

# HET POTENTIEEL VAN HOUTKANTEN VOOR KOOLSTOFOPSLAG IN AGROFORESTRY-SYSTEMEN

Robbe De Waele

Studentennummer: 01805791

Promotoren: prof. dr. ir. Kris Verheyen, dr. ir. Paul Pardon

Tutor: dr. ir. Paul Pardon

Masterproef voorgelegd voor het behalen van de graad Master of Science in de Bio-ingenieurswetenschappen: Bos- en natuurbeheer

Academiejaar: 2022 – 2023

*De auteur en promotor geven de toelating deze scriptie voor consultatie beschikbaar te stellen en delen ervan te kopiëren voor persoonlijk gebruik. Elk ander gebruik valt onder de beperkingen van het auteursrecht, in het bijzonder met betrekking tot de verplichting uitdrukkelijk de bron te vermelden bij het aanhalen van resultaten uit deze scriptie.*

Gent, 9 juni 2023

The promotors,

The author,

prof. dr. ir. Kris Verheyen

Robbe De Waele

dr. ir. Paul Pardon

# DANKWOORD

Eerst en vooral zou ik graag mijn promotoren prof. dr. ir. Kris Verheyen en dr. ir Paul Pardon willen bedanken voor hun belangrijke bijdrage aan deze thesis. Hun inzichten in het vak zijn enorm groot en hebben mij veel bijgebracht over het onderwerp. Verder zou ik prof. dr. ir. Kris Verheyen willen bedanken voor de drie mooie jaren die ik heb meegemaakt als bos- en natuurstudent. Zijn passie voor het vak en als professor hebben mij als student enorm gemotiveerd om kennis rond al deze onderwerpen te vergaren.

Verder zou ik iedereen die mij geholpen heeft bij het verwerken van de data willen bedanken. Bedankt aan Luc Willems van het ForNaLab om altijd direct mijn vragen te beantwoorden en voor het drogen van de monsterstalen. Bedank aan Geert De Smet van het ILVO om op elk moment paraat te staan om mij te helpen met het drogen van de bladeren. Een speciale bedanking is nodig voor Tom Verhelst, Louise Terryn en Barbara D'hont. Al hun kennis heeft mij enorm hard geholpen voor de verwerking van de LiDAR-beelden. Tom heeft voor alles wel een scriptje klaarstaan dat hij graag deelt en mij zo veel tijd heeft bespaard. Louise haar package voor het verwerken van QSM's heeft ervoor gezorgd dat ik alles direct op de juiste manier kon doen. Barbara heeft mij tot in de puntjes uitgelegd hoe ik de perfecte scans kon maken.

Verder zou ik alle landeigenaars willen bedanken omdat ik mijn bloempotten mocht plaatsen op hun terreinen.

Bedankt aan iedereen die mijn thesis nagelezen heeft en bedankt aan iedereen die direct of indirect geholpen heeft bij deze thesis.

# INHOUDSOPGAVE

<b>Dankwoord</b>	<b>i</b>
<b>Inhoudsopgave</b>	<b>ii</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>iv</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>1</b>
<b>2 Literatuurstudie</b>	<b>3</b>
2.1 Agroforestry . . . . .	3
2.1.1 Wat is het? . . . . .	3
2.1.2 Indeling van agroforestry . . . . .	4
2.1.3 Voordelen van agroforestry . . . . .	4
2.1.4 Nadelen van agroforestry . . . . .	5
2.1.5 Huidige toestand van agroforestry in Vlaanderen . . . . .	5
2.2 Koolstofopslag . . . . .	8
2.2.1 De koolstofcyclus . . . . .	8
2.2.2 Koolstof in cijfers . . . . .	10
2.3 Groeicurves . . . . .	14
2.3.1 Groeicurves . . . . .	14
2.3.2 Verschil tussen bomen in bossen en in houtkanten . . . . .	15
2.3.3 Bladval . . . . .	15
<b>3 Materiaal en methoden</b>	<b>17</b>
3.1 Perceelselectie . . . . .	17
3.2 Boomeigenschappen . . . . .	19
3.2.1 Biomassa . . . . .	19
3.2.2 Bladvalmetingen . . . . .	24
3.3 Bodemeigenschappen . . . . .	27
3.3.1 Bodemkoolstofgehalte . . . . .	27
3.3.2 Bodemdichtheid . . . . .	28
3.3.3 Totale koolstof in de bodem . . . . .	29



<b>4 Resultaten</b>	<b>30</b>
4.1 Biomassabepaling . . . . .	30
4.1.1 LiDAR-scans en QSM's . . . . .	30
4.1.2 Volume . . . . .	32
4.1.3 Biomassa . . . . .	34
4.2 Bladval . . . . .	34
4.3 Bodem . . . . .	36
4.3.1 Bodemkoolstofgehalte . . . . .	36
4.3.2 Bodemdichtheid . . . . .	37
4.3.3 Totale koolstof in de bodem . . . . .	38
4.3.4 Relatie tussen volumes, bladeren en bodem . . . . .	41
<b>5 Discussie</b>	<b>42</b>
5.1 Biomassabepaling . . . . .	42
5.1.1 LiDAR-scans en QSM's . . . . .	42
5.1.2 Volume . . . . .	43
5.1.3 Biomassa . . . . .	44
5.2 Bladval . . . . .	45
5.3 Bodem . . . . .	46
5.3.1 Bodemkoolstofgehalte . . . . .	46
5.3.2 Bodemdichtheid . . . . .	47
5.3.3 Totale koolstof in de bodem . . . . .	47
5.3.4 Relatie tussen boomvolumes, bladval en bodemkoolstof . . . . .	48
<b>6 Conclusie</b>	<b>49</b>
<b>Bibliografie</b>	<b>51</b>
<b>Bijlage A Houtkantfiches</b>	<b>56</b>
<b>Bijlage B Soortspecifieke houtdensiteiten</b>	<b>67</b>
<b>Bijlage C Modeloutputs</b>	<b>68</b>

# SAMENVATTING

Houtkanten hebben een groot potentieel voor het leveren van verschillende ecosystemendiensten. Eén van de belangrijke diensten in het kader van klimaatverandering is koolstofopslag. Houtkanten slaan koolstof op in biomassa, maar zorgen via bladval ook voor extra koolstofinputs in de bodem van naburige percelen. Het bepalen van deze biomassa is echter nog een probleem in veel situaties. Momenteel wordt voornamelijk vertrouwd op allometrische relaties op basis van de diameter op borsthoogte, maar dit zijn doorgaans sterke vereenvoudigingen. Om die reden wordt in deze studie in detail onderzocht wat de invloed van houtkanten is op de koolstofopslag in landbouwgebied. Om af te stappen van de allometrische relaties wordt hierbij gebruik gemaakt van terrestrische LiDAR. De bovengrondse biomassa, de bladval, het koolstofgehalte in de bodem en de bodemdichtheid worden gemeten voor tien geselecteerde houtkanten in het Rodeland-gebied. De resultaten van de LiDAR-scans tonen aan dat de werkelijke volumes van bomen veel groter zijn dan de allometrische relaties aangeven. Deze stijging is voornamelijk te danken aan de takken die in deze studie wel meegenomen worden. De totale koolstof in de biomassa is hierdoor een stuk hoger dan aangegeven in de literatuur. Het bladvalmodel dat opgesteld wordt, komt vrij goed overeen met de bestaande bladvalmodellen. Onder de bomen van de houtkant is het koolstofgehalte het hoogst en de bodemdichtheid het laagst. Het positieve effect van houtkanten op de koolstofopslag wordt in deze studie bevestigd, mede dankzij LiDAR dat in de toekomst nog meer tot zijn recht zal komen.

# HOOFDSTUK 1

## INLEIDING

Houtkanten (en andere boomstructuren) zijn de laatste jaren meer onder de aandacht gekomen voor onderzoek. In deze studie wordt een houtkant beschouwd als een bomenrij (met eventuele ondergroei van struiken of verjonging) van maximaal drie rijen breed zonder beperkingen te stellen op hoogte of soortensamenstelling. Deze structuren leveren een heel pallet aan diensten, gaande van ecologisch tot economisch. Eén van deze diensten is koolstofopslag. Koolstofopslag is in de wetenschap een 'hot topic' aangezien het een belangrijk proces is voor mitigatie van klimaatverandering. De bomen slaan koolstof op in hun bovengrondse en ondergrondse biomassa. Naast hun eigen biomassa zorgen deze houtkanten voor extra koolstof in de bodem via onder meer bladval en wortelgroei. In veel verschillende landen wordt daarom massaal ingezet op het aanplanten van bossen, maar ook houtkanten kunnen een sterke rol in dit verhaal spelen. Houtkanten komen in verschillende contexten voor, in deze studie wordt echter specifiek gekeken naar houtkanten in landbouwgebied waardoor het als agroforestry beschouwd wordt. De structuren zijn vaak aangeplant tussen velden en akkers van verschillende eigenaars als scheidingslijn en/of hebben een economische/ecologische functie.

De keuze om in landbouwgebied te werken zorgt ervoor dat de vergelijking kan gemaakt worden met CARAT. De CARbon sequestration Agroforestry Tool (CARAT) maakte recent zijn intrede in het koolstofopslag-verhaal van agroforestry. De tool werd ontwikkeld door onderzoekers van ForNaLab, ILVO en de bodemkundige dienst van België en heeft als doel de koolstofopslag van agroforestrypercelen te kwantificeren. Daarbij worden verschillende aspecten van de koolstofcyclus en de daaruit resulterende koolstofopslag bij elkaar samen gebracht. Zo wordt de biomassa gekwantificeerd aan de hand van allometrische relaties op basis van de diameter op borsthoogte van de bomen (Vanneste et al., 2022). De allometrische relaties worden opgesteld per boomsoort en bekomen uit de literatuur via verschillende bronnen. Veel van deze allometrische relaties zijn afgeleid uit een studie rond urbane bomen (McPherson et al., 2016). Het model van Ferrari en Sugita (1996) wordt in CARAT gebruikt om een voorspelling te doen waar de bladval van de agroforestry-systemen terecht komt. Dit is echter een relatief oud model dat enkel gebaseerd is op basis van de diameter op borsthoogte en enkele soortspecifieke boomparameters. De tool kan voor 19 verschillende boomsoorten de bladval voorspellen. De benodigde parameters voor het bladvalmodel zijn echter afgeleid uit een studie die plaatsvond in Japan (Ishihara en Hiura, 2011). Aangezien enkel met afgeleide parameters gewerkt wordt, kan gesproken worden van een gat in de kennis voor gebruikte bomen van België.

Zoals hierboven vermeld worden de boomvolumes bepaald via allometrische relaties. De relaties zijn sterke veralgemeningen van structuren die in veel situaties anders groeien. Veel van deze allometrische relaties zijn bekomen bij studies in urbane zones. Dit is een andere situatie dan waarin de houtkanten van deze studie zich bevinden. Eenzelfde boomsoort kan verschillende groeivormen hebben. Zo kunnen bomen in houtkanten voorkomen als solitaire grote bomen, in rijen, als knotboom etc. Deze verschillende situaties geven een verschillende groei van de boom aan waardoor de allometrische relaties zeer specifiek moeten zijn voor bepaalde situaties. Schietwilgen (*Salix alba*) komen in agroforestry-percelen bijvoorbeeld vaak voor als knotboom of als volgroeide bomen. Per boomsoort wordt in CARAT slechts één allometrische relatie beschouwd.

Om niet te hoeven vertrouwen op allometrische relaties, wordt in deze studie vertrouwd op eigen bekomen data. Het potentieel van terrestrische LiDAR voor het bepalen van de bovengrondse biomassa wordt hierbij getest bij houtkanten. LiDAR is een techniek die vele toepassingen kent en de laatste jaren een stijging in gebruik voor bossen meemaakt. In deze studie worden tien houtkanten met een verschillende structuur geselecteerd om verder onderzoek op te verrichten. De geselecteerde houtkanten worden gescand waardoor getracht wordt het exacte volume van de bomen te bepalen. Om het bladvalmodel dat gebruikt wordt in CARAT te verifiëren en onderbouwen voor houtkanten, worden bladvalmetingen verricht. Deze bladvalmetingen worden gebruikt om zelf een model op te stellen en vervolgens te vergelijken met het gebruikte model van CARAT. Het effect van houtkanten op de bodemkoolstof wordt gekwantificeerd via bodemstalen om het koolstofgehalte te bepalen en via metingen van de bodemdichtheid. Met de bodemgegevens wordt vervolgens een model opgesteld dat de totale bodemkoolstof zal voorspellen.

Deze studie kent verschillende doelen. Het overkoepelende doel is het inschatten van het potentieel van agroforestry voor koolstofopslag in landbouwgebied. Dit gebeurt door de bovengrondse biomassa te bepalen via LiDAR en de bodemkoolstof via bodemmetingen. Een volgend doel is nagaan of terrestrische LiDAR een grote meerwaarde kan zijn in het onderzoek naar het bepalen van de biomassa van houtkanten. Er wordt getracht om een relatie te vinden tussen de volumes, bladval en bodemkoolstof. Vervolgens wordt in de studie een model opgesteld voor zowel de bladval als de totale bodemkoolstof. Het bladvalmodel wordt vergeleken met het model dat gebruikt wordt in CARAT. Een laatste doel van deze studie is het uitbreiden van CARAT voor houtkanten via de bekomen data.

De hypothese voor deze studie is dat houtkanten een hoge koolstofopslag zullen hebben in hun biomassa. Er wordt verondersteld dat de bladeren van de houtkant zullen zorgen voor een lichte toename in totale bodemkoolstof. De hypothese voor het werken met LiDAR is dat de resultaten afhankelijk zullen zijn van de houtkant. Houtkanten waarbij de bomen relatief ver uit elkaar staan, zullen goed resultaten leveren. Houtkanten met veel struiken en kronen die in elkaar groeien zullen problemen geven bij het scannen. Er wordt verondersteld dat het bladvalmodel in grote lijnen overeenkomt met het model dat in CARAT gebruikt wordt.

## HOOFDSTUK 2

# LITERATUURSTUDIE

## 2.1 Agroforestry

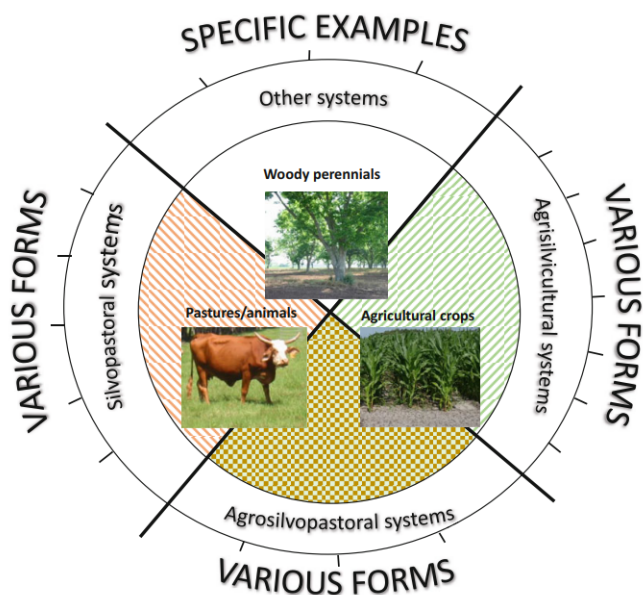
### 2.1.1 Wat is het?

'Agroforestry is de combinatie van landbouw en bosbouw' zou een zeer eenvoudige definitie zijn, maar deze eenvoud is alles behalve de realiteit. Agroforestry is een begrip dat in het midden van de 20<sup>ste</sup> eeuw geïntroduceerd werd, maar in de praktijk al eeuwen tot millennia plaatsvindt (Van Acker, 2022). De oudste aanwijzingen dateren van 10 000 v.C. en bestonden uit combinaties van bomen en vishouderijen in tropische tuinen (Nair et al., 2021). In Europa dateert de oudste bron over agroforestry van 4.000 v.C. waarbij vee in het bos werd losgelaten om zich te voeden op de kruidlaag en de verjonging van bomen (Mosquera-Losada et al., 2012). In de verdere evolutie van de mensheid ontstonden steeds meer vormen van agroforestry. De uiteindelijke introductie van de term 'agroforestry' gebeurde in 1977 bij de oprichting van 'The International Centre for Research in Agroforestry' (ICRAF) (Nair et al., 2021). ICRAF heeft recent een fusie ondergaan met 'The Center for International Forestry Research' (CIFOR) om zo tot een nieuwe organisatie te komen: CIFOR-ICRAF (CIFOR, 2022). Het is een organisatie die zich inzet voor het verspreiden van informatie over agroforestry, het leveren van bewijzen over het positief nut van bomen in landbouwgebied en het toepassen van deze bewijzen (CIFOR-ICRAF, 2023a).

De definitie volgens CIFOR-ICRAF luidt: *'agroforestry is an agroecological approach that involves farmers, livestock, trees and forests at multiple scales - including trees on farms, farming in forests and at forest margins and tree-crop production. It leverages the ability of trees to store carbon, draw water and nutrients from soil, shelter biodiversity, build soil organic matter and carbon, and record climate history'* (CIFOR-ICRAF, 2023b). In deze definitie worden de verschillende aspecten van agroforestry aangehaald alsook enkele voordelen die het met zich meebrengt. In de Vlaamse wetteksten wordt volgende definitie gehanteerd: 'onder agroforestry wordt verstaan het grondgebruik waarbij de teelt van bomen wordt gecombineerd met landbouw op dezelfde grond' (Vlaamse Regering, 2016). Deze definitie is duidelijk een stuk korter en veel algemener. Tenslotte is de definitie van 'The Food and Agriculture Organization of the United Nations' (FAO) een zeer uitgebreide definitie waar een ruime beschrijving van agroforestry gegeven wordt samen met een opdeling ervan (FAO, 2015). Zo bestaat een heel spectrum van definities voor agroforestry die van zeer algemeen tot zeer diepgaand gaan. Welke definitie het beste gebruikt wordt, is situatiespecifiek en moet per afzonderlijke casus bepaald worden.

### 2.1.2 Indeling van agroforestry

Niet elke vorm van agroforestry is hetzelfde. Een klassieke manier om de verschillende vormen onder te verdelen zijn volgende vier groepen: silviculturele systemen, silvopastorale systemen, agrosilvopastorale systemen en andere systemen (Figuur 2.1) (Nair et al., 2021). Deze onderverdeling is gebaseerd op drie elementen: gewassen, bomen en dieren. Silvicultureel refereert naar de combinatie van gewassen met bomen, waarvan 'alley cropping' één van de meer bekende gebruiksvormen is (Reubens et al., 2019). Bij deze praktijk worden bomenrijen op bepaalde afstanden van elkaar geplaatst en worden tussen de bomenrijen gewassen geteeld (Kang, 1997). Bij silvopastorale systemen staan de dieren en bomen centraal. Voorbeelden zijn begrazing in bossen en fruitbomen op kippenuitloopweides. Agrosilvopastorale agroforestry is een combinatie van de drie elementen (dier, gewas en bomen) maar komt vaker voor in de tropen dan in Vlaanderen. Een 'homegarden' is een typisch voorbeeld waarbij gewassen gekweekt worden onder bomen en dieren zich door deze structuren heen bewegen (Van Acker, 2022). Systemen die tot geen van bovenstaande groepen behoren, worden onder 'andere systemen' geïnclassificeerd..



Figuur 2.1: Indeling van verschillende agroforestry-systemen op basis van de componenten die ze bevatten (Nair et al., 2021)

### 2.1.3 Voordelen van agroforestry

Agroforestry heeft het potentieel om veel verschillende ecosysteemdiensten aan te bieden in een milieu dat voornamelijk gericht is op productiviteit (McAdam et al., 2009). In deze studie ligt de focus op de ecosysteemdienst 'koolstofopslag', maar enkele andere diensten worden toch meegegeven vanwege hun grote belang. Biodiversiteit is een zeer actueel thema en één van de belangrijke ecosysteemdiensten van agroforestry. Agroforestry-systemen hebben algemeen een hogere biodiversiteit dan monoculturen (Udawatta et al., 2019). De toename van biodiversiteit door agroforestry is onder meer te danken aan

een toegenomen aantal niches en het meer permanente karakter van de houtige structuren in vergelijking met bijvoorbeeld éénjarige teelten. Buiten biodiversiteit inbrengen in het landschap kan agroforestry nog een economische factor hebben. Zo kan het hout van de bomen gebruikt of verkocht worden als energiebron (Lamerre et al., 2014). Verschillende inkomstbronnen van eenzelfde stuk land zorgen tevens voor risicospreiding voor de landeigenaar. Verschillende boomsoorten hebben eetbare delen voor zowel dieren als mensen. Tenslotte produceren dieren dierlijke producten zoals melk en eieren waardoor agroforestry bijdraagt tot de voedselvoorziening (Xu et al., 2019).

### 2.1.4 Nadelen van agroforestry

Ondanks alle voordelen die agroforestry te bieden heeft, zijn vrij veel landeigenaars sceptisch tegenover het concept. Het plaatsen van bomen naast akkers kan voor licht-, water- en nutriëntencompetitie tussen bomen en gewas zorgen. Deze competitie heeft een nadelig effect op de productiviteit van de gewassen die dicht bij de bomen groeien. De oogst van gewassen kan tot 29 % dalen tot op een afstand van twee keer de hoogte van een houtkant (Van Vooren et al., 2018). Vanaf twee tot 20 keer de hoogte van de houtkant neemt de oogst echter toe met 6 % in vergelijking met de situatie zonder houtkant. Anderzijds is het duizendkorrelgewicht van de gewassen groter het dichtst bij de houtkant (Van Vooren et al., 2018). Om het nadelige effect van competitie tegen te gaan, kan voor boomsoorten gekozen worden die diep wortelen en zo zelfs extra nutriënten in het systeem ter beschikking stellen via hun bladval. De lichtcompetitie kan getemperd worden door gebruik te maken van bomen met een relatief ijl bladerdek dat het licht vrij goed doorlaat.

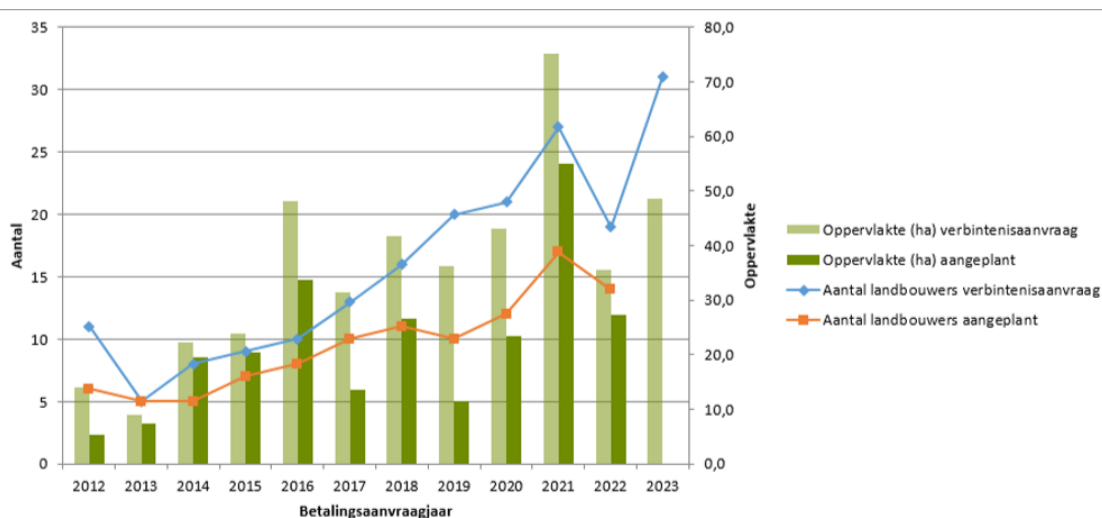
Een ander groot struikelpunt voor landbouwers is de extra arbeid die ze moeten verrichten voor het onderhoud. Het onderhouden van bijvoorbeeld houtkanten neemt tijd in beslag die ze vaak niet hebben. Hiervoor zijn echter beheerovereenkomsten verkrijgbaar bij de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) waardoor landeigenaars een vergoeding krijgen voor het onderhouden van deze elementen (Vlaamse Landmaatschappij, 2022b). Enkele vormen van agroforestry vragen gespecialiseerde mechanische werktuigen die niet goedkoop zijn. In bepaalde gevallen kunnen deze machines gehuurd worden bij verschillende organisaties.

### 2.1.5 Huidige toestand van agroforestry in Vlaanderen

Agroforestry bestaat al decennia in Vlaanderen maar komt de laatste jaren meer onder de aandacht in onderzoek. Deze toename is onder andere te danken aan organisaties die actief bezig zijn met het promoten van agroforestry bij landbouwers. Onder meer het Consortium Agroforestry Vlaanderen en Boerenatuur zetten sterk in op het informeren, activeren en ondersteunen van boeren die overwegen om agroforestry te implementeren (boerenatuur, 2023). Dit gebeurt in vele vormen waaronder workshops, demonstratiemomenten en lezingen (Provincie Oost-Vlaanderen, 2022).

Een andere motivatie voor het toepassen van agroforestry is de financiële ondersteuning van de Vlaamse Overheid, waaronder de beheerovereenkomsten die hierboven vermeld worden. Een ander voorbeeld is de boslandbouwsubsidie waarbij 75 % van de kosten voor het aanplanten van bomen terugbetaald wordt (Vlaamse Regering, 2014). Door de terugbetaling van het grootste deel van de kosten worden de landbouwers gestimuleerd tot het planten van bomen. Deze subsidies zijn echter niet altijd toepasbaar aangezien er beperkingen zijn op het maximaal aantal bomen per hectare dat terugbetaald wordt (Vlaamse Regering, 2014). Volgens artikel 4 van dit besluit zijn dit minimum 30 en maximaal 200 bomen per hectare. Dit kan een beperking zijn voor bepaalde vormen van agroforestry waarbij bijvoorbeeld hakhout wordt gebruikt en meer bomen per hectare nodig zijn om economisch rendabel te zijn voor de landbouwer.

In het VLAIO-project 'Agroforestry in Vlaanderen' hebben verschillende partners onderzoek verricht naar de huidige situatie van agroforestry in Vlaanderen. Hierbij wordt de situatie zo goed mogelijk cijfermatig in kaart gebracht. Sinds 2012 werd een oppervlakte van ongeveer 243.7 ha agroforestry aangelegd met behulp van de subsidie (B. Reubens, persoonlijke communicatie, 05/03/2023). Deze volledige oppervlakte is verspreid over 105 bedrijven. Eén van de interessante bevindingen is dat veel van de aanvragen uiteindelijk niet resulteren in het effectief planten van de bomen (Figuur 2.2). Verschillende redenen zoals het geen toestemming hebben van de landeigenaar, het financieel niet aankunnen en het nog extra willen verbeteren van de plannen zijn hiervan de oorzaak (Reubens et al., 2019).



Figuur 2.2: Evolutie van agroforestry sinds 2012. Gegevens over de aangevraagde en geplante oppervlakte en het aantal boeren dat deze aanvragen indienden (B. Reubens, persoonlijke communicatie, 05/03/2023).

Een belangrijke kanttekening die bij deze cijfers gemaakt moet worden, is dat deze cijfers enkel gebaseerd zijn op de aangeplante agroforestrypercelen via de boslandbouwsubsidie. Houtkanten die een oppervlakte hebben kleiner dan 0.5 hectare worden hierdoor niet vertegenwoordigd in deze cijfers.

Door het grote potentieel van deze structuren voor het mitigeren van klimaatverandering en hun positieve effect op biodiversiteit, is de aandacht voor agroforestrysystemen de laatste jaren gestegen. Zo is in 2022 het 'houtkantenplan' van de VLM opgestart dat de huidige houtkanten in Vlaanderen wil herstel-



len en nieuwe houtkanten wilt aanplanten (Vlaamse Landmaatschappij, 2022a). De totale oppervlakte aan houtkanten van dit project is echter nog niet geweten. Enkele extra gegevens zijn beschikbaar via verschillende informatiebronnen.

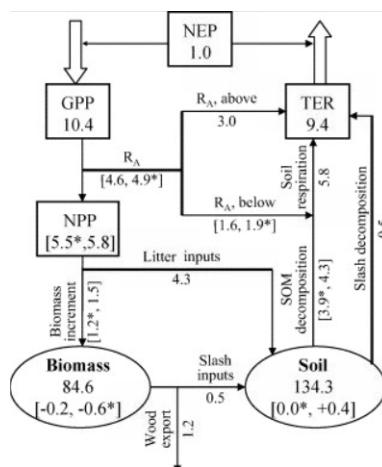
Zo is in een studie in landbouwgebied van de provincie Antwerpen aangetoond dat gemiddeld 24.2 m/ha aan houtkanten en bomenrijen aanwezig is (Van Den Berge, 2021). De eenheid m/ha is een andere eenheid dan ha die gebruikt kan worden in studies rond houtkanten. De cijfers uit de studie kunnen echter niet zonder meer geëxtrapoleerd worden naar Vlaanderen aangezien de variatie te groot is. Zo worden voor twee gemeentes in Antwerpen, Turnhout en Meerhout, respectievelijk de waarden 17.3 m/ha en 65.6 m/ha bekomen (Van Den Berge, 2021). Net zoals de variatie tussen gemeentes is een variatie tussen provincies prominent aanwezig. Deze waarden geven echter wel een beeld van de grootte-orde aan het voorkomen van houtkanten in Vlaanderen.

De VLM had in 2022 198 houtkanten in beheerovereenkomst met een totale oppervlakte van 14 ha (K. Michiel, persoonlijke communicatie, 27/04/2023). Naast de VLM zet de organisatie 'Regionale Landschappen' zich in voor onder andere het aanplanten van houtkanten. In 2021 heeft deze organisatie 111.956 m<sup>2</sup> aan houtkanten aangelegd, onderhouden of hersteld (Regionale Landschappen, 2022). Zelfs met de bovenstaande gegevens ontbreekt nog steeds een groot deel van de informatie rond de totale oppervlakte aan houtkanten.

## 2.2 Koolstofopslag

### 2.2.1 De koolstofcyclus

Het element koolstof is één van de belangrijkste elementen in de levende natuur. De koolstofcyclus toont waar het element voorkomt in ecosystemen (Figuur 2.3). Deze cyclus toont de verschillende vormen, fluxen en reservoirs van koolstof. Er kan gesproken worden over koolstofsequestratie en koolstofopslag. Deze twee termen hebben veel gemeenschappelijk maar hebben toch beduidende verschillen. Koolstofsequestratie is een flux met als eenheid  $\text{ton C ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ . Het is het proces waarbij  $\text{CO}_2$  vanuit de lucht vastgelegd wordt in biomassa. Koolstofopslag daarentegen is een voorraad die uitgedrukt wordt in  $\text{ton C ha}^{-1}$ .

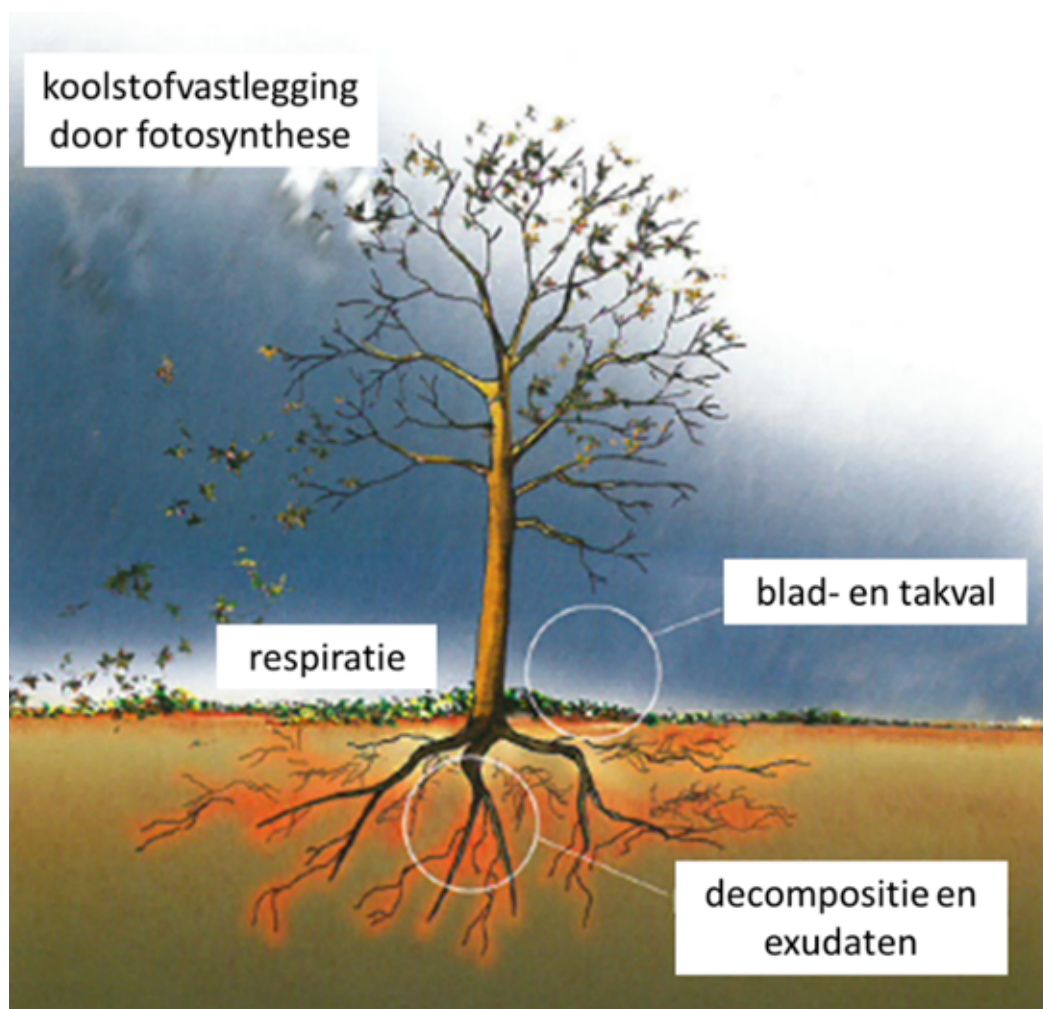


Figuur 2.3: Koolstofcyclus met weergegeven fluxen in een gematigd bos. De gegeven waarden worden uitgedrukt in ton C per ha per jaar. De waarden met een \* zijn deze waarden die berekend zijn via tabellen terwijl de waarden zonder \* bepaald zijn via metingen. Afkortingen: NEP, net ecosystem production; GPP, gross primary production; TER, total ecosystem respiration; NPP, net primary production;  $R_A$ , autotrophic respiration; SOM, soil organic matter (Nagy et al., 2006).

Koolstof komt in de atmosfeer onder andere voor als  $\text{CO}_2$ .  $\text{CO}_2$  kan uit de atmosfeer onttrokken worden door fotosynthese. Planten gaan hierbij licht, water en  $\text{CO}_2$  gebruiken om glucose en zuurstof te produceren. De suikers worden vervolgens gebruikt voor het aanmaken van biomassa die voor 47 % uit koolstof bestaat (Vanneste et al., 2022). Deze levende biomassa heeft slechts een bepaalde levensduur waarna het afsterft. Na het afsterven komt de biomassa op de bodem terecht waarna de koolstof in de bodem terecht komt via diverse processen. Een deel van de planten wordt afgebroken waarbij  $\text{CO}_2$  vrijkomt en terug in de atmosfeer terecht komt.

Binnen agroforestryssystemen bestaan vijf verschillende koolstofstocks: de bodem, de bovengrondse biomassa, de ondergrondse biomassa, dood hout en bladval. De bodemvoorraad wordt bepaald door twee belangrijke variabelen: het bodemkoolstofgehalte en de bodemdichtheid. Deze twee variabelen hebben een omgekeerde relatie, een hoger koolstofgehalte leidt tot een lagere bodemdichtheid (Chaudhari et al., 2013). Het bodemkoolstofgehalte geeft aan hoeveel procent van het totale gewicht van de bodem uit koolstof bestaat en in Europa een bereik heeft van ongeveer 0-6 % (Virto et al., 2014). De bodemdicht-

heid geeft de mate van compactie van de bodem weer. Hoe hoger bodemdichtheid, hoe meer koolstof de bodem kan opslaan aangezien er meer gewicht aan bodem is bij eenzelfde volume (Tarus en Nadir, 2020). Anderzijds kan een bodem met een te grote dichtheid de groei belemmeren wat een negatief effect heeft op de koolstofstocks. De wortels zorgen voor extra koolstofinputs via exudaten. De koolstof die in de biomassa wordt opgeslagen, heeft een bovengrondse en ondergrondse component. De ondergrondse biomassa bepalen is zeer arbeidsintensief en voor deze studie niet toepasbaar. Hierdoor wordt verondersteld dat de ondergrondse biomassa gelijk is aan 22.5% van het bovengrondse volume (Den Ouden et al., 2010). Bladeren zijn een minder grote koolstofsink dan biomassa in hout, maar hebben wel een groot belang. De bladeren kunnen namelijk verplaatst worden door de wind, wat bijvoorbeeld takken niet kunnen. Zo hebben houtkanten een positief effect op de koolstofopslag in de bodem op afstanden die verder reiken dan de kruin van de bomen. Houtkanten hebben verschillende koolstofin- en outputs van een agroforestrysysteem (Figuur 2.4).



Figuur 2.4: Weergave van de koolstofcyclus in een agroforestrysysteem (Dupraz en Fabien, 2008)

## 2.2.2 Koolstof in cijfers

Koolstof kent vier reservoirs op aarde: de aardkorst, de oceaan, de atmosfeer en de vegetatie in combinatie met de bovenste bodemlagen. In deze reservoirs wordt respectievelijk 100 000 000 Pg, 38 000 Pg, 800 Pg en 2477 Pg koolstof opgeslagen (Watson et al., 2000). Om klimaatverandering tegen te gaan, moet meer CO<sub>2</sub>, en andere broeikasgassen, uit de atmosfeer gehaald worden. Dit kan deels gebeuren door extra opslag in vegetatie en bodems. Ongeveer 60 % van de koolstofopslag in vegetatie en bodems bevindt zich in bossen en savannes (Figuur 2.5) (Watson et al., 2000). Graslanden slaan een aanzienlijk deel van de koolstof op in de bodem dankzij hun uitgebreid wortelstelsel maar weinig in de bovengrondse biomassa. Gematigde bossen slaan meer koolstof op in hun biomassa dan graslanden maar minder in de bodem (Figuur 2.5).

vegetation and soil (terrestrial carbon)		2477			
Biome	Area (10 <sup>9</sup> ha)	Global Carbon Stocks (Gt C = Pg C)			
		Vegetation	Soil	Total	
Tropical forest: 428 Pg C	1.76	212	216	428	
Temperate forest	1.04	59	100	159	
Boreal forest	1.37	88	471	559	
Savanna	2.25	66	264	330	
Grassland	1.25	9	295	304	
Desert	4.55	8	191	199	
Tundra	0.95	6	121	127	
Wetland	0.35	15	225	240	
Crops	1.6	3	128	131	
<b>Total</b>	<b>15.12</b>	<b>466</b>	<b>2011</b>	<b>2477</b>	

Figuur 2.5: Koolstofopslag voor de verschillende biomen op aarde (Watson et al., 2000).

Koolstofopslag in de bodem kan op verschillende manieren bepaald worden maar de methode waarop is belangrijk met het oog op de interpretatie van de resultaten. Een grote factor die hierbij meespeelt is tot welke diepte exact gekeken wordt. Veel studies bekijken enkel de bovenste 30 cm van de bodem terwijl andere studies tot 100 cm diepte gaan bemonsteren. Deze dieptes hebben een effect op de resultaten aangezien het koolstofgehalte in de bodem niet constant is op verschillende dieptes. Het koolstofgehalte in de bovenste bodemlaag (O-horizont) is vaak hoger dan in de onderliggende bodemlagen door de input van organisch materiaal dat afgebroken wordt.

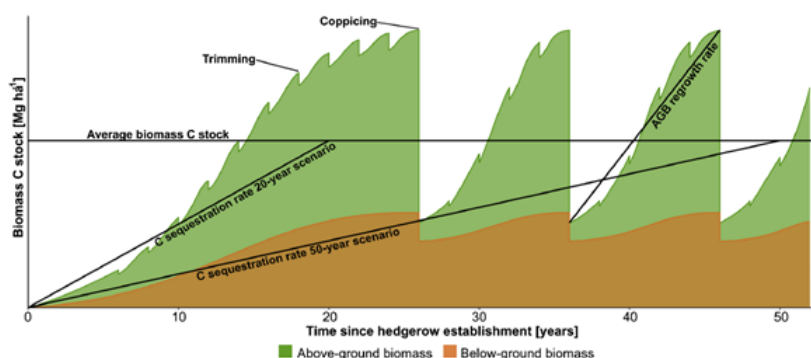
In wat volgt wordt voor verschillende landgebruiken besproken wat de grootte-orde aan koolstofopslag is die verwacht wordt in dat soort systemen.

### Houtkanten

Specifieke studies naar houtkanten hebben aangetoond dat koolstofopslag in de bodem van houtkanten gemiddeld 32 % hoger is dan het aanliggende akkerland indien bij een gemiddelde diepte van 28.4 cm geboord wordt (Drexler et al., 2021). Dit kan verklaard worden door het hogere koolstofgehalte in de bodem onder houtkanten (Holden et al., 2019). Dit hoger koolstofgehalte heeft een verhogend effect op de totale bodemkoolstof. De bodemdichtheid onder houtkanten is lager dan bij aanliggende percelen (Holden et al., 2019). Dit zorgt voor een lagere waarde van de totale bodemkoolstof. Bij de vergelijking

van houtkanten met aanliggende graslanden was bij een gemiddelde staalnamediepte van 15.2 cm geen significant verschil in bodemkoolstofopslag aanwezig (Drexler et al., 2021). Gelijkaardige studies tonen een stijging aan van de koolstofopslag in de bodem van 22 % tot 25 % bij het transformeren van akkerland naar houtkanten (Van Vooren et al., 2017; Cardinael et al., 2018). De geobserveerde verschillen tussen de verschillende studies zijn te wijten aan meerdere factoren. Zo wordt soms een verschillende definitie van houtkanten gehanteerd. Indien bepaalde systemen zoals hoge bomenrijen meegenomen worden als houtkant, geeft dit andere resultaten dan in structuurrijke houtkanten. Daarnaast is de diepte van de boringen tot waar gemeten werd niet constant overheen de studies. De grootte-orde van de resultaten is echter vrij constant waarbij houtkanten 22 % tot 32 % meer koolstof opslaan in de bodem dan in de situatie met enkel akkerland. Een andere studie rond koolstofopslag van houtkanten in Vlaanderen toont aan dat houtkanten gemiddeld  $81.7 \pm 28.8$  ton C/ ha opslaan in de bodem, wat beduidend meer is dan de grasstroken waarmee ze vergeleken werden (Van Den Berge et al., 2021b).

Het grote voordeel van houtkanten is, naast de extra koolstofopslag in de bodem, dat deze vorm van agroforestry veel koolstof kan opslaan in zijn biomassa. Houtkanten slaan gemiddeld  $47 \pm 29$  ton C/ ha op in hun bovengrondse biomassa (Drexler et al., 2021). De range van deze resultaten liep echter van 4 tot 132 ton C ha<sup>-1</sup>. Zowel de hoogte van de houtkant als de tijd sinds de laatste velling of snoei hebben een effect op deze bovengrondse biomassa (Figuur 2.6). Het snoeien van de houtkant zorgt voor twee effecten op de koolstofopslag. Enerzijds is er de cyclische aanwezigheid van bovengrondse biomassa die na het kappen exponentieel toeneemt om vervolgens te plafoneren tot een maximum. Anderzijds is na elke velling een kleine daling in de bodemkoolstof op te merken die gelijkmatig toeneemt. Het uiteindelijk bereikte basisniveau van koolstofopslag van de houtkant ligt een stuk hoger dan in de situatie zonder houtkant. Drexler et al. (2021) bepaalden de extra koolstof die een houtkant opslaat na het aanplanten op een akker. Deze waarden zijn vergelijkbaar met het aanplanten van een bos op akkerland.



Figuur 2.6: Evolutie van de koolstofstock in bodem en bovengrondse biomassa in functie van de tijd en het uitgevoerde beheer (Drexler et al., 2021)

### **Alley cropping**

Voor alley cropping in gematigde streken is voornamelijk onderzoek verricht naar jonge systemen. Bij alley-cropping is er een verschil tussen koolstofopslag direct onder de bomen en de koolstofopslag tussen de rijen bomen. In deze systemen was amper een verschil in koolstofopslag te vinden tussen de rijen bomen en de uitgangssituatie zonder bomen (Cardinael et al., 2019). Onder de bomen in alley-cropping was wel een verschil te merken met de controleplots waarbij onder de bomen significant meer koolstof opgeslagen wordt.

In een meta-analyse over koolstofopslag van agroforestryssystemen in gematigde streken tonen Mayer et al. (2022) aan dat agroforestryssystemen vaak meer koolstof opslaan dan de landbouw situatie zonder bomen. In de bovenste 20 cm van de bodem was geen significant verschil te merken tussen de verschillende agroforestryssystemen. Bij een diepte van 20-40 cm slaan alley-cropping systemen 25.8 ton C/ha op. Dit is minder dan houtkanten.

Pardon et al. (2017) en Peichl et al. (2006) toonden aan dat percelen waar aan alley-cropping wordt gedaan, meer koolstof opgeslagen wordt in de bodem dan de situatie zonder bomen. Bij de studie van Pardon et al. (2017) werd de bodem bemonsterd nabij mature populieren terwijl bij Peichl et al. (2006) gekeken werd naar een alley-cropping systeem met 111 populieren/ha. De studies toonden een stijging in koolstofopslag bij alley-cropping van respectievelijk 5.3 en 13.5 ton C/ha.

### **Akkerland**

Om het positieve effect van houtkanten aan te tonen, worden ze vergeleken met de situatie zonder bomen, namelijk akkers. Zomer et al. (2017) toonden aan dat de gemiddelde opslag in de bovenste 30 cm van de bodem van akkerland in Europa gelijk is aan 117 ton C ha<sup>-1</sup>. Hiervoor wordt data van de 'SoilGrids250 2.0' database gebruikt in combinatie met landgebruikkaarten. Verschillende gewassen en oogstpraktijken zullen de koolstofopslag beïnvloeden maar in het kader van deze studie wordt akkerbouw als één geheel gezien.

### **Grasland**

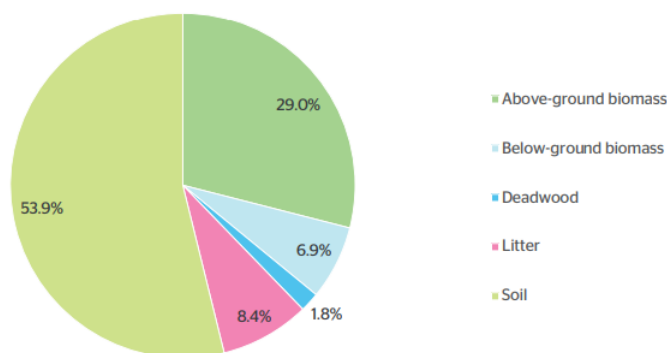
Graslanden slaan voornamelijk koolstof op in de bodem via hun uitgebreide wortelstelsel (Cardinael et al., 2015). Zowel leeftijd als ontwikkeling van het grasland hebben een positief effect op de hoeveelheid opgeslagen koolstof. Graslanden die niet omgewoeld worden, kunnen de koolstof langer vasthouden. Binnen graslanden bestaat een grote diversiteit in soorten, leeftijd, ontwikkelingsstadium en bodemtype.

In een onderzoek naar de relatie van productiviteit en koolstofopslag van graslanden werden verschillende koolstofstocks bepaald (Kohler et al., 2020). Het onderzoek verliep op zeven graslanden in Noord-Frankrijk waar een gematigd klimaat heerst. Enkele graslanden werden begraasd, terwijl andere gras-

landen gemaaid werden. De geschiedenis van de graslanden verschilde sterk. De koolstof die zich in de biomassa boven 5 cm van de grond bevond, werd bepaald op 1.65 tot 9.38 ton C/ha (Kohler et al., 2020). De koolstofstocks in de bodem wordt gemeten tot een diepte van 10 cm en bedraagt 35.39 tot 82.66 ton C/ ha. Jones en Donnelly (2004) toonden via metingen en berekeningen aan dat voor gematigde graslanden de jaarlijkse koolstofsequestratie een bereik heeft van 0 tot 8.7 ton C ha<sup>-1</sup>.

## Bos

Om te kijken hoe groot het positief effect van agroforestry kan zijn, wordt het vergeleken met bossen. Veel landen hebben door het Kyoto Protocol massaal bebost, aangezien bossen gezien worden als de ideale koolstofsink (Whitehead, 2011). De bodemcomponent slaat het meeste koolstof op in een bos, gevolgd door de bovengrondse biomassa (Figuur 2.7). Binnen Europa zijn de verschillen in koolstofopslag tussen de regio's aanzienlijk groot. Zo slaan bossen in Centraal-Europa ongeveer dubbel zo veel koolstof op als bossen in Noord-Europa in de bovengrondse biomassa (Forest Europe, 2020).



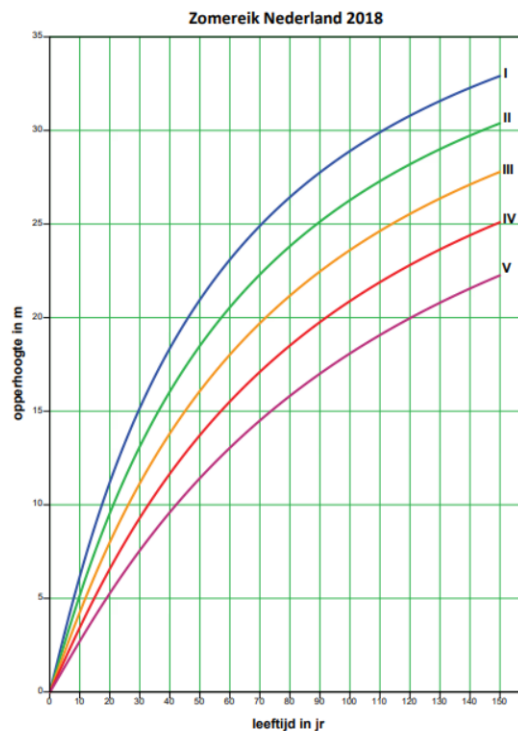
Figuur 2.7: Verdeling van de opgeslagen koolstof in de verschillende koolstofsinks in Europese bossen. Enkel de info van landen die volledige data hebben doorgegeven, is gebruikt (Forest Europe, 2020)

In een studie in Duitsland werden de National Forest Inventory (NFI) en de National Forest Soil Inventory (NFSI) gebruikt om de totale koolstofopslag in bossen te bepalen (Wellbrock et al., 2017). Gemiddeld slaan Duitse bossen 224 ton C/ha op, verdeeld over de vijf componenten. Het grootste deel (53 %) van de koolstof bevindt zich in de organische laag die zich op de bodem bevindt. 46 % is opgeslagen in bovengrondse en ondergrondse biomassa. De overige 1 % van de koolstof bevindt zich in dood hout. De studie toont aan dat de biomassa 1 ton C ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> opslaat en de minerale bodem 0.4 ton C ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> in de bovenste 30 cm (Wellbrock et al., 2017).

## 2.3 Groeicurves

### 2.3.1 Groeicurves

Groeicurves zijn curves die de groei van bomen doorheen de tijd weergeven (Figuur 2.8). Om dergelijke curves op te stellen is jarenlang onderzoek op permanente proefvlakken nodig. In de publicatie 'Opbrengsttabellen Nederland 2018' wordt voor verschillende boomsoorten de groeicurve weergegeven in functie van boniteit en/of plantverband (Mohren et al., 2018). De curves zijn het resultaat van meer dan een eeuw van drie- tot vijfjaarlijkse metingen van onder meer de boomhoogte en diameter op borsthoogte in permanente proefvlakken in Nederland (Bartelink et al., 2001). Deze metingen gebeurden voornamelijk in monoculturen aangezien in de startperiode van de metingen het economische aspect van de bosbouw primeerde. Onderzoek naar bomen in gemengde bossen is minder beschreven. De groeicurves geven de opperhoogte, dit is de hoogst gemeten hoogte van de boom, in functie van de leeftijd van de boom (Figuur 2.8). De boniteit is een maat voor hoe goed de bodem is voor een bepaalde boomsoort, het weerspiegelt hoe goed een bepaalde soort kan groeien op een bepaalde bodem (Ecopedia, zd). Boniteitsklasse 'I' geeft de beste groei voor een boomsoort.



Figuur 2.8: Groeicurve van zomereik voor verschillende boniteitsklassen (Jansen et al., 2018). De verschillende boniteitsklassen worden weergegeven met een Romeins cijfer.



### 2.3.2 Verschil tussen bomen in bossen en in houtkanten

De bestaande gegevens over groei van bomen is beschreven voor bomen die in monoculturen groeien. Deze situatie is volledig anders dan de situatie in agroforestrypercelen. Bomen in houtkanten ondervinden een hogere lichtinval aangezien ze vaak langs twee kanten begrensd worden door grasland en/of akkerland. Deze hogere lichtinval kan zorgen voor een hogere productiviteit en hierdoor een grotere hoeveelheid koolstof die opgeslaan kan worden in de biomassa (Falloon et al., 2004). De vorm van de bomen kan sterk verschillen tussen bos en houtkant. De effecten van een hogere blootstelling aan wind zorgen voor een hogere mechanische sterkte van de stam (Zhou et al., 2011). Bomen in houtkanten zijn meer vertakt dan hun soortgenoten in bosverband. Dit is te verklaren door verschillende redenen: de bomen hebben minder groeibeperkingen in horizontale richting, houtkanten hebben vaak geen kwaliteitshout als doel waardoor minder aan vormsnoei zal gedaan worden en de hogere blootstelling aan wind zorgt ondermeer voor extra vertakkingen (Van Den Berge et al., 2021a). Agroforestry-bomen hebben vaak een sterkere groei door hun lagere dichtheid en profiteren van nutriënten afkomstig van meststoffen die hun groei nog meer versterken (Cardinael et al., 2018). Naast bovengrondse verschillen zijn enkele ondergrondse verschillen merkbaar. Zo bevatten bomen in monoculturen significant minder van de fijnste wortels (<0.5mm) (Cardinael et al., 2015).

Uit dit alles kan worden besloten dat de formules voor het bepalen van groei in boscontext niet zonder grote foutenmarge kunnen toegepast worden op bomen in agroforestry-systemen. Formules die de biomassa van bomen in niet-bos situaties bepalen zijn echter zeer zeldzaam door de hoge kosten voor ontwikkeling (Zhou et al., 2011). Door de beperkte hoeveelheid aan deze data wordt dit onderzoek uitgevoerd, met een specifieke focus op houtkanten.

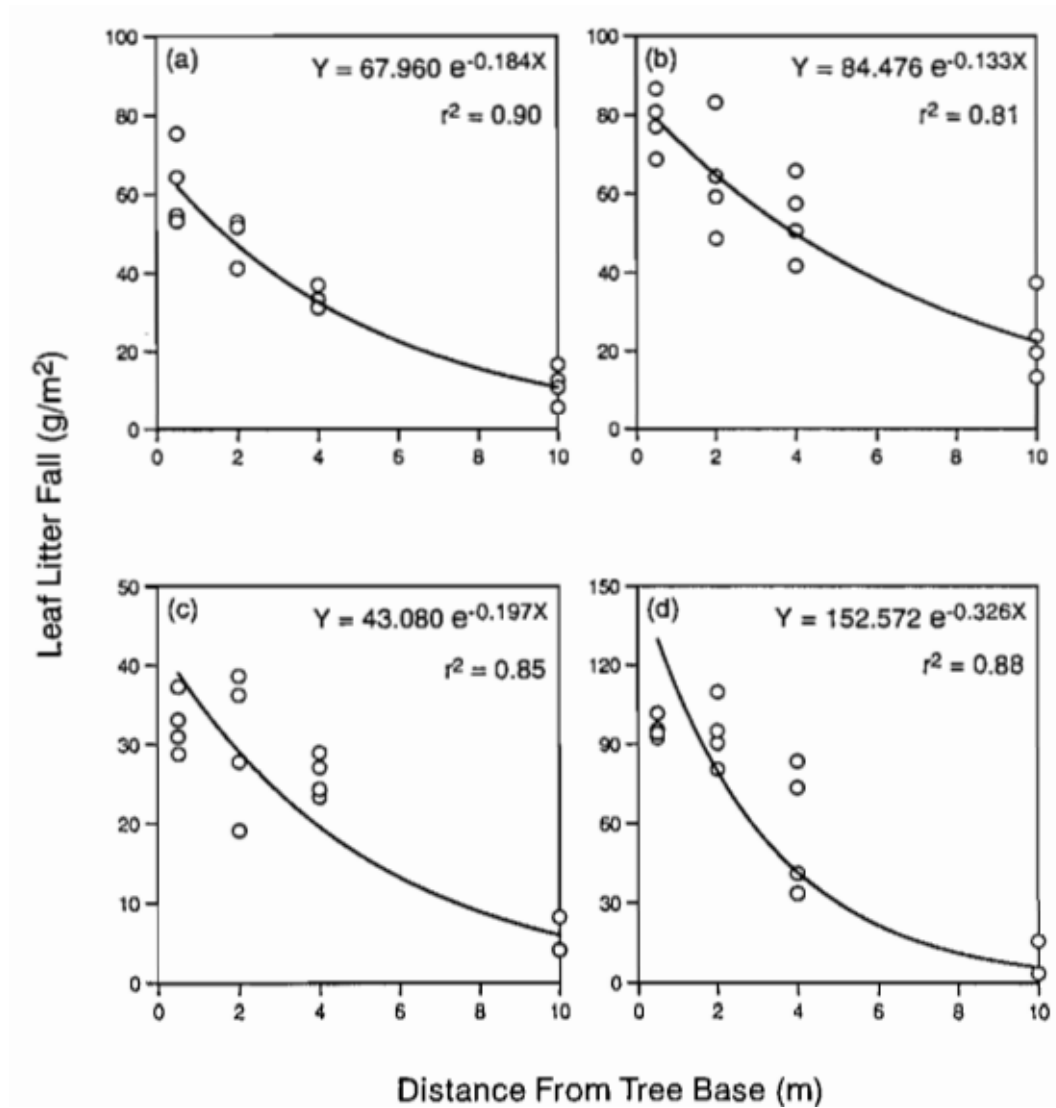
### 2.3.3 Bladval

In een studie rond de bladval van zowel bosbomen als solitaire bomen in Canada, wordt aangetoond dat de bladval logaritmisch afneemt met de afstand tot de boom (Figuur 2.9) (Ferrari en Sugita, 1996). De hoeveelheid bladval per afstand wordt bepaald via de diameter op borsthoogte en enkele andere parameters die gelinkt zijn aan de boomsoort (vgl. 2.1). De bladval wordt als volgt bepaald:

$$LF_{ij} = \frac{\alpha_j \gamma_j^2}{2\pi} \sum_k DBH_{jk}^{\beta_j} \exp(-\gamma_j d_{ijk}) \quad (2.1)$$

met  $i$  het punt waar de bladval bepaald wordt,  $j$  de boomsoort,  $k$  het individu van een gegeven boomsoort,  $d_{ijk}$  de afstand van punt  $i$  tot het  $k$ -de individu van boomsoort  $j$  en  $\alpha$ ,  $\beta$  en  $\gamma$  als specifieke parameters van een boomsoort (Vanneste et al., 2022). De parameters voor elke boomsoort zijn afgeleid uit de resultaten van een studie naar bladval in Japan (Ishihara en Hiura, 2011). Om de resultaten te kunnen toepassen op bomen uit gematigd Europa werden bladvorm en -grootte vergeleken met de bomen uit gematigd Japan

(Vanneste et al., 2022). De veronderstelling wordt gemaakt dat de massa van een blad voor 47 % uit koolstof bestaat (Vanneste et al., 2022).



Figuur 2.9: Bladval van a) *Acer rubrum*, b) *Betula alleghaniensis*, c) *Tilia americana* 1 en *Tilia americana* 2. Y is de totale bladval en X is de afstand tot de houtkant (Ferrari en Sugita, 1996).

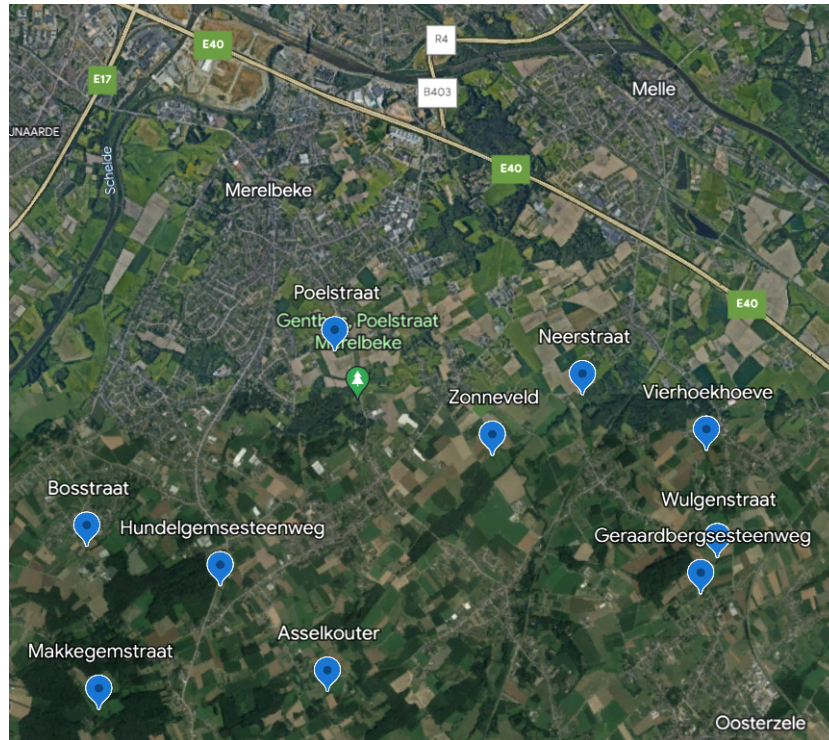
## HOOFDSTUK 3

# MATERIAAL EN METHODEN

### 3.1 Perceelselectie

De data werd verzameld in het Rodeland-gebied, gelegen in de provincie Oost-Vlaanderen. Dit is een gebied dat zich uitstrekt tussen de (deel-)gemeentes Schelderode, Oosterzele, Baaigem en Gontrode. De gemiddelde temperatuur in het jaar 2022 bedroeg 12.2 °C en de totale neerslag bedroeg 701.4 mm (gemeten in Ukkel) (KMI, 2023). Het gebied bevat voornamelijk licht zandlemige, lemige en kleig/lemig zandige bodems. Dit studiegebied werd gekozen door de grote aanwezigheid van houtkanten en door zijn ideale locatie dicht bij campus Gontrode van de UGent (ForNaLab) en dicht bij het onderzoekscentrum van het ILVO. Door in dit gebied houtkanten te selecteren, kon het veldwerk snel en efficiënt gebeuren en konden in totaal tien houtkanten geselecteerd worden voor de studie. Naast de ideale locatie heeft dit gebied het voordeel dat ook andere projecten hier plaatsvinden. Zo loopt een gelijkaardige studie 'Oogstpotentieel van landschapshout in Rodeland' simultaan met deze studie. De data van de verschillende onderzoeken kan hierdoor gecombineerd worden in latere studies. Verder loopt in dit gebied het 'Rodeland landschapsproject'. Het is een project dat loopt tussen verschillende partners en dat onder meer de natuurwaarde probeert te verhogen en de boskernen wil uitbreiden.

Binnen dit gebied werden tien houtkanten geselecteerd. De selectie gebeurde op basis van de leeftijd, structuur en soortensamenstelling. In de selectie van de tien houtkanten moesten zo veel mogelijk verschillende leeftijden en structuren zitten. Deze verschillen zijn belangrijk voor het later onderbouwen van de CARAT-tool (CARbon sequestration Agroforestry Tool, beschikbaar op [www.agroforestryvlaanderen/planner.be](http://www.agroforestryvlaanderen/planner.be)). De selectie gebeurde op verschillende manieren. Eerst werden enkele interessante houtkanten aangeduid op basis van voorkennis van de onderzoekers die het studiegebied goed kennen. Vervolgens werden verschillende kandidaat-houtkanten geselecteerd via satellietbeelden (Bing Satellite via QGIS (versie 3.30)). Na het fysiek bezoeken van de houtkanten werd besloten om bepaalde houtkanten niet in de uiteindelijke perceelset op te nemen. Enkele houtkanten waren te breed zodat het geen echte houtkanten meer zijn en andere houtkanten hadden geen gewenste soortensamenstelling of waren te moeilijk bereikbaar. Ten slotte werd het volledige gebied op het terrein bekeken om eventuele interessante houtkanten te vinden die via bovenstaande methoden niet gedetecteerd werden. De locaties van de tien houtkanten worden weergegeven op basis van de straatnaam waar ze het dichtste bij staan (Figuur 3.1). Voor elke houtkant werd een aparte fiche gemaakt met extra informatie. Deze fiches zijn te vinden in Bijlage A.



Figuur 3.1: Ligging van de houtkanten in het studiegebied. De houtkanten worden aangeduid met de naam van de straat waar ze het dichtst bij liggen.

In het vervolg van deze studie worden vaak afkortingen gebruikt voor de houtkanten om de dataverwerking te vereenvoudigen (Tabel 3.1). Deze afkortingen komen vaak voor op figuren en in tabellen.

Tabel 3.1: Afkortingen van de houtkanten.

Straatnaam waar de houtkant staat	Gebruikte afkorting
Asselkouter	Assel
Bosstraat	Bos
Hundelgemsesteenweg	Hundel
Geraardbergsesteenweg	Kasteel
Makkegemstraat	Makke
Neerstraat	Meer
Poelstraat	Poel
Vierhoekhoeve	Vierhoek
Wulgenstraat	Wulgen
Zonneveld	Zonne

Na het selecteren van de houtkanten moest toestemming bekomen worden van de eigenaars voor het plaatsen van opvangpotten voor de bladval en het nemen van bodemstalen. Door de beperkte toegang tot de informatie van wie de eigenaars zijn, moest vaak een mondelinge bevraging gebeuren bij de mensen die het dichtst bij de houtkanten woonden. Bij slechts één houtkant woonde de eigenaar naast zijn eigendom.

Elke eigenaar werd overtuigd om mee te werken aan het onderzoek. Voor enkele boeren was dit initieel een probleem aangezien ze schrik hadden voor oogstverliezen, maar uiteindelijk gaven ze hun toestemming. De eigenaars werden niet vergoed voor hun diensten.

## 3.2 Boomeigenschappen

### 3.2.1 Biomassa

Om de koolstofopslag van de bovengrondse biomassa te bepalen, moet het volume van de bomen gekend zijn. Opbrengsttabellen zijn voor houtkanten geen optie door hun onregelmatige vormen. Daarom moesten andere methodes gebruikt te worden. Voor deze studie werd terrestrische Light Detection and Ranging (LiDAR) gebruikt. Deze methode kreeg de voorkeur op het opmeten van de bomen en het gebruiken van drones. Terrestrische LiDAR was op het vlak van accuraatheid en arbeidsintensiteit de beste optie voor deze studie. De bomen werden in de winter gescand wanneer amper bladeren aan de bomen hingen. De bladerencomponent werd via een andere methode bepaald (zie deel 3.2.2). Naast de volumes dienden de dichtheden van het hout gekend zijn. Deze werden achterhaald uit de DELTA-database (TabelB.1) (Richter en Dallwitz, 2019).

Het apparaat dat gebruikt werd voor het scannen was een RIEGL type VZ-400i (Figuur 3.2). Deze scanner stuurt lichtimpulsen uit en detecteert de teruggekaatste signalen (Calders et al., 2020). Via het tijdsinterval tussen uitsturen en ontvangen van de impulsen, kan de afstand tot bepaalde structuren bepaald worden. Vanuit één positie kan de scanner slechts een 2D-opname maken van de houtkant. Boomstructuren (takken, holttes) aan de andere kant van de scanner, werden niet waargenomen aangezien de uitgezonden lichtimpulsen deze structuren nooit bereikten. Indien vanuit verschillende posities gescand werd, konden de verschillende 2D-beelden samengevoegd worden tot één 3D-beeld.

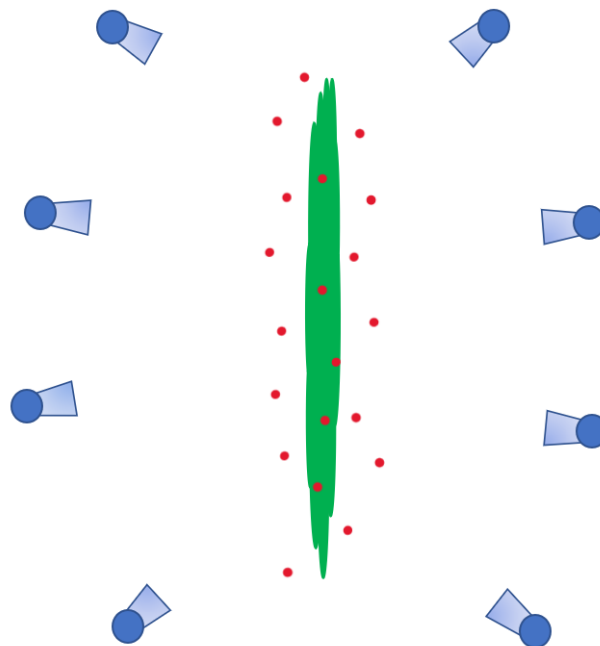
Voor elke houtkant werd vanuit acht verschillende posities een scan gemaakt. Acht scanposities is vrij arbeidsintensief maar geeft voldoende accurate data om de boomstructuur volledig in kaart te brengen. De acht scanposities werden op regelmatige plaatsen genomen zodat elk punt van de houtkant zo goed mogelijk in beeld gebracht kon worden (Figuur 3.3). Vanuit elke positie werd zowel vanuit een UP-positie (zoals te zien is op Figuur 3.2) als een TILT-positie gescand om de kwaliteit van de uiteindelijke beelden te verhogen. Bij twee houtkanten kon slechts langs één kant gescand worden door het landgebruik aan de andere kant van de houtkant. Dit waren namelijk koeien- en paardenweides waardoor scannen een risico werd voor het dure apparaat.

Na het scannen vanuit de acht (of vier) posities moesten de 2D-beelden samengevoegd worden om tot één 3D-puntenwolk te komen. Om dit te kunnen realiseren moesten enkele herkenningspunten op de 2D-beelden staan zodat het samenvoegen vlotter kon verlopen. Hiervoor werden tijdens het scannen ongeveer 20 reflectoren in en rond de houtkant geplaatst die duidelijk zichtbaar waren op de scans door hun hoge reflectantie. Het samenvoegen van de 2D-beelden gebeurde via het computerprogramma 'RiSCAN PRO

2.15' dat gespecialiseerd is in het verwerken van deze data. Hierin werden de puntenwolken samengevoegd, gesupsampled en gefilterd.



Figuur 3.2: De RIEGL VZ-400i scanner die in UP-positie klaar staat om te scannen.



Figuur 3.3: Visuele weergave van de locaties van de scanposities (donkerblauwe cirkels) voor het scannen van de houtkant (groene strook). De rode stippen stellen de geplaatste reflectoren voor.

Na het scannen vanuit de acht (of vier) posities moesten de 2D-beelden samengevoegd worden om tot één 3D-puntenwolk te komen. Om dit te kunnen realiseren moesten enkele herkenningspunten op de 2D-beelden staan zodat het samenvoegen vlotter kon verlopen. Hiervoor werden tijdens het scannen ongeveer 20 reflectoren in en rond de houtkant geplaatst die duidelijk zichtbaar waren op de scans door hun hoge reflectantie. Het samenvoegen van de 2D-beelden gebeurde via het computerprogramma 'RiSCAN PRO 2.15' dat gespecialiseerd is in het verwerken van deze data. Hierin werden de puntenwolken samengevoegd, gesupsampled en gefilterd.

Via dit 3D-beeld kunnen verschillende boomkarakteristieken bepaald worden. De soortspecifieke dichtheid van het hout is nodig om de biomassa van de bomen te bepalen via het volume. Het afzonderen van elke boom werd gedaan in het programma 'CloudCompare versie 2.12.4 Kyiv' via de 'segment'-tool. Dit gaf soms problemen met takken van de ene boom die door de kruin groeiden van andere bomen. Bij het uitknippen van de bomen uit de houtkant werden zo veel mogelijk 'floating points' verwijderd. Dit zijn punten in de puntenwolk van de boom die ver van andere punten liggen (solitair) en zo voor onnauwkeurigheden kunnen zorgen in de resultaten. Er werd de keuze gemaakt om kleine ( $H < 2$  m) bomen en struiken niet mee te nemen in de bepalingen van de boomvolumes. Deze kleine bomen en struiken zouden minder nauwkeurige resultaten gegeven hebben en hun bijdrage in de koolstofopslag werd verwaarloosbaar verondersteld in vergelijking met de grotere bomen. De bekomen puntenwolk, van elke individuele boom, werd vervolgens gemodelleerd tot een 'Quantitative Structure Model' (QSM) via MATLAB (versie R2021b (9.11.0.1769968)) om te gebruiken voor het bepalen van de volumes. Voor elke boom werden tien QSM's gemodelleerd en het gemiddelde van elke statistiek gebruikt. De tien QSM's werden gecontroleerd of ze overeenkwamen op het gebied van vorm. Via deze QSM's konden de diameters op borsthoogte, de hoogte en het volume bepaald worden. Dit proces gebeurde via TreeQSM versie 2.4.1 (Raumonen et al., 2013)

Voor enkele houtkanten was het stamtal te hoog om elke boom afzonderlijk uit te knippen. De keuze werd gemaakt om enkele bomen uit te knippen en de bekomen volumes voor de individuele bomen te extrapoleren naar de volledige houtkant. Voor de houtkant 'Makke', die bestaat uit drie rijen van voornamelijk hazelaar (*Corylus avellana*), werden zeven bomen uitgeknipt. Vier van de zeven uitgeknipte bomen bevonden zich aan de buitenste twee van de drie rijen en drie bomen bevonden zich in de middelste rij. De bomen werden willekeurig geselecteerd. De afstand tussen de bomen binnen een rij was één meter. De houtkant 'Hundel' bestond uit 6 onregelmatig ingeplante Amerikaanse eiken (*Quercus rubra*) en 48 zomereiken (*Quercus robur*). Zes van deze bomen waren Amerikaanse eiken. Uit al de bomen werd één Amerikaanse eik uitgeknipt en zes zomereiken. In deze houtkant werden de bomen gekozen met het minst zijtakken van andere bomen in hun kronendak. De houtkant 'Bos' bestond uit een rij van 46 haagbeuken (*Carpinus betulus*) die zeer dicht op elkaar stonden. Uit deze rij werden vijf bomen uitgeknipt. De bomen werden geselecteerd op basis van hun positie, voor elke negen bomen werd één boom uitgeknipt.

Voor de houtkanten 'Bos' en 'Vierhoek' werd een iets andere aanpak gehanteerd bij het uitknippen van de bomen dan bij de andere houtkanten. Beide houtkanten hadden bomen die moeilijk afzonderlijk uit te knippen waren. Bij de houtkant 'Bos' kenden de kronen van de verschillende bomen een hoge



mengingsgraad. De bomen werden uitgeknipt zoals bij de andere houtkanten, maar sommige delen van de kroon van andere bomen werden behouden. Deze takken van de andere bomen compenseerden de takken van de uitgeknipte boom die in andere kronen zaten. De QSM's van deze bomen werden goed bevonden door de onderzoeker. Bij 'Vierhoek' waren een heuvel en veel struikgewas aanwezig in de houtkant. Hierdoor waren de puntenwolken van deze houtkant minder goed dan bij de andere houtkanten en was in de puntenwolken van deze bomen veel ruis aanwezig in de kroon. Om goede QSM's te bekomen moest deze ruis uitgeknipt worden uit de puntenwolk. Dit uitknippen kan het effect hebben dat het boomvolume lager ligt dan verwacht.

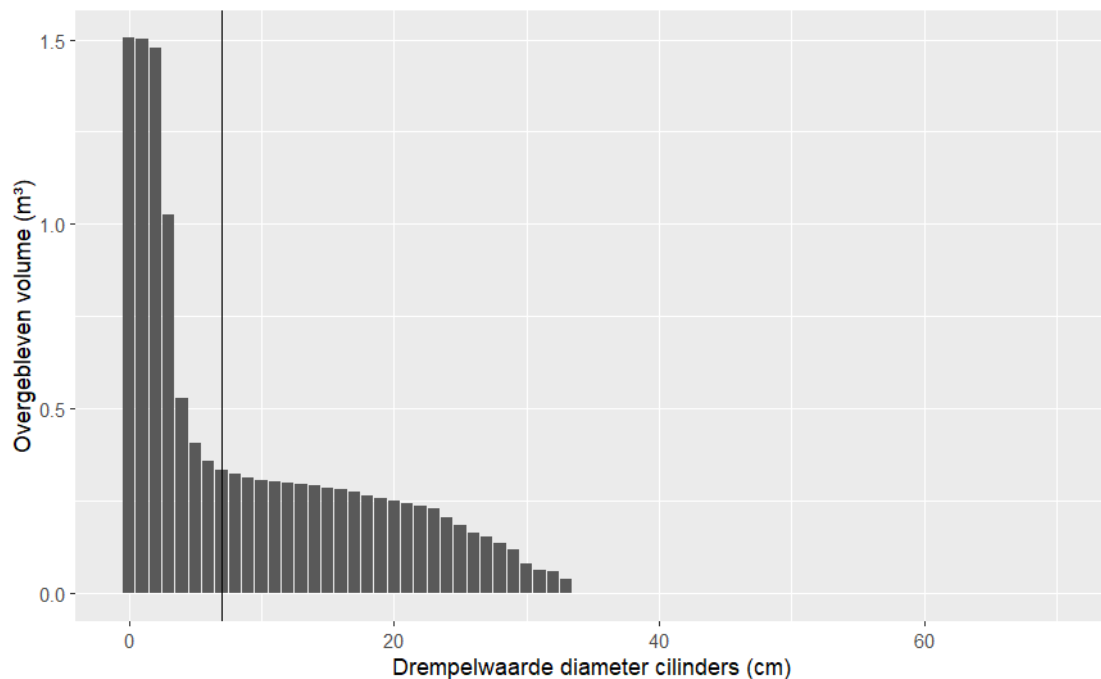
De bekomen volumes van de QSM's zijn vaak zeer hoog. Het probleem van deze overschatting is te vinden in de fijnste takjes. Demol et al. (2022) onderzochten hoe QSM's gebruikt kunnen worden voor het schatten van boomvolumes van gewone es (*Fraxinus excelsior*) in bosverband. Hiervoor werden de volumes van twee bomen zowel manueel als via QSM's bepaald. Uit deze studie bleek dat terrestrische LiDAR een standaard overschatting maakt van ongeveer de helft van het volume van de boom. 80 tot 83% van deze overschatting valt te verklaren door de zeer fijne takjes. Bij niet-perfecte puntenwolken zal het model elk punt, dus ook de foutieve, tot de QSM laten behoren. Hierdoor worden veel kleine takken geconstrueerd uit punten die minder goed gescand zijn. Deze overschatting wordt gecompenseerd door de volumes van de cilinders met een kleine diameter weg te laten. Er werd een drempelwaarde gekozen voor de minimale diameter die een cilinder moet hebben alvorens het volume ervan bepaald wordt (Figuur 3.4). Een groot deel van het volume wordt verklaard door de kleinste categorie van cilinders met diameters 0-7 cm. Indien dit volume niet in rekening gebracht wordt, zijn de bekomen volumes een betere voorstelling van de werkelijke situatie. Een veelgebruikte drempelwaarde is 5 cm als diameter (Demol et al., 2022). Deze waarde wordt echter gebruikt bij de studie over de es in boscontext en niet bij houtkanten. Aangezien het studieobject in deze studie houtkanten zijn, wordt gekozen voor een drempelwaarde van 7 cm. Deze waarde wordt vaak als aftopdiameter gebruikt bij kuberingmethoden (Van den Bulcke et al., 2021). Zo werd meer gecompenseerd voor de fouten die bekomen worden door het dichter bij elkaar staan van de bomen, de meer onregelmatige vormen van de bomen en de aanwezigheid van struiken. Een belangrijke kanttekening bij deze drempelwaarde is dat voor sommige bomen tot 4 m<sup>3</sup> verklaard wordt door de kleinste cilinders. Indien de bomen na het toepassen van de drempelwaarde een volume hebben dat hoger is dan 10 m<sup>3</sup>, werden ze als een outlier beschouwd en niet meegenomen in verdere berekeningen.

Uit de QSM's kunnen verschillende boomkarakteristieken bepaald worden. In deze studie werden het totale volume, de diameter op borsthoogte en hoogte gebruikt uit de QSM's. Deze statistieken werden bekomen via het ITSM-e-package in R (Terry, 2022).

Om het volume van de bomen met slechte QSM's in rekening te brengen, werd gebruik gemaakt van verschillende technieken. Voor de knotwilgen (*Salix alba*) zonder takken werden de correcte QSM's gebruikt van knotwilgen met takken. Het volume van deze knotwilgen werd vervolgens bepaald met een drempelwaarde van 20 cm. Hiermee werden enkel de stammen van de knotwilgen meegenomen in de



verdere berekeningen. De knotwilgen hadden telkens ongeveer dezelfde hoogte. Voor de andere bomen werden de volumes gebruikt van bomen van dezelfde soort met een gelijkaardige hoogte en vorm.



Figuur 3.4: Het cumulatief dalen van het bekomen volume van een boom indien bepaalde diameterklassen van cilinders weggelaten worden. De drempelwaarde gebruikt in deze studie is een diameter van 7 cm (verticale lijn).

Het totale volume van een houtkant werd bepaald door de som van de volumes van alle individuele bomen binnen de houtkant. Voor elke houtkant werden de bomen individueel uitgeknipt over een lengte van 30 meter de bomen individueel uitgeknipt. Dit werd gedaan omdat de opvangpotten voor bladval (zie bladvalmetingen) op deze afstand uit elkaar stonden. Het totale bekomen volume van de houtkant werd hierdoor uitgedrukt in  $\text{m}^3 / 30 \text{ m}$  houtkant.

Om een vergelijking te kunnen maken met de standaard kuberingsmethodes, moest het volume van elke boom via vergelijking 3.1 bepaald worden. Deze formule weerspiegelt de boom als een cilinder en voegt een vormfactor toe om het werkelijke volume beter te benaderen. Deze methode houdt geen rekening met de volumes van takken.

$$V(\text{m}^3) = f * \pi * (\text{DBH}/200)^2 * h \quad (3.1)$$

waarbij  $V$  het volume is,  $f$  de vormfactor,  $\text{DBH}$  de diameter op borsthoogte (in meter) en  $h$  de hoogte van de boom. Voor deze formule moet enkel de diameter op borsthoogte bepaald worden, wat het een snelle methode maakt. De  $\text{DBH}$  die in deze formule gebruikt werd, werd bepaald via het ITSM-e-package. De vormfactor werd bepaald op 0.425 aangezien bij ruwe schattingen in het veld een waarde tussen 0.4 en 0.45 gebruikt wordt (Den Ouden et al., 2010).

Eén van de doelstellingen van deze studie was om de boomvolumes te bepalen via eenvoudig te meten variabelen zoals de diameter op borsthoogte. De bekomen volumes van iedere boom werden hiertoe uitgezet ten opzichte van de diameters om het verband tussen beide variabelen te bepalen.

De biomassa van de houtkanten wordt verdeeld in de bovengrondse en ondergrondse biomassa. De bovengrondse biomassa van elke houtkant werd bekomen door het vermenigvuldigen van het bekomen volumes met de soortspecifieke dichtheid van het hout. De ondergrondse biomassa is een factor 0.225 verschil met de bovengrondse biomassa zoals beschreven in de literatuurstudie (Den Ouden et al., 2010). De totale koolstof in elke houtkant werd bepaald door de som van de bovengrondse en ondergrondse biomassa te vermenigvuldigen met 0.47 aangezien biomassa voor 47 % uit koolstof bestaat (formule 3.2).

$$Totale\ koolstofopslag(kgC/30m) = (V * D(kg/m^3) + (V(m^3) * D) * 0.225) * 0.47 \quad (3.2)$$

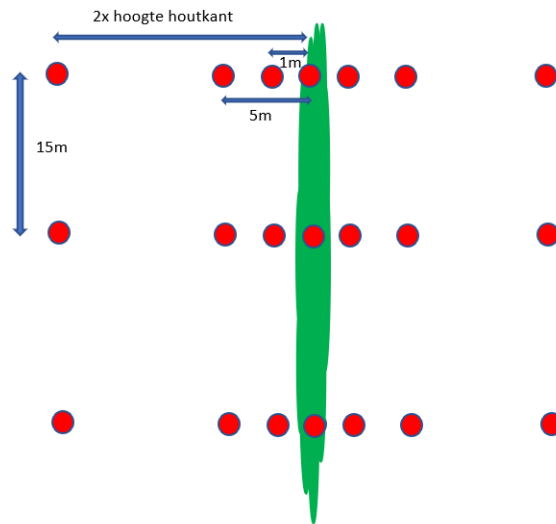
met  $V$  het boomvolume (in  $m^3$ ) en  $D$  de soortspecifieke dichtheid van hout (in  $g/m^3$ ). De biomassa werd uitgedrukt in ton C/30 m aan houtkant en in ton C/ha. Deze eenheden werden gekozen om een vergelijking te kunnen maken met literatuurwaarden. De eenheid ton C/30 m houtkant werd gebruikt aangezien de houtkanten vaak niet vlakdekkend voorkomen. Om de biomassa per hectare te bepalen werd gebruik gemaakt van de breedte van de houtkanten. Deze breedte is de gemiddelde waarde van breedtemetingen op verschillende plaatsen in de houtkant.

### 3.2.2 Bladvalmetingen

De bladval van bomen is zowel ruimtelijk als temporeel verdeeld. In deze studie werd gekozen om de focus te leggen op de ruimtelijke distributie. De ruimtelijke variabiliteit van de bladval werd onderzocht door het plaatsen van opvangpotten op regelmatige afstanden van de houtkant. De potten werden telkens in de houtkant, op één meter, op vijf meter en op tweemaal de boomhoogte van de houtkant geplaatst, dit aan beide kanten (Figuur 3.5). Op deze manier werden per houtkant drie rijen uitgezet (Figuur 3.6). De bladeren kwamen via de windwerking in de opvangpot terecht en bleven daar liggen tot ze opgehaald werden. De opvangpotten hadden een hoogte van 28 cm en een diameter van 30 cm. Deze hoogte was voldoende hoog om te zorgen dat de bladeren niet terug uit de pot zouden geblazen worden. Aan de onderkant van de potten waren gaatjes aanwezig zodat eventueel overtollig regenwater kon wegspoelen. De opvangpotten werden in de grond vast gestoken met ijzeren haken om niet weggeblazen of verplaatst te worden.

De bladeren van elke opvangpot werden afzonderlijk opgehaald en in plasticen zakjes gestoken met kleine gaten. Zo werden de bladeren van één opvangpot in één zakje gestoken. Vervolgens werden de bladeren in de plasticen zakken gedroogd in een droogstoof. In de droogstoof werden de bladeren verhit waardoor het aanwezige vocht verdampte en in de lucht terecht kwam. Deze vochtige lucht werd in de droogstoof rondgeblazen om vervolgens uit het systeem verwijderd te worden. De gaatjes in de plasticen

zakken zorgden dat de vochtige lucht kon ontsnappen maar de bladeren in het zakje bleven zitten. De temperatuur varieerde van 70°C tot 110°C naargelang de beschikbaarheid van verschillende droogstoven. De bladeren werden één tot twee weken gedroogd zodat al het vocht zeker verwijderd werd.



Figuur 3.5: Schematische weergave van de bladvalmetingen. De opvangpotten (rode cirkels) die telkens op vaste afstanden staan van de houtkant (groene strook).



Figuur 3.6: Visuele weergave van de opvangpotten voor bladval in het veld.

De gedroogde bladeren werden gewogen op een weegschaal met een nauwkeurigheid van 0.02 g. Het drooggewicht werd gekoppeld aan de juiste opvangpot en houtkant. De gewichtspercentages van elke soort werden ruw geschat aangezien de verschillende soorten apart wegen, te tijdsintensief zou zijn. Net zoals bij de biomassa werd de omzettingsfactor van 0.47 gebruikt om het gewicht om te zetten naar massa koolstof (Vanneste et al., 2022).

Bladeren van boomsoorten die niet in de houtkant stonden, werden op het veld uit de emmers verwijderd en niet gedroogd. Bij enkele houtkanten stonden dezelfde boomsoorten dichtbij de houtkant, maar maakten geen deel uit van de houtkant. Op deze bladeren is geen selectie gebeurd. Daarnaast werd

naast bladeren in sommige opvangpotten ander plantaardig materiaal aangetroffen zoals takjes, eikels, elzenproppen, bessen en katjes. Dit plantaardig materiaal, afkomstig van de houtkant, werd gedroogd en afzonderlijk gewogen. Deze data werd gedocumenteerd voor eventueel vervolgonderzoek.

Om de temporele distributie van de bladval te bepalen, werden de bladeren elke vier weken opgehaald. In de periode van oktober tot januari werden de bladeren vier maal opgehaald. De opvangpotten stonden op het veld voor de bladval begon en bleven staan tot bijna alle bladeren van de bomen gevallen waren. Enkel de bladeren van sommige zomereiken bleven een volledige winter aan de boom hangen.

Om de bladval ruimtelijk te kunnen voorspellen, werd een lmer-model opgesteld via het lme4-package in R (versie 4.2.3) (model 3.3) (R Core Team, 2018). Het model voorspelde de hoeveelheid bladval die op een bepaalde afstand van de houtkant voorkomt. De data van dit model komt voort uit de bladvalmetingen. Het is een mixed-model waarbij de afstand tot de houtkant als 'fixed effect' beschouwd wordt. De specifieke houtkant en het transect werden als random variabele meegenomen. Een transect werd beschouwd als één kant van de houtkant. De bladeren vallen links van de houtkant, in de houtkant of rechts van de houtkant. Deze drie zones werden als aparte transecten beschouwd.

$$Bladval \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + (1|Houtkant/Transect). \quad (3.3)$$

In het model werd de afstand vermeerderd met 0.00001 aangezien de afstand van de opvangpotten in de houtkant nul was. Het logaritme van nul is ongedefinieerd waardoor een logaritmisch model zonder deze vermeerdering onmogelijk is. De assumpties van homoscedastisiteit, normaliteit en lineariteit werden onderzocht. Door de kleine dataset konden moeilijk sterke conclusies getrokken worden.

Het model met enkel de afstand tot de houtkant als predictor voor de bladval werd vergeleken met twee andere modellen. Een model dat zowel de hoogte van de houtkant als de afstand tot de houtkant gebruikte als predictoren (model 3.4) en een model dat het totale volume van de houtkant (voor een lengte van 30 m) en de afstand tot de houtkant gebruikt (model 3.5). Het model van de hoogte en de afstand wordt gegeven door:

$$Bladval \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + \log_{10}(Hoogte) + (1|Houtkant/Transect). \quad (3.4)$$

Het model van het volume en de afstand wordt gegeven door:

$$Bladval \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + \log_{10}(Volume) + (1|Houtkant/Transect). \quad (3.5)$$

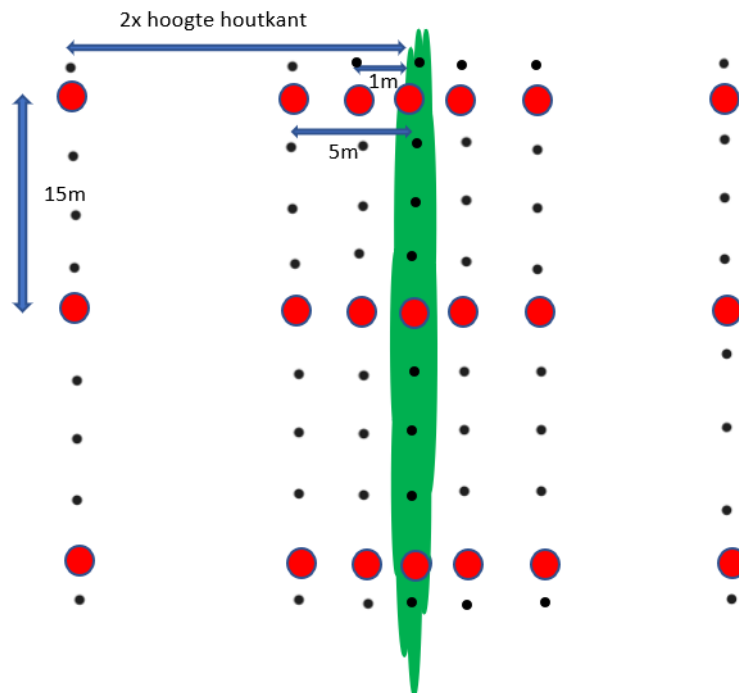
De output van de modellen werd met elkaar vergeleken om te bepalen welk model de beste fit heeft. Hiervoor wordt gekeken naar de AIC-waarden, de R<sup>2</sup>-waarden (zowel de totale als de fixed waarden) en de significanties van de variabelen.

### 3.3 Bodemeigenschappen

#### 3.3.1 Bodemkoolstofgehalte

Het bodemkoolstofgehalte werd op elke afstand van de houtkant bepaald. Telkens één keer in de houtkant, op 1 meter van de houtkant, op 5 meter van de houtkant en op twee maal de hoogte van de houtkant, dit telkens langs beide kanten van de houtkant. Om rekening te houden met de ruimtelijke variabiliteit van deze parameter binnen een bepaalde afstand, werd een mengstaal genomen. Dit gebeurde door op acht regelmatige afstanden een bodemstaal te nemen binnen een bepaalde afstand tot de houtkant en deze vervolgens grondig te mengen (Figuur 3.7). Hierdoor werd één mengstaal per afstand per zijde van de houtkant bekomen.

De houtkanten 'Assel' en 'Wulgen' werden slechts langs één kant bemonsterd door de aanwezigheid van paarden en koeien aan de andere zijde. Enkele weken voor de staalnames in de houtkant 'Meer' werd een poel gegraven vlak naast de houtkant. Hierbij werd de opgegraven bodem naast de poel gelegd. Het uitgraven gebeurde met zware machines die de bodem compacteerden. Hierdoor werd de beslissing gemaakt om geen staalnames te nemen op de afstanden één en vijf meter van de houtkant, aan de kant van de poel. De resultaten zouden te sterk beïnvloed worden door de grond die op de bodem gelegd is. Dezelfde redenering geldt voor de bepaling van de bodemdichtheid (zie verder).



Figuur 3.7: Locaties van boringen (zwarte punten) met een gutsboor voor het bekomen van een mengstaal. De rode bollen stellen de locatie van de opvangpotten voor. Voor elke afstand tot de houtkant werden bodemstalen genomen.

De bodemstalen werden genomen met een gutsboor in de bovenste 30 cm van de bodem omdat het effect van de bladval en andere biomassa-inputs het meeste invloed heeft op de bovenste bodemlaag. Op enkele boorlocaties werden veel stenen aangetroffen en moest op een andere plaats geboord worden om de boor niet te beschadigen. De nieuwe locatie werd zo dicht mogelijk gekozen bij de originele locatie. Indien de bodem vrij compact was, werd de boor in de grond geslagen met een hamer. De acht afzonderlijke stalen per afstand werden verzameld in een emmer en goed gemengd met een spatel zodat het mengstaal ontstond.

De mengstalen werden na het mengen verzameld in een plasticen zak per afstand en per zijde van de houtkant. Deze mengstalen werden vervolgens in de droogstoof geplaatst op 40°C. Aangezien de mengstalen in gewone plasticen zakken werden gestoken, kon het verdampte vocht aan de onderkant van het mengstaal vaak niet ontsnappen uit de zak. Als oplossing werd de bodem in elke zak enkele keren per week gedraaid in de zak tot het volledige mengstaal droog was. De stalen hebben twee weken in de droogstoof gelegen waarna ze gemalen werden met een mortier en stamper om aan elkaar zittende bodemdeeltjes van elkaar te verwijderen. Vervolgens werden de stalen gezeefd op een grootte van 2 mm om grind te kunnen verwijderen. Bij het zeven werd naast het grind ook het plantaardig materiaal verwijderd. Na het zeven werd elk mengstaal goed geschud om het zo homogeen mogelijk te mengen.

De analyse verliep als volgt: de bodemstalen werden verbrand bij 1150 °C en de gevormde gassen werden gemeten met een thermische geleidbaarheidsdetector in een 'CNS elemental analyzer' (vario Macro cube, Elementar, Duitsland). Uit de analyse werd het koolstofgehalte van elk mengstaal bekomen.

### 3.3.2 Bodemdichtheid

De bodemdichtheid werd gemeten met behulp van twee soorten boren: een edelmanboor en een boor met een Kopecky-ring in. De bodem werd voorgeboord met een edelmanboor tot een diepte van 10 cm aangezien het koolstofpercentage ook in deze laag gemeten werd. Vervolgens werd de boor met de Kopecky-ring in de bodem geslagen met een hamer. De bodemdichtheid werd op elke afstand van de houtkant slechts éénmaal bepaald aangezien het zeer arbeidsintensief werk was. Indien de Kopecky-ring vast bleek te zitten in de kop van de boor, werd de kop zacht getikt tegen een hard voorwerp. Zo kwam de ring los en werd de bodem in de ring niet extra gecompacteerd. De stalen werden afgesloten met plasticen deksels.

De stalen werden gewogen met een weegschaal met nauwkeurigheid 0.01 gram om vervolgens gedroogd te worden voor acht dagen in een droogstoof op 105°C. Na het drogen werden de stalen gewogen in hun droge situatie. De bodemdichtheid werd bepaald via onderstaande formule:

$$\rho(g/cm^3) = m_{final}(g)/V(cm^3) \quad (3.6)$$

met  $\rho$  de bodemdichtheid,  $m_{initieel}$  de massa van het staal voor het drogen,  $m_{finale}$  de massa van het staal na het drogen en  $V$  het volume van het staal. Het volume van de Kopecky-ringen was  $100 \text{ cm}^3$ .

### 3.3.3 Totale koolstof in de bodem

De totale koolstof in de bodem werd bepaald uit de bodemdichtheid en het koolstofpercentage (vergelijking 3.7):

$$Totale\ koolstof(g/cm^3) = \rho (g/cm^3) * koolstofpercentage (\%) \quad (3.7)$$

met  $\rho$  de bodemdichtheid. Om de totale koolstof per ha te bekomen wordt gebruik gemaakt van formule 3.8.

$$Totale\ koolstof(ton/ha) = Totale\ koolstof(g/cm^3) * 30cm * \frac{100000000(cm^2/ha)}{1000000(g/ton)} \quad (3.8)$$

Net zoals bij de bladval wordt de totale koolstof in de bodem voorspeld via een model, opgemaakt in R (model 3.9). De data van dit model komt voort uit de metingen van het koolstofgehalte en de bodemdichtheid. Het is opnieuw een mixed-model waarbij de hoogte van de houtkant en de afstand tot de houtkant als 'fixed values' beschouwd worden. De houtkant en het transect werden meegegeven met het model als random variabele. Aldus werd volgend model bekomen (door middel van de lmer functie uit het lme4-package):

$$Bodemkoolstof \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + \log_{10}(Hoogte) + (1|Houtkant/Transect). \quad (3.9)$$

Net zoals bij het model van de bladval moest de variabele 'Afstand' met 0.00001 vermeerderd worden. De assumpties van homoscedastisiteit, normaliteit en lineariteit werden onderzocht.

Dit model werd vergeleken met een model met enkel de afstand tot de houtkant als predictor (model 3.10) en een model met de afstand tot de houtkant en het volume van de houtkant als predictor (model 3.11). Het model met de beste fit van de data werd gekozen. De bekomen modeloutputs zijn weergegeven in Tabel C.2 .

$$Bodemkoolstof \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + (1|Houtkant/Transect) \quad (3.10)$$

$$Bodemkoolstof \sim \log_{10}(Afstand + 0.00001) + \log_{10}(Volume) + (1|Houtkant/Transect). \quad (3.11)$$



## HOOFDSTUK 4

# RESULTATEN

### 4.1 Biomassabepaling

#### 4.1.1 LiDAR-scans en QSM's

De bekomen puntenwolk van de volledige houtkant wordt bekomen via de LiDAR-scans (Figuur 4.1). In deze puntenwolken is de volledige structuur van elke houtkant duidelijk zichtbaar. De houtkanten waarbij slechts vanuit één kant gescand werd, vertonen relatief goede puntenwolken. De kwaliteit is niet even goed als de andere houtkanten, maar ze zijn wel goed genoeg om verder mee te werken.

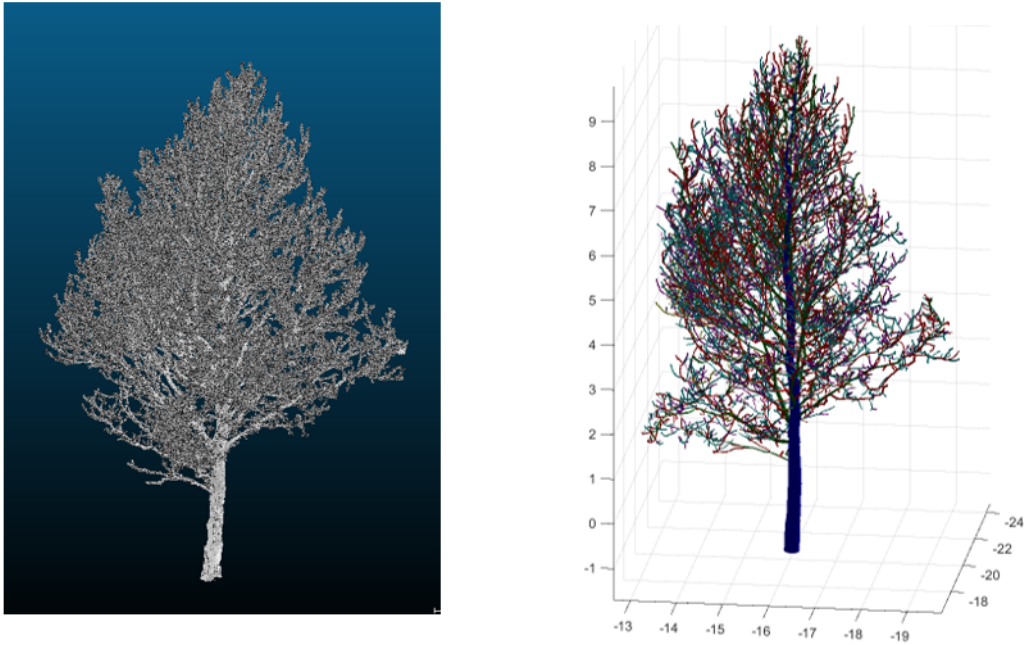


Figuur 4.1: Bekomen puntenwolk van de volledige houtkant 'Poel' in RX-weergave.

Uit deze grotere puntenwolken zijn alle individuele bomen uitgeknipt. De puntenwolken van de individuele bomen zijn duidelijk, alle takken zijn afzonderlijk zichtbaar (Figuur 4.2). Over alle houtkanten heen zijn 102 bomen uitgeknipt. Bij een groot deel van de bomen zijn enkele zijtakken weggeknipt aangezien deze zich in de kruin van andere bomen bevonden. De puntenwolk is een 3D-beeld van de boom die bijna exact overeenkomt met de boom in realiteit. De omzetting van de puntenwolk in MATLAB levert een QSM op (Figuur 4.2). De QSM en de puntenwolk komen bijna exact overeen. De tien QSM's per boom komen bij alle bomen goed overeen met elkaar, behalve bij de bomen waarvan de QSM's niet lijken op de boom in realiteit. Bij deze bomen hebben de tien QSM's een verschillende vorm. Dit heeft echter geen effect op resultaten aangezien de slechte QSM's niet meegenomen worden in verdere dataverwerking.

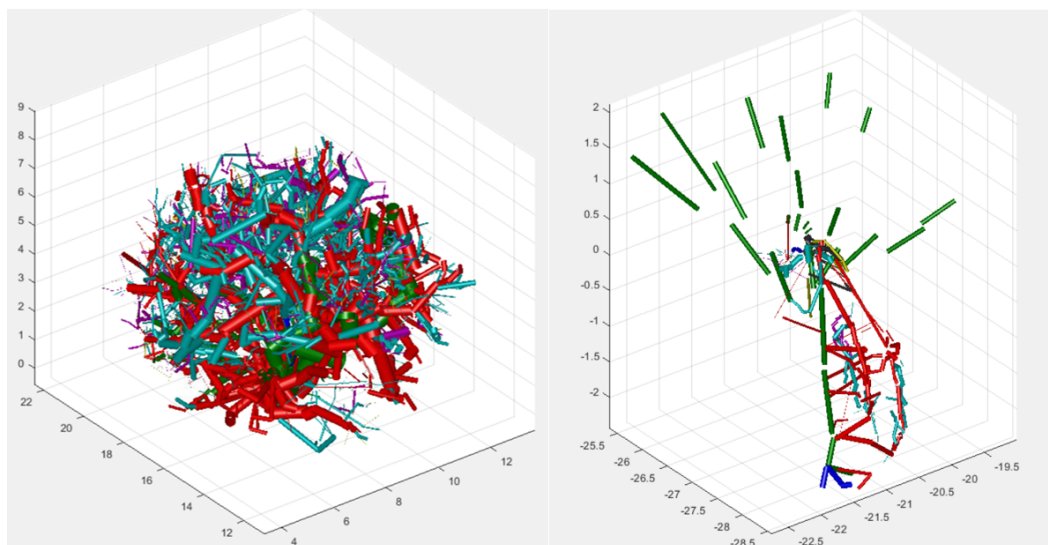
Voor enkele bomen en struiken was het kronendak te compact waardoor geen duidelijke QSM's gevormd konden worden uit de puntenwolk. Deze QSM's hadden onmogelijke vormen met grote cilinders die op verkeerde plaatsen gemodelleerd zijn waardoor de volumes opliepen tot soms 24 m<sup>3</sup> voor een boom van zes meter hoog (Figuur 4.3). Een ander struikelblok voor het vormen van goede QSM's zijn knotwilgen





Figuur 4.2: Vergelijking tussen de puntenwolk (links) van een uitgeknipte boom en de QSM (rechts) die uit deze puntenwolk gemodelleerd is.

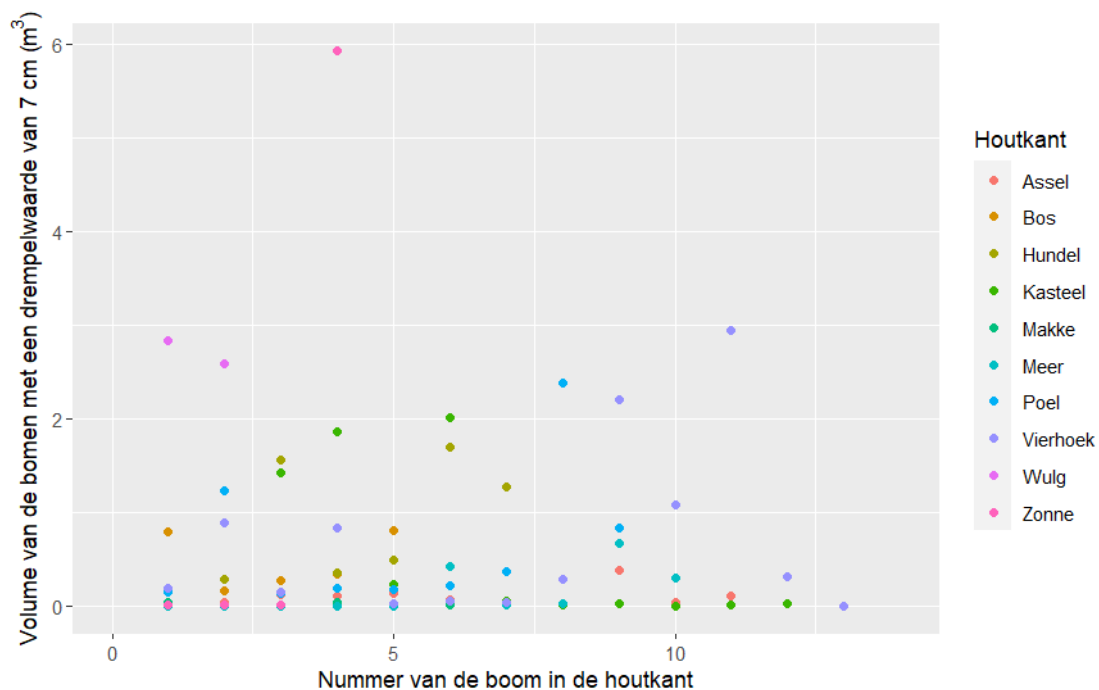
zonder sterk ontwikkelde takken. Alle knotwilgen die nog geen (grote) takken hadden ontwikkeld op het moment van het scannen, produceerden onbetrouwbare QSM's (Figuur 4.3). Knotwilgen die wel sterk ontwikkelde takken hadden, produceerden meer betrouwbare QSM's. Een laatste waren enkele eiken met nog te veel bladeren. De QSM's van deze bomen waren gelijkaardig aan deze van de struiken aangezien het model de bladeren wou construeren als takken, wat zorgt voor extra gevormde cilinders. In totaal zijn van 23 bomen de QSM's als niet goed bevonden (10 knotwilgen zonder takken, zes grote schietwilgen, vijf meerstammige bomen en twee struiken). De bomen en struiken met onbetrouwbare QSM's werden niet meegenomen bij het bepalen van de boomvolumes door hun onmogelijk hoge volumes.



Figuur 4.3: Voorbeeld van twee QSM's die niet correct gevormd zijn. De twee meest voorkomende problemen zijn bomen/struiken met een te compact kronendak (links) en knotwilgen zonder takken (rechts).

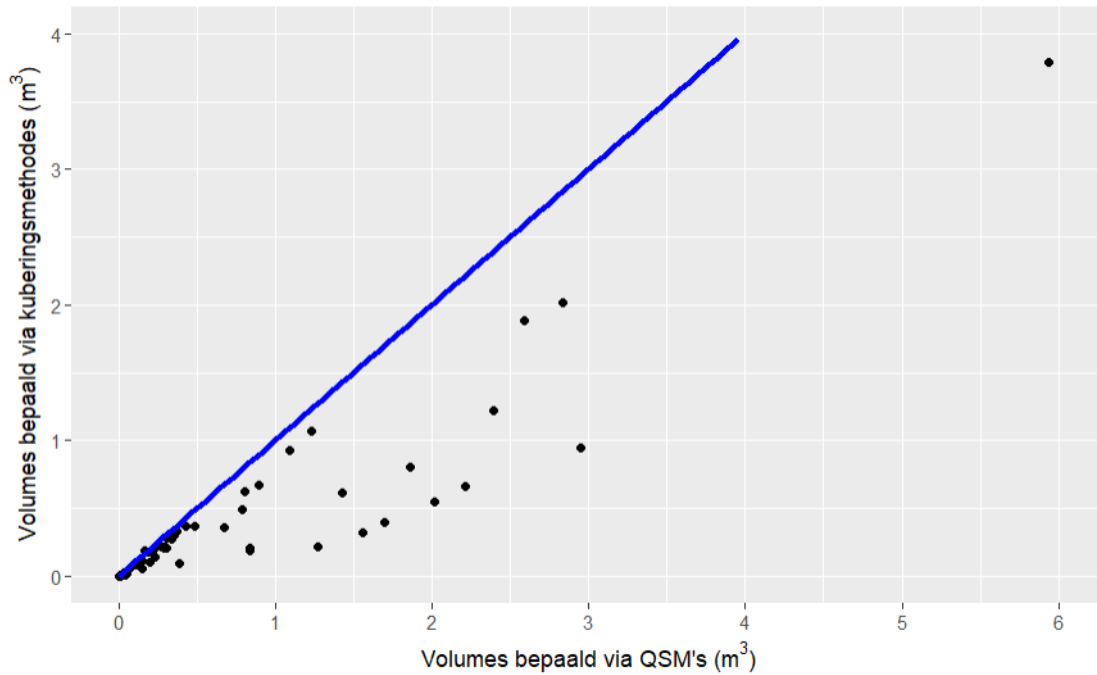
### 4.1.2 Volume

De bekomen volumes zijn het gemiddelde van de tien QSM's van elke boom in elke houtkant. Bij het bepalen van de volumes wordt de drempelwaarde van 7 cm toegepast. Elke houtkant heeft een ander aantal bomen, gaande van vijf tot dertien bomen. De bomen worden binnen een houtkant willekeurig genummerd en gelinkt aan hun volume (Figuur 4.4). Na het toepassen van de drempelwaarde en het verwijderen van bomen met slechte QSM's, blijkt geen enkele boom een outlier te zijn. Dit wil zeggen dat alle volumes kleiner dan  $10 \text{ m}^3$  zijn. De volumes van de correct bevonden QSM's verschillen sterk met de volumes bekomen bepaald via de standaard kuberingsmethododes (Figuur 4.5). Terrestrische LiDAR bepaald de volumes hoger dan de kuberingsmethododes.



Figuur 4.4: Volume van elke individuele boom voor elke houtkant. Elke boom binnen een houtkant heeft een willekeurig nummer toegekend gekregen.

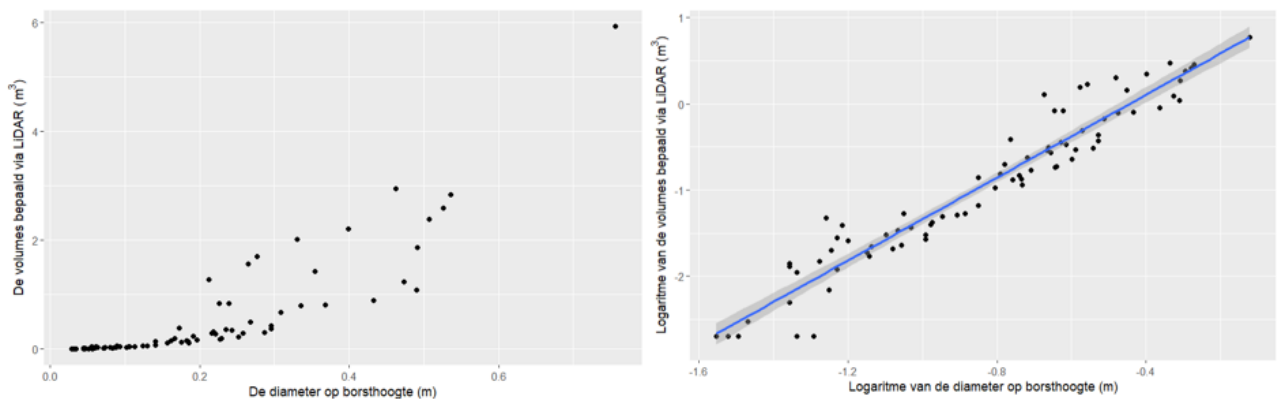
De waarden van de totale volumes liggen sterk uit elkaar met een bereik van  $1.66$  tot  $27.29 \text{ m}^3$  per 30 meter aan houtkant 4.1. Indien het volume uitgezet wordt ten opzichte van de diameter op borsthoogte, wordt een log-log-relatie opgemerkt (Figuur 4.6). De  $R^2$ -waarde van het gefitte lineaire model is  $0.92$ .



Figuur 4.5: Vergelijking van de berekende volumes en de volumes bepaald via LiDAR. De blauwe rechte stelt de 1:1 rechte voor.

Tabel 4.1: Volume van elke houtkant voor een afstand van 30 meter.

Houtkant	Volume voor 30 m (m <sup>3</sup> )
Assel	1.66
Bos	16.65
Hundel	27.29
Kasteel	6.99
Makke	2.49
Neer	4.39
Poel	6.05
Vierhoek	9.06
Wulgen	21.71
Zonne	8.31



Figuur 4.6: De volumes van alle bomen ten opzichte van hun diameter op borsthoogte.

### 4.1.3 Biomassa

De totale koolstofopslag is afhankelijk van de hoeveelheid biomassa die een houtkant heeft (Tabel 4.2). De biomassa wordt in verschillende eenheden uitgedrukt om sneller een vergelijking te kunnen maken met verschillende bronnen uit de literatuur. Net zoals bij de volumes van de houtkanten is een sterke spreiding aanwezig tussen koolstofopslag van de verschillende houtkanten. De range van de koolstofopslag bij 30 meter aan houtkant gaat van 0.34 tot 9.35 ton koolstof.

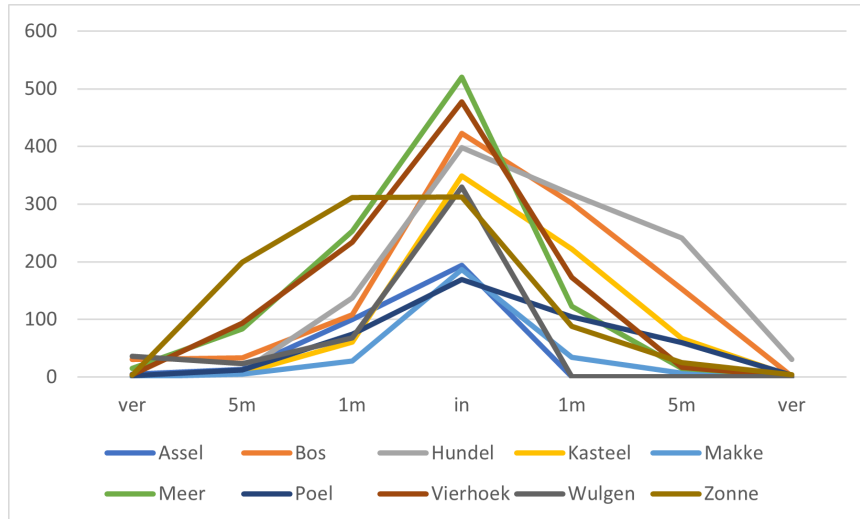
Tabel 4.2: Opgeslagen koolstof in de biomassa van elke houtkant.

Houtkant	Bovengrondse bio- massa (kg)	Ondergrondse bio- massa (kg)	Koolstofopslag in biomassa voor 30 m (ton C)	Ton C/ ha
Assel	582.05	130.96	0.34	16.67
Bos	10822.50	2435.06	6.23	171.65
Hundel	16236.21	3653.15	9.35	201.29
Kasteel	4201.99	945.45	2.42	83.14
Makke	1319.17	296.93	0.76	42.92
Neer	1659.17	373.31	0.96	51.36
Poel	3277.18	737.36	1.89	61.06
Vierhoek	4215.50	948.49	2.43	51.86
Wulgen	7597.80	1709.51	4.37	117.59
Zonne	2971.99	668.70	1.71	54.32

## 4.2 Bladval

De distributie van de bladval is verschillend voor elke houtkant (Figuur 4.7). Voor veel houtkanten is een duidelijk verschil op te merken tussen de twee verschillende zijden van de houtkant. Aan de ene kant vallen bij veel houtkanten meer bladeren dan aan de andere kant. Het verschil in totaal gevallen bladeren per meetlocatie varieert sterk, gaande van 0 tot 530 g/m<sup>2</sup> voor een bepaalde afstand tot de houtkant. Dit komt overeen met 0 tot 249 g C/m<sup>2</sup>.

Het model dat de beste fit vertoont voor het voorspellen van de bladval is het model met het volume en de afstand als predictoren (model 3.5). Dit model heeft een lagere AIC-waarde (726.09) en een hogere R<sup>2</sup> (fixed) (0.68) dan de andere modellen (Tabel 4.3). Een overzicht van alle outputs van de modellen inclusief coëfficiënten wordt weergegeven in Bijlage C (Tabel C.1). Het model dat de hoogte als predictor gebruikt in plaats van het volume geeft een iets slechtere fit. Opvallend bij dit model is dat p-waarde (0.05376) voor de hoogte-variabele relatief hoog is in vergelijking met de andere p-waarden (Tabel 4.3). Het model dat de bladval voorspelt met enkel de afstand als predictor toont een minder goede fit dan de andere twee modellen. De modellen waarbij het logaritme met grondtal 10 (log<sub>10</sub>) gebruikt wordt, hebben een lagere AIC-waarde dan de modellen met het natuurlijk logaritme. Daarom wordt het model met log<sub>10</sub> verkozen.



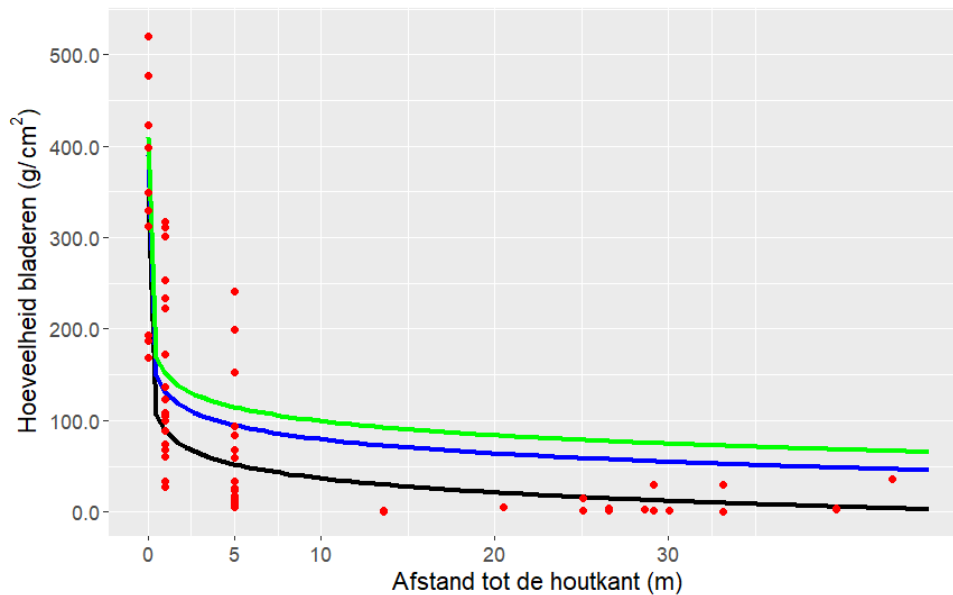
Figuur 4.7: Weergave van de bladval voor alle houtkanten. De x-as geeft de afstand t.o.v. de houtkant aan en de y-as geeft de totale bladval weer.

Tabel 4.3: Statistieken van de drie beschouwde modellen.

Statistieken	Bladval $\sim$ afstand	Bladval $\sim$ afstand en hoogte	Bladval $\sim$ afstand en volume
p-waarde afstand	$4.48 \cdot 10^{-15}$	$1.37 \cdot 10^{-15}$	$3.62 \cdot 10^{-16}$
p-waarde hoogte	/	0.05376	/
p-waarde volume	/	/	$8.12 \cdot 10^{-3}$
$R^2$ (totaal)	0.78	0.69	0.78
$R^2$ (fixed)	0.61	0.66	0.68
AIC	739.00	727.52	726.09

Het beste model (dit waarbij het volume en de afstand gebruikt worden) voorspelt de hoogste bladval in de houtkant zelf waarna het logaritmisches afneemt naarmate de afstand tot de houtkant groter wordt (Figuur 4.8). Het model voorspelt een hogere bladval bij een hoger volume (Figuur 4.8). De groene lijn is de voorspelde bladval bij een volume van de houtkant van  $25 \text{ m}^3$ , de blauwe lijn stelt de bladval bij een volume van  $15 \text{ m}^3$  en de zwarte lijn wordt bepaald bij een volume van  $5 \text{ m}^3$ . Het model fit de data (rode punten) vrij goed. De regressielijnen worden bepaald via:

$$\text{Bladval} = 25.908 - 51.760 * \log_{10}(\text{Afstand} + 0.00001) + 89.468 * \log_{10}(\text{Volume}). \quad (4.1)$$



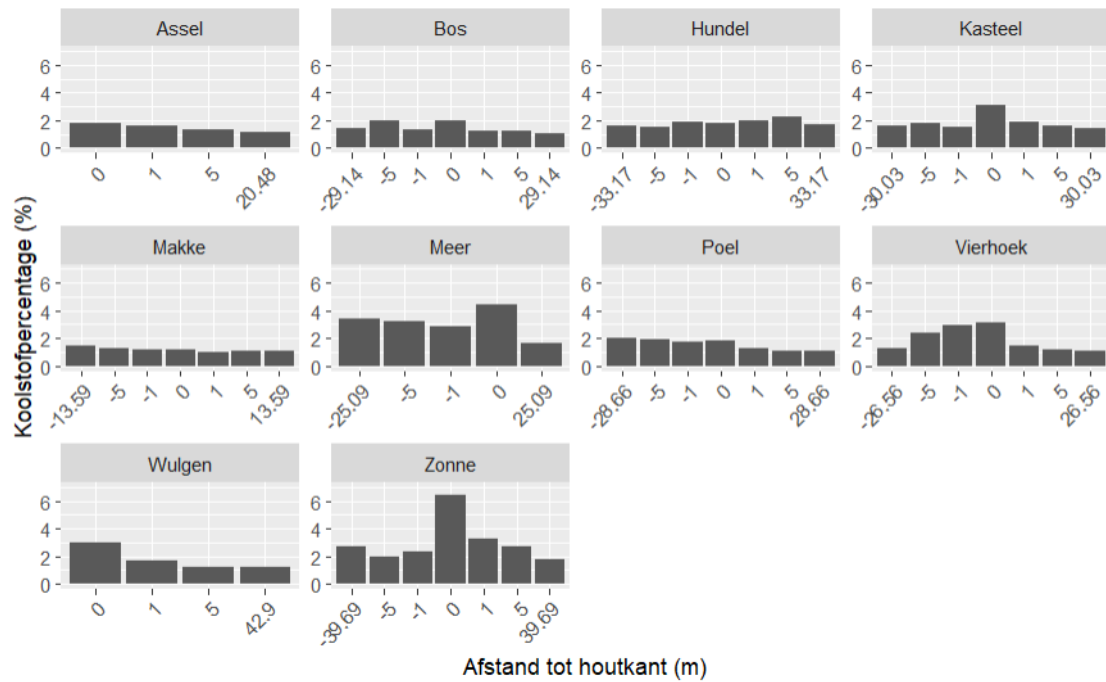
Figuur 4.8: Voorspelde bladval in functie van de afstand tot de houtkant. De rode stippen stellen de data van deze studie voor. De groene lijn voorspelt de bladval bij een volume van  $25 \text{ m}^3$ , de blauwe lijn bij een volume van  $15 \text{ m}^3$  en de zwarte lijn bij een volume van  $5 \text{ m}^3$ .

## 4.3 Bodem

### 4.3.1 Bodemkoolstofgehalte

Het gemeten bodemkoolstofgehalte toont een sterke variatie tussen de verschillende houtkanten (Figuur 4.9). Het koolstofgehalte in de bodem heeft een bereik van ongeveer 1 tot 4 %. Enkel bij de houtkant 'Zonne' wordt één zeer hoge waarde van 6 % gemeten. Bij zes van de tien houtkanten is het bodemkoolstofgehalte in de houtkant het hoogst en daalt het naarmate de afstand tot de houtkant groter wordt.

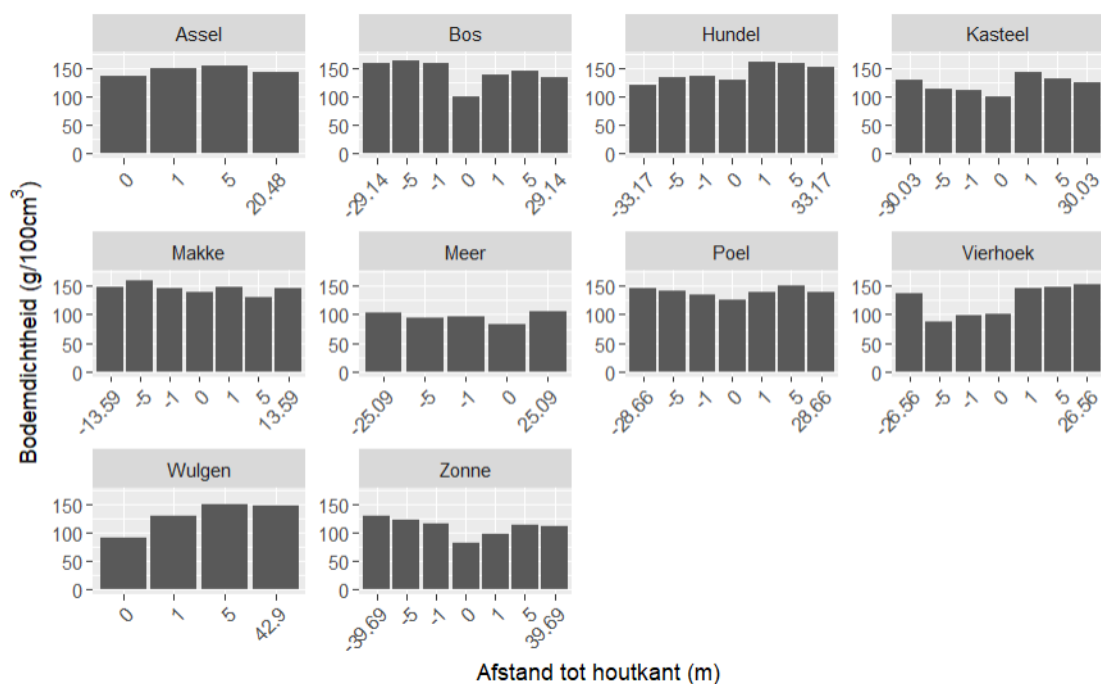
Bij de resultaten van het koolstofgehalte in de bodem moet gekeken worden naar het landgebruik op de aanliggende velden. Bij de houtkanten met aan de twee kanten een verschillend landgebruik, wordt gekeken naar het verschil in koolstofgehalte tussen akker en grasland. Dit is de situatie voor de houtkanten 'Hundel', 'Kasteel', 'Poel' en 'Vierhoek'. Aan deze houtkanten werd telkens de positieve waarden op de x-as toegekend, het landgebruik aan de andere zijde van de houtkant kreeg de negatieve waarden toegekend op de x-as (Figuur 4.9). Bij de houtkant 'Hundel' ligt het koolstofpercentage in de akker hoger dan in het grasland. Bij 'Kasteel' zijn de waarden vergelijkbaar met elkaar. Bij de houtkanten 'Poel' en 'Vierhoek' is echter een hoger koolstofgehalte in de graslanden te bemerken.



Figuur 4.9: Bodemkoolstofgehalte op verschillende afstanden van de houtkant voor alle houtkanten. De afstanden op de x-as stellen de locaties van de opvangpotten voor (zie bladvalmetingen). De negatieve waarden wijzen op de linkerzijde van de houtkant en de positieve afstanden op de rechterzijde.

### 4.3.2 Bodemdichtheid

De bodemdichtheid varieert tussen de waarden 80 en 165 g/100cm<sup>3</sup> (Figuur 4.10). Bij het merendeel van de houtkanten is de bodemdichtheid het laagst in de houtkant. Verder wordt opgemerkt dat de bodemdichtheid niet consistent lager is in graslanden dan in akkerland.



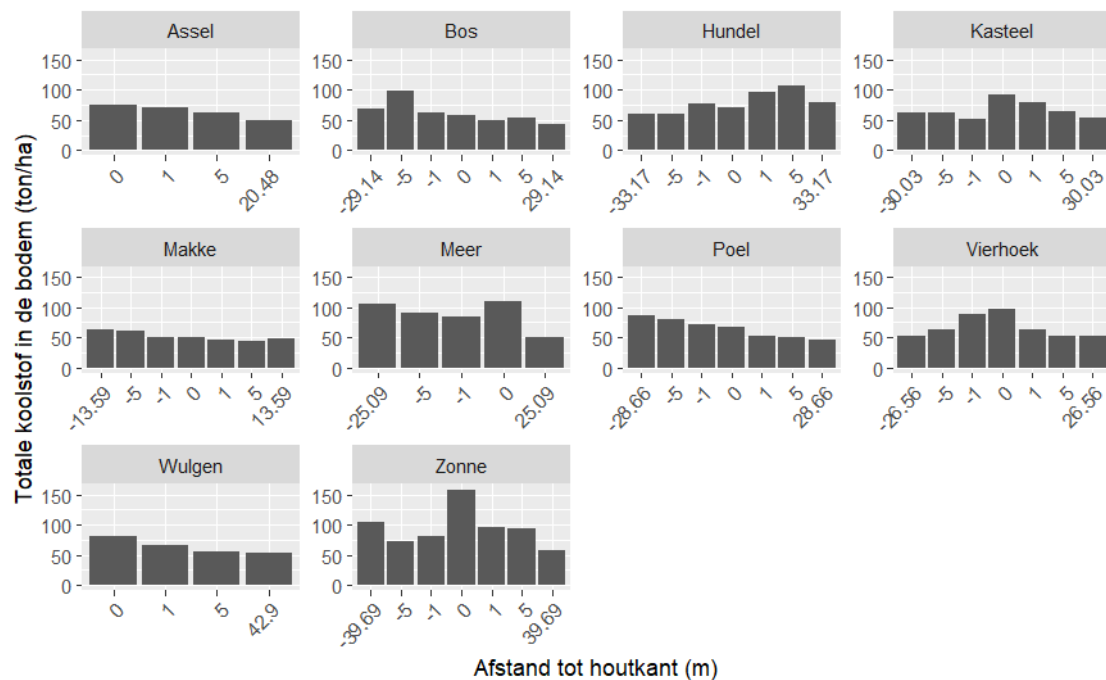
Figuur 4.10: Bodemdichtheid op verschillende afstanden van de houtkant voor alle houtkanten. De afstanden op de x-as stellen de locaties van de opvangpotten voor (zie bladvalmetingen). De negatieve waarden wijzen op de linkerzijde van de houtkant en de positieve afstanden op de rechterzijde.

### 4.3.3 Totale koolstof in de bodem

De range van ton koolstof per hectare in de bovenste 30 cm van de bodem varieert sterk, gaande van 43 tot 158 ton C/ha (Figuur 4.11). In de houtkant 'Zonne' wordt een uitzonderlijk hoge waarde van 150 ton C/ha bekomen bij dezelfde locatie waar het bodemkoolstofgehalte 6 % bedroeg. Bij enkele houtkanten is te zien dat de totale koolstof in de houtkant hoger is en afneemt naarmate de afstand tot de houtkant toeneemt. Dit effect is echter niet constant voor alle houtkanten.

Bij het opstellen van het model dat de totale bodemkoolstof moest voorspellen op basis van afstand en hoogte, bleek de interactieterm tussen hoogte en afstand niet significant te zijn (p-waarde = 0.1623). Zowel de hoogte van de houtkant (p-waarde = 0.0381) als de afstand (p-waarde = 0.0036) blijken een significante invloed te hebben op de totale koolstof in de bodem.





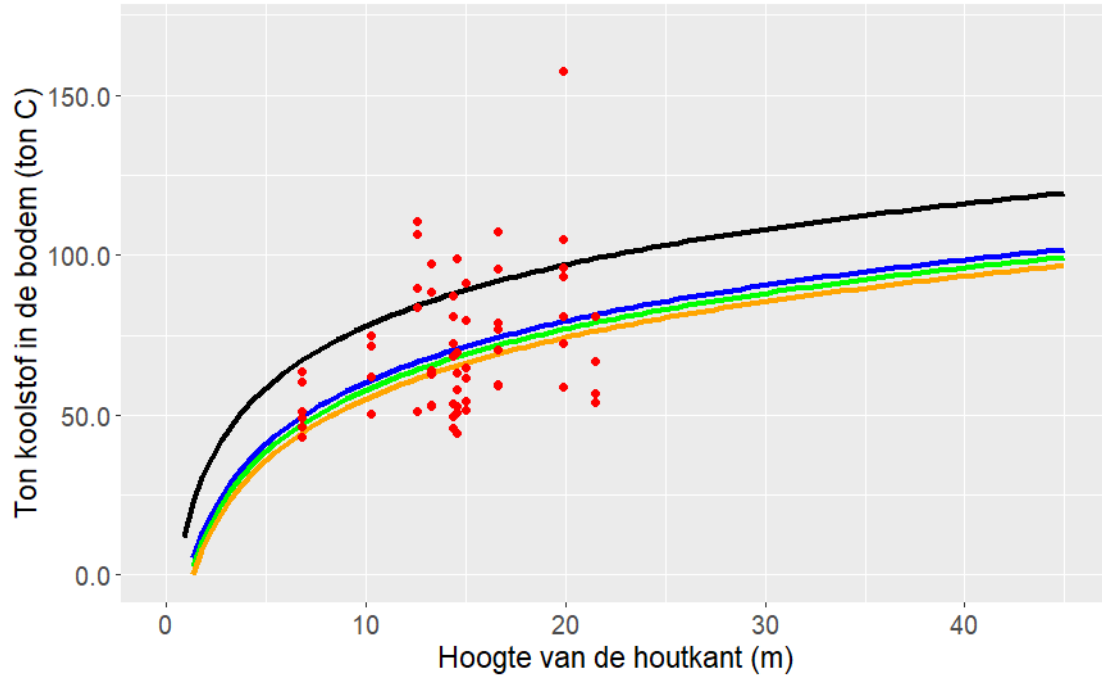
Figuur 4.11: Bodemkoolstof op verschillende afstanden van de houtkant voor alle houtkanten. De afstanden op de x-as stellen de locaties van de opvangpotten voor (zie bladvalmetingen). De negatieve waarden wijzen op de linkerzijde van de houtkant en de positieve afstanden op de rechterzijde.

Het model met de beste fit is het model dat de hoogte en de afstand tot de houtkant meenemen als predictor. Het model met het  $\log_{10}$  heeft een iets lagere AIC-waarde (520.34) dan het model met het natuurlijk logaritme (523.68). Hierdoor wordt het model op basis van  $\log_{10}$  gekozen. De  $R^2$ -waarden van dit model zijn 0.71 (totaal) en 0.24 (fixed). Dit is eerder een lage waarde voor de fixed variabelen.

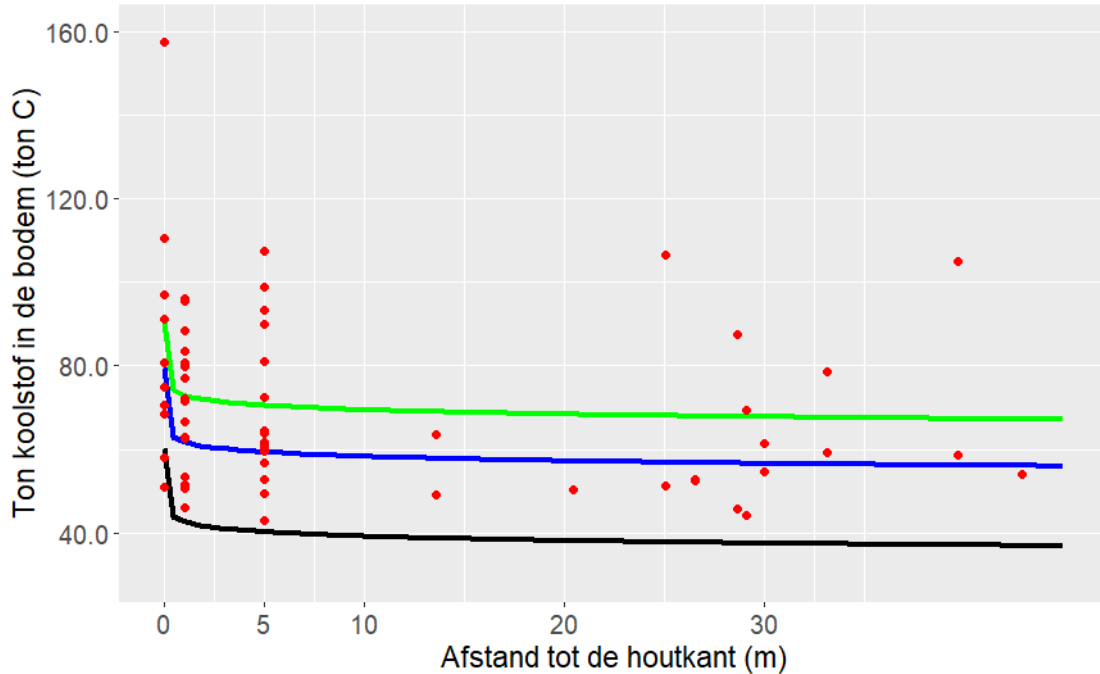
De intercept (-3.08) en de coëfficiënten (-3.52 en 63.40) worden bekomen voor respectievelijk de afstand en de hoogte. De voorspellingen van het model worden weergegeven in Figuur 4.12 en 4.13. Op beide figuren zijn meerdere regressielijnen te zien aangezien naar drie variabelen gekeken wordt.

De totale bodemkoolstof neemt toe naarmate de hoogte van de houtkant toeneemt (Figuur 4.12). De totale koolstof neemt af naarmate de afstand tot de houtkant groter wordt. Voor eenzelfde hoogte is de bodemkoolstof in de houtkant (zwarte lijn) groter dan op afstanden verder van de houtkant (Figuur 4.12). Het verschil in bodemkoolstof tussen de afstanden één meter, vijf meter en het gemiddelde van twee keer de boomhoogte van elke houtkant is relatief klein.

De bodemkoolstof neemt logaritmisches af met de afstand tot de houtkant (Figuur 4.13). De totale koolstof in de bodem is het grootst in de houtkant. Hoe hoger de houtkant is, hoe hoger de totale bodemkoolstof bedraagt. Voor eenzelfde afstand tot de houtkant is de bodemkoolstof hoger bij een houtkant van 30 meter (groene lijn) dan bij een houtkant van 20 meter (blauwe lijn). Dit effect is voornamelijk te merken vanaf afstanden van 1 meter buiten de houtkant.



Figuur 4.12: Voorspelde bodemkoolstof in functie van de hoogte van de houtkant. De regressielijnen worden weergegeven in functie van verschillende afstanden. De zwarte lijn stelt de afstand van nul meter voor (in de houtkant), de blauwe rechte deze van één meter, de groene deze van vijf meter en de oranje deze van 28.7879 meter. 28.7879 is het gemiddelde van de verre afstanden. De rode punten stellen de bekomen data voor.



Figuur 4.13: Voorspelde bodemkoolstof in functie van de afstand tot de houtkant. De regressielijnen worden weergegeven in functie van verschillende hoogtes van bomen. De zwarte lijn stelt de hoogte van tien meter voor, de blauwe rechte deze van 20 meter en de groene deze van 30 meter. De rode punten stellen de bekomen data voor.

#### 4.3.4 Relatie tussen volumes, bladeren en bodem

Aangezien zowel de totale koolstof in de biomassa als in de bodem onderzocht wordt in deze studie, kan een uitspraak gedaan worden over de totale koolstofopslag. Deze totale koolstof wordt enkel bepaald in en onder de houtkant zelf aangezien enkel de biomassa van de houtkant bepaald werd (Tabel 4.4).

Tabel 4.4: Totale koolstof van elke houtkant, enkel de bodem van onder de houtkant zelf werd hierbij in rekening gebracht.

Houtkant	Ton C/ha (biomassa)	Ton C/ha (bodem)	Totale ton C/ha
Assel	16.67	74.90	91.57
Bos	171.65	57.99	229.65
Hundel	201.29	70.57	271.86
Kasteel	83.14	91.08	174.22
Makke	21.46	51.02	72.49
Meer	51.36	110.57	161.93
Poel	61.06	68.45	129.52
Vierhoek	51.86	97.14	149.00
Wulgen	117.59	80.71	198.30
Zonne	54.32	157.56	211.89

## HOOFDSTUK 5

# DISCUSSIE

### 5.1 Biomassabepaling

#### 5.1.1 LiDAR-scans en QSM's

De puntenwolken van de houtkanten zijn een high-end resultaat voor het weergeven van bomen. De houtkant ziet er ongeveer volledig hetzelfde uit in de puntenwolken als in de realiteit. De precisie ligt zeer hoog tot op takniveau. Een belangrijk resultaat is dat de bomen die slechts langs één kant gescand zijn, toch een relatief goed resultaat geven. Dit kan aangeven dat indien bij grootschaliger onderzoek rond houtkanten misschien minder dan acht scanposities nodig zijn om de houtkant voldoende goed te scannen.

Ondanks de zeer precieze beelden kent terrestrische LiDAR toch enkele problemen. Het verzamelen en verwerken van de data is een zeer tijdsintensieve en precieze methode. Alle scans maken van de tien houtkanten duurde ongeveer 50 uur voor één persoon. Het scannen dient echter best in duo 's te gebeuren voor de veiligheid van zowel de onderzoeker als het toestel. Het werken in duo 's zal de benodigde tijd echter niet verkorten aangezien het merendeel van de uren ingenomen wordt door het scannen. Het scannen zelf dient correct te gebeuren bij zo weinig mogelijk wind en regen om goede data te bekomen. Dit zijn condities die in België niet het volledige jaar gelden, wat soms een beperking kan geven op het bekomen van goede data. Het verwerken van de bekomen puntenwolken gebeurt best op computers met enige capaciteit aangezien het zeer zware bestanden zijn waarmee gewerkt wordt (de initiële scans nemen vaak meer dan 9 GB in beslag). Vervolgens kent de verwerking van deze beelden tot betrouwbare QSM's en uiteindelijk boomkarakteristieken enkele problemen. De bomen die te dicht op elkaar staan zorgen dat het kronendak van twee bomen vermengd geraakt. Dit heeft als gevolg dat de takken van de ene boom uit de andere geknipt moeten worden. Hierdoor gaat telkens een klein volume verloren. Afhankelijk van hoe intens de kronendaken vermengd zijn zorgt dit veel of weinig verlies van volumes. Het uitknippen van de boomvreemde takken in de puntenwolken is een zeer precies en tijdsrovend werk. Bij de meest intensieve gemengde kronendaken was de onderzoeker vaak 30 minuten bezig per boom. Andere bomen zoals bomen met een te compact kronendak, knotwilgen, meerstammige bomen en bomen die te dicht op elkaar staan, vormen ook een probleem. Deze worden namelijk niet goed omgezet tot een QSM (Figuur 4.3). Terrestrische LiDAR is echter een tak in de wetenschap die continu evolueert. Nieuwe apparaten worden ontwikkeld en de modellen om de QSM's te bepalen, worden geoptimaliseerd waardoor de kans bestaat dat in de toekomst minder problemen zullen voorkomen bij houtkanten.

Indien de ideale weercondities plaatsvinden en voldoende accurate scanners ter beschikking zijn, kan terrestrische LiDAR een enorm accurate methode zijn. De puntenwolken van de bomen zijn bijna exacte replica 's van de echte bomen en deze puntenwolken worden bijna exact gemodelleerd tot een QSM (Figuur 4.2). Bij de standaard kuberingsmethodes wordt telkens een grove schatting gemaakt door enkel de spil van de boom te beschouwen. Dit is niet het geval bij terrestrische LiDAR dat de volledige boom kan beschouwen. De bekomen resultaten van de scans kennen naast de hoge accuratie ook minder gevaren voor menselijke fouten bij het opmeten dan de standaard meetmethodes.

In deze studie zijn 23 van de 102 bomen als niet goed genoeg beschouwd voor verdere verwerking. Dit is ongeveer 23 % van het totaal aantal bomen. Dit is een relatief hoog percentage maar hierbij moet rekening gehouden worden met de context waarin gewerkt werd. Houtkanten hebben de eigenschap om zeer structuurrijk te zijn waarbij de bomen dicht op elkaar staan. Dit zorgde voor veel moeilijkheden waardoor 23 % geen extreem hoge waarde is. Indien het algoritme dat de QSM's vormt, verbeterd wordt om meerstammige bomen en knotwilgen zonder takken te modelleren, kan dit al een zeer grote meerwaarde betekenen voor houtkanten. Dit zijn structuren die een belangrijk onderdeel van houtkanten vormen en om een betere inschatting te kunnen maken van de totale volumes, moeten ze correct bepaald kunnen worden.

### 5.1.2 Volume

Bij het bepalen van alle boomvolumes blijkt één boom een hogere waarde te bekomen dan alle andere bomen (Figuur 4.4). Dit is een populier uit 'Zonneveld' van ongeveer 20 meter hoog. De populier heeft alle vrijheid gehad om te groeien en heeft hierdoor zeer veel zijtakken in alle diameterklassen. Over alle houtkanten heen is dit de enige populier waardoor moeilijk binnen deze studie kan vergeleken met dit bekomen volume. De overige bomen hebben lagere volumes. Wat nog opvalt aan de individuele boomvolumes is dat twee bomen in 'Wulgen' telkens een hoog volume hebben, dit zijn twee schietwilgen (in een rij van acht) die zijn kunnen uitgroeien tot een hoogte van 21 meter. De QSM's van de overige zes wilgen worden als niet goed genoeg beschouwd waardoor de twee nauwkeurig bepaalde bomen als enige bomen van de houtkant 'Wulg' meegenomen worden.

De volumes die bepaald zijn via LiDAR zijn een stuk groter dan de berekende volumes via standaard kuberingsmethodes (Figuur 4.5). Het grootste verschil tussen beide methodes is het al dan niet in rekening brengen van de takken. Bij de standaard kuberingsmethodes wordt enkel rekening gehouden met de spil aangezien enkel het oogstbaar volume gekend wilt zijn. De takken hebben weinig tot geen waarde op de houtmarkt waardoor deze niet meegerekend worden. Het doel van de volumes via LiDAR is om de totale koolstofopslag te bepalen. Hierbij hebben takken wel een belangrijke waarde aangezien ze veelvuldig voorkomen bij bomen in houtkanten.

De spreiding op de totale volumes van de houtkanten is groot. Dit kan verklaard worden doordat de houtkanten onderling veel verschillen vertonen (Tabel 4.1). Het lage volume in 'Assel' kan verklaard

worden door het lage aantal bomen in de houtkant. De houtkant bestond slechts uit zes bomen die ver uit elkaar stonden. De grootste bomen van deze houtkant waren meerstammig waardoor een minder hoog volume in de stammen zit dan bij andere bomen. De houtkant 'Makke' bestaat uit jonge hazelaars die niet groot zijn wat een groot effect heeft gehad op het totale (lage) volume. Naast de houtkanten met zeer lage volumes hebben twee houtkanten zeer hoge volumes. Het hoge volume in 'Wulgen' kan verklaard worden door de omvang van de bomen. De houtkant bestaat uit een rij van acht schietwilgen met een hoogte van 21 meter. Deze schietwilgen hebben zeer veel vertakkingen wat het grote volume kan verklaren. De mogelijke verklaring voor de houtkant 'Hundel' is te vinden in de breedte van de houtkant. De houtkant is drie rijen breed en het volume wordt uitgedrukt per 30 meter aan houtkant. Dit maakt dat het totale volume van deze houtkant hoog is. De eiken zelf waren relatief hoog en in de houtkant stonden enkele kleinere bomen.

De relatie tussen de diameter op borsthoogte en het volume van bomen in houtkanten toont een sterk log-log verband. De  $R^2$ -waarde van het lineair model is hoog. Dit geeft aan dat vrij eenvoudige allometrische relaties kunnen worden opgesteld om het volume van een houtkantboom te schatten, enkel op basis van de diameter op borsthoogte.

### 5.1.3 Biomassa

Net zoals bij de volumes hebben de houtkanten 'Assel' en 'Makke' de laagste waarden voor de biomassa (Tabel 4.1). Opnieuw valt dit te verklaren door de vorm en hoogte van deze houtkanten. De houtkant 'Wulgen' heeft een opvallend lage koolstofopslag in vergelijking met zijn volume. De verklaring is te vinden in de dichtheid van het wilgenhout die zeer laag is ( $350 \text{ kg/m}^3$ ). De tegenovergestelde redenering kan gemaakt worden voor de houtkant 'Bos'. In deze houtkant staan enkel haagbeuken die een hoge dichtheid hebben ( $650 \text{ kg/m}^3$ ). Hieruit kan besloten worden dat de dichtheid van het hout, en dus de boomsoort, een sterke invloed heeft op de koolstofopslag in de biomassa van de houtkant. De totale koolstof per hectare wordt weergegeven aangezien dit een veelgebruikte eenheid is in de literatuur. Bij deze eenheid wordt rekening gehouden met de breedte van de houtkant om de oppervlakte te kennen. Hierbij is merkbaar dat de hoge biomassawaarden in 'Hundel' voor een groot deel te danken zijn aan de breedte van de houtkant.

Deze studie geeft, net zoals de literatuur, een grote spreiding op de totale biomassa van houtkanten. De waarden die bekomen worden in deze studie liggen hoger dan deze in de literatuur. Drexler et al. (2021) tonen een range van 4 tot 132 ton C/ha aan. In dit uitgevoerde onderzoek is de range 13 tot 165 ton C/ha (indien enkel de bovengrondse biomassa in rekening wordt gebracht). De minimumwaarde in dit onderzoek ligt een stuk hoger dan in de studie van Drexler et al. (2021). Een mogelijke verklaring hiervoor is het al dan niet gebruik maken van LiDAR.

## 5.2 Bladval

De distributie van de bladval is verschillend voor elke houtkant maar kent wel enkele algemeenheden over alle houtkanten heen. In de houtkant zelf vallen de meeste bladeren. De potten het verst van de houtkant hebben de laagste hoeveelheid bladeren ontvangen doordat de bladeren moeilijker in die opvangpotten geraken. Bij de potten op één en vijf meter van de houtkant is een groot verschil op te merken tussen de houtkanten. Bij enkele houtkanten zijn de waarden op één meter relatief hoog terwijl deze bij andere houtkanten eerder laag zijn. Dezelfde waarneming geldt voor de opvangpotten op 5 meter van de houtkant.

Daarnaast is een verschil merkbaar tussen de twee kanten van een houtkant. Bij het merendeel van de houtkanten vallen meer bladeren aan de ene kant van de houtkant dan aan de andere. De wind kan hieraan een mogelijke verklaring bieden aangezien bladeren zeer licht zijn en hierdoor beïnvloed worden door de wind. De vaakst voorkomende windrichting in België is het zuidwesten waardoor de meeste bladeren in die richting kunnen vallen. Bij de evaluatie van de verschillende modellen werd rekening gehouden met alle verschillende statistieken. De belangrijkste statistieken die beschrijven hoe goed een model is, zijn de  $R^2$ - en AIC-waarden. De statistieken geven aan dat het model met het volume en afstand de beste fit geeft. Dit model heeft de laagste AIC-waarde (726.09) en de hoogste  $R^2$  (0.78) van de drie modellen. Het volume is echter geen eenvoudig te bepalen variabele in houtkanten. Uit de resultaten van de modellen volgt dat het model met de hoogte en de afstand een goed alternatief kan zijn indien het volume niet bepaald kan worden. Het model met enkel de afstand als predictor geeft een minder goede fit.

Het gebruikte model voorspelt net zoals het model dat gebruikt wordt in CARAT een logaritmische afname van de bladval met toenemende afstand tot de houtkant. Het grote verschil tussen de twee modellen is dat het model van CARAT de bladval voorspelt aan de hand van de diameter op borsthoogte in combinatie met soortspecifieke parameters en in deze studie zijn deze parameters niet nodig. De parameters zijn afgeleid uit exotische bomen met gelijkaardige kenmerken als de inheemse bomen. Bij het gebruik van het volume als predictor dient geen rekening gehouden te worden met deze parameters.

Het bekomen model uit deze studie voorspelt een sterker dalende functie dan het model van Ferrari en Sugita (1996). Een mogelijke verklaring zijn de veel hogere waarden voor bladval die in deze studie gemeten zijn. In deze studie worden waarden bekomen tot  $500 \text{ g/m}^2$  terwijl dit bij de studie van Ferrari en Sugita (1996) vaak veel lagere waarden zijn. Indien de curve slechts vanaf een afstand van één meter tot de houtkant bekeken wordt, zijn de gelijkenissen met het bladvalmodel uit CARAT groter.

Het model dat gebruik maakt van het volume voorspelt dat hoe groter het volume van de houtkant is, hoe meer bladeren vallen (Figuur 4.8). Dit valt te verklaren doordat een groter volume overeenkomt met grotere of meer bomen. Hoe groter een boom is, hoe groter de kruin zal zijn en hoe meer bladeren een boom hierdoor produceert.

## 5.3 Bodem

### 5.3.1 Bodemkoolstofgehalte

Zoals aangegeven in de literatuur ligt het koolstofgehalte onder de bomen van de houtkant vaak hoger dan in de aangrenzende akkers of graslanden (Figuur 4.9). Dit kan verklaard worden door de hogere koolstofinputs die deze locaties kennen. Het bladvalmodel voorspelt de meeste bladval in de houtkant. Naast bladeren vallen de zwaardere boomelementen zoals takken en vruchten vaak niet verder dan in de houtkant zelf. In enkele houtkanten is het effect zichtbaar dat het koolstofgehalte stelselmatig afneemt naarmate de afstand tot de houtkant toeneemt. Dit fenomeen kan opnieuw verklaard worden door het bladvalmodel. De meetlocaties die het verst van de houtkanten liggen, hadden de minste koolstofinputs van de houtkant zelf. Een probleem bij het onderzoeken van het koolstofgehalte is dat bij veel houtkanten nog andere bomen in de buurt stonden. Deze bomen produceren net zoals de houtkant bladeren en zorgen hierdoor voor extra koolstofinputs op de meetlocaties. Een andere mogelijke verklaring voor het hogere koolstofgehalte in de houtkant is de wortelwerking van de houtkant. De bomen hebben grotere wortels dan de gewassen en grassen in de naburige velden. Deze wortels zorgen voor extra koolstof in de bodem via dood materiaal en het uitscheiden van exudaten. Het effect van de wortels is het grootst in de houtkant zelf aangezien de wortels zich daar bevinden.

De leeftijd van de houtkant moet zeker in rekening gebracht worden bij de resultaten. Zo heeft een oudere houtkant al veel meer tijd gehad om effect op de bodem uit te oefenen. Het veranderen van het koolstofgehalte via bladval is een langzaam proces. Hoe langer een houtkant zijn bladeren op de bodem kan laten vallen, hoe meer het effect zichtbaar kan worden in de resultaten.

De waarden die bereikt worden, hebben een vrij vergelijkbaar bereik met de literatuur tussen de 0 en 6% (Virto et al., 2014). Enkel in de houtkant 'Zonne' wordt een zeer hoge waarde van 6.4 % gemeten. Dit kan verklaard worden door de hoge vochtigheid in de houtkant. In de houtkant was een klein stroompje aanwezig dat mogelijk voor een hoger koolstofpercentage zorgt. Een andere verklaring kan het aanwezige dode hout zijn dat prominent aanwezig is bij deze houtkant.

Graslanden zouden een hoger koolstofgehalte kunnen hebben dan akkerland dankzij het uitgebreider wortelstelsel. In deze studie kan hier echter geen sterke conclusie rond gemaakt worden. Bij één houtkant is het koolstofgehalte in de akker hoger, bij één houtkant zijn de waarden tussen grasland en akker ongeveer gelijk. Bij slechts twee van de vier houtkanten hebben de graslanden een hoger koolstofpercentage. Een mogelijke verklaring voor de hogere koolstofgehaltenes in de akker van 'Hundel' is moeilijk te vinden. Het is een perceel dat al zeer lang een akker is, er wordt geen groenbemester aangeplant en de boer laat geen oogstresten liggen op het perceel.



### 5.3.2 Bodemdichtheid

Net zoals in de literatuur vermeld is de bodemdichtheid bij het merendeel van de houtkanten lager in de houtkant dan in de aanliggende percelen (Figuur 4.10). Een mogelijke verklaring is dat de houtkant minder betreed wordt dan akkers en graslanden. In houtkanten moet minder actie ondernomen worden om de houtkant te onderhouden. Dit onderhouden gebeurt echter vaak met minder zware machines dan bij het bewerken van de akker of maaien van de graslanden. Deze machines kunnen voor extra compactie zorgen wat de bodemdichtheid doet verhogen. Bij akkers wordt de bovenste laag (waar de bodemdichtheid onderzocht werd) echter vaak omgeploegd wat de bodemdichtheid doet afnemen. Een andere mogelijke verklaring voor de lagere bodemdichtheid in de houtkant is het wortelstelsel van de houtkant. De wortels groeien in de bodem en doen de dichtheid hierdoor afnemen. Een laatste mogelijke verklaring is de grotere organische laag in de houtkanten. De bladval en andere boomelementen stapelen sneller op in de houtkant dan erbuiten. Dit extra organisch materiaal kan meer organismen aantrekken zoals regenwormen. Deze organismen zorgen op hun beurt voor bioturbatie wat de bodemdichtheid doet afnemen.

Bij de bodemdichtheid was een verschil te merken tussen de akkerlanden en graslanden aan eenzelfde houtkant. Bij drie van de vier houtkanten is de bodemdichtheid hoger in de akkerlanden. De houtkant 'Poel' is de enige houtkant waarvoor deze bewering niet geldt. De waarden van de bodemdichtheid aan beide zijden van deze houtkant zijn echter gelijkaardig. De verklaring van de hogere dichtheid in de akkers kan mogelijks gevonden worden in de zwaardere machines die het veld bewerken.

### 5.3.3 Totale koolstof in de bodem

De totale koolstof in de bodem geeft variabele resultaten bij de verschillende houtkanten (Figuur 4.11). Dit valt te verklaren doordat de totale koolstof gelijk is aan de bodemdichtheid vermenigvuldigd met het koolstofgehalte. Houtkanten hebben zoals hierboven beschreven een toenemend effect op de bodemkoolstof en een afnemend effect op de bodemdichtheid. De omgekeerde relatie tussen de bodemdichtheid en het koolstofgehalte moet hierbij in beschouwing genomen worden. Deze twee effecten heffen elkaar deels op bij de bepaling van de totale koolstof waardoor een minder sterke conclusie kan getrokken worden. Bij zes van de tien houtkanten is de totale koolstof echter het hoogst in de houtkant. Het effect van het hogere koolstofgehalte kan dus een grotere impact hebben op de totale koolstof dan het verminderende effect van de bodemdichtheid. Slechts bij vijf houtkanten is een duidelijke trend te zien van een hogere koolstofstock in de houtkant die vervolgens daalt naarmate de afstand tot de houtkant toeneemt. De zeer hoge waarde in 'Zonne' kan verklaard worden door het zeer hoge koolstofgehalte op die locatie.

De bekomen waarden variëren tussen 43 en 158 ton C/ha. Deze waarden komen in grote lijnen overeen met het onderzoek van Van Den Berge et al. (2021b). Het onderzoek bepaalde het gemiddelde op 81 ton C/ha maar deze waarde had een relatief hoog betrouwbaarheidsinterval van 28 ton C/ha.

Het model voorspelt de totale koolstof in de bodem op basis van de hoogte van de houtkant en de afstand tot de houtkant (Figuur 4.12 en Figuur 4.13). Uit deze figuren kan afgeleid worden dat de totale koolstof toeneemt naarmate de hoogte van de houtkant toeneemt. Dit kan verklaard worden doordat een hogere houtkant vaak meer biomassa produceert dat uiteindelijk in de bodem terecht kan komen. De totale koolstof is het hoogst in de houtkant en daalt vervolgens logaritmisch naarmate de afstand toeneemt. Hierbij kan de verklaring opnieuw te danken zijn aan extra koolstofinputs via bladval of exudaten.

### 5.3.4 Relatie tussen boomvolumes, bladval en bodemkoolstof

Indien naar verbanden wordt gezocht tussen alle bekomen resultaten valt meteen op de de bladval een verklaring kan geven voor de hogere koolstofgehalten dicht bij de houtkant. Waar meer bladeren vallen, is het koolstofgehalte vaak hoger. Dit koolstofgehalte heeft een rechtstreeks evenredig effect met de totale bodemkoolstof. De hoeveelheid bladeren die valt, is op zijn beurt afhankelijk van het volume van de bomen.

De totale koolstof (bodem en biomassa) die een houtkant kan opslaan varieert sterk. Indien de data van verschillende studies uit de literatuur wordt samengenomen, wordt een range van totale koolstof die een houtkant opslaat, bepaald op 85 tot 212 ton C/ha (Van Den Berge et al., 2021b; Drexler et al., 2021). Deze waarden komen relatief goed overeen met de waarden bekomen uit de eigen studie waar de range 72 tot 272 ton C/ha is. De laagste waarde uit deze eigen studie kan verklaard worden doordat de beschouwde houtkant ('Makke') een relatief jonge houtkant is. De bomen zijn niet groot wat leidt tot een lage koolstofopslag in de biomassa. Aangezien deze houtkant nog niet lang aanwezig is op die locatie kan hij ook weinig invloed uitgeoefend hebben op de bodemkoolstof via bladval. De hogere waarden uit deze eigen studie zijn voornamelijk te danken aan de hogere volumes. LiDAR bepaald de volumes hoger dan andere meetmethodes. De hogere volumes zorgen voor meer biomassa en hierdoor meer koolstofopslag.

## HOOFDSTUK 6

# CONCLUSIE

Het potentieel van houtkanten in het kader van koolstofopslag in landbouwgebied wordt bevestigd in deze studie. De hoge waarden voor volumes en biomassa van de houtkanten tonen aan dat veel koolstof opgeslagen kan worden in deze structuren. Houtkanten hebben naast hun biomassa een positief effect op de bodemkoolstof. De totale bodemkoolstof en het koolstofgehalte waren hoger onder de bomen van de houtkant dan in de naburige velden. Een rechtsreeks effect van de houtkant op de bodemkoolstof kan echter niet aangetoond worden aangezien niet met controleplots gewerkt werd. Dit kan eventueel gebeuren in een vervolgonderzoek.

Deze studie heeft aangetoond dat terrestrische LiDAR een enorme hulp kan zijn in het bepalen van de koolstofopslag (en andere boomeigenschappen) van houtkanten. Hierbij moet echter rekening gehouden worden met de situatie waarin gewerkt wordt. Uit de resultaten is gebleken dat houtkanten waarbij de bomen relatief ver uit elkaar staan, betere resultaten geven dan bomen die dicht bij elkaar staan. Bij houtkanten waarbij de bomen dichter op elkaar staan en de kronen door elkaar groeien, is terrestrische LiDAR momenteel een minder goede optie, zoals de hypothese voorspelde. De gemodelleerde bomen vormen structuren die alles behalve overeenkomen met de werkelijkheid. Het probleem van overfitting van kleine cilinders, kan eenvoudig opgelost worden door gebruik te maken van een drempelwaarde die op 7 cm gekozen kan worden. Deze problemen kunnen in de toekomst verholpen worden indien betere apparatuur en verwerkingssoftware worden geproduceerd waardoor terrestrische LiDAR bij elke houtkant kan gebruikt worden.

Terrestrische LiDAR schat de volumes hoger in dan de standaard kuberingsmethodes aangezien hier rekening gehouden wordt met de takken van de bomen. Dit verschil in volume is groot en heeft hierdoor een grote impact op de totaal opgeslagen koolstof in de biomassa. Dit is een belangrijke veronderstelling aangezien veel studies rond houtkanten zich baseren op allometrische relaties. Een ideaal vervolgonderzoek is LiDAR toepassen studies waar dit voordien niet gebruikt is. De verschillen in resultaten tussen LiDAR en niet-LiDAR kunnen hierdoor vergeleken worden. Indien de volumes via LiDAR in andere studies ook groter blijken te zijn, kan een veralgemening optreden waardoor niet elke keer het intensieve scanwerk dient te gebeuren.

De totale volumes van houtkanten kennen een zeer grote spreiding binnen de beschouwde studieobjecten. Dit was te verwachten door de grote diversiteit aan houtkanten die bestudeerd werden. De biomassa lag zoals verwacht hoger dan de literatuurwaarden door de grotere volumes.

Het bladvalmodel voorspelt net zoals het model dat gebruikt wordt in CARAT een logaritmische daling van de bladval naarmate de afstand tot de houtkant toeneemt. Het totale volume van de houtkant is een goede predictor om de bladval te voorspellen in combinatie met de afstand tot de houtkant. De afstand tot de houtkant is de meest essentiële parameter. Indien geen gegevens beschikbaar zijn over de volume van de houtkant, kan een model met de hoogte van de houtkant als predictor genomen worden. Dit model is minder goed dan het model met het volume, maar fit de data nog steeds vrij goed. Een eventueel vervolgonderzoek kan de bladval op meer locaties meten om een betere optimalisatie te krijgen van het bladvalmodel.

Een zwakte- en sterktepunt van deze studie is de sterke verscheidenheid aan houtkanten. De soortensamenstelling, het aanpalend landgebruik, de breedte, de hoogte en de oriëntatie waren voor elke houtkant uniek. Dit is een zwak punt aangezien moeilijker een uitspraak kan gedaan worden over een algemene houtkant. Anderzijds toont deze verscheidenheid in houtkanten de range van de bekomen resultaten.

Uit dit alles kan besloten worden dat houtkanten een positieve effect hebben op de koolstofopslag in landbouwsystemen, zowel in de biomassa als in de bodem. Terrestrische LiDAR is een techniek die indien het nog verder geoptimaliseerd wordt, zeker een grote meerwaarde kan betekenen in verdere studies.

# BIBLIOGRAFIE

- Bartelink, H. H., Olsthoorn, A. F. M., Oosterbaan, A., en Wijdeven, S. M. J. (2001). Overzicht van een eeuw onderzoek naar groei en opstandontwikkeling in relatie tot groeiplaats en beheer. Number 256 in Alterra-rapport, The Netherlands. Alterra.
- boerennatuur (2023). Zoekresultaten voor “agroforestry”. <https://www.boerennatuur.be/?s=agroforestry>. Online; geraadpleegd op 16 maart 2023.
- Calders, K., Adams, J., Armston, J., Bartholomeus, H., Bauwens, S., Bentley, L. P., Chave, J., Danson, F. M., Demol, M., Disney, M., Gaulton, R., Krishna Moorthy, S. M., Levick, S. R., Saarinen, N., Schaaf, C., Stovall, A., Terryn, L., Wilkes, P., en Verbeeck, H. (2020). Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon. *Remote Sensing of Environment*, 251:112102.
- Cardinael, R., Hoeffner, K., Chenu, C., Chevallier, T., Camille, B., Dewisme, A., en Cluzeau, D. (2019). Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry. *Biology and Fertility of Soils*, 55:171–183.
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J. H., en Jourdan, C. (2015). Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, 391:219–235.
- Cardinael, R., Umulisa, V., Toudert, A., Olivier, A., Bockel, L., en Bernoux, M. (2018). Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environmental Research Letters*, 13(12).
- Chaudhari, P. R., Ahire, D. V., Ahire, V. D., Chkravarty, M., en Maity, S. (2013). Soil bulk density as related to soil texture , organic matter content and available total nutrients of coimbatore soil.
- CIFOR (2022). CIFOR – ICRAF merger FAQ. <https://www.cifor.org/our-work/cifor-icraf-merger-faq/>. Online; geraadpleegd op 27 februari 2023.
- CIFOR-ICRAF (2023a). About CIFOR-ICRAF. <https://www.cifor-icraf.org/about/about-cifor-icraf/>. Online; geraadpleegd op 27 februari 2023.
- CIFOR-ICRAF (2023b). Agroforestry. <https://www.cifor-icraf.org/research/topic/agroforestry/>. Online; geraadpleegd op 27 februari 2023.
- Demol, M., Wilkes, P., Raunonen, P., Krishna Moorthy, P. S., Calders, K., Gielen, B., en Verbeeck, H. (2022). Volumetric overestimation of small branches in 3D reconstructions of *Fraxinus excelsior*. *SILVA FENNICA*, 56(1):26.

- Den Ouden, J., Verheyen, K., en Muys, B. (2010). Groei. In Den Ouden, J., Verheyen, K., Muys, B., en Mohren, F., editors, *Bosecologie en bosbeheer*, pages 75–91. Acco, Leuven.
- Drexler, S., Gensior, A., en Don, A. (2021). Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, 21.
- Dupraz, C. en Fabien, L. (2008). *Agroforesterie, des arbres et des cultures*.
- Ecopedia (z.d.). Boniteit. <https://www.ecopedia.be/encyclopedie/boniteit>. Online; geraadpleegd op 14 maart 2023.
- Falloon, P., Powlson, D., en Smith, P. (2004). Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management*, 20(2):240–247.
- FAO (2015). Agroforestry. <https://www.fao.org/forestry/agroforestry/80338/en/>. Online; geraadpleegd op 27 februari 2023.
- Ferrari, J. B. en Sugita, S. (1996). A spatially explicit model of leaf litter fall in hemlock–hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(11):1905–1913.
- Forest Europe (2020). *State of Europe’s Forests 2020*.
- Holden, J., Grayson, R. P., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P. J., Edmondson, J. L., Firbank, L. G., Helgason, T., Hodson, M. E., Hunt, S. F. P., Jones, D. T., Lappage, M. G., Marshall-Harries, E., Nelson, M., Prendergast-Miller, M., Shaw, H., Wade, R. N., en Leake, J. R. (2019). The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 273:1–12.
- Ishihara, M. I. en Hiura, T. (2011). Modeling leaf area index from litter collection and tree data in a deciduous broadleaf forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(7):1016–1022.
- Jansen, J. J., Oosterbaan, A., Mohren, G. M. J., en den Ouden, J. (2018). *Groei en productie van zomereik in Nederland*. Number 2018-4 in FEM Groei en Productie rapport. Wageningen University Research.
- Jones, M. en Donnelly, A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO<sub>2</sub>: Tansley review. *New Phytologist*, 164:423 – 439.
- Kang, B. T. (1997). Alley cropping—soil productivity and nutrient recycling. *Forest Ecology and Management*, 91(1):75–82. *Agroforestry and Land use Change in Industrialized Nations*.
- KMI (2023). Klimatologische overzichten van 2022. <https://www.meteo.be/nl/klimaat/klimaat-van-belgie/klimatologisch-overzicht/2022/jaar>. Online; geraadpleegd op 21 april 2023.
- Kohler, C., Morvan-Bertrand, A., Cliquet, J.-B., Klumpp, K., en Lemauviel-Lavenant, S. (2020). Tradeoff between the conservation of soil C stocks and vegetation productivity in temperate grasslands. *Agronomy*, 10(7).

- Lamerre, J., Schwarz, K.-U., Langhof, M., Bliefernich, S., Greef, J.-M., en Wuhlisch, G. (2014). Energy and wood production in alley cropping agroforestry systems. In *2nd EURAF Conference*. EURAF.
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A., en Kögel-Knabner, I. (2022). Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 323:107689.
- McAdam, J. H., Burgess, P. J., Graves, A. R., Rigueiro-Rodríguez, A., en Mosquera-Losada, M. R. (2009). Classifications and functions of agroforestry systems in Europe. In Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., en Mosquera-Losada, M. R., editors, *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects*, pages 21–41. Springer Netherlands, Dordrecht.
- McPherson, E. G., van Doorn, N. S., en Peper, P. J. (2016). Urban tree database and allometric equations. Technical report.
- Mohren, G. M. J., Goudzwaard, L., den Ouden, J., Schoonderwoerd, H., Thomassen, E. A. H., Schmidt, P., en Copini, P. (2018). *Opbrengsttabellen Nederland 2018*. Wageningen Academic Publishers.
- Mosquera-Losada, M. R., Moreno, G., Pardini, A., McAdam, J. H., Papanastasis, V., Burgess, P. J., Lamersdorf, N., Castro, M., Liagre, F., en Rigueiro-Rodríguez, A. (2012). Past, present and future of agroforestry systems in Europe. In Nair, P. K. R. en Garrity, D., editors, *Agroforestry - The Future of Global Land Use*, pages 285–312. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Nagy, M. T., Janssens, I. A., Curiel Yuste, J., Carrara, A., en Ceulemans, R. (2006). Footprint-adjusted net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange and carbon balance components of a temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139(3):344–360.
- Nair, R. P. K., Kumar, M. B., en Nair, V. D. (2021). *An Introduction to Agroforestry*. Springer, Cham, Zwitserland.
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., en Verheyen, K. (2017). Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247:98–111.
- Peichl, M., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., Huss, J., en Abohassan, R. A. (2006). Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66:243–257.
- Provincie Oost-Vlaanderen (2022). Uitnodiging: Het nut van knotbomen. e-mail. Online; geraadpleegd op 16 maart 2023.
- R Core Team (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raumonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Disney, M., en Lewis, P. (2013). Fast automatic precision tree models from terrestrial laser scanner data. *Remote Sensing*, 5(2):491–520.

- Regionale Landschappen (2022). *Jaarverslag Regionale Landschappen 2021*. PhD thesis.
- Reubens, B., Wauters, E., Coussement, T., Van Daele, S., Van Nieuwenhove, T., Balis, J.-P., Pardon, P., Borremans, L., Nelissen, V., Raman, M., Elsen, A., Mertens, J., Reheul, D., en Verheyen, K. (2019). *Agroforestry in Vlaanderen 2014-2019: Handvatten na 5 jaar onderzoek en praktijkwerking*.
- Richter, H. G. en Dallwitz, M. J. (2019). Commercial timbers: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. <https://www.delta-intkey.com/wood/en/index.htm>. Online; geraadpleegd op 26 mei 2023.
- Tarus, G. en Nadir, S. (2020). Effect of forest management types on soil carbon stocks in montane forests: A case study of Eastern Mau Forest in Kenya. *International Journal of Forestry Research*, 2020:10.
- Terryn, L. (2022). lnterryn/ITSMe: submission release. "<https://github.com/lnterryn/ITSMe>". Version v1.0.0.
- Udawatta, R. P., Rankoth, L., en Jose, S. (2019). Agroforestry and biodiversity. *Sustainability*, 11(10). 2879.
- Van Acker, J. (2022). Agroforestry NTFP (non-timber forest products). <https://ufora.ugent.be/d21/1e/content/437724/viewContent/1324974/View>. Online powerpointpresentatie.
- Van Den Berge, S. (2021). *Role of hedgerow systems for biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes*. PhD thesis.
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanhellefont, M., Vanneste, T., De Mil, T., Van den Bulcke, J., en Verheyen, K. (2021a). Biomass increment and carbon sequestration in hedgerow-grown trees. *Dendrochronologia*, 70:125894.
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanneste, T., Vos, F., en Verheyen, K. (2021b). Soil carbon of hedgerows and 'ghost' hedgerows. *Agroforestry Systems*, 95:1–17.
- Van den Bulcke, J., Baeten, L., Verbeeck, H., en Van Coillie, F. (2021). Inventarisatie van Bos en Natuur. <https://ufora.ugent.be/d21/1e/content/451077/viewContent/1017090/View>. Online cursus.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Ampoorter, E., Broekx, S., Pardon, P., Van Waes, C., en Verheyen, K. (2018). Monitoring the impact of hedgerows and grass strips on the performance of multiple ecosystem service indicators. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 62(2):241–259.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., en Verheyen, K. (2017). Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 244:32–51.
- Vanneste, T., Vandekerchove, F., Coussement, T., Pardon, P., Reubens, B., en Verheyen, K. (2022). CARAT – koolstofsimulator voor agroforestrypercelen.

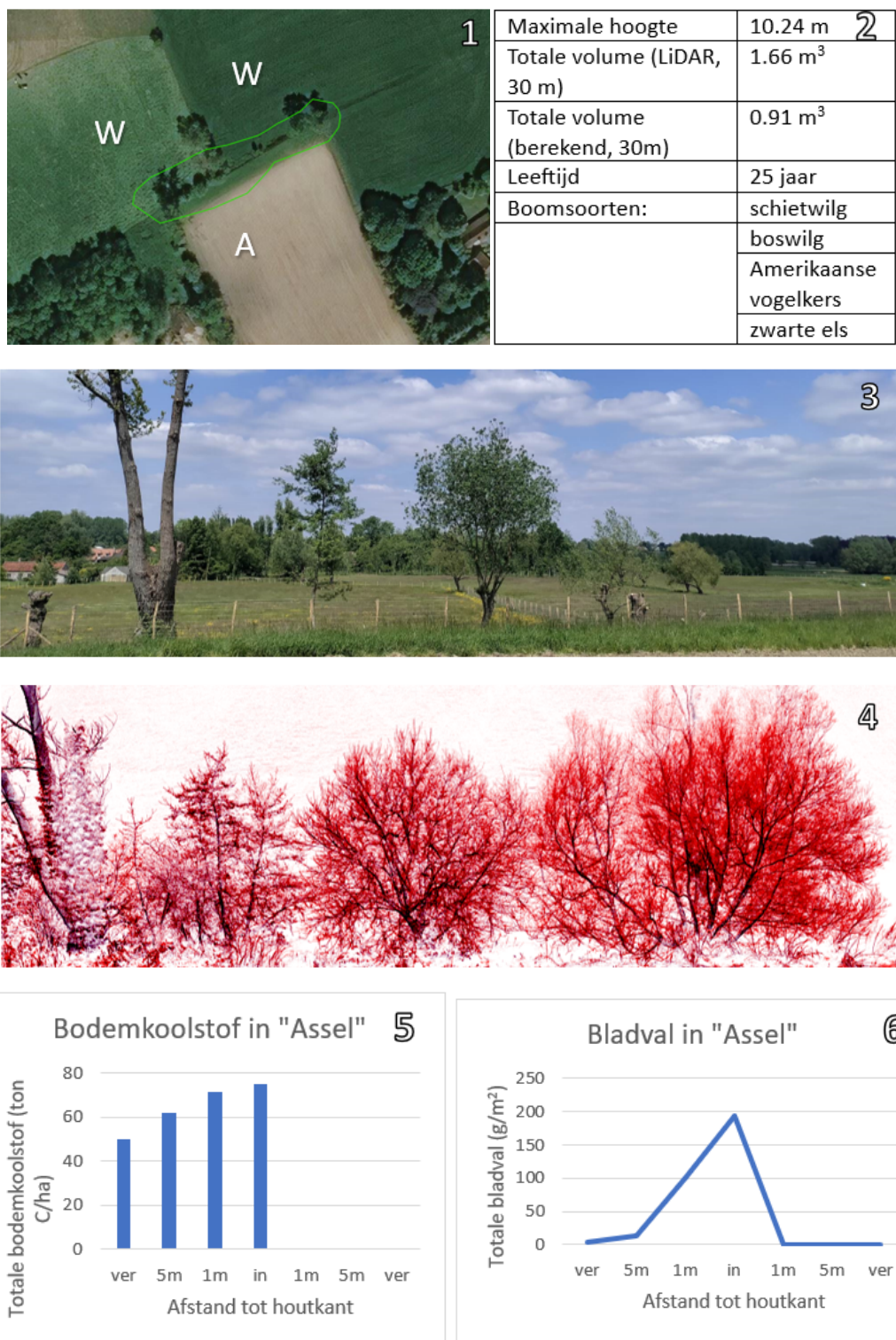


- Virto, I., Imaz, M. J., Fernández-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., en Bescansa, P. (2014). Soil degradation and soil quality in Western Europe: Current situation and future perspectives. *Sustainability*, 7(1):313–365.
- Vlaamse Landmaatschappij (2022a). Houtkantenplan. <https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/52236>. Online; geraadpleegd op 17 maart 2023.
- Vlaamse Landmaatschappij (2022b). Investeren in het platteland met beheerovereenkomsten. <https://www.vlm.be/nl/SiteCollectionDocuments/Beheerovereenkomsten/Algemene%20folder%20B0%20voor%202023%20-%20web.pdf>. Online; geraadpleegd op 19 maart 2023.
- Vlaamse Regering (2014). Besluit van de Vlaamse Regering betreffende het verlenen van subsidies voor de aanplant van boslandbouwsystemen met toepassing van het Vlaams Programma voor Plattelandsontwikkeling voor de programmeringsperiode 2014-2020. <https://codex.vlaanderen.be/Zoeken/Document.aspx?DID=1024724&param=inhoud>. Online; geraadpleegd op 16 maart 2023.
- Vlaamse Regering (2016). Besluit van de Vlaamse Regering houdende wijziging van diverse bepalingen van het besluit van de Vlaamse Regering van 16 juli 2010 tot bepaling van handelingen waarvoor geen stedenbouwkundige vergunning nodig is, van diverse bepalingen van het besluit van de Vlaamse Regering van 16 juli 2010 betreffende de meldingsplichtige handelingen ter uitvoering van de Vlaamse Codex Ruimtelijke Ordening en van artikel 10 van het besluit van de Vlaamse Regering van 5 juli 2013 houdende vaststelling van een gewestelijke stedenbouwkundige verordening inzake hemelwaterputten, infiltratievoorzieningen, buffervoorzieningen en gescheiden lozing van afvalwater en hemelwater. <https://codex.vlaanderen.be/Zoeken/Document.aspx?DID=1027414&param=informatie>. Online; geraadpleegd op 27 februari 2023.
- Watson, R., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N., Verardo, D., en Dokken, D. (2000). Land use, land-use change, and forestry. *A Special Report. Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Wellbrock, N., Grüneberg, E., Riedel, T., en Polley, H. (2017). Carbon stocks in tree biomass and soils of German forests. *Central European Forestry Journal*, 63(2-3):105–112.
- Whitehead, D. (2011). Forests as carbon sinks—benefits and consequences. *Tree Physiology*, 31(9):893–902.
- Xu, H., Bi, H., Gao, L., en Yun, L. (2019). Alley cropping increases land use efficiency and economic profitability across the combination cultivation period. *Agronomy*, 9:34.
- Zhou, X., Brandle, J. R., Awada, T. N., Schoeneberger, M. M., Martin, D. L., Xin, Y., en Tang, Z. (2011). The use of forest-derived specific gravity for the conversion of volume to biomass for open-grown trees on agricultural land. *Biomass and Bioenergy*, 35(5):1721–1731.
- Zomer, R. J., Bossio, D. A., Sommer, R., en Verchot, L. V. (2017). Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. *Scientific Reports*, 7(15554).

BIJLAGE A

# HOUTKANTFICHES

## Houtkant aan de Asselkouter (Assel) (50°56'57.5"N 3°45'14.1"E)

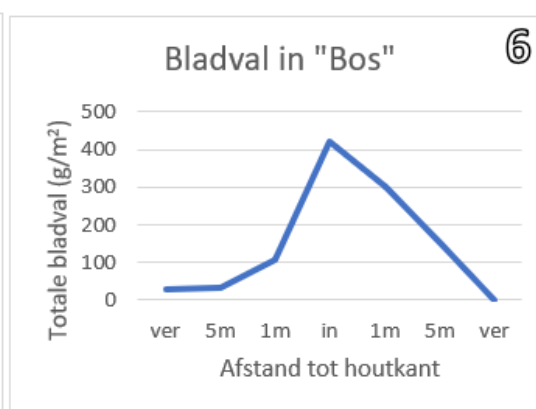
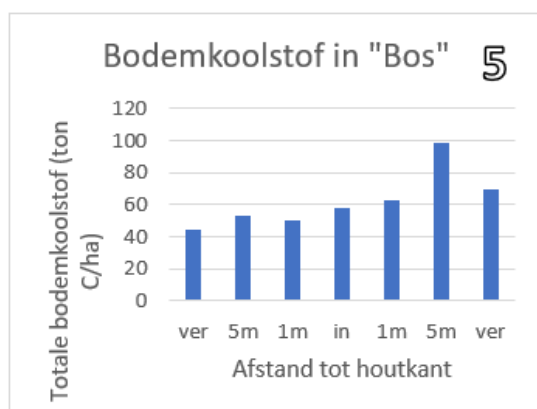


Figuur A.1: Houtkantfiche van 'Assel'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, W = weide), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant (na de studie is deze zwaar gesnoeid), 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

## Houtkant aan de Bosstraat (Bos) (50°57'44.4"N 3°43'11.2"E)



Maximale hoogte	14.57 m
Totale volume (LiDAR, 30 m)	16.65 m <sup>3</sup>
Totale volume (berekend, 30 m)	12.62 m <sup>3</sup>
Leeftijd	35 jaar
Boomsoorten:	haagbeuk



Figuur A.2: Houtkantfiche van 'Bos'. 1: oriëntatie in het gebied (G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

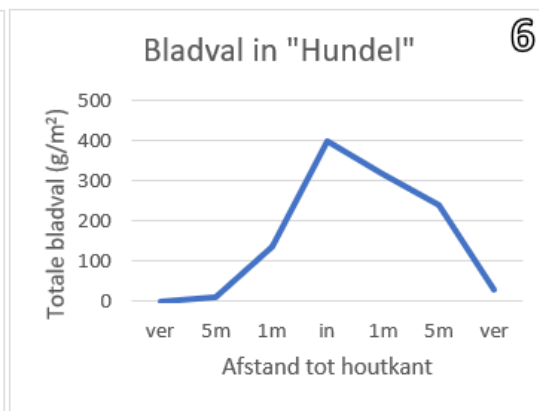
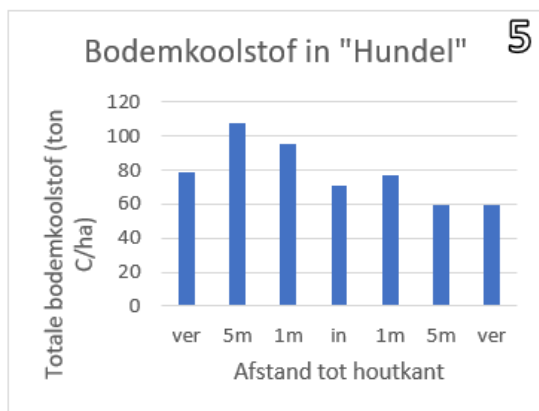
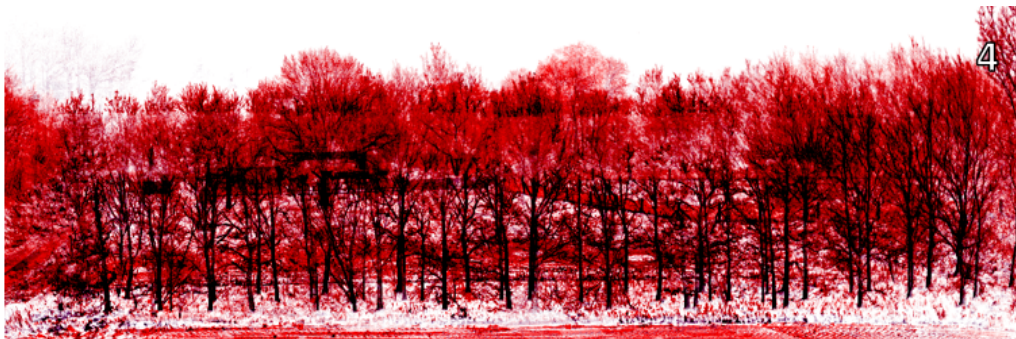


## Houtkant aan de Hundelgemsesteenweg (Hundel)

(50°57'31.8"N 3°44'19.4"E)

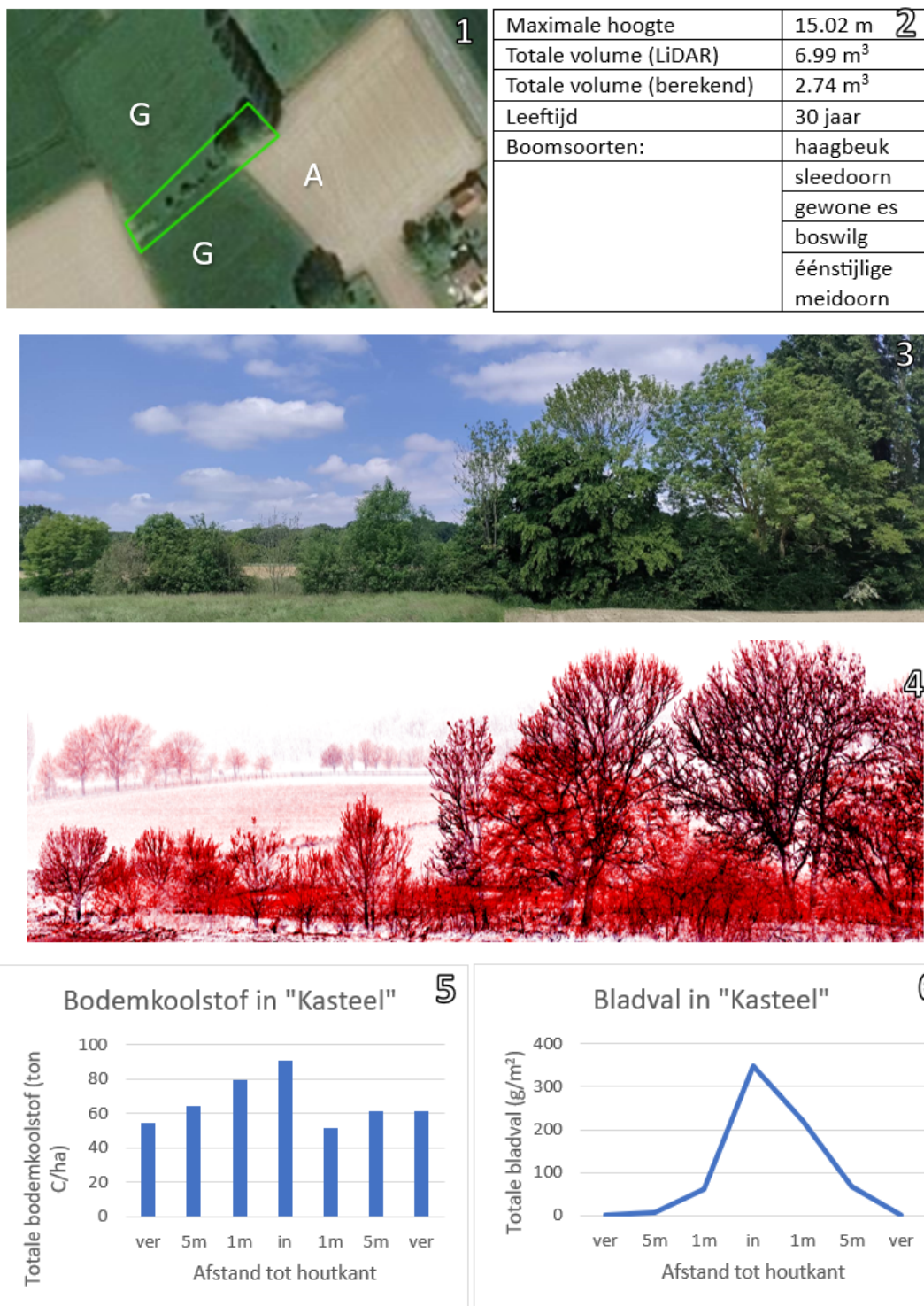


Maximale hoogte	16.59 m
Totale volume (LiDAR)	27.29 m <sup>3</sup>
Totale volume (berekend)	9.20 m <sup>3</sup>
Leeftijd	30 jaar
Boomsorten:	zomereik
	Amerikaanse eik
	Amerikaanse vogelkers
	gewone es



Figuur A.3: Houtkantfiche van 'Hundel'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

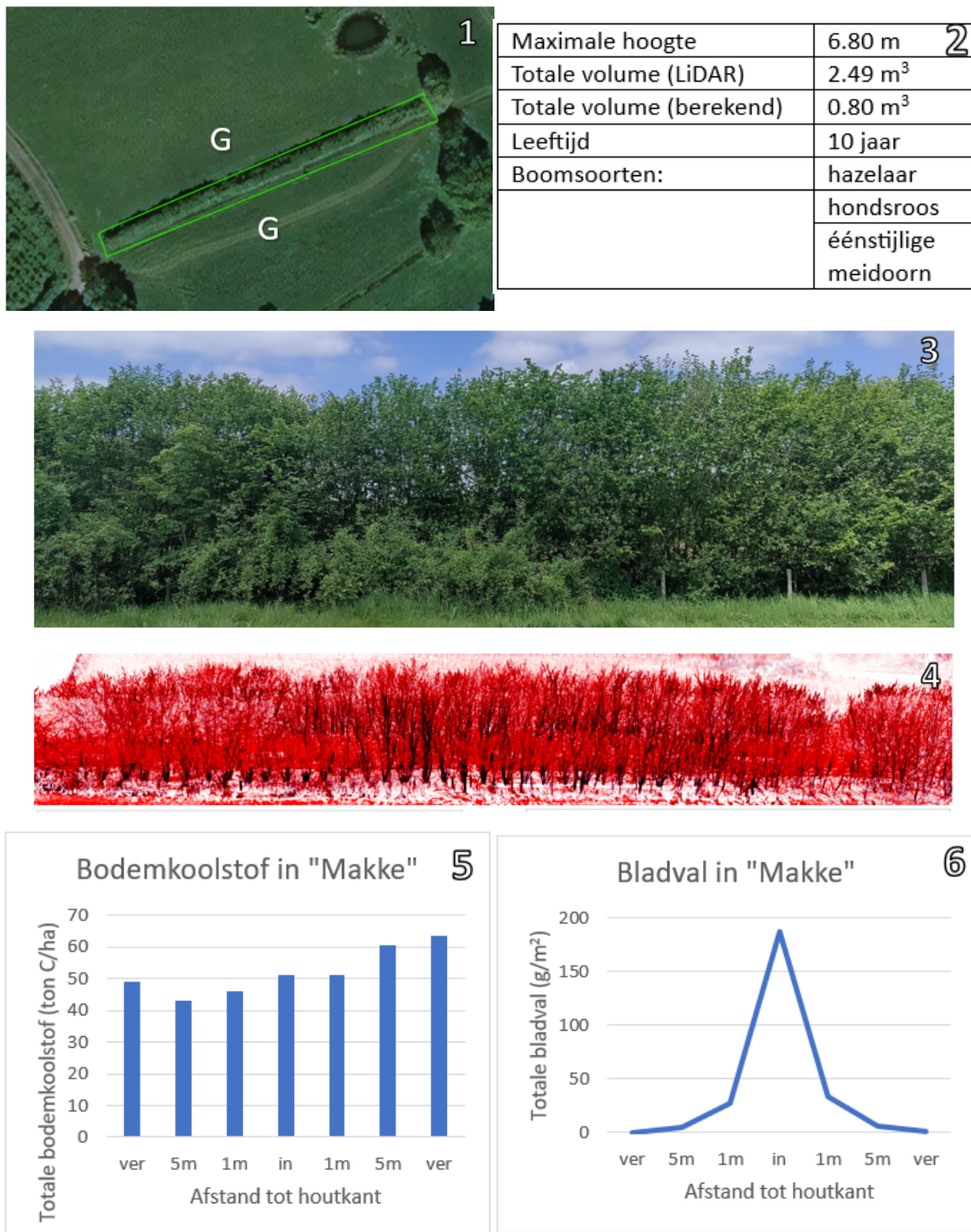
## Houtkant aan de Geraardbergsesteenweg (Kasteel) (50°57'29.5"N 3°48'26.5"E)



Figuur A.4: Houtkantfiche van 'Kasteel'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

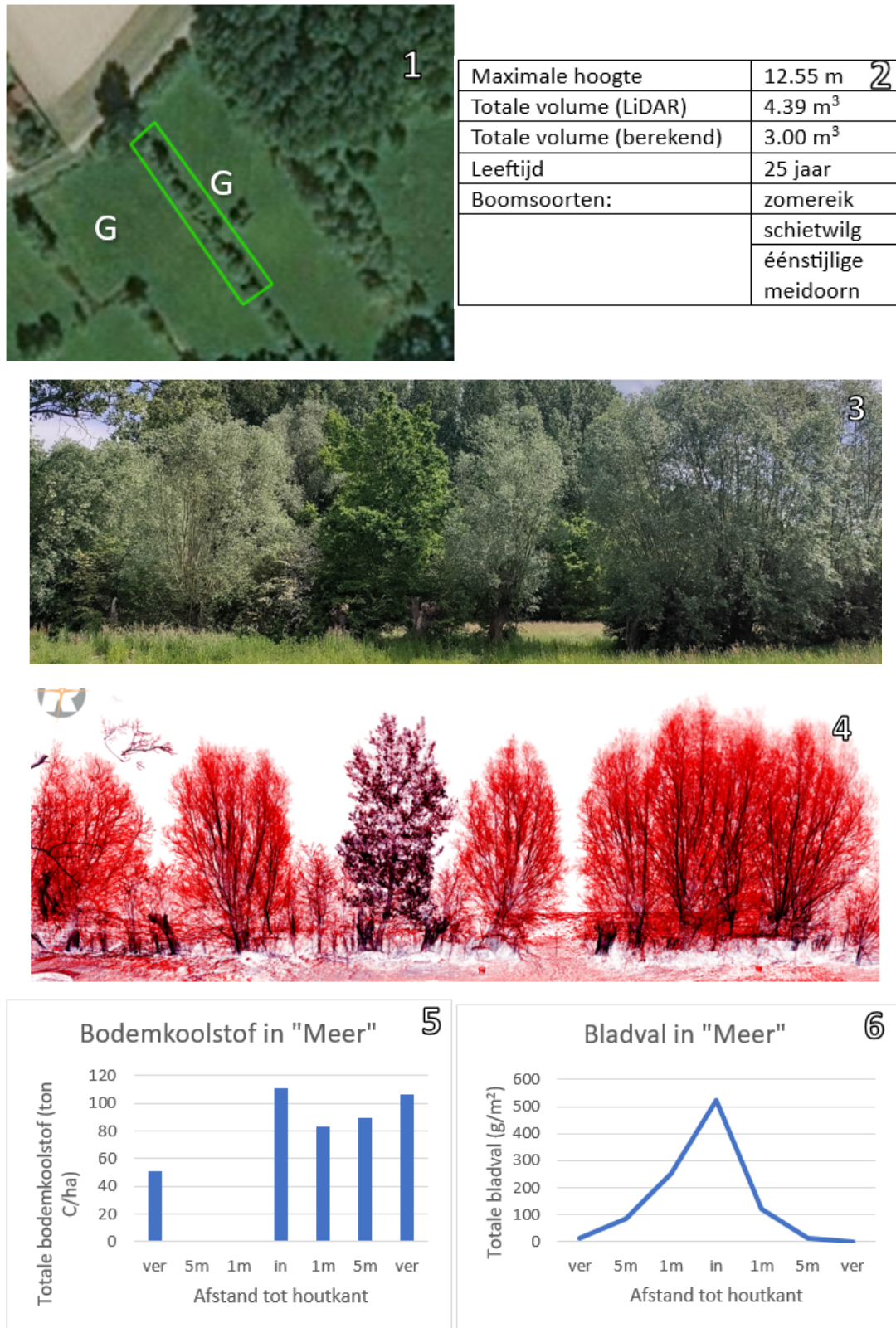


### Houtkant aan de Makkegemstraat (Makke) (50°56'51.9"N 3°43'18.0"E)



Figuur A.5: Houtkantfiche van 'Makke'. 1: oriëntatie in het gebied (G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

## Houtkant aan de Neerstraat (Meer) (50°58'33.3"N 3°47'25.9"E)



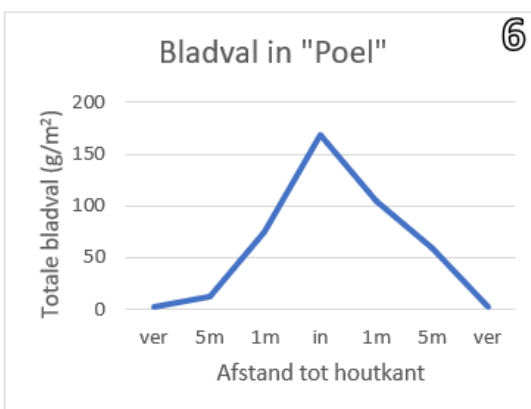
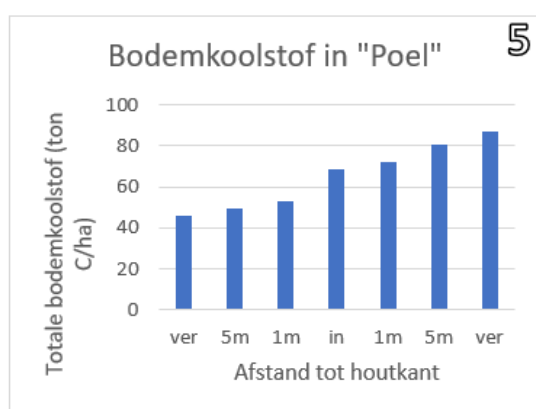
Figuur A.6: Houtkantfiche van 'Meer'. 1: oriëntatie in het gebied (G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant



## Houtkant aan de Poelstraat (Poel) (50°58'47.4"N 3°45'18.5"E)



Maximale hoogte	14.33 m	2
Totale volume (LiDAR)	6.05 m <sup>3</sup>	
Totale volume (berekend)	3.78 m <sup>3</sup>	
Leeftijd	25 jaar	
Boomsoorten:	zomereik	
	boswilg	
	schietwilg	

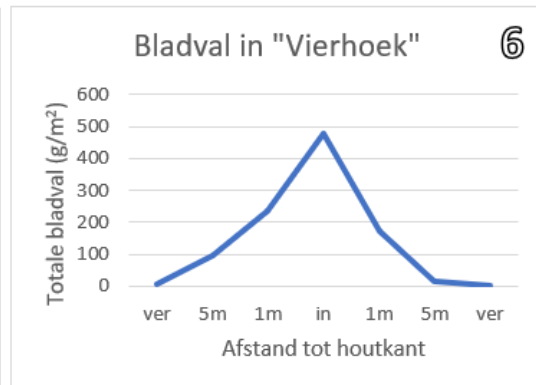
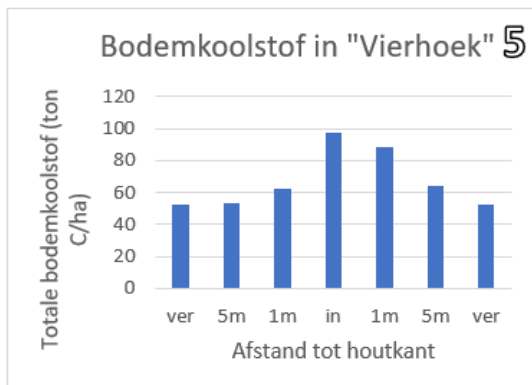


Figuur A.7: Houtkantfiche van 'Poel'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

Houtkant aan de Vierhoekhoeve (Vierhoek) (50°58'19.0"N 3°48'27.3"E)



Maximale hoogte	13.28 m	2
Totale volume (LiDAR)	9.06 m <sup>3</sup>	
Totale volume (berekend)	4.07 m <sup>3</sup>	
Leeftijd	40 jaar	
Boomsorten:	zomereik	
	schietwilg	
	zwarte els	
	Europese noot	
	gewone vlier	



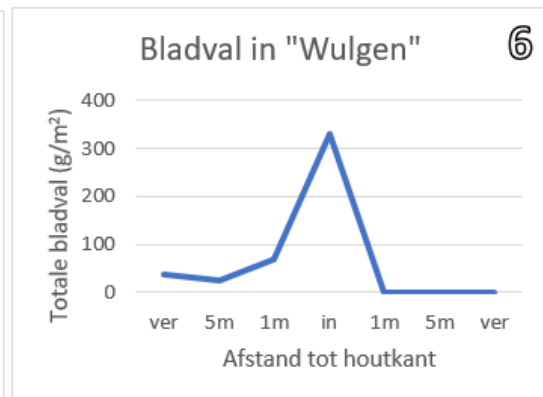
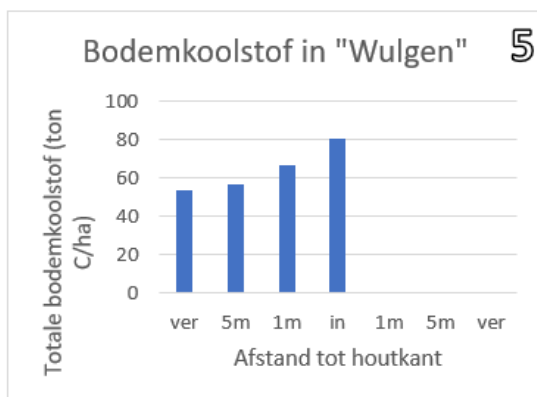
Figuur A.8: Houtkantfiche van 'Vierhoek'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, G = grasland), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant



## Houtkant aan de Wulgenstraat (Wulgen) (50°57'40.6"N 3°48'34.3"E)



Maximale hoogte	21.45 m	2
Totale volume (LiDAR)	21.71 m <sup>3</sup>	
Totale volume (berekend)	15.10 m <sup>3</sup>	
Leeftijd	30 jaar	
Boomsoorten:	schietwilg	

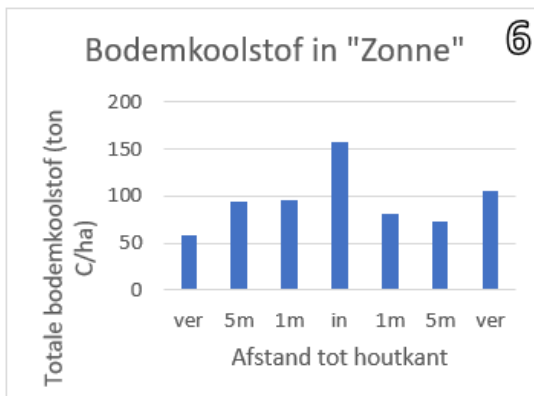
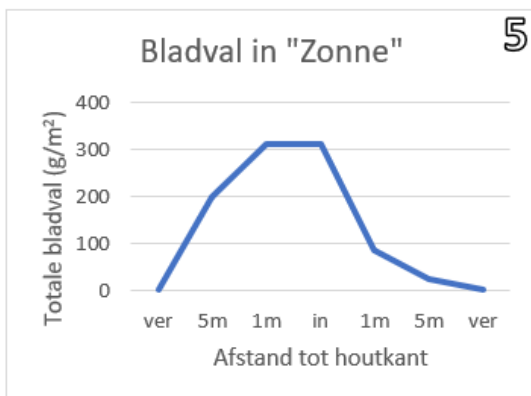


Figuur A.9: Houtkantfiche van 'Wulgen'. 1: oriëntatie in het gebied (A = akker, W = weide), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

## Houtkant aan het Zonneveld (Zonne) (50°58'14.0"N 3°46'39.3"E)



Maximale hoogte	19.85 m	2
Totale volume (LiDAR)	8.31 m <sup>3</sup>	
Totale volume (berekend)	5.20 m <sup>3</sup>	
Leeftijd	30 jaar	
Boomsorten:	populier	
	schietwilg	
	zwarte els	



Figuur A.10: Houtkantfiche van 'Zonne'. 1: oriëntatie in het gebied (G = grasland, weide (schapen)), 2: gegevens houtkant, 3: foto houtkant, 4: puntenwolk van de houtkant, 5: bodemkoolstof van de houtkant en 6: bladval van de houtkant

## BIJLAGE B

# SOORTSPECIFIEKE

# HOUTDENSITEITEN

Tabel B.1: Dichtheid van het hout voor de verschillende boomsoorten.

<b>Boomsoort</b>	<b>Dichtheid (g/cm<sup>3</sup>)</b>
<i>Alnus glutinosa</i>	0.43
<i>Carpinus betulus</i>	0.65
<i>Corylus avellana</i>	0.53
<i>Crateagus monogyna</i>	0.80
<i>Frangula alnus</i>	0.55
<i>Juglans regia</i>	0.55
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.52
<i>Populus sp.</i>	0.36
<i>Prunus spinosa</i>	0.54
<i>Quercus robur</i>	0.60
<i>Quercus rubra</i>	0.57
<i>Salix alba</i>	0.35
<i>Salix caprea</i>	0.35

## BIJLAGE C

# MODELOUTPUTS

Tabel C.1: Output van de verschillende bladvalmodellen.

Modeloutput	Bladval ~ afstand	Bladval ~ afstand en hoogte	Bladval ~ afstand en volume
p-waarde afstand	$4.48 \cdot 10^{-15}$	$1.37 \cdot 10^{-15}$	$3.62 \cdot 10^{-16}$
p-waarde hoogte	/	0.05376	/
p-waarde volume	/	/	$8.12 \cdot 10^{-3}$
R <sup>2</sup> (totaal)	0.78	0.69	0.78
R <sup>2</sup> (fixed)	0.61	0.66	0.68
AIC	739.00	727.52	726.09
intercept	100.22	-123.43	25.91
coëfficiënt afstand	-52.10	-49.74	-51.76
coëfficiënt hoogte	/	199.23	/
coëfficiënt volume	/	/	89.47

Tabel C.2: Output van de verschillende bodemmodellen.

Modeloutput	Koolstof ~ afstand	Koolstof ~ afstand en hoogte	Koolstof ~ afstand en volume
p-waarde afstand	0.0031	0.0036	0.0030
p-waarde hoogte	/	0.0381	/
p-waarde volume	/	/	0.522
R <sup>2</sup> (totaal)	0.70	0.71	0.71
R <sup>2</sup> (fixed)	0.11	0.24	0.68
AIC	530.76	520.34	525.38
intercept	69.06	-3.08	62.07
coëfficiënt afstand	-3.55	-3.52	-3.56
coëfficiënt hoogte	/	63.40	/
coëfficiënt volume	/	/	7.90