se limita à componente científica mas também pelas implicações que os resultados terão a nível das potencialidades de valorização económica da gestão florestal e no restauro das galerias ribeirinhas como parte importante na estratégia para o sequestro de carbono e no retorno ou valorização dos serviços prestados por estes ecossistemas. No âmbito empresarial, discute-se cada vez mais a necessidade de integrar o Capital Natural nos seus processos e estão a ser criadas ferramentas que permitem identificar, medir e avaliar os impactos e as dependências das empresas relativamente ao capital natural, (p. ex. o *Natural Capital Protocol da Natural Capital Coalition*). Neste âmbito é um exemplo de “risco” a não quantificação do *stock* de carbono presente nas florestas geridas pela empresa, pois significa que poderá não estar a fazer uma gestão que maximize este benefício (sem prejuízo dos outros serviços e biodiversidade). Por outro lado, a quantificação deste serviço aliada a uma gestão florestal sustentável, pode tornar-se uma “oportunidade” de acesso a potenciais apoios financeiros, obter benefícios reputacionais/comunicação junto dos seus clientes e diferenciação no mercado onde opera e também como forma de cumprir objetivos de desenvolvimento sustentável.

As normas de certificação florestal para além de conterem indicadores específicos para a manutenção de serviços de ecossistemas e valores ambientais, solicitam o cálculo de

armazenamento de carbono, que por norma é apenas contabilizado nas áreas produtivas e espécies florestais principais, como o eucalipto, sobreiro e resinosas. Recentemente foi lançado um novo procedimento de certificação de serviços de ecossistemas, que pode ser uma oportunidade de reconhecimento de que a gestão florestal de uma empresa tem um impacto positivo nestes serviços.

De acordo com o Conselho empresarial para o Desenvolvimento Sustentável, (BCSD Portugal), os objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) definidos pela ONU: *“Enquanto motor do crescimento económico, de emprego e como fonte de tecnologia e inovação, o sector empresarial tem um papel crítico a desempenhar e um interesse próprio em contribuir para alcançar os ODS. Os ODS são uma oportunidade para as empresas melhorarem ações e projetos estratégicos existentes e implementarem novas ações e projetos com vista a contribuir para as metas nacionais e mundiais.”*

A conservação das zonas ripícolas, como parte de um modelo de gestão florestal sustentável, é um contributo inegável para os ODS, em particular para o ODS 15 – Proteger a Vida Terrestre, na medida em que fomenta a manutenção ou a melhoria dos níveis e estado de conservação da biodiversidade, e para o ODS 13 – Ação Climática, pela função de sequestro e armazenamento de carbono que estas manchas de vegetação asseguram. A The Navigator Company definiu, no seu Roteiro de Sustentabilidade, ações e metas para contribuir para estes ODS, um dos quais passa por adquirir conhecimento na área dos serviços dos ecossistemas, para o qual o tema desta tese pretende ser um contributo.

Assim sendo, este trabalho tem como objetivo preencher as lacunas científicas identificadas, nomeadamente avaliar *in situ* o stock total de carbono da vegetação ripária típica das tipologias de amial e salgueiral, presentes na região Mediterrânica. Dado que em alguns locais ao longo da área de estudo existem manchas relevantes de *Acacia* sp., esta espécie também será avaliada embora seja considerada uma espécie invasora.

Este trabalho pretende também servir de base a estudos futuros de cartografia e monitorização do sequestro de carbono à escala regional (variação dos stocks de carbono por unidade de área e de tempo), em galerias ribeirinhas de tipologias similares.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo desta tese corresponde a um troço com cerca de 3 km, localizado na Ribeira de Alcolobre ou Caniceira, pertencente à margem esquerda da Bacia Hidrográfica do Rio Tejo, (Figura 2), entre os 39° 24' 39" N, 8° 15' 41" W e os 39° 23' 44" N, 8° 15' 07" W, que divide os concelhos de Abrantes e Constância.

A área de estudo é gerida pela Direção de Gestão Florestal da The Navigator Company e faz parte de uma propriedade com cerca de 500 hectares com diferentes usos e ocupações florestais. A gestão desta área tem como objetivo a conservação da biodiversidade, pelo que as únicas ações tomadas nos últimos 10 anos têm sido o corte seletivo de vegetação pioneira e heliófila e o controlo de plantas invasoras para promoção da regeneração natural da vegetação ribeirinha.

O clima do local de estudo é tipicamente Temperado húmido, Mediterrâneo (Csa) segundo a classificação climática de *Köppen-Geiger*, com Verões quentes e secos e precipitação no Inverno. Os solos encontrados nas margens da ribeira são ricos em matéria orgânica sendo classificados como Aluviões e Arenitos - Fluvisolos gleizado arenico associado com Arenossolo gleizado (FAO).

A ribeira tem um regime de carácter permanente, caracterizado com picos de cheia no Inverno e um caudal que vai diminuindo durante o Verão.

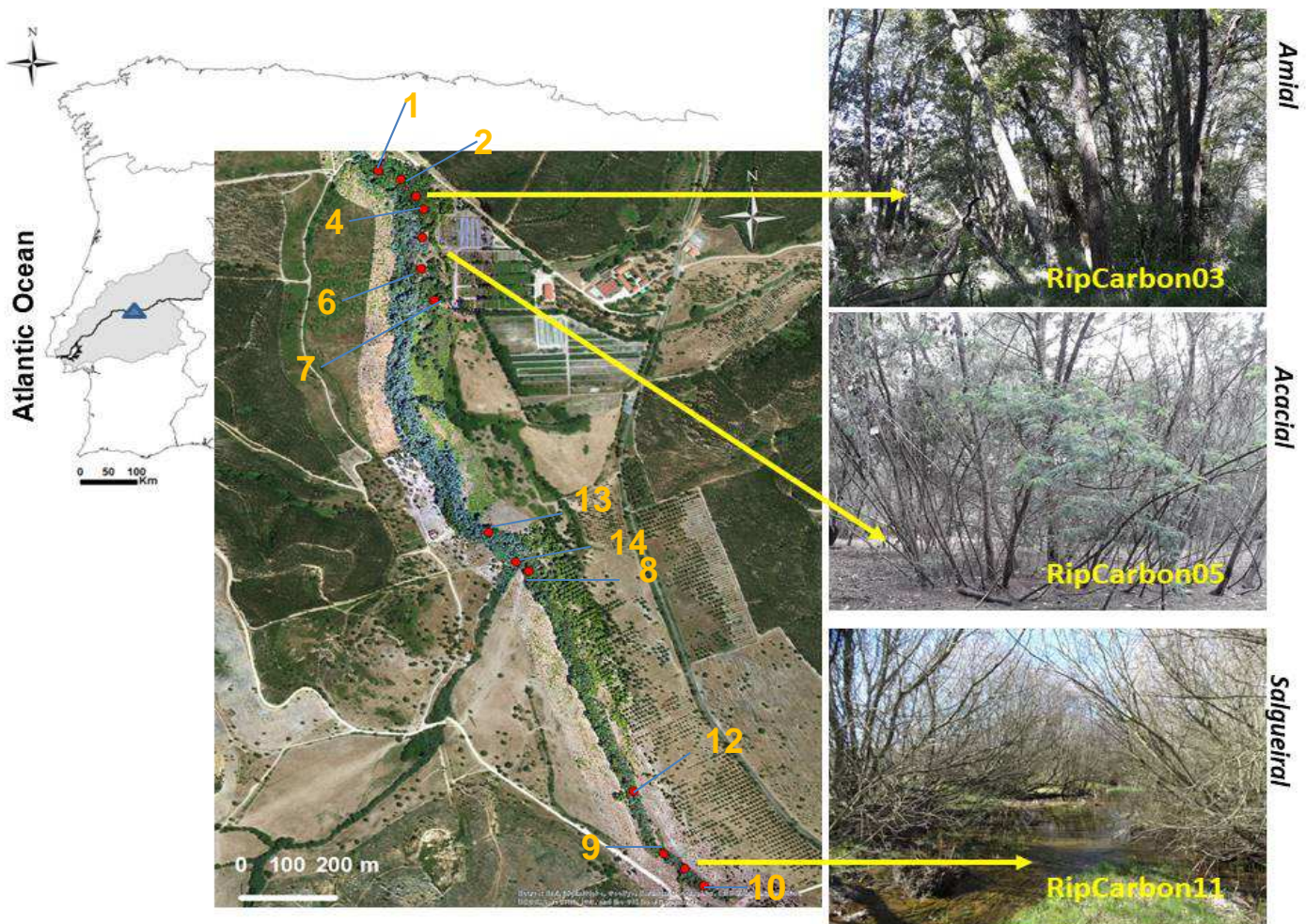


Figura 2 – Área de estudo com localização geográfica das parcelas de amostragem e fotos exemplificativas das diferentes tipologias ripárias: amial, acacial e salgueiral

Esta ribeira foi escolhida devido à presença de diversas tipologias de bosques ripícolas e pelo facto de, no geral, se encontrar em bom estado de conservação.

A zona Norte da ribeira apresenta uma galeria ribeirinha em bom estado de conservação dominada por bosques ripícolas de *Alnus glutinosa*, pertencentes às formações *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* (Figura 2). Nestas comunidades encontram-se presentes *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Quercus x coutinhoi*, *Osmunda regalis*, *Viola sp.*, *Populus nigra*, *Smilax aspera*, *Scrophularia lyrata* e *Ruscus aculeatus*, entre outras espécies.

A zona Sul da Ribeira apresenta também uma galeria ribeirinha em bom estado de conservação dominada por bosques de salgueiral (*Salix atrocinerea* e *Salix salviifolia*) de porte arbustivo (Figura 2).

A zona central da ribeira apresenta um estado de conservação evolutivo e é dominada por *Alnus glutinosa*, embora apresente uma mistura com outras espécies de *Salix atrocinerea*,

Salix salviifolia, *Populus nigra* e matos de plantas ruderais, correspondendo às formações *Salicetum atrocinnereae-australis* (Figura 2). Nesta zona encontram-se troços fortemente invadidos por acácias (*Acacia dealbata*).

2.2 Marcação das parcelas de amostragem e recolha de dados em campo

De acordo com as referências bibliográficas foram definidos parcelas de amostragem circulares (Cartisano et al., 2013; Filippi et al., 2014; Guneralp et al., 2014). Tendo em conta o comprimento total do corredor fluvial e a largura média da galeria ribeirinha, inventariada aquando da prospeção de campo inicial, foi definido um raio de 10 metros (m), para cada parcela circular, (área total máxima amostrada em cada parcela – 314,16 m²). Para os pontos localizados nas zonas de menor largura ripária foram amostradas parcelas em semicírculo (157 m²) e em dois casos, parcela 10a e 11, círculos de raio de 5 metros (78,54m²). As parcelas foram separadas, no mínimo, 50 m entre si, para garantir independência espacial. A separação e número de parcelas foi fortemente condicionado pela possibilidade de acesso a certos locais da ribeira. No entanto, as parcelas instaladas representam a heterogeneidade deste ecossistema ribeirinho e as espécies estão bem representadas. Em cada parcela foram recolhidas as coordenadas geográficas do ponto central, com recurso a um GPS diferencial, (com erro inferior a 1 metro) (Figura 3a).

Para todas as árvores incluídas dentro de cada parcela foram efetuadas diversas medições dendrométricas, (distância ao ponto central e azimute), adaptando a metodologia de inventário florestal às galerias ribeirinhas, nomeadamente medições da altura das árvores com recurso a um Hipsómetro Vertex III, (H), e do Diâmetro à Altura do Peito (DAP), duas medições cruzadas no tronco ou ramificações/varas com utilização de uma suta analógica, (Figura 3b). Estes dados foram posteriormente utilizados para cálculo da biomassa e do *stock* de carbono acima do solo através da aplicação de equações alométricas específicas para cada espécie, que já se encontram referenciadas na bibliografia (Ver secção 2.3). Toda a informação relativa a cada parcela de amostragem foi registada numa folha de campo criada para o efeito, (anexo 1), e ainda realizado um registo fotográfico.

Dentro de cada parcela foram recolhidas amostras da folhada acima do solo, usando um quadrado de 50cm*50cm (Figura 3d), repetindo-se o processo por 5 vezes em 5 diferentes pontos, um central e os restantes em cada um dos pontos cardeais. A folhada foi posteriormente trazida para laboratório e seca numa estufa a 72 C^o, até atingir peso seco estável, sendo este posteriormente registado. O carbono correspondente à componente da folhada por parcela foi calculado aplicando um fator de conversão de 0,47, (Dybala et al., 2018; IPCC, 2006).

Foram ainda recolhidas amostras de solo em 5 locais (Figura 3e), na camada correspondente aos primeiros 20 cm do solo, com peso mínimo de 0,5 Kg, para quantificação da Matéria Orgânica, (MO). Essas amostras foram tratadas no laboratório, (INIAV / Lab. Químico Agrícola Rebelo da Silva). Foi ainda calculada a densidade aparente do solo para a realização da conversão do material orgânico para o *stock* de carbono por unidade de área.

A equação utilizada para o cálculo de carbono foi a seguinte:

$$1. C (t/ha) = (\text{Profundidade (m)} \times \% \text{terra fina (g/Kg)} \times \text{Corgânico} \times \text{Massa volúmica aparente (}/m^3));$$



Figura 3 – Ilustração das diferentes fases de recolha de dados: a) obtenção da coordenadas GPS do ponto central do parcela circular, b) medição do DAP de todas as árvores dentro da parcela, c) preenchimento da ficha de campo e recolha de fotos d) recolha da folhada numa amostra quadrada (50cm*50cm), e) recolha de solo com sonda de meia-cana de 20 cm de profundidade.

2.3 Seleção e desenvolvimento das equações alométricas

Para seleção das equações alométricas foi realizada uma pesquisa bibliográfica na *Web of Science*[™], *Scopus* e usando o site *GlobalLomeTree* (<http://www.globallometree.org/>).

A pesquisa incidiu sobre equações que estimam a biomassa da componente aérea relativa a cada espécie. Para a seleção final das equações alométricas foram utilizados sempre que possível, os seguintes critérios:

- Equações desenvolvidas dentro do range da DAP e altura (H) inventariados na área de estudo,
- Equações desenvolvidas em condições semelhantes às do local de estudo, p. ex. densidade de árvores semelhante, tipo de gestão florestal natural.

Em resultado da aplicação dos critérios identificados foram selecionadas 16 equações alométricas de um total de 29 (Tabela 1).

A equação mais utilizada é a alométrica na forma n que relaciona a biomassa seca total aérea da árvore e ou da soma dos seus componentes aéreos com o DAP e assume a forma **$Biomassa = a * DAP^b$** (Montero G. et al, 2005). O valor final do Carbono (C), para cada espécie foi calculado/estimado usando a média resultante da aplicação das diversas equações para cada espécie, que serão discriminados no capítulo dos Resultados. A estimativa por hectare foi calculada tendo como base a área total de cada parcela usando todas as árvores inventariadas na parcela. Feita a primeira recolha de equações, não se encontraram equações específicas para as espécies de *S. salviifolia* nem *S. atrocinerea* usando os dois critérios enumerados. Os modelos existentes na literatura foram elaboradas para uma gestão florestal de produção em rotação curta, alta densidade, híbridos e/ou para outras espécies de *Salix*. Neste caso e porque o *Salix salviifolia* é uma espécie dominante na área de estudo, foi desenvolvido a respetiva equação alométrica (Figura 4), adaptada à estrutura do salgueiral presente (porte arbustivo e altamente ramificado), usando o método da amostragem destrutiva.

Para tal foram abatidas 15 árvores, divididas por 4 classes de DAP, previamente inventariados (0-5cm, 5-10cm, 10-15cm e 15-20cm). O material verde cortado foi medido e pesado no local (Figura 5). O desenvolvimento da equação não é parte integrante desta tese. A recolha de dados no campo decorreu no período entre 4 de Maio e 16 de Julho de 2018.

Tabela 1 - Equações alométricas escolhidas por espécie

Espécie	N.	Equação alométrica utilizada	Unidades	Espécies das equações	País	Autor/ano
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	1	$B=0,00079*(DAP)^2.28546$	(mm)	<i>Alnus glutinosa</i>	Suécia	Johansson T. (2000)
	2	$B=0,00309*(DAP)^2.022126$ (mm)	(mm)	<i>Alnus glutinosa</i>	Suécia	Johansson, T. (1999)
	3	$B=(0,0191*(DAP^2)*h)+(0,0512*(DAP^2))+(0,0567*DAP*h)$	(cm)	<i>Alnus glutinosa</i>	Espanha	Ruiz-Peinado, et al., (2012)
	4	$B=0,0859*(DAP)^2,35371$ (cm)	(cm)	<i>Alnus glutinosa</i>	Inglaterra	Hughes, M.K., (1971)
	5	$B=(1,045101805)*(0,438311)*(DAP^1,9009)$	(cm)	<i>Alnus glutinosa</i>	Espanha	Montero G., et al., (2005)
Acacia dealbata Link	6	$B=\exp(-2,544)*DAP^{(2,569)}+\exp(-2,497)*DAP^{(2,051)}+\exp(-2,626)*DAP^{(2,149)}+\exp(-2,393)*DAP^{(1,303)}$	(cm)	<i>Acacia dealbata</i>	Australia	Bi, H., J. Turner, et al., (2004)
Fraxinus angustifolia Vahl	7	$B=(1,028427)*(0,229544)*(DAP^2,21865)$	(cm)	<i>Fraxinus angustifolia</i>	Espanha	Montero G., et al., (2005)
Salix salviifolia Brot.	8	$B=0,1758*DAP^2,1314$	(cm)	<i>Salix salviifolia</i>	Portugal	RipCarbon
	9	$B=0,025372*DAP^2,966035$	(cm)	<i>Salix viminalis</i>	Suécia	Verwijst, T., et al., (1999)
	10	$B=0,135*DAP^2,553$	(mm)	<i>Salix</i> sp.	Bélgica	Vande Walle; et al., (2007)
	11	$B=1,000108316*0,153338099*DAP^2,29843$	(cm)	<i>Salix</i> sp.	Espanha	Montero G., et al., (2005)
Salix atrocinerea Brot.	12	$B=0,025372*DAP^2,966035$	(cm)	<i>Salix viminalis</i>	Suécia	Verwijst, T., et al., (1999)
	13	$B=0,135*DAP^2,553$	(mm)	<i>Salix</i> sp.	Bélgica	Vande Walle; et al., (2007)
	14	$B=1,000108316*0,153338099*DAP^2,29843$	(cm)	<i>Salix</i> sp.	Espanha	Montero G., et al., (2005)
Populus nigra L.	15	$B=(0,130)*(DAP^2,487)$	(mm)	<i>Populus nigra</i>	Bélgica	Laurensys, I., et al., (2004)
	16	$B=3,85+68^{0,6}*DAP^2,34$	(cm)	<i>Populus</i> sp.(clones)	França	Brahim, M. et al., (2000)

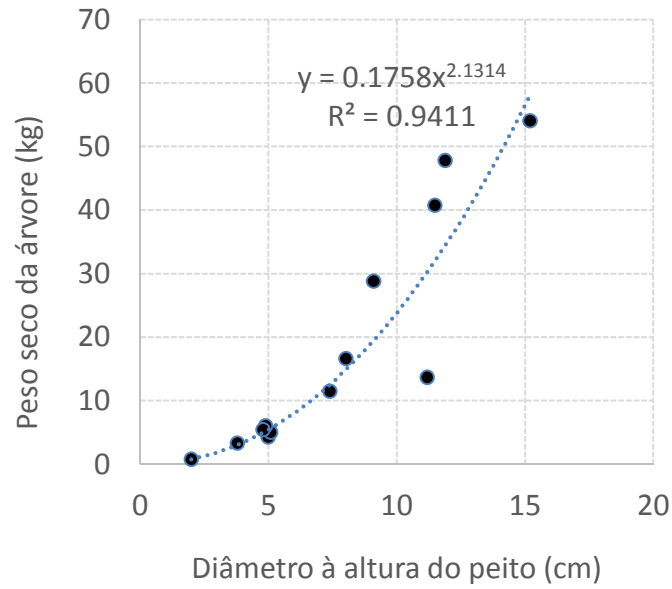


Figura 4 – Modelo alométrico desenvolvido para o *Salix salviifolia*

A equação obtida encontra-se ilustrada na Figura 4 e é a equação n.8 na Tabela 1.

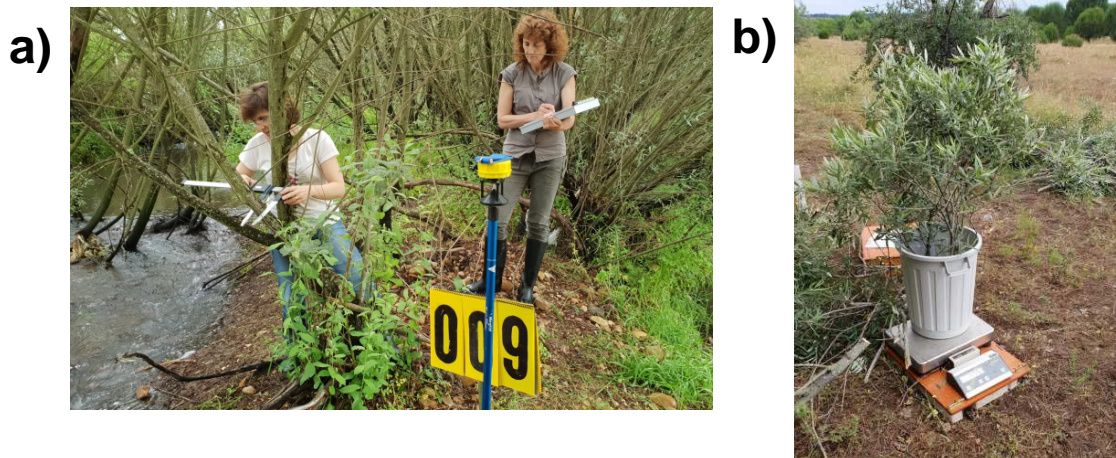


Figura 5 – Ilustração da aplicação do método de amostragem destrutiva para elaboração da equação alométrica para o *Salix Salviifolia*: a) medição do DAP das árvores b) corte e pesagem da respectiva biomassa verde

3. Resultados

3.1 Caracterização das parcelas

A análise da Tabela 2 permite verificar que a galeria ribeirinha da ribeira do Alcolobre apresenta uma estrutura muito diversificada. A zona norte da galeria, (sobretudo as parcelas de 1 a 4), é dominada por *Alnus glutinosa* de grande porte cujo valor médio máximo de DAP é de 31 cm. Por outro lado a zona sul da galeria (parcelas 10, 11 e 12) é dominada por salgueiral caracterizado por um porte arbustivo e altamente ramificado (Tabela 2). A zona central da galeria ribeirinha é caracterizada por uma tipologia mista apresentando no entanto diversas parcelas dominadas por acácias de grande porte e elevada densidade. Entre as parcela 1 e 5 dominam os *Alnus glutinosa*, registando-se um range de DAP entre o mínimo de 11,4 cm nas parcelas 2 e 3 e um máximo de 89,2 cm.

A Figura 6 indica a distribuição das espécies por parcela confirmando a dominância das três espécies (*Alnus glutinosa*, *Salix salviifolia* e *Acacia dealbata*) na galeria ribeirinha. Pela análise da Figura é possível verificar a existência de parcelas “puras” destas três espécies, i.e. com 100% da área da parcela ocupada por uma única espécie.

Relativamente à altura média, e como esperado, são os *Alnus glutinosa* e choupo-negro (*P. nigra*) que apresentam as maiores alturas médias com máximo de 21,83 m e 22,20 m respetivamente. No entanto, é de referir a dificuldade em obter com precisão as alturas das árvores dentro da galeria ribeirinha devido à elevada densidade e complexidade estrutural da mesma.

Tabela 2 - Caracterização das parcelas

Espécies/Parcela	Área parcela (m ²)	nº ramificações na parcela	DAP médio (cm)	H (m) média	nº ramificações/ha	Área basal (m ² /ha)
<i>Acacia dealbata</i>						
RipCarb05	314,16	25	14,95	10,8	796	16,1
RipCarb06	314,16	5	15,68	9,3	159	3,5
RipCarb13	157,00	68	13,08	n.d.	4331	74,8
RipCarb14	314,16	414	5,56	n.d.	13178	42,1
<i>Alnus glutinosa</i>						
RipCarb01	314,16	26	30,99	17,9	828	66,5
RipCarb02	314,16	26	29,32	18,2	828	64,7
RipCarb03	314,16	35	23,42	21,8	1114	53,8
RipCarb04	314,16	32	24,82	20,6	1019	62,0
RipCarb05	314,16	11	13,11	12,5	350	5,3
RipCarb06	314,16	2	16,80	10,0	64	1,4
RipCarb07	314,16	1	12,15	10,0	32	0,4
RipCarb08	157,00	10	23,33	14,9	637	37,4

Espécies/Parcela	Área parcela (m ²)	nº ramificações na parcela	DAP médio (cm)	H (m) média	nº ramificações/ha	Área basal (m ² /ha)
<i>Frangula alnus</i>						
RipCarb08	157,00	2	14,53	11,0	127	2,3
<i>Fraxinus angustifolia</i>						
RipCarb06	314,16	2	13,08	8,5	64	1,0
RipCarb09	314,16	9	7,46	n.d	286	1,5
RipCarb12	314,16	18	6,30	10,0	573	2,2
RipCarb14	314,16	1	6,00	n.d	32	0,1
<i>Populus nigra</i>						
RipCarb07	314,16	5	26,01	22,2	159	8,9
RipCarb09	314,16	3	11,15	n.d	95	0,9
<i>Salix atrocinerea</i>						
RipCarb06	314,16	12	18,21	12,7	382	10,8
RipCarb07	314,16	35	15,71	11,3	1114	24,3
RipCarb09	314,16	21	5,15	n.d	668	1,7
RipCarb13	157,00	7	18,74	n.d	446	12,5
<i>Salix salviifolia</i>						
RipCarb09	314,16	361	7,26	10,1	11491	55,2
RipCarb09	314,16	154	7,18	9,0	4902	23,8
RipCarb10	314,16	42	8,25	10,2	1337	7,7
RipCarb11	78,54	114	7,11	9,0	14515	65,5
RipCarb12	314,16	51	7,03	10,0	1623	7,4
<i>Sambucus nigra</i>						
RipCarb04	314,16	3	5,88	9,3	95	0,3
RipCarb04	314,16	1	4,40	4,0	32	0,0
RipCarb08	157,00	2	6,63	12,0	127	0,4

*nd – não disponível

Pelo número reduzido de exemplares encontrados nas parcelas, as espécies *Frangula alnus* e *Sambucus nigra* não serão consideradas para o cálculo de *stock* de carbono.

Foi ainda calculada a área basal por espécie e por parcela sendo através do somatório da área seccional transversal das árvores da parcela, medida à altura do peito e reportada à unidade de área (ha).

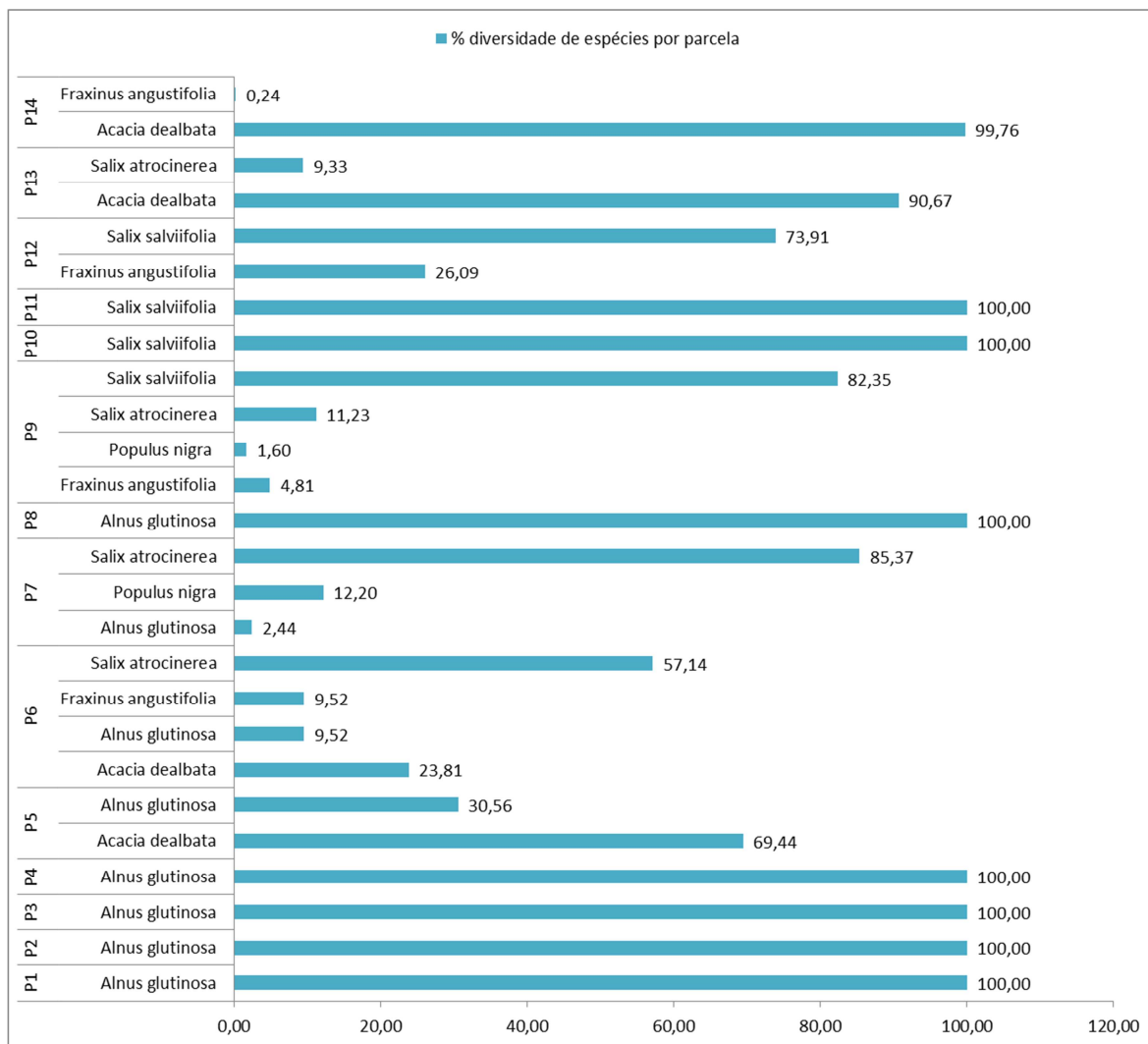


Figura 6 – Distribuição das espécies por parcelas %.

Na Tabela 3 é possível encontrar os valores máximos, mínimos e a média de DAP medidos por espécie em cada parcela. Na parcela 4 é de referir a presença de um *Alnus glutinosa* de grande porte com um DAP max. de 89,2 cm evidenciando o carácter natural deste troço da ribeira.

Tabela 3 – Máximos e Mínimos de DAP (cm), por espécie e parcela.

Parcela/Espécie	Max de DAP (cm)	Min de DAP (cm)	Média de DAP (cm)
Parcela 1			
<i>Alnus glutinosa</i>	48,7	18,0	31,0
Parcela 2			
<i>Alnus glutinosa</i>	64,7	11,4	29,3
Parcela 3			
<i>Alnus glutinosa</i>	48,7	11,4	23,4

Parcela/Espécie	Max de DAP (cm)	Min de DAP (cm)	Média de DAP (cm)
Parcela 4			
<i>Alnus glutinosa</i>	89,2	13,4	24,8
Parcela 5			
<i>Acacia dealbata</i>	24,6	7,3	15,0
<i>Alnus glutinosa</i>	21,7	6,4	13,1
Parcela 6			
<i>Acacia dealbata</i>			
<i>Alnus glutinosa</i>	18,1	15,6	16,8
<i>Fraxinus angustifolia</i>	18,0	8,2	13,1
<i>Salix atrocinerea</i>	26,9	11,0	18,2
Parcela 7			
<i>Alnus glutinosa</i>	12,2	12,2	12,2
<i>Populus nigra</i>	35,3	19,7	26,0
<i>Salix atrocinerea</i>	29,4	7,8	15,7
Parcela 8			
<i>Alnus glutinosa</i>	49,1	7,3	23,3
Parcela 9			
<i>Fraxinus angustifolia</i>	14,9	2,2	7,5
<i>Populus nigra</i>	12,8	10,0	11,2
<i>Salix atrocinerea</i>	12,7	2,3	5,2
<i>Salix salviifolia</i>	17,0	1,7	7,2
Parcela 10			
<i>Salix salviifolia</i>	13,5	4,2	8,3
Parcela 11			
<i>Salix salviifolia</i>	17,0	2,3	7,1
Parcela 12			
<i>Fraxinus angustifolia</i>	12,0	2,2	6,3
<i>Salix salviifolia</i>	14,0	2,0	7,0
Parcela 13			
<i>Acacia dealbata</i>	29,8	2,4	13,1
<i>Salix atrocinerea</i>	22,0	16,0	18,7
Parcela 14			
<i>Acacia dealbata</i>	18,0	1,0	5,6
<i>Fraxinus angustifolia</i>	6,0	6,0	6,0

3.2 Stocks de carbono por espécie

3.2.1 Componente arbórea

Pela leitura da Tabela 4 vemos que os valores máximos para a biomassa da componente aérea foram obtidos para a *Acacia dealbata* (9,64t) seguidos pelo *Alnus glutinosa* (8,61t), pelo *Salix atrocinerea* (3,57t) e por fim pelo *Salix salviifolia* com (2,55t). O troço da galeria ribeirinha constituído por salgueiral é dominado pela espécie *Salix salviifolia*. Aplicando apenas a equação desenvolvida (n.8), vemos que o valor máximo de biomassa estimado foi de 2,25t, uma diferença de cerca de 13% relativamente ao valor máximo médio dado pelo conjunto das outras equações encontradas na bibliografia para o género *Salix* sp..de ressaltar que nenhuma das outras equações era específica para esta espécie.

Tendo em conta que o valor de C corresponde a uma fração (0,47) da matéria seca (IPCC, 2006), os valores de biomassa foram então convertidos para carbono e reportados á unidade de área usando para tal todas as arvores existentes nas parcelas Pela análise da Tabela 4, estima-se que a *Acacia dealbata* apresenta o maior valor médio de stock de carbono na galeria ribeirinha do Alcolobre de 121,37 Ct/ha, seguida pelo *Alnus glutinosa* (71,83 Ct/ha pelo por *Salix salviifolia* (39,03 Ct/ha), pelo *Salix atrocinerea* (26,91 Ct/ha, pelo *Populus nigra* (5,18 Ct/ha e pelo *Fraxinus angustifolia* (2,76 Ct/ha). É no entanto de referir, que no caso de apenas se considerarem parcelas puras ou com uma percentagem de cobertura superior a 90%, os valores médios de stock médio para cada uma das três espécies dominantes na galeria ribeirinha atingem valores de 112,12 Ct/ha para o *Alnus glutinosa*, 205,24 Ct/ha para a *Acacia dealbata* e de 72,93 Ct/ha para o *Salix salviifolia*.

O maior valor estimado para o *Alnus glutinosa* encontra-se na parcela 4, justificado por ter sido nesta medido o exemplar com maior DAP, cerca de 89,2 cm.

Tabela 4 - Valores de Biomassa arbórea e Carbono (t) por espécie e por unidade de área (Ct/ha)

<i>Espécie/Parcela</i>	<i>Biomassa t</i>	<i>C (0,47)</i>	<i>C t/ha</i>
<i>Acacia dealbata</i>			
Parcela 5	4,09	1,92	61,18
Parcela 6	0,92	0,43	13,80
Parcela 13	9,64	4,53	288,68
Parcela 14	8,14	3,83	121,80
Média	5,70	2,68	121,37
<i>Alnus glutinosa</i>			
Parcela 1	8,61	4,05	128,79
Parcela 2	8,57	4,03	128,16
Parcela 3	6,63	3,11	99,14
Parcela 4	8,65	4,07	129,43
Parcela 5	0,70	0,33	10,47
Parcela 6	0,19	0,09	2,84
Parcela 7	0,05	0,02	0,71
Parcela 8	2,51	1,18	75,06
Média	4,49	2,11	71,83
<i>Fraxinus angustifolia</i>			
Parcela 6	0,17	0,08	2,52
Parcela 9	0,23	0,11	3,48
Parcela 12	0,32	0,15	4,85
Parcela 14	0,01	0,01	0,19
Média	0,18	0,09	2,76
<i>Populus nigra</i>			
Parcela 7	0,63	0,29	9,38
Parcela 9	0,06	0,03	0,97
Média	0,35	0,16	5,18
<i>Salix atrocinerea</i>			
Parcela 6	1,63	0,77	24,36
Parcela 7	3,57	1,68	53,37
Parcela 9	0,15	0,07	2,31
Parcela 13	0,92	0,43	27,58
Média	1,57	0,74	26,91
<i>Salix salviifolia</i>			
Parcela 9	2,55	1,20	38,10
Parcela 10	0,03	0,01	0,44
Parcela 10a	0,77	0,36	46,08
Parcela 11	1,66	0,78	99,34
Parcela 12	0,75	0,35	11,18
Média	1,15	0,54	39,03

A Tabela 5 apresenta os valores de carbono estimados para o *Salix salviifolia* através da aplicação equação n.8, (Tabela 1), desenvolvida no âmbito do projeto *RipCarbon*. Como é possível observar através da comparação com a Tabela 4, os valores estimados com a equação desenvolvida especificamente para a espécie são cerca de 9-13% mais baixos do que usando as equações genéricas para o género *Salix sp.* encontradas na bibliografia. De salientar que todas equações encontradas na bibliografia não são específicas para esta espécie, (Tabela 1), e por norma são para estimar biomassa em sistemas de rotação curta, baixo DAP e elevada densidade pelo que a estimativa da equação desenvolvida representará provavelmente a melhor aproximação para o *Salix salviifolia*.

Tabela 5 - Valores de Biomassa para o *Salix salviifolia*, por parcela, utilizando a equação desenvolvida no RipCarbon. Factor de conversão 0,47.

Espécie/Parcela	Biomassa t	C (0,47)	C t/ha
<i>Salix salviifolia</i>			
Parcela 9	2,25	1,06	33,62
Parcela 10	0,03	0,01	0,43
Parcela 10a	0,69	0,33	41,45
Parcela 11	1,53	0,72	91,44
Parcela 12	0,69	0,32	10,29
Média	1,04	0,49	35,45

3.2.2 Componente da folhada e do solo

A Figura 7 mostra os valores de *stock* de carbono na componente folhada por espécie. Para este cálculo só foram usadas as parcelas “puras” de cada espécie identificadas anteriormente, (Figura 6). Pela análise da figura podemos verificar que há grandes variações no *stock* de carbono relativo à componente da folhada. É nas parcelas de acácia que se encontram os valores médios mais elevados (54,63 Ct/ha), seguidos das parcelas de salgueiral (13,01 Ct/ha) e por fim de amial (8,61 Ct/ha).

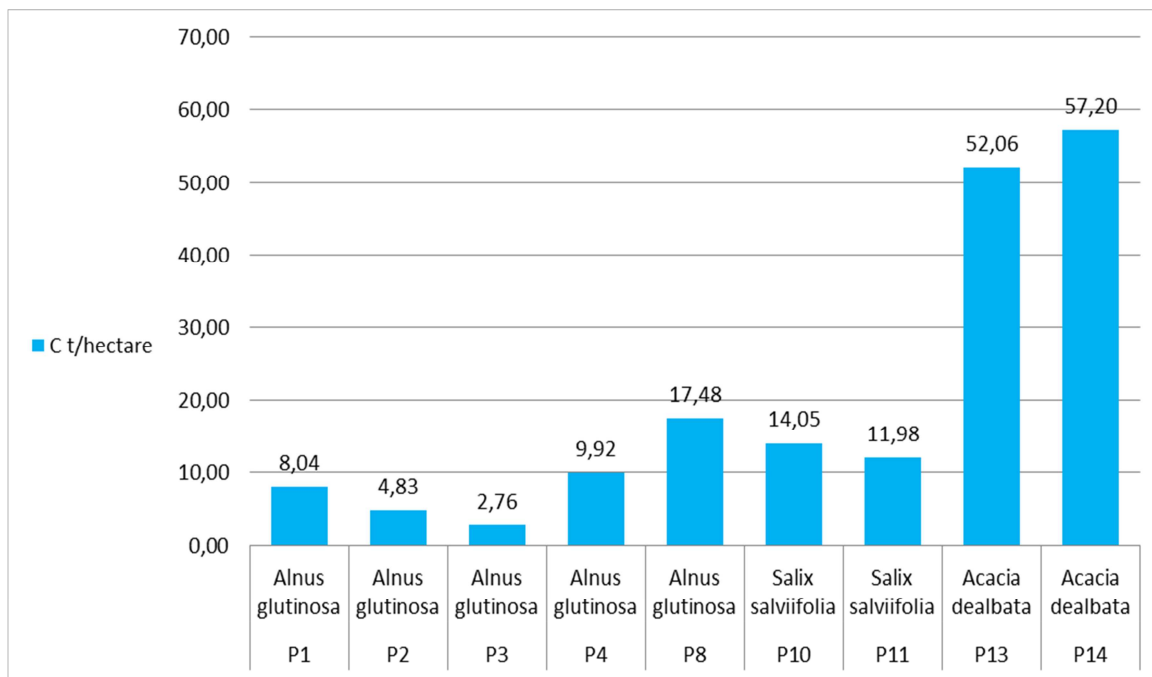


Figura 7 – Stock de carbono (Ct/ha) na componente folhada por espécie.

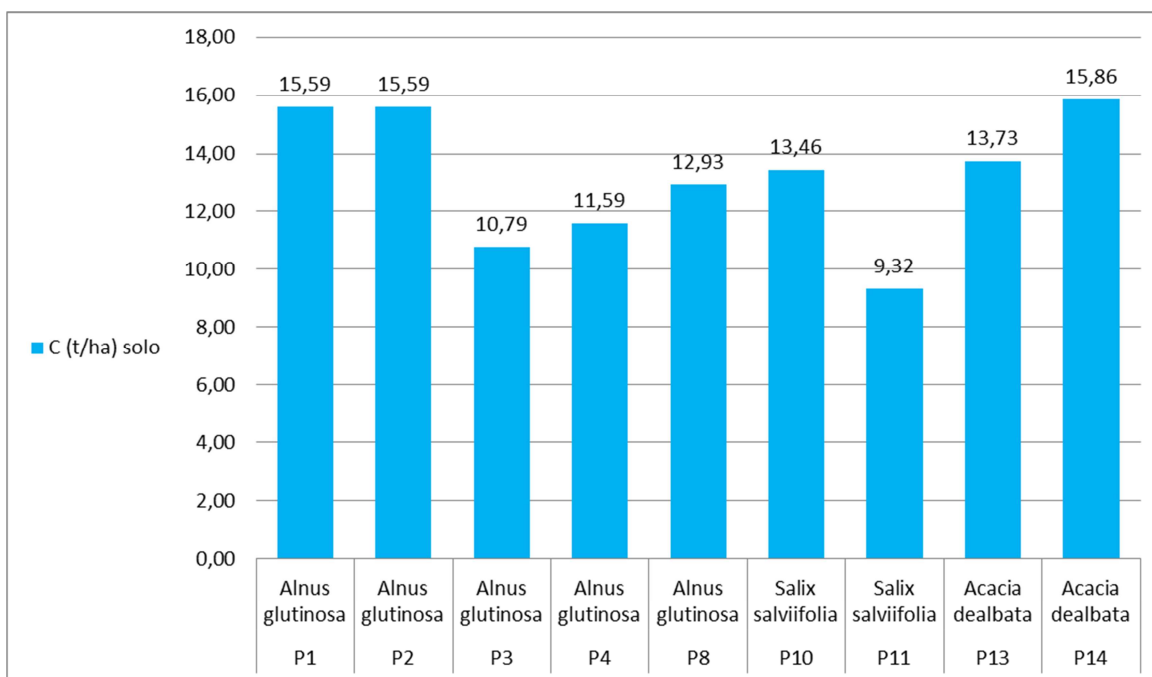


Figura 8 – Stock de carbono no solo em toneladas por hectare por espécie

Relativamente ao *stock* de carbono para a componente do solo, e usando também apenas as parcelas “puras” de cada espécie não se encontrou uma variação tão acentuada entre espécies como aquela encontrada para o stock de carbono relativo à componente da folhada tendo sido encontrado um valor médio de no caso da *Acacia dealbata* (14,79 Ct/ha), seguidos do *Alnus Glutinosa* (13,30 Ct/ha) e por fim do *Salix salviifolia* (11,39 Ct/ha).

Assim, e considerando apenas as parcelas monoespecíficas obtemos um valor médio total, de *stock* de carbono (árvores +folhada +solo) de 274,66 Ct/ha para a *Acacia dealbata* 134,02 Ct/ha para o *Alnus glutinosa* e 97,34C t/ha para o *Salix salviifolia*.

3.3 Contribuição relativa das diferentes componentes

Na Tabela 6 encontra-se a caracterização de cada parcela, sem individualização por espécie. Através da sua análise é possível verificar a elevada variabilidade das parcelas ao longo da galeria ribeirinha. É nas quatro parcelas mais a norte (P1 a P4) que se encontram as árvores de maior porte com os valores médios de DAP e de altura mais elevados. Já na zona sul da galeria ribeirinha predominam parcelas com elevada densidade de varas, correspondendo a árvores de porte arbustivo e altamente ramificado.

Tabela 6 – Caracterização das parcelas quanto à soma da DAP, média da altura, n. de árvores e densidade por hectare. A sublinhado e negrito estão respetivamente os Min e Max destas componentes.

Parcela	Área (m ²)	Média DAP (cm)	Média altura (m)	N. varas	Densidade varas por hectare
Parcela 1	314,16	31,0	17,94	26,00	827,60
Parcela 2	314,16	29,3	18,20	26,00	827,60
Parcela 3	314,16	23,4	21,83	35,00	1114,08
Parcela 4	314,16	24,2	20,06	33,00	1050,42
Parcela 5	314,16	14,4	11,32	36,00	1145,91
Parcela 6	314,16	17,0	11,20	21,00	668,45
Parcela 7	314,16	16,9	12,62	41,00	1305,07
Parcela 8	157,00	19,7	13,93	<u>14,00</u>	891,72
Parcela 9	314,16	7,0	9,00	187,00	5952,38
Parcela 10	314,16	7,9	10,00	2,00	63,66
Parcela 10a	78,54	8,3	10,30	42,00	5347,59
Parcela 11	78,54	7,1	<u>9,00</u>	114,00	14514,90
Parcela 12	314,16	6,8	10,00	69,00	2196,33
Parcela 13	157,00	13,6	-	75,00	4777,07
Parcela 14	314,16	5,6	-	415,00	13209,83

Tabela 7 - Stock de Carbono das componentes arbóreas, folhada e solo, (20 cm), por parcela em Toneladas por hectare

Parcela	Área da parcela m²	C arbórea t/ha (Cf=0,47)	C folhada t/ha (Cf=0,47)	C solo t/ha (Cf=0,47)	C Total t/ha
1	314,16	128,79	8,04	15,59	152,42
2	314,16	128,16	4,83	15,59	148,58
3	314,16	99,14	2,76	10,79	112,69
4	314,16	129,43	9,92	11,59	150,94
5	314,16	71,66	24,46	14,26	110,38
6	314,16	43,52	12,48	14,79	70,80
7	314,16	63,46	15,25	14,93	93,63
8	157,00	75,06	17,48	12,93	105,46
9	314,16	44,85	12,79	14,66	73,70
10 e 10a	314,16 e 78,54	46,52	14,05	13,46	74,03
11	78,54	99,34	11,98	9,32	120,65
12	314,16	16,04	8,27	14,26	38,57
13	157,00	316,26	52,06	13,73	382,04
14	314,16	121,99	57,20	15,86	195,04
Total		1384,21	251,56	191,77	1828,94
Média		98,87	17,97	13,70	130,64

Fica claro pela leitura da Tabela 7 e pela análise da Figura 11 que é a componente arbórea a que apresenta os maiores contributos para o reservatório total de carbono (76%), seguida da componente da folhada (14%) e da componente do solo (10%). Nas parcelas dominadas por *Alnus glutinosa* o valor da contribuição da componente arbórea é de cerca de 85% seguido da componente do solo e depois da folhada. No entanto, nos casos em que domina a *Acacia dealbata* a segunda componente com maior valor é a folhada, assim como nos locais onde existia um grande sob coberto por parte de vegetação arbustiva sublenhosa ou herbácea, na sua maioria constituída por silvados. Nesta zona de acacial foi efetuado um corte moto-manual sem incorporação deste material (Figura 9), pelo que na altura da amostragem havia material seco espalhado no solo.



Figura 9 – Vista da zona onde houve corte da vegetação.

Podemos ainda verificar pela análise da Tabela 7 e da Figura 11 que a variação do *stock* de carbono no solo é relativamente reduzida, atingindo um máximo de 15,86 Ct/ha na parcela 14 e um mínimo de 9,32 Ct/ha na parcela 11, (pura de salgueiral). A média encontrada é de 13,7 Ct/ha.

Já em relação ao *stock* de carbono na componente da folhada verificamos que há grandes variações entre parcelas, sendo o valor médio de (17,97 Ct/ha). É nas parcelas dominadas por *Acacia dealbata* que se encontram os valores mais elevados, muito associado à elevada quantidade de vagens de semente e pequenos ramos presentes no sub-coberto destas parcelas (Figura 10).



Figura 10 – Quantidade de vagens das sementes e pequenos ramos provenientes das acácias

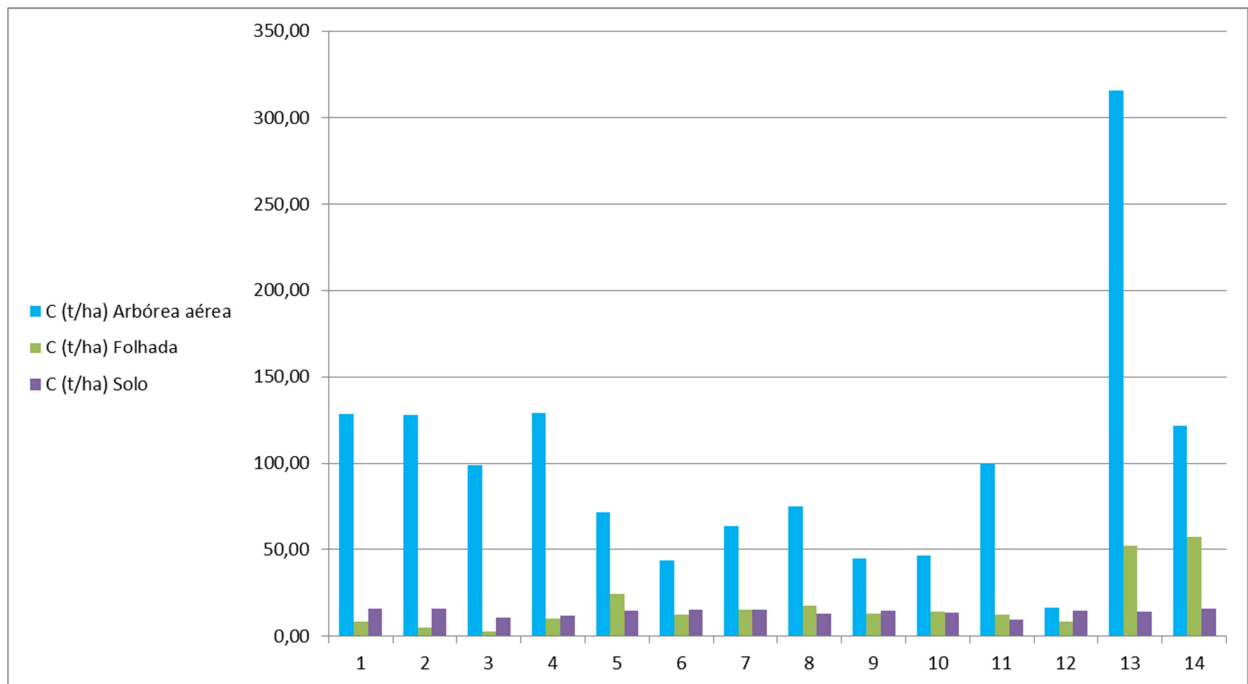


Figura 11 – Valor estimado de stock de Carbono em toneladas por hectare por cada componente – arbórea aérea, folhada e solo (20 cm)

A parcela 12 é que apresenta o menor valor total de *stock* de carbono e embora tenha uma densidade de vara elevada por hectare apresenta árvores de porte reduzido de *Salix salviifolia* e *Fraxinus angustifolia* e um valor de folhada abaixo da média, mesmo se excluirmos os valores de folhada das parcelas 13 e 14. Já a parcela 13 apresenta os valores mais elevados de *stock* total de carbono devido ao fato da maioria das árvores presentes de *Salix atrocinerea* e *Acacia dealbata* terem valores de DAP elevados, uma densidade elevada, a parcela em causa ser de menor dimensão (157 m²) e apresentar valores de folhada muito acima da média.

Vemos também que a parcela 11 apresenta valores elevados de *stock* de carbono devido sobretudo ao número elevado de varas, característica desta espécie.

4. Discussão

Esta tese permitiu estimar os valores médios de *stock* de carbono para 3 espécies dominantes (amieiro, salgueiro e acácia) presentes numa galeria ribeirinha localizada na região de clima Mediterrâneo.

O valor médio total (árvores +folhada +solo) estimado de *stock* de carbono para o *Alnus glutinosa* e para o *Salix salviifolia*, consideradas duas espécies típicas das galerias do Mediterrâneo, é de 134,02 Ct/ha e de 97,34 Ct/ha respetivamente. No entanto, os valores mais elevados foram obtidos em parcelas dominantes de *Acacia dealbata*, com cerca de (274,66 Ct/ha). Os reservatórios de carbono aumentam com a idade da floresta, com os estágios sucessionais e com o desenvolvimento da vegetação (Garrastazú, et al., 2015; Mendez-Estrella et al.,2017). Os resultados deste trabalho refletem não apenas o número de árvores por unidade de área mas também as dimensões das árvores encontradas nas parcelas amostrada, com a *Acacia dealbata* a evidenciar uma elevada capacidade de crescimento em situação de elevada competição inter e intraespecífica.

De acordo com (Johansson, 1999) a produção de biomassa terá tendência a aumentar quanto maior o DAP. Para o caso de estudo para a ribeira de Alcolobre, apenas a eq. n. 4 foi utilizada para a estimativa de biomassa contando com todos os DAP, (embora apenas 5 exemplares dentro da amostra total apresentavam DAP superiores a 47,3 cm e que por isso estavam fora do critério para as restantes equações).

Os valores relatados para o armazenamento total de carbono ripário, incluindo as árvores, arbustos, herbáceas, folhada e solo variam bastante na literatura disponível. Numa síntese desenvolvida principalmente em florestas ripárias temperadas localizadas na América do Norte e do Sul, (Dybala et al. 2018), estimaram que as florestas ribeirinhas armazenavam uma média de 68-158 Ct/ ha de biomassa em florestas maduras. A partir das observações utilizadas neste estudo (Tabela 7), a média de carbono armazenada na vegetação, (componente arbórea +folhada), foi 116,84 Ct/ha, enquanto a média de carbono armazenado no solo foi 13,7 Ct/ha. O valor médio de *stock* de carbono para o total da biomassa, sem contar com o solo, está ligeiramente acima dos valores médios de (Dybala et al.,2018), considerando um clima quente e seco e florestas não plantadas, superando mesmo o valor referido para uma floresta madura. Já o valor médio do carbono presente no solo é menor, praticamente 2,5 vezes. Este resultado pode ser explicado pela elevada dinâmica fluvial da ribeira do Alcolobre. Os solos das áreas ribeirinhas do Mediterrâneo estão sujeitos a um regime hidrológico de carácter torrencial, sendo frequentemente inundados havendo perdas por arrastamento de toda a camada de matéria orgânica à

superfície e por vezes nos primeiros horizontes do solo. Além disso, a textura do solo, é por vezes caracterizada por elementos grosseiros (cascalho grosso com pouco ou nenhum elemento de agregação), reduzindo severamente a capacidade de retenção de biomassa, (Rieger et al., 2015; Sutfin et al., 2016).

No entanto, valores mais elevados para o C total (*stocks* de carbono no solo e na biomassa) foram relatados num estudo realizado nas planícies de cheia do Danúbio (Cierjacks et al., 2010). Nesse estudo, os maiores depósitos de C, com 474 Ct/ha foram observados em florestas maduras dominadas por *Fraxinus excelsior*, *Acer campestre*, *Alnus incana*, *Carpinus betulus* e *Quercus robur*, seguidas por zonas dominadas por *Populus sp.* (403 Ct/ha). As zonas dominadas por *Salix alba* e *Acer negundo* atingiram 356 Ct/ha, enquanto os prados e juncais atingiram 212 Ct/ha. Cartisano et al., 2013 estimaram valores mais baixos (88 Ct/ha) de biomassa lenhosa acima do solo em florestas ripárias dominadas por choupos, localizadas no rio Paglia (Itália central). Ainda assim, os valores encontrados neste trabalho competem com os *stocks* de carbono mais elevados encontrados em sistemas florestais terrestres do Mediterrâneo onde se obtiveram até 150 Ct/ha em povoamentos de pinheiro-manso com diversas idades e densidades (Correia et al., 2010), 33 Ct/ha em sistemas de montado adulto (Correia et al., 2016) e aproximadamente 200 Ct/ha em eucaliptais de produção (Soares, et al., 2007).

Vários fatores podem estar na origem destas variações. Além do clima, outros fatores locais podem influenciar a capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas ribeirinhos, como a largura do leito de cheia, o gradiente de inundação, a geometria do vale, a complexidade do canal e o regime de caudal (Dwire et al., 2004; Rieger et al., 2015; Sutfin et al., 2016). Leitos de cheios largos com formas de canal complexas e elevada conectividade lateral promovem um armazenamento mais elevado de carbono por unidade de área (Sutfin et al., 2016). Além disso o tipo de geometria do canal e a forma das margens, bem como a presença de canais laterais que modelam o espriamento da água têm influência direta na distribuição da matéria orgânica (Sutfin et al., 2016) e consequente na sedimentação e na variação dos *stocks* de carbono na folhada e no solo.

Este trabalho permitiu verificar, à semelhança com outros estudos realizados em zonas ripárias, a maior contribuição relativa da componente arbórea para o C total no sistema ripícola. O *stock* de C nos diferentes compartimentos parece depender de diferentes fatores embora ainda haja incertezas quanto aos mecanismos que regulam esses processos (Giese et al., 2003; Rieger et al., 2015). Embora os *stocks* de carbono na biomassa lenhosa acima do solo pareçam ser determinados por fatores específicos do local, como a distância ao lençol freático, a idade da floresta, a estrutura da vegetação, o estágio de sucessão e a

composição das espécies, os *stocks* de carbono na biomassa abaixo do solo e na folhada são também sensíveis à temperatura média anual, precipitação e perturbações hidrológicas (Rieger et al., 2015). Neste trabalho observou-se no entanto que a componente da folhada nas zonas de acácia é superior às zonas de amieiro e salgueiral.

Pela análise da Figura 7 verificamos que a *Acacia dealbata* tem grande influência na quantidade de carbono armazenado na folhada, já que é nas parcelas onde esta espécie predomina que se atingem os valores mais elevados. O sub-coberto das zonas dominadas por *Acacia dealbata* apresenta uma quantidade elevada de vagens de semente e pequenos ramos, que explicam que na parcela 14 o peso seco tenha atingido os 3 Kg. Em comparação o valor mais elevado das restantes parcelas, sem dominância de acácia, foi de 0,9 Kg. Os valores mais baixos de folhada encontram-se nas parcelas de *Alnus glutinosa*. Provavelmente estes valores poderão ser superiores se a amostragem ocorresse após o período de perda da folha ou seja no fim de Verão início do Outono. Outra explicação para esta variabilidade poderá estar associada a uma combinação entre a dinâmica hidrológica e a microtopografia da ribeira. Nas zonas mais elevadas e/ou planas não sujeitas ao regime de caudal, como é o caso da zona das acácias, e de algumas parcelas dos amieiros não ocorre arrastamento de material durante os picos de cheia de Inverno. Dado que nestas parcelas também se verifica uma maior quantidade de carbono retido no solo, outra explicação possível é a de que o carbono na folhada se tenha incorporado no solo mais lentamente permitindo a sua mineralização, pelas características frescas e húmidas do local. As restantes parcelas são zonas de maior deposição de matéria orgânica e em certos locais mais afastados do leito, menos húmido e mais quente. Outra explicação para a maior quantidade de matéria orgânica nos locais mais afastados do leito, corresponde às parcelas de 4 a 7, onde tinha decorrido um corte moto manual mecânico dos silvados presentes. Nestes locais a quantidade de matéria morta seca manteve-se no solo após o corte o que pode ter influenciado positivamente a quantidade recolhida de material.

Neste estudo as zonas de depósito de leitos largos e pouco declivosos, menos sujeitos aos caudais de lavagem de Inverno e as margens elevadas, são os locais onde há maior estimativa de retenção de carbono no solo. Nas zonas dominadas por salgueiral, onde o leito é mais estreito e noutras situações semelhantes, com maior declive e maior velocidade do caudal, há menor sedimentação à superfície.

As espécies do género *Alnus* são caracterizadas como fixadoras de azoto e de crescimento rápido, (a maioria do sequestro de carbono ocorre nos primeiros 30 anos), (Innangi et al., 2017) e respondem positivamente a um aumento de CO₂ na atmosfera (Temperton et. al, 2003). O facto de serem fixadores de nitrogénio faz com que estas produzam folhas ricas

em nitrogénio que irão enriquecer o solo aquando da sua queda, A quantificação do benefício/retorno desta espécie no provisionamento de um serviço do ecossistema pode por isso servir para promover/justificar o seu uso em ações de restauro ou na manutenção do bom estado de conservação dos ecossistemas ribeirinhos e promover o acesso a potenciais apoios financeiros.

Apesar dos elevados valores de *stock* de carbono encontrados na nossa área de estudo, a *Acacia dealbata* é uma espécie exótica e invasora nos sistemas fluviais do Mediterrâneo, sendo responsável por perdas de biodiversidade, deterioramento da qualidade do habitat e redução de água no sistema fluvial, e portanto o seu controlo deve ser promovido (Aguiar et al., 2007; Soares et al., 2016).

As florestas ribeirinhas representam ecossistemas desafiadores para a realização de inventários de campo devido à elevada complexidade espacial e temporal combinada com uma reduzida acessibilidade.

Para o estudo no troço da ribeira de Alcolobre, apenas se calculou a biomassa quando os exemplares amostrados estavam dentro do *range* da altura e DAP, levando a que parte dos dados com valores de DAP elevados não fossem calculados o que provavelmente levaria a uma estimativa média de carbono superior. Em alguns casos as medições das alturas das árvores ficaram mesmo comprometidas devido à elevada complexidade de estratos existentes na galeria. Além disso, neste trabalho só foi avaliada a componente de biomassa acima do solo e nos primeiros 20cm do solo. De acordo com (Montero et al., 2005), a parte radicular das espécies de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus angustifolia* têm um peso de cerca de 40% no total de biomassa da árvore. A incorporação desta componente em estudos futuros permitirá obter estimativas mais precisas quanto ao reservatório total de carbono nas zonas ripárias.

Uma prioridade na avaliação dos *stocks* e do sequestro do carbono em zonas ripárias é o desenvolvimento de equações alométricas para as espécies nativas do mediterrâneo, presentes em regimes naturais e que envolvam as diversas classes de DAP. Seria útil alargar o desenvolvimento destes modelos a outros locais e sistemas ripícolas (tanto de carácter permanente como temporário), através por exemplo do uso de métodos destrutivos) e para exemplares que contenham DAP superiores aos encontrados na bibliografia, p. ex.> 47 cm e alturas acima de 16,7m, para o caso do *Alnus glutinosa*.

O rápido crescimento e número de ramificações produzidas pelos salgueiros produzem valores altos de biomassa. (Bogdan et al., 2009) refere mesmo que certos clones de *Salix* sp. têm uma produção superior de biomassa nos primeiros anos de vida. No entanto este

estudo foi efetuado considerando regimes produtivos e não naturais e considerando um DAP até 7 cm. No caso do *Salix salviifolia*, dado que a maioria das equações são específicas para outras espécies de salgueiro ou apenas para o género e restritas aos fatores edáfo-climáticos e estruturais de outros locais, provavelmente a estimativa da equação desenvolvida no âmbito desta tese representará a melhor aproximação para o *Salix salviifolia*. Uma comparação entre as diversas equações poderia ser desenvolvida num estudo dedicado.

No entanto, no caso do método destrutivo, por este ser um processo invasivo e perturbador do sistema ripícola, deve ser bem ponderado o seu uso, para além de que o processo de inventário florestal que ocorre nas galerias ribeirinhas é um processo moroso, com necessidade de recorrer a variados recursos e que acarreta custos elevados, em comparação com os inventários efetuados em sistemas florestais produtivos que não possuem tanta complexidade estrutural e limitações de acesso. Outra limitação é na comparação entre os estudos, por exemplo na falta de referência da profundidade das amostras do solo que pode influencia o carbono aí retido, (Nair, 2011) aborda com maior profundidade este tipo de desafios metodológicos em sistemas agroflorestais.

5. Conclusão

Os resultados desta tese demonstram que as galerias ripícolas fornecem um importante serviço de armazenamento de carbono podendo este facto ser mais uma justificação para as ações de restauro destes sistemas e lançar as bases para uma futura valorização monetária do mesmo que beneficie os proprietários que realizem uma gestão responsável destes sistemas e contribua por exemplo para os objetivos de restauro até 2030 lançado pelas Nações Unidas.

Este tipo de estudo deveria ser replicado a outras tipologias de rios e alargado a outras componentes, como o caso da componente radicular. Um maior número de dados de campo, comparáveis entre si, poderia servir para calibração e validação de modelos que permitissem obter as estimativas de carbono através de técnicas de deteção remota, o que permitiria a obtenção dos *stocks* de carbono para escalas espaciais mais alargadas (e.g. nível regional). Estes modelos poderiam ainda ser úteis aos gestores florestais ou entidades governamentais para obtenção dos incrementos anuais de carbono que serviriam de base para uma remuneração de um serviço dos ecossistemas, promoção das boas práticas florestais e contributo no sentido de atingir a neutralidade carbónica.

Esta tese permitiu ainda concluir que é a componente arbórea a que mais contribui (com valores de até 85%) para o total do reservatório de carbono acumulado no sistema ripário. Foi observada baixa variabilidade no *stock* de carbono do solo (até 20 cm de profundidade), relacionado provavelmente com as características morfológicas do rio e elevada variabilidade para os *stocks* de carbono da componente aérea e da folhada, dependendo da densidade, da dimensão da vegetação e do estágio de sucessão das diferentes espécies presentes na galeria em estudo. Para estas duas componentes e nestes ecossistemas, poderia ser benéfico uma amostragem de maior frequência que apanhe os diferentes períodos durante o ano e uma amostragem de solo a maior profundidade. Estas amostragens poderiam trazer conclusões mais robustas e provavelmente atingir valores estimados de carbono mais elevados.

A The Navigator Company pretende atingir a neutralidade carbónica até 2035. A contabilização do carbono armazenado nas florestas ripícolas e o seu incremento anual, assim como o desenvolvimento de ações de conservação de galerias ribeirinhas como prioridade no plano de restauro, poderão ser um contributo para atingir este objetivo ambicioso. Dybala et al., 2018 refere que nos primeiros 10 anos pós-restauro, (promoção da regeneração natural ou plantação dependendo das condições locais), há um rápido aumento do *stock* de carbono.

Esta tese providenciou bases para avaliação do sequestro de carbono em galerias ribeirinhas típicas da região do Mediterrâneo (Portugal) um importante serviço de ecossistema para a mitigação dos efeitos das alterações climáticas.

6. Referências bibliográficas

Aalde, H., Gonzalez, p., Gytarsky, M., Krug, T., Kurz, W., Ogle, S., Raison, J., Schoene, D., Ravindranath, N.H., Elhassan, N., Heath, L., Higuchi, N. Kainja, S., Matsumoto, M., Sánchez, M., Somogyi, Z., (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.

Bi, H., John, T., Lambert, M., (2004). Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees*, 18: 467–479.

Bogdan, S., Šporčić, M., Seletkovic, A., Ivankovic, M., (2009). Biomass production of Common Alder (*Alnus glutinosa*/L./Gaertn.) in pure Plantations and Mixed Plantations with Willow clones (*Salix* sp.) in Croatia. *Croat. j. for eng.*, 30, 2:99-112.

Boix-Fayos, C., De Vente, J., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., (2009). Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133: 75–85.

Brahim, M., Gavaland, A., Cabanettes, A., (2000). Generalized Allometric Regression to Estimate Biomass of *Populus* in Short-rotation Coppice. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15:2, 171-176.

Cartisano, R., Mattioli, W., Corona, P., Mugnozza, G., Sabatti, M., Ferrari, B., Cimini, D., Giuliarelli, D., (2013). Assessing and mapping biomass potential productivity from poplar-dominated riparian forests: A case study. *Biomass and Bioenergy*, Volume 54: 293-302.

Cierjacks, A., Kleinschmit, B., Babinsky, M., Kleinschroth, F., Markert, A., Menzel, M., Ziechmann, U., Schiller, T., Graf, M., Lang, F., (2010). Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 173: 644–653.

Correia, A. C., Tomé, M., Pacheco, C. A., Faias, S., Dias, A. C., Freire, J., Carvalho, P. O., Pereira, J. S., (2010). Biomass allometry and carbon factors for a Mediterranean pine (*Pinus pinea* L.). *Portugal. Forest systems*, 19 (3), 418-433. ISSN: 1131-7965.

Correia, A.C., Costa e Silva, F., Dubbert, M., Piayda, A., Pereira J.S., (2016). Severe dry winter affects plant phenology and carbon balance of a cork oak woodland understorey. *Acta Oecologica*.

De Marco, A., Fioretto, A., Giordano, M., Innangi, M., Menta, C., Papa, S., Virzo De Santo, A., (2016). C Stocks in Forest Floor and Mineral Soil of Two Mediterranean Beech Forests. *Forests*.

De Vries, W., Reinds, G., Gundersen, P., Sterba, H., (2006). The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology*. 12: 1151–1173.

Dwire, K.A., Kauffman, B., Brookshire, J., Baham, J., (2004). Plant Biomass and Species Composition Along an Environmental Gradient in Montane Riparian Meadows. *Oecologia*, 139(2):309-17.

Dybala, KE, Matzek, V., Gardali, T., Seavy, N., (2019). Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. *Glob Change Biol.* 25:57–67.

Fernández-Romero, M., Lozano-García, B., Parras-Alcántara, L., Collins, C., Clark, J., (2014). Effects of Land Management on Different Forms of Soil Carbon in Olive Groves in Mediterranean Areas. *Land Degradation and Development.* 27 Ed. 4 : 1186-1195.

Filippi, A., Güneralp, I., Randall, J., (2014) Hyperspectral remote sensing of aboveground biomass on a river meander bend using multivariate adaptive regression splines and stochastic gradient boosting. *Remote Sensing Letters*, 5:5, 432-441.

Garrastazú, M., Mendonça, S., Horokoski, T., Cardoso, D., Rosot, M., Nimmo, E., Lacerda, A., (2015). Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. *Land Use Policy*, 42: 329–339.

Giese, L., Aust, W., Kolka, R., Trettin, C., (2003). Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 180: 493-508.

Güneralp, I., Filippi, A., Randall, J., (2014). Estimation of floodplain aboveground biomass using multispectral remote sensing and nonparametric modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33: 119–126.

Hughes, M. K., (1971). Tree biocontent net production and litterfall in a deciduous woodland. *Oikos* 22: 62-73.

Innangi, M., Danise, T., d'Alessandro, F., Curcio, E., Fioretto, A., (2017). Dynamics of Organic Matter in Leaf Litter and Topsoil within an Italian Alder (*Alnus cordata* (Loisel.) Desf.) Ecosystem. *Forests*, 8, 240.

Innangi, M., d'Alessandro, F., Fioretto, A., Di Febbraro, M., (2015). Modeling distribution of Mediterranean beech forests and soil carbon stock under climate change scenarios. *Climate Research.* 66:25-36.

Johansson, T., (1999). Biomass equations for determining fractions of common and grey alders growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass and Bioenergy*, 18 147-159.

Johansson, T., (2000). Dry matter amounts and increment in 21- to 91-year-old common alder and grey alder and some practical implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(11):1679-1690.

Jucker, T., Caspersen, J., Chave, J., Antin, C., Barbier, N., Bongers, F., Dalponte, M., Ewijk, K., Forrester, D., Haeni, M., Higgins, S., Holdaway, R., Iida, Y., Lorimer, C., Marshall, P., Momo, S., Moncrieff, G., Ploton, P., Poorter, L., Rahman, K., Schlund, M., Sonké, B., Sterck, F., Trugman, A., Usoltsev, V., Vanderwel, M., Waldner, P., Wedeux, B., Wirth, C., Wöll, H., Woods, M., Xiang, W., Zimmermann, N., Coomes, D., (2017). Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. *Glob Change Biol*, 23: 177–190.

Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220:242–258.

Laureysens, I., Bogaert, J., Blust, R., Ceulemans, R., (2004). Biomass production of 17 poplar clones in a short-rotation coppice culture on a waste disposal site and its relation to soil characteristics. *Forest Ecology and Management*, 187:295–309.

Mendez-Estrella, Romo-Leon, J., Castellanos, A., (2017). Mapping Changes in Carbon Storage and Productivity Services Provided by Riparian Ecosystems of Semi-Arid Environments in Northwestern Mexico. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 6, 298.

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., (2005). Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid.

Nair, P.K., (2011). Methodological Challenges in Estimating Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. *Advances in Agroforestry*, 8:3-16.

Pérez-Corona, M., Pérez Hernández, M., de Castro, F., (2006). Decomposition of Alder, Ash, and Poplar Litter in a Mediterranean Riverine Area. *Communications in Soil Science and*

Plant Analysis. 37:7-8, 1111-1125.

Rieger, I., Kowarik, I., Cierjacks, A., (2015). Drivers of carbon sequestration by biomass compartment of riparian forests. *Ecosphere*, 6(10):185.

Ruiz-Peinado, R., Montero, G., del Rio, M., (2012). Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems*, 21(1): 42-52.

Suchenwirth, L., Förster, M., Cierjacks, A., Lang, F., Kleinschmit, B., (2012). Knowledge based classification of remote sensing data for the estimation of below and above ground organic carbon stocks in riparian forests. *Wetlands Ecology and Management*, 20: 151-163.

Soares, P., Pina, J., Oliveira, N., Tomé, M., (2016). The cultural landscape of Sintra, a UNESCO World Heritage Site — The balance between forest restoration and carbon stock. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20:358–364.

Sutfin, N., Wohl, E., Dwire, K., (2016) Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surf. Process. Landforms*, 41, 38–60.

Temperton, V., Grayston, S., Jackson, G., Barton, C., Millard, P., Whenua, M., Jarvis, P., (2003). Effects of elevated carbon dioxide concentration on growth and nitrogen fixation in *Alnus glutinosa* in a long-term field experiment. *Tree Physiology*. 23, 1051–1059.

Vande Walle, I., Camp, N., Van de Castele, L., Verheyen, K., Lemeur, R., (2007). Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders (Belgium) I—Biomass production after 4 years of tree growth. *Biomass and Bioenergy*, 31:267–275.

Verwijst, T., Telenius, B., (1999). Biomass estimation procedures in short rotation forestry. *Forest Ecology and Management*, 121:137-146.

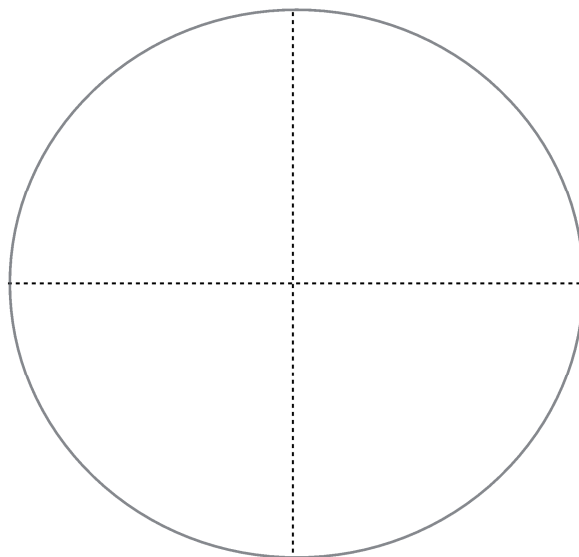
Anexos

Anexo 1 - *Field Sheet RipCarbon* e Ficha para amostra destrutiva para construção de equações alométricas para o *Salix salviifolia*

Code:	Date (dd/mm/yyyy):
Coordinates GPS (Centre):	Error:
Surveyors:	
Riparian forest type:	
River/basin:	Margin (left/right):
Radius (m):	Plot area (m²):
Parcel type:	
Channel width (m):	Riparian width (m):
Photo(s)/location:	
Observations:	

Species	DBH1 (cm)	DBH2 (cm)	Height (m)	Azimuth	Distance	Notes

Scheme of the plot:



Species	DBH1 (cm)	DBH2 (cm)	Height (m)	Azimuth	Notes

