
Kwantificeren koolstofeffecten van beheermaatregelen

Kees Hendriks¹, Sander Teeuwen³, Marleen Vos², Paul Copini¹, Sven van Best³, Martijn Boosten³, Frank Sterk², Sara Filipek¹ en Mart-Jan Schelhaas¹

1 Wageningen Environmental Research

2 Wageningen Universiteit

3 Probos

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en gesubsidieerd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Wageningen Environmental Research

Wageningen, juli 2021

Rapport

ISSN 1566-7197

Hendriks, Kees, Sander Teeuwen, Marleen Vos, Paul Copini, Sven van Best, Martijn Boosten, Frank Sterk, Sara Filipek en Mart-Jan Schelhaas, 2021. *Kwantificeren koolstofeffecten van beheermaatregelen*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport. 60 blz.; 27 fig.; 14 tab.; 53 ref.

Dit project maakt deel uit van de projecten uitgevoerd in de Klimaatenvolpe 2020 Klimaatslim Bos, Natuur en Hout. Bos draagt bij aan de compensatie van CO₂-emissie door het vastleggen van koolstof. De projecten in de klimaatenvolpe dragen bij aan deze ambitie door inzicht te geven in hoe klimaatslim bos- en natuurbeheer kan bijdragen door het vergroten en dissemineren van kennis over mitigerende maatregelen, adaptatie van het ecosysteem aan klimaatverandering en behoud en versterking van duurzame productie. Voor het inschatten van het koolstofeffect van maatregelen wordt gebruik gemaakt van modellen, en ad-hoc inschattingen met de nodige onzekerheid. Dit project beoogt meer inzicht te geven in een aantal factoren die van invloed zijn op de koolstofschattingen om daarmee de schattingen te kunnen verbeteren. Het onderzoek is uitgevoerd met een combinatie van literatuurstudie, veldmetingen, en laboratorium analyses.

Trefwoorden: Klimaat, Biomassa expansie factoren, koolstoffracties, koolstofvoorraad, jong bos, ontstaansgeschiedenis

© 2020 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001. Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Inhoud

	Samenvatting	7
1	Inleiding	11
	1.1 Achtergrond	11
	1.2 Doel	12
	1.3 Werkwijze	12
	1.4 Leeswijzer	12
2	Expansiefactoren voor bos	13
	2.1 Gebruik van expansiefactoren	13
	2.1.1 Wat zijn biomassa expansie factoren	13
	2.1.2 Expansiefactoren in nationale LULUCF rapportages	15
	2.1.3 Allometrische relaties	16
	2.2 Expansiefactoren gemeten in de praktijk	21
	2.2.1 Achtergrond	21
	2.2.2 Werkwijze	21
	2.2.3 Berekeningen	23
	2.2.4 Resultaten	27
	2.3 Conclusies en aanbevelingen	30
3	Ontwikkeling koolstofopbouw in jong bos	32
	3.1 Analyse ontwikkeling koolstofvoorraden jong bos op basis van bestaande datasets	32
	3.1.1 Resultaten analyse GRF dataset	32
	3.1.2 Resultaten analyse NBI6-dataset	39
	3.1.3 Vergelijking GRF en NBI6-data	40
	3.1.4 Conclusies	41
	3.2 Spontane bosontwikkeling versus bosaanplant op niet-bosgronden en de effecten op de koolstofopbouw	41
	3.2.1 Spontane bosontwikkeling versus bosaanplant	41
	3.2.2 Verschil in bosstructuur, boomsoortensamenstelling, stamtal, diameter en biomassa	42
	3.2.3 Factoren die bijdragen aan de mate en snelheid van spontane bosontwikkeling	45
	3.2.4 Conclusies	45
	3.3 Effect van voormalig landgebruik op de koolstofvastlegging in bossen	45
4	Koolstoffracties in hout	48
	4.1 Achtergrond meting van koolstoffracties in hout	48
	4.2 Methoden voor bepalen koolstoffracties	48
	4.3 Effecten van meetmethoden op de koolstoffracties	49
	4.4 Discussie en Conclusies	49
5	Algemene conclusies en aanbevelingen	51
	Literatuur	52
	Bijlage 1 Biomassa expansie factoren gebaseerd op de DBH.	55
	Bijlage 2 Biomassa expansie factoren gebaseerd op selectie van het beste model.	56



Samenvatting

Dit project maakt deel uit van de projecten uitgevoerd in de Klimaatenvelophe 2020/2021 Klimaatslim Bos, Natuur en Hout. Bos draagt bij aan de compensatie van CO₂-emissie door het vastleggen van koolstof. De projecten in de klimaatenvelophe dragen bij aan deze ambitie door inzicht te geven in hoe klimaatslim bos- en natuurbeheer kan bijdragen door het vergroten en dissemineren van kennis over mitigerende maatregelen, adaptatie van het ecosysteem aan klimaatverandering en behoud en versterking van duurzame productie. Voor het inschatten van het koolstofeffect van maatregelen wordt gebruik gemaakt van modellen, en ad-hoc inschattingen met de nodige onzekerheid. Dit project beoogt meer inzicht te geven in een aantal factoren die van invloed zijn op de koolstofschattingen om daarmee de schattingen te kunnen verbeteren.

Doel van het project voor 2020 is het verkennen van drie belangrijke factoren voor de koolstofschattingen in de biomassa van bos: biomassa expansie factoren, groei van jong en nieuw bos, en het specifieke koolstofgehalte van verschillende boomsoorten.

De verkenningen zijn uitgevoerd door een combinatie van literatuurstudie, veldmetingen, en laboratorium analyses.

Schatten van biomassa en koolstofvoorraden

Biomassa van bosopstanden wordt niet rechtstreeks gemeten. Om de biomassa te schatten, worden biomassa expansie factoren (BEFs) gebruikt in combinatie met parameters die tijdens de nationale bosinventarisaties worden opgenomen zoals diameter, hoogte en leeftijd of daaruit afgeleide parameters zoals volume. Er zijn BEFs waarmee de totale biomassa van een opstand berekend kan worden, of voor de bovengrondse en ondergrondse biomassa of boomfracties afzonderlijk (bladeren, takken, stam, wortels, etc.). Naast BEFs worden ook allometrische relaties (BEQs) gebruikt waarmee de biomassa van individuele bomen kan worden bepaald welke naar opstandsniveau kan worden geëxtrapoleerd, of waarmee BEFs kunnen worden berekend.

Zowel BEQs als BEFs worden gebruikt in de LULUCF rapportages voor broeikasgasemissies en worden omgerekend naar voor het Nederlandse bos specifieke Biomassa Conversie en Expansie factoren (BCEFs) (Arets et al. 2020). De BEFs, BEQs en BCEFs worden ook gebruikt in het model EFISCEN (Nabuurs et al. 2001; Sallnäs 1990; Schelhaas et al. 2007; Verkerk et al. 2016) en EFISCEN space (Schelhaas et al. 2018a, 2018b), om de ontwikkeling van de koolstofvoorraad van bos te bepalen.

BEFs, BCEFs en BEQs hebben grote invloed op de schattingen van de biomassa en daarmee de koolstofvoorraad. Het is daarom belangrijk dat het betrouwbare schatters zijn. Om enig inzicht in de betrouwbaarheid te krijgen is een vergelijk gemaakt met de schatters die in ons omringende landen worden gebruikt (België, Duitsland en Frankrijk). Gebruikte BEQs zijn vergeleken met andere BEQs waarbij is nagegaan of toevoegen van de extra parameter hoogte tot verbetering van de schatting leidt. Met een veldexperiment op een aantal locaties op de Veluwe zijn metingen aan Beuk, Grove den en Douglas spar gedaan en zijn BEFs en BEQs bepaald.

De belangrijkste conclusies zijn:

- Biomassa expansie en conversie factoren per boomsoorten groep variëren aanzienlijk voor de verschillende landen. De BCEF voor Beuk, Es en Eik zijn voor Nederland aanzienlijk hoger dan voor de andere landen. De BCEF waarden voor Lariks, Grove den en overige Pinus soorten zijn lager dan voor de overige landen. Opvallend is dat de hogere waarden alleen gevonden worden voor een aantal loofboomsoorten en de lagere waarden alleen in naaldboomsoorten.
- Afwijkende BCEF waarden kunnen door verschillende oorzaken ontstaan zoals verschil in allometrische relaties en houtdichtheid die gebruikt worden bij de biomassa berekeningen.

- Uit een analyse van verschillende allometrische relaties voor de biomassa schatting van Beuk blijkt dat gebruik van de formule van Bartelink (1997) waarin naast diameter ook hoogte wordt gebruikt een betere schatting geeft van de biomassa. De formule van Forrester et al. (2017) gebruikt alleen diameter, en lijkt lagere maar meer betrouwbare schatting van de bovengrondse biomassa te geven dan de formule van Bartelink (1997) met alleen hoogte. Dit wordt bevestigd door veldmetingen in deze studie waar ook alleen hoogte de beste fit gaf. Gezien de uitkomsten voor Beuk is het zinvol om ook de relaties voor de andere boomsoorten nog eens te evalueren op hun nauwkeurigheid voor de Nederlandse situatie.
- Ook toevoeging van kiemjaar/leeftijd leidde niet tot betere schattingen van de bovengrondse biomassa.
- Voor schattingen van de afzonderlijke bovengrondse biomassa in afzonderlijke boomfracties (kroon, takken, naalden/bladeren) is het wel zinvol extra parameters toe te voegen. Naast diameter leidt de lengte van de langste tak in de boomkroon en boomhoogte tot betere schattingen voor Beuk en Douglas spar. Voor Grove den leidde toevoegen van alleen taklengte aan diameter tot betere schattingen van de biomassa van de boomkroon en de takken. Diameter en boomhoogte zijn standaard parameters die in de meeste inventarisatie worden opgenomen. Of het zinvol is om taklengte toe te voegen en hoe dat eenvoudig aan inventarisaties opgenomen kan worden moet verder onderzocht worden.
- Uit vergelijking van de houtdichtheden die worden gebruikt in de LULUCF rapportages voor Nederland en een aantal andere landen (Belgie, Frankrijk, Duitsland met literatuur (Forrester et al. 2017) en de referentiewaarden van de Good Practice Guidance (Penman et al. 2003) blijkt dat de waarden voor sommige boomsoorten flink kunnen variëren. Er is echter geen eenduidige conclusie te trekken of de in Nederland gehanteerde waarden naar boven of naar beneden bijgesteld moeten worden. Omdat houtdichtheid wel een belangrijke factor is in de bepalingen is het zinvol om nader onderzoek te doen naar soort specifieke houtdichtheid en mogelijk factoren die de houtdichtheid beïnvloeden (o.a. groeiplaats, diktegroei).

Koolstofvoorraden in jong bos

In het kader van het Klimaatakkoord en de Nationale Bossenstrategie wordt er momenteel gewerkt aan de uitbreiding van het Nederlandse bosreaal en de aanplant van bomen in landschappelijke beplantingen en agro-forestry systemen om hiermee onder andere een bijdrage te leveren aan de reductie van atmosferisch CO₂. Een belangrijke vraag die hierbij speelt is wat de impact is van bosuitbreiding en bomenaanplant op de korte termijn (tot 2030). Hierbij is onder meer de koolstofopbouw in jong bos van belang. Om meer inzicht te krijgen hoe de koolstofopbouw verloopt en welke factoren van invloed zijn op de opbouwsnelheid zijn twee datasets geanalyseerd: (1) data die zijn verzameld in de eerste monitoringsronde van bossen die in het kader van bebossingsprojecten die zijn aangelegd met financiering van het Bosklimaatfonds van het Nationaal Groenfonds (GRF); (2) data van metingen aan jonge bomen die zijn uitgevoerd in het kader van de Zesde Nederlandse Bosinventarisatie (NBI6).

De belangrijkste conclusies van de analyse zijn:

- De analyse van de GRF en NBI6-data toont aan dat de gemiddelde koolstofvastlegging van jonge bossen tot een leeftijd van 10 jaar gemiddeld 6,1 tot 6,4 ton CO₂ per hectare per jaar bedraagt. Waarbij wel moet worden aangetekend dat de plots met Es en Wilg in de NBI6 de gemiddelde vastlegging sterk omhoogstuwten.
- De GRF- en NBI6-data laten wel een vergelijkbare trend zien in de gemiddelde koolstofvastlegging in tijd, waarbij de vastlegging op jaar 5 en 6 gemiddeld rond de 4 tot 5 ton CO₂ per hectare ligt, met vervolgens een forse stijging op jaar 8 naar gemiddeld 9 ton CO₂ per hectare bij de NBI6-data en gemiddeld 20 ton CO₂ per hectare bij de GRF data.
- Uit literatuur blijkt dat er significante verschillen zijn in koolstofvastlegging van bos op verschillende bodemtypen. Vanwege het geringe aantal waarnemingen kon geen significant verschil worden aangetoond voor de koolstofvastlegging van jong bos, echter de gegevens doen vermoeden dat de koolstofvastlegging van jonge bossen op kleibodems hoger is dan op zandbodems. Mogelijk is dit een gecombineerd effect van het bodemtype en de boomsoort, aangezien snelgroeiende boomsoorten vaak op vruchtbare kleibodems worden aangeplant.

Spontane bosontwikkeling versus bosaanplant op niet-bosgrond en de effecten op de koolstofopbouw

Met een beknopte literatuurstudie is onderzocht wat de verschillen zijn tussen spontane bosontwikkeling en aanplant van bos op niet-bosbodems en de wijze waarop dit mogelijk de koolstofvastlegging van bossen beïnvloedt. Hierbij wordt onder spontane bosontwikkeling verstaan het spontaan (laten) verbossen van niet-bosgronden (met name voormalige landbouwgronden), waarbij er geen aanplant plaatsvindt, maar er bos ontstaat door kieming en vestiging van boom- en struiksoorten vanuit zaadbronnen uit de omgeving, al dan niet na het nemen van enkele (terrein)voorbereidende maatregelen zoals bodembewerking of het verwijderen van de bouwvoor. De beschikbare literatuur over spontane bosontwikkeling op niet bosbodems is schaars waardoor de resultaten met enige voorzichtigheid moeten worden gehanteerd.

De belangrijkste conclusies van de literatuurstudie zijn:

Het ontwikkelingsproces van spontane bossen en aangeplante bossen hebben een ander verloop wat effect kan hebben op de koolstofvastlegging van beide bostypen. De koolstofvastlegging bij aangeplante bossen is in de eerste decennia veelal groter dan bij spontaan ontwikkeld bos. Reden is waarschijnlijk dat de vestiging van boom- en struiksoorten over de gehele oppervlakte bij spontaan ontwikkeld bos vaak langer op zich laat wachten in vergelijking met aangeplant bos. Voor spontaan ontwikkeld bos geeft dit mogelijk een risicospreiding waardoor verwacht wordt dat er op de lange termijn een veerkrachtiger bos zal ontstaan. In het licht van bosverstoringen in een veranderend klimaat kunnen spontaan ontwikkelde bossen naar verwachting dan ook mogelijk sneller herstellen wanneer een bepaalde bosverstoring heeft plaatsgevonden dan aangeplante bossen. Of dit een positief of negatief effect heeft op de uiteindelijke koolstofvastlegging in het bos is op basis van de onderzochte literatuur niet eenduidig te zeggen.

Effecten van voormalig landgebruik op de koolstofvastlegging in bossen

Op basis van een beknopte literatuurstudie is nagegaan wat de verschillen zijn in ontwikkeling van de koolstofvoorraad tussen bossen die zijn aangelegd op voormalige landbouwgronden en bossen aangelegd op bosbodems.

Bos aangeplant op landbouwgronden kan profiteren van het verhoogde nutriënten gehalte wat groeistimulerend kan werken en daarmee ook tot een hogere koolstofvoorraad kan leiden. Dit effect kan optreden tot ca. 20 jaar na aanplant.

Of de koolstofvoorraad toeneemt na aanleg op landbouwbodems hangt mede af van de hoogte van de initiële koolstofvoorraad. Op landbouwgronden met een laag initieel koolstofgehalte (zoals veel akkerbouwgronden) kan de koolstofvoorraad na bebossing toenemen. Omgekeerd zal bij aanleg op gronden met een hoog initieel koolstofgehalte (zoals veel graslanden) het koolstofgehalte afnemen na bebossing. Bij bebossing van akkerbouwgronden wordt in de beginfase (ca. eerste 25 jaar) meer koolstof vastgelegd dan bij bebossing van graslanden. Dit betekent niet dat ook de absolute voorraad hoger is. De hoogte daarvan hangt mede af van de uitgangssituatie en de opbouw van organische stof in de bodem wat weer samenhangt met de grondsoort en de boomsoort. Over het algemeen is de koolstofvoorraad in de bodem van bos hoger in kleigronden dan in zandgronden.

Koolstoffracties in hout

Voor het bepalen van koolstofvoorraden in bossen en in houtige biomassa is het relevant om het koolstofgehalte van hout in kaart te brengen. Daarmee kunnen berekeningen worden gemaakt over de hoeveelheid vastgelegd koolstof in de staande biomassa, jaarlijkse vastlegging van koolstof door bijgroei maar ook de langdurige vastlegging in houtproducten. In veel berekeningen wordt ervan uitgegaan dat hout gemiddeld een koolstofgehalte van 50% heeft (o.a. de standaard koolstofgehalte voor de LULUCF rapportages). Bekend is echter dat hout van Europese naaldbomen een ietwat hoger

koolstofgehalte (50.02%) heeft dan bladverliezende loofbomen (48.72%). Ook laat onderzoek zien dat koolstofgehaltes in hout van naaldboomsoorten en loofboomsoorten kunnen variëren.

In het kader van dit project zijn in 2019 koolstofgehaltes bepaald van 24 loof- en naaldboomsoorten (Bijlage 3). Omdat deze gemeten waarden lager zijn dan vaak gepubliceerde waarden en er verschillen werden gemeten tussen labs, werd dit jaar een verificatie gedaan op een subset van de eerder geanalyseerde monsters. Vermoed werd dat de lagere koolstofgehaltes zijn veroorzaakt door verschil in het droogproces. Bij een hoger vochtgehalte, bijvoorbeeld als het hout niet voldoende is gedroogd, wordt een lager koolstofgehalte gemeten. Voor de verificaties is een selectie gemaakt van vier boomsoorten: Beuk, Douglas spar, Japanse Lariks en Zomereik. Daarnaast is dit jaar Grove den additioneel geanalyseerd, als belangrijke soort in het Nederlandse bos.

De belangrijkste conclusies zijn:

- Op basis van de vijf onderzochte houtsoorten (Grove den, Douglas spar, Japanse lariks, Eik en Beuk) blijkt dat de in 2019 bepaalde koolstofgehaltes 2 a 3% te laag liggen. Zeer waarschijnlijk is de lagere waarde van de metingen in 2019 veroorzaakt door een te korte droogtijd, waardoor het vochtgehalte op het moment van analyse hoger was en daarmee het koolstofgehalte lager. Voor toekomstig onderzoek is het goed om naast het koolstofgehalte ook het vochtgehalte te bepalen zodat hiervoor gecorrigeerd kan worden.
- Gevonden koolstoffracties zijn gemiddeld ca. 3% hoger bij hogere droogtemperaturen (70°C vs 103°C) wat samenhangt met het lagere vochtgehalte bij de hogere droogtemperatuur. De in dit onderzoek bepaalde koolstoffracties kunnen als betrouwbaar worden beschouwd. Wel is bij gebruik van de gehalten belangrijk te weten welke droogtemperatuur is gebruikt om de koolstoffracties te vergelijken.
- De gemeten koolstoffracties variëren tussen de verschillende houtsoorten. Binnen de houtsoorten is de variatie gering. Gezien deze verschillen in koolstofgehaltes tussen boomsoorten en de geringe variatie binnen boomsoorten, is het nuttig om bij toekomstige berekening van koolstofvoorraden soort-specifieke waardes te gebruiken.

Algemene conclusies en aanbevelingen

Uit vergelijking van de in Nederland gebruikte parameters voor schattingen van biomassa en koolstof met die uit een aantal ons omringende landen kan geen duidelijke conclusie getrokken worden over de nauwkeurigheid van de in Nederland gebruikte gegevens. De parameters laten een grote spreiding zien voor de verschillende landen.

Op basis van literatuur, uitgevoerde berekeningen en veldmetingen lijken verbeteringen van de parameters, en daarmee koolstofschattingen, mogelijk door deze per boomsoort meer specifiek voor Nederland te maken. Hiervoor is een combinatie van literatuurstudie en berekeningen nodig, waar nodig aangevuld met veldmetingen, waarmee betere schatters kunnen worden verkregen voor de biomassa expansie factoren, allometrische relaties en koolstoffracties.

Op basis van bestaande data kunnen globaal conclusies getrokken worden over de ontwikkeling van koolstofvoorraden in jong bos, verschillende groeiplaatsen, ontstaanswijze (spontaan/geplant bos) en voormalig landgebruik (landbouw/bos). De bestaande datasets voor jong bos hebben echter te weinig waarnemingen om verschillen goed aan te kunnen tonen.

Aanbevolen wordt meer gegevens te verzamelen voor jong bos (en eventueel andere bostypen zoals voedselbos en houtige beplanting buiten bos verband). Verkend zou kunnen worden in hoeverre in bestaande data sets gegevens over jong bos zijn opgenomen die al dan niet na bewerking voor dit doel kunnen worden gebruikt. Daarnaast kan aanvullingen worden verkregen door gegevensverzameling in het veld.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Dit project maakt deel uit van de projecten uitgevoerd in de Klimaatenvelophe 2020 Klimaat Klimaat Klimaat Bos, Natuur en Hout. Bos draagt bij aan de compensatie van CO₂-emissie door het vastleggen van koolstof en in het Nederlandse klimaatakkoord is een ambitie geformuleerd om additioneel 0,63 Mton CO₂/jaar vast te leggen vanuit de bossector (Hekkenberg & Koelemeijer 2018). De projecten in de klimaatenvelophe dragen bij aan deze ambitie door inzicht te geven in hoe klimaat klimaat bos- en natuurbeheer kunnen bijdragen door het vergroten en dissemineren van kennis over mitigerende maatregelen, adaptatie van het ecosysteem aan klimaatverandering en behoud en versterking van duurzame productie. De afgelopen jaren is binnen de klimaatenvelophe het deelproject A2/0.2 Gereedschapskist vooral gericht geweest op het ontwikkelen en vullen van de gereedschapskist klimaat klimaat Bos- en Natuurbeheer. Voor het inschatten van het koolstofeffect van de verschillende maatregelen is gebruik gemaakt van bestaande studies en modellen, en ad-hoc inschattingen. Verschillende bronnen en methodes gaven vaak zeer verschillende waardes met verschillen tot wel een factor 3. Er is dus behoefte aan een betere onderbouwing van de cijfers.

Dit project gaat in op een aantal factoren die van belang zijn bij de kwantificering van de effecten van de maatregelen op de koolstof in biomassa. Effecten van maatregelen op de hoeveel koolstof in de biomassa worden bijna altijd afgeleid uit metingen aan de stammen van bomen, hetzij direct uit diameter (en soms in combinatie met boomhoogte), hetzij via een schatting van het stamvolume. Bij de gebruikte modellen werkt dit hetzelfde, maar dan afgeleid van de gesimuleerde toekomstige diameter of volume. De koolstofinhoud van de stam wordt vervolgens bepaald door het stamvolume te vermenigvuldigen met de houtdichtheid en de fractie koolstof in hout. De biomassa in takken, wortels en bladeren wordt vervolgens geschat met behulp van expansiefactoren aan de hand van de hoeveelheid koolstof in de stam (bijvoorbeeld 25% extra in de takken, etc.), of via directe relaties met de gemeten diameter. De afgelopen 2 jaar kwamen hierbij een aantal problemen naar voren waaronder:

- 1) Metingen aan de fractie koolstof in hout waren substantieel lager dan de standaard waardes die het IPCC voorschrijft, en bovendien leken waardes van 2 verschillende laboratoria een verschil op te leveren.
- 2) Expansiefactoren zoals gebruikt in de LULUCF rapportage en de 2 belangrijkste WENR modellen, toegepast op dezelfde dataset, blijken voor een aantal soorten aanzienlijke verschillen op te leveren. Dit werkt door in de kwantificering van veel maatregelen, en zorgt voor verschillen tussen de berekende effecten en de effecten in het LULUCF systeem zoals die straks zullen worden gerapporteerd.
- 3) Er is weinig bekend over de jeugdgroei van bomen. Opbrengsttabellen beginnen vaak pas na 10 tot 15 jaar, en de NBI meet bomen pas als ze minstens 5 cm dik zijn op borsthoogte. Door het ontbreken van metingen kunnen de modellen hier ook niet mee overweg. Tegelijk gaat het merendeel van de maatregelen over het planten van nieuwe bomen, in of buiten het bestaande bos.
- 4) Voor de aanleg van nieuw bos verschillen de schattingen aanzienlijk. Dit hangt onder meer samen met de gebruikte boomsoort en bodemtype, maar ook met de plantdichtheid en of er wel of niet wordt gedund.

1.2 Doel

De doelstelling van dit project is om te helpen om de eerder genoemde kennislacunes op te vullen, zodat de kwantificering van de maatregelen accurater wordt. Dit zijn belangrijke onderdelen die een basis leggen om het effect van maatregelen in bomen, bos en natuur op de koolstofvastlegging goed te kunnen vaststellen. De focus van dit project in 2020 ligt op de expansiefactoren, de groei van nieuw bos en de koolstoffracties.

1.3 Werkwijze

- 1) Expansiefactoren: Als eerste worden de huidige expansiefactoren van LULUCF en de modellen in detail vergeleken om duidelijk te krijgen waar de verschillen vandaan komen, en vergeleken met de factoren die in naburige landen worden gebruikt. Vervolgens wordt gekeken welke nieuwe data er sinds het ontwikkelen van de huidige expansiefactoren beschikbaar zijn gekomen om beter te kunnen beoordelen welke factoren voor Nederland het best passen. Hierbij wordt ook gebruik gemaakt van veldmetingen.
- 2) Nieuw bos: Bestaande datasets en literatuur zullen worden vergeleken om duidelijker te krijgen waarom de schattingen verschillen.
- 3) Koolstoffracties: Voor de meest gangbare soorten in Nederland wordt een (beknopte) scan gedaan over wat er al bekend is in Europa, worden bestaande metingen uit de klimaatenvelop en nutriëntenonderzoek nogmaals bekeken, en worden aanvullende monsters genomen en geanalyseerd.

1.4 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 worden de expansiefactoren toegelicht aan de hand van gegevens uit de literatuur en op basis van veldmetingen. Hoofdstuk 3 gaat in op factoren die van invloed zijn op de groei van jong bos. Biomassa schattingen van jong bos zijn een belangrijke schatter voor de koolstof vastlegging van jong bos. Tot slot wordt in hoofdstuk 4 een beknopt overzicht gegeven van houtdichtheden en koolstofgehalten van een aantal voor Nederland belangrijke boomsoorten. In hoofdstuk 5 worden de belangrijkste conclusies gegeven.

2 Expansiefactoren voor bos

2.1 Gebruik van expansiefactoren

2.1.1 Wat zijn biomassa expansie factoren

Biomassa expansie factoren (BEFs) zijn factoren die gebruikt worden om biomassa van bomen of opstanden te schatten op basis van een constante of een formule. Er zijn BEFs waarmee de totale biomassa van een opstand berekend kan worden, of voor de bovengrondse en ondergrondse boomfracties afzonderlijk (bladeren, takken, stam, wortels, etc.). Om de biomassa te schatten, worden de BEFs veelal gebruikt in combinatie met parameters die tijdens de nationale bosinventarisaties worden opgenomen zoals diameter, hoogte en leeftijd of daaruit uit afgeleide parameters zoals volume.

BEFs zelf worden per boomsoort bepaald door een aantal bomen in een opstand te vellen en hiervan de massa en/of het volume van de verschillende boomfracties te meten (bladeren, dunne takken, grove takken, stamhout (spilhout), stobbe en wortels). Om de BEF te berekenen voor de totale biomassa wordt het volume (of massa) van de totale boom gedeeld door het volume (of massa) van het stamhout. Door deze BEF te vermenigvuldigen met de dichtheid van het hout kan de massa worden berekend. Dit wordt dan de biomassa conversie factor BCEF genoemd. Voor de dichtheid van het hout kunnen literatuur gegevens worden gebruikt of kan de massa bepaling aan de boomfracties worden gebruikt. Massa bepalingen in het veld leveren een dichtheid van vers hout op. Om het koolstof gehalte te bepalen moet het drooggewicht berekend worden. Hiervoor moeten monsters van de proefbomen worden genomen en in het laboratorium geanalyseerd op drooggewicht en koolstofgehalte.

In formule form ziet de berekening van de BEF op boomniveau er aldus uit:

$$BEF_t = (\text{totaal volume boom}) / (\text{volume stamhout}) \quad (1)$$

$$BCEF_t = BEF * \text{dichtheid (t/m}^3) \quad (2)$$

Door de BEF van meerdere bomen uit een opstand te berekenen kan een gemiddelde BEF voor een opstand worden berekend. Deze kan dan worden gebruikt om de totale biomassa van een opstand te berekenen aan de hand van het volume van het stamhout dat met een bosinventarisatie is bepaald. De berekening kan met de volgende formules:

$$V_{st} = f(\text{dbh}, H) \quad (3)$$

Waarin:

V_{st} = volume van het stamhout op opstandsniveau (m^3/ha)
dbh = gemiddelde diameter op 1.3m op opstandsniveau (m)
H = gemiddelde boomhoogte van de opstand (m)

De totale biomassa op opstandsniveau wordt dan berekend als:

$$V_{tot} = V_{st} * BEF_{st} (\text{m}^3/\text{ha}) \quad (4)$$

Waarin:

V_{tot} = totale biomassa op opstandsniveau (m^3/ha)
BEF_{st} = BEF op opstandsniveau

De massa kan bepaald worden aan de hand van:

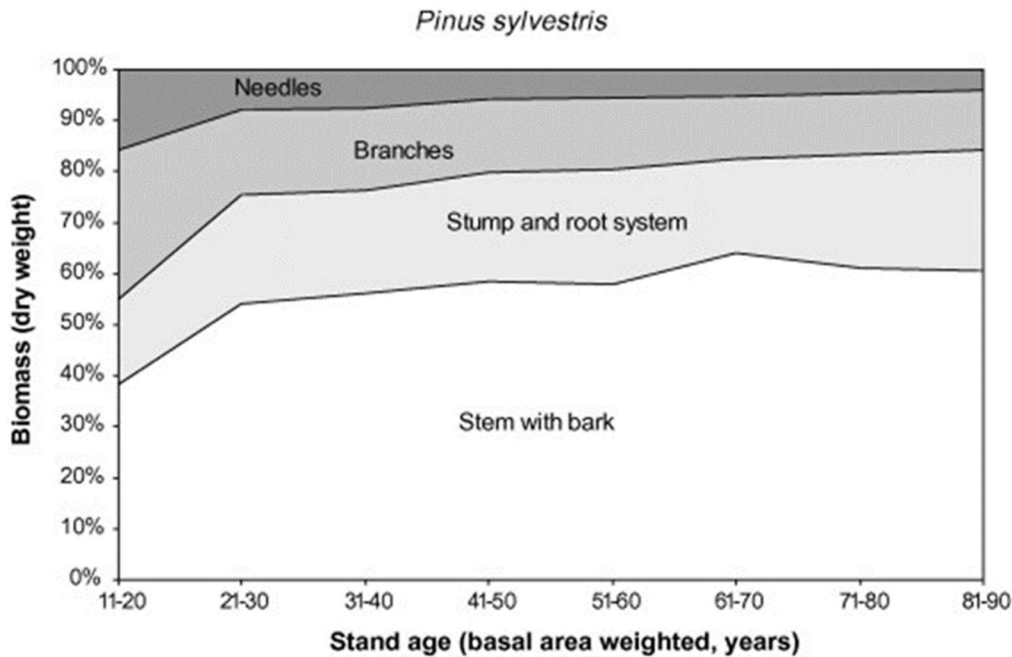
$$M_{tot} = V_{st} * BCEF_{st} \quad (5)$$

Waarin:

M_{tot} = total biomassa op opstandsniveau (t/ha)

$BCEF_{st}$ = biomassa conversie factor op opstandsniveau.

Het gebruik van vaste BEFs om biomassa te schatten aan de hand van stamvolume heeft een zeker mate van onnauwkeurigheid omdat het aandeel van het stamvolume in de totale biomassa met toenemende leeftijd groter wordt ten koste van het aandeel in de totale biomassa van de andere boomfracties (takken, stobbe, bladeren, wortels) (Marklund 1987, 1988; figuur 2.1)



Figuur 2.1 Biomassa fracties voor Grove den van stam, stobbe, takken en naalden (Marklund 1987, 1988).

Daarom wordt ook wel gebruik gemaakt van het schatten van de biomassa is het berekenen van de biomassa voor verschillende boom-fracties (stam, takken, stobbe, bladeren, wortels) met biomassa regressie formules (BEQs). Dergelijke formules worden afgeleid van metingen aan proefbomen vergelijkbaar met de hiervoor beschreven meting voor het bepalen van de BEF, maar dan wordt een regressie toegepast op de meetwaarden waardoor een formule wordt verkregen om de biomassa te schatten. Voordeel is dat in de formule variabelen meegenomen kunnen worden die van invloed zijn op de biomassa en die in de tijd variëren zoals diameter, leeftijd en hoogte. Er zijn formules die een variabele gebruiken en er zijn formules met meerdere variabelen. Meerdere variabelen betekent niet altijd een betere schatting, mede omdat de variabelen vaak ook onderling afhankelijk zijn zoals diameter en boomhoogte.

Bartelink (1997) heeft voor Beuk in op de Veluwe de relatie tussen bovengrondse biomassa en leeftijd en hoogte bepaald. 38 bomen variërend in leeftijd (van 8 tot 59 jaar oud) werden geveld waarna het volume en gewicht van de bovengrondse biomassa werd bepaald voor de boomfracties bladeren, takken, kroon, stam en totale bovengrondse biomassa. Op basis van de resultaten werd een allometrische relatie berekend voor de relatie met diameter en hoogte, weergegeven met de formule:

$$M_{tot} = 0.0798 * dbhgem^{2.601} \quad (r^2 = 0.988) \quad (6)$$

$$M_{tot} = 0.0306 * dbh_{gem}^{2.347} * H_{dom}^{0.59} \quad (r^2 = 0.991) \quad (7)$$

In paragraaf 2.2 is een gedetailleerde beschrijving opgenomen van de bepaling van allometrische functies voor Beuken van verschillende leeftijden.

2.1.2 Expansiefactoren in nationale LULUCF rapportages

Biomassa expansie en conversie factoren in de Nederlandse LULUCF berekeningen

In de handleiding voor LULUCF (Penman et al. 2003) worden methoden aangereikt om veranderingen in biomassa en daarmee koolstofvoorraden te schatten. Veranderingen in koolstofvoorraden in bos kunnen worden berekend als het verschil tussen opname en verwijdering van koolstof in houtige biomassa. Ook kan de verandering worden berekend gebruikmakend van gegevens van bosinventarisaties (NFIs) waarin meestal schattingen worden gemaakt van veranderingen in staande houtvoorraad, veelal weergegeven als het stamhout volume uitgedrukt in m³. Door gebruik te maken van biomassa conversie en expansie factoren (BCEFs) kan het volume stamhout worden omgerekend naar boombiomassa waarvan vervolgens de koolstofvoorraad kan worden berekend. De BCEFs zijn voor de Nederlandse LULUCF rapportage per boomsoort berekend met gegevens uit de nationale bosinventarisaties (NBI) 5 en 6 (Arets et al. 2020). Voor een deel van de bomen uit de NBIs waarvan de hoogte en de diameter in de NBIs zijn opgenomen is met behulp van allometrische relaties de BCEF berekend voor groepen van bomen (tabel 2.1).

Tabel 2.1 Biomassa conversie en expansie factoren voor groepen van boomsoorten (ton biomassa per m³ stamhout) die worden gebruikt in de Nederlandse LULUCF rapportage (Arets et al. 2020).

Boomsoorten groep	BCEF	Boomsoorten groep	BCEF
Acer spp.	0.80	Larix spp.	0.53
Alnus spp.	0.74	Picea spp.	0.53
Betula spp.	0.68	Pinus sylvestris	0.48
Fagus sylvatica	1.18	Pinus overig	0.46
Fraxinus excelsior	1.06	Pseudotsuga menziesii	0.65
Populus cv.	0.53		
Quercus spp.	1.28		
Robinia pseudoacacia	1.25		
Tilia spp.	1.30		
Overige loofboomsoorten	0.73	Overige naaldboomsoorten	0.55

Biomassa expansie en conversie factoren in omliggende landen

De Nederlandse BCEF waarden vergeleken met die van de buurlanden België en Duitsland (tabel 2.2). Hiermee wordt meer inzicht verkregen of BCEF waarden hoog of laag zijn t.o.v. andere landen. De Belgische BCEF waarden zijn verkregen door toepassing van formule 2 voor de waarden van BEF en de houtdichtheid zoals gegeven in De Keersmaeker et al. 2021. In België wordt er afzonderlijk gerapporteerd voor Vlaanderen en Wallonië die ieder eigen waarden hanteren. Beide waarden zijn in de tabel weergegeven.

Tabel 2.2 BCEF waarden per boomsoorten groep (ton/m³) voor Vlaanderen en Wallonië gebaseerd op De Keersmaeker et al. (2021).

Boomsoort groep	BCEF (ton/m ³)		Boomsoort groep	BCEF (ton/m ³)	
	Vlaanderen	Wallonië		Vlaanderen	Wallonië
Betula spp.	0.67	0.70	Larix spp.	0.59	0.51
Fagus sylvatica	0.82	0.81	Picea abies	0.52	0.43
Fraxinus excelsior	0.67	0.70	Pinus sylvestris	0.52	0.47
Populus cv.	0.49	0.44	Pinus nigra spp	0.52	0.47
			laricio		

Quercus robur, Q. petrea	0.83	0.76	Pseudotsuga menziesii	0.59	0.50
Overig loofhout	0.77	0.79	Overig naaldhout	0.77	0.43

In Duitsland worden leeftijdsafhankelijke BCEF waarden gebruikt. De verhouding van het stamvolume ten opzichte van de andere boomfracties verandert met het ouder worden van een boom. Door de BCEF te laten variëren met de leeftijd wordt daar rekening mee gehouden (tabel 2.3).

Tabel 2.3 BCEF waarden per boomsoorten groep (ton/m³) voor Duitsland gebaseerd op Strogies en Gniffke (2020).

Boomsoort groep	Leeftijdsklasse (jaar)									
	0-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	>160	
Picea spp	1.52	0.78	0.72	0.69	0.69	0.69	0.69	0.70	0.70	
Abies spp	1.44	0.68	0.65	0.65	0.62	0.63	0.63	0.64	0.63	
Pseudotsuga menziesii	1.64	0.85	0.77	0.74	0.74	0.74	0.75	0.75	0.76	
Pinus spp	1.72	0.81	0.76	0.75	0.73	0.72	0.72	0.72	0.71	
Larix spp	1.96	0.92	0.87	0.86	0.83	0.82	0.82	0.82	0.81	
Fagus sylvatica	2.24	1.18	1.03	0.99	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	
Quercus spp	2.28	1.13	1.00	0.99	0.98	0.96	0.95	0.96	0.95	
Hard hardwoods	2.24	1.18	1.03	0.99	0.97	0.97	0.97	0.97	0.97	
Soft hardwoods	1.84	0.97	0.85	0.81	0.79	0.80	0.80	0.79	0.80	

In Frankrijk wordt voor loof- en naaldboomsoorten een regio specifieke BEF gebruikt en een landelijke BEF. De landelijke BEF bedraagt voor loof- en naaldboomsoorten respectievelijk 1.63 en 1.30 en voor Populier 1.42. Met de specifieke Franse waarden voor houtdichtheid van boomsoorten (Bongrand et al. 2020) kan de BCEF worden berekend (tabel 2.4). Voor de ondergrondse biomassa worden verschillende BEF waarden gebruikt voor jonge en oude opstanden (> 30 jaar), wat vervolgens weer tot een verschillende BCEF leidt voor jonge en oude opstanden.

Tabel 2.4 BCEF waarden per boomsoort (ton/m³) voor Frankrijk gebaseerd op Bongrand et al. (2020).

Boomsoort	jong (< = 30 years)	oud (> 30 years)
Quercus spp.	1.35	1.17
Fagus sylvatica	1.35	1.17
kastanje, tamme	1.21	1.04
Populus spp.	0.87	0.65
Abies spp	0.68	0.64
Picea spp.	0.68	0.64
Pseudotsuga menziesii	0.73	0.69
Pinus maritima	0.78	0.74
Pinus sylvestris	0.77	0.73

2.1.3 Allometrische relaties

Totale boombiomassa kan ook worden berekend met behulp van allometrische relaties zoals toegelicht in paragraaf 2.1.1. In de Nederlandse LULUCF rapportage worden allometrische relaties gebruikt om de bovengrondse en ondergrondse biomassa voor individuele bomen te schatten aan de hand van opstandskennmerken hoogte en diameter (tabel 2.5 en 2.6)

Tabel 2.5 Allometrische relaties gebruikt om de bovengrondse biomassa te berekenen van individuele bomen (in kg) met gegevens uit bosinventarisaties (diameter D in cm en hoogte H in m) (Arets et al. 2020).

Soort groep	Allometrische relatie	Ontwikkeld voor	Land	Referentie
Acer spp	$0.00029*(D*10)^{2.50038}$	Betula pubescens	Zweden	Johansson, 1999a
Alnus spp	$0.00309*(D*10)^{2.022126}$	Alnus glutinosa	Zweden	Johansson, 1999b
Betula spp	$0.00029*(D*10)^{2.50038}$	Betula pubescens	Zweden	Johansson, 1999a
Fagus sylvatica	$0.0798*D^{2.601}$	Fagus sylvatica	Nederland	Bartelink, 1997
Fraxinus excelsior	$0.41354*D^{2.14}$	Quercus petraea	Oostenrijk	Hochbichler, 2002
Larix spp	$0.0533*(D^2*H)^{0.8955}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Picea spp	$0.0533*(D^2*H)^{0.8955}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pinus other	$0.0217*(D^2*H)^{0.9817}$	Pinus sylvestris	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pinus sylvestris	$0.0217*(D^2*H)^{0.9817}$	Pinus sylvestris	Rusland	Hamburg et al., 1997
Populus spp	$0.0208*(D^2*H)^{0.9856}$	Populus tremula	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pseudotsuga menziesii	$0.111D^{2.397}$	Pseudotsuga menziesii	Nederland	Van Hees, 2001
Quercus spp	$0.41354*D^{2.14}$	Quercus petraea	Oostenrijk	Hochbichler, 2002
Overige naaldboomsoorten	$0.0533*(D^2*H)^{0.8955}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Overige loofboomsoorten	$0.41354*D^{2.14}$	Quercus petraea	Oostenrijk	Hochbichler, 2002

Tabel 2.6 Allometrische relaties gebruikt om de ondergrondse biomassa te berekenen van individuele bomen (in kg) met gegevens uit bosinventarisaties (diameter D in cm en hoogte H in m) (Arets et al. 2020).

Soort groep	Formule	Ontwikkeld voor	Land	Referentie
Acer spp	$0.0607*D^{2.6748}*H^{-0.561}$	Betula pubescens	Rusland	Hamburg et al., 1997
Alnus spp	$0.0607*D^{2.6748}*H^{-0.561}$	Betula pubescens	Rusland	Hamburg et al., 1997
Betula spp	$0.0607*D^{2.6748}*H^{-0.561}$	Betula pubescens	Rusland	Hamburg et al., 1997
Fagus sylvatica	$e^{-3.8219}*D^{2.5382}$	Fagus sylvatica	Frankrijk	Le Goff & Ottirini, 2001
Fraxinus excelsior	$-1.551*0.099*D^2$	Quercus petraea	Frankrijk	Drexhage et al., 1999
Larix spp	$0.0239*(D^2*H)^{0.8408}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Picea spp	$0.0239*(D^2*H)^{0.8408}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pinus other	$0.0144*(D^2*H)^{0.8569}$	Pinus sylvestris	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pinus sylvestris	$0.0144*(D^2*H)^{0.8569}$	Pinus sylvestris	Rusland	Hamburg et al., 1997
Populus spp	$0.0145*(D^2*H)^{0.8749}$	Populus tremula	Rusland	Hamburg et al., 1997
Pseudotsuga menziesii	$0.0239*(D^2*H)^{0.8408}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Quercus spp	$-1.551*0.099*D^2$	Quercus petraea	Frankrijk	Drexhage et al., 1999

Overige naaldboomsoorten	$0.0239*(D^2*H)^{0.8408}$	Picea abies	Rusland	Hamburg et al., 1997
Overige loofboomsoorten	$-1.551*0.099*D^2$	Quercus petraea	Frankrijk	Drexhage et al., 1999

In een deel van de relaties wordt alleen diameter gebruikt voor de biomassa schatting, en voor een ander deel naast diameter ook hoogte. Het toevoegen van andere parameters geeft niet altijd een significant hogere verklaarde variantie (Bartelink, 1997 formule 8 en 9, Forrester et al. 2017 formule 10). Diameter en hoogte (evenals leeftijd) zijn aan elkaar gerelateerd waardoor één variabele al een groot deel van de variantie verklaart. Toch kan het zinvol zijn om een tweede variabele op te nemen als er bijvoorbeeld een aannemelijk verschil is in hoogte bij eenzelfde diameter. Dat kan het geval zijn door bijvoorbeeld klimatologische omstandigheden. Beheer kan invloed hebben op de diameter, maar de hoogtegroeï wordt geacht onafhankelijk van het beheer te zijn.

Formules voor de volume bepaling van Beuk volgens Bartelink (1997)

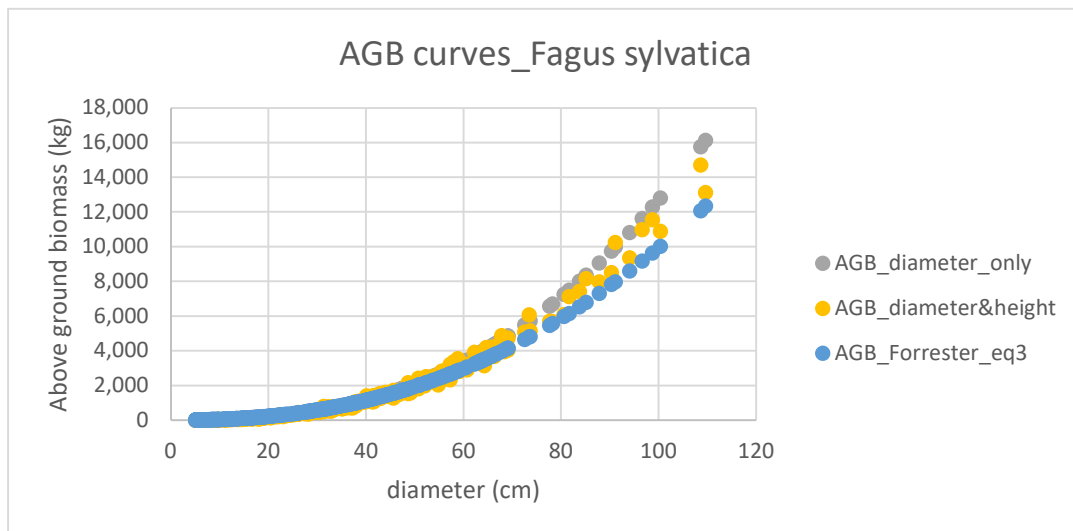
$$M_{tot,b} = 0.0798 * dbh_{gem}^{2.601} \quad (r^2 = 0.988) \quad (8)$$

$$M_{tot,b} = 0.0306 * dbh_{gem}^{2.347} * H_{dom}^{0.59} \quad (r^2 = 0.991) \quad (9)$$

Formule voor de volume bepaling van Beuk volgens Forrester et al. (2017)

$$M_{tot,b} = 0.1903 * dbh_{gem}^{2.3589} \quad (r^2 = 0.981) \quad (10)$$

Alle drie formules (8, 9, 10) zijn door Filipek (2021) toegepast op een dataset uit de NBI met gegevens van diameter en boomhoogte (figuur 2.2).



Figuur 2.2 Bovengrondse biomassa berekend met allometrische relaties volgens Bartelink (1997) en Forrester et al. (2017).

De verschillen tussen de bovengrondse biomassa berekend met de drie verschillende formules loopt op met het oplopen van de diameter. Bij een diameter van ca. 110 cm is het verschil in biomassa opgelopen tot ca. 3,8 ton voor de formule van Bartelink met alleen dbh en de formule van Forrester. De formule van Bartelink met zowel diameter en hoogte als schatter ligt tussen beide andere schattingen in, maar geeft wel meer spreiding door het gebruik van de extra parameter (hoogte). De formule van Forrester (10) lijkt een meer realistische schatting van de bovengrondse biomassa te geven dan de formule 8 van Bartelink. De formule is gebaseerd op een uitgebreide dataset en is toe te passen op de meeste voorkomende boomsoorten waarbij het voordeel is dat het op een consistente manier tot stand is gekomen. De formule van Forrester (10) is eveneens te verkiezen boven de

formule 9 van Bartelink vanwege het feit dat er slechts een parameter benodigd is (diameter op borsthoogte: dbh).

Ook zijn er vergelijkingen gemaakt tussen de verhouding van de geschatte stam biomassa en geschatte bovengrondse biomassa met de gemeten stam biomassa en de gemeten bovengrondse biomassa (figuur 2.3).

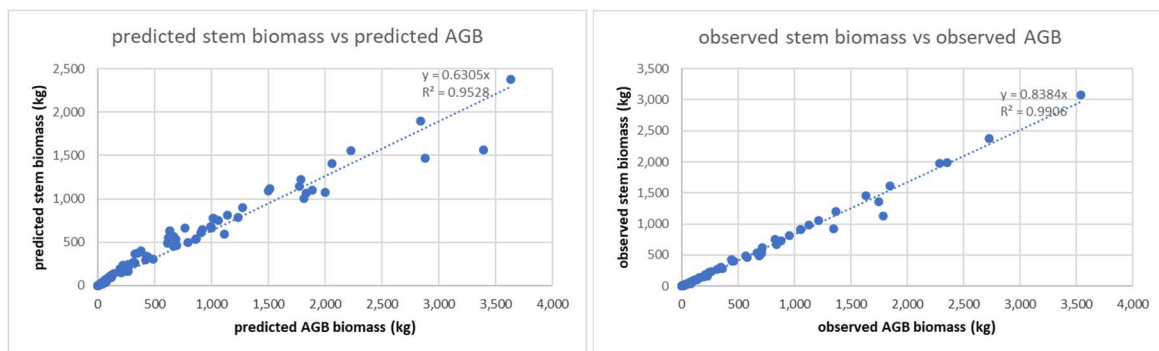
De bovengrondse biomassa is berekend met de formule 8 van Bartelink (1997). Het stam volume is berekend met de formule van Dik 1984:

$$M_{stam} (m^3) = dbh_{gem}^{1.55448} * H^{1.5588} * e^{-3.57875} \quad (11)$$

De biomassa uitgedrukt in kg kan worden berekend met de volgende formule:

$$M_{stam} (kg) = M_{stam} (m^3) * \sigma_{boomsoort} \quad (12)$$

Waarin $\sigma_{boomsoort}$ de boomsoort specifieke dichtheid is (tabel 2.7, kolom GPG)



Figuur 2.3 Geschatte (links) en gemeten (rechts) verhouding tussen stam biomassa en bovengrondse biomassa voor Beuk.

De geschatte stam biomassa bedraagt ca. 63% van de geschatte bovengrondse biomassa volgend uit de regressie formule:

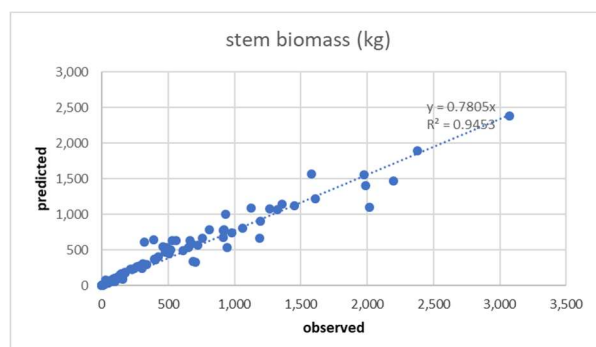
$$M_{stam, est} = 0.6305 * M_{tot, b, est} \quad (r^2 = 0.92) \quad (13)$$

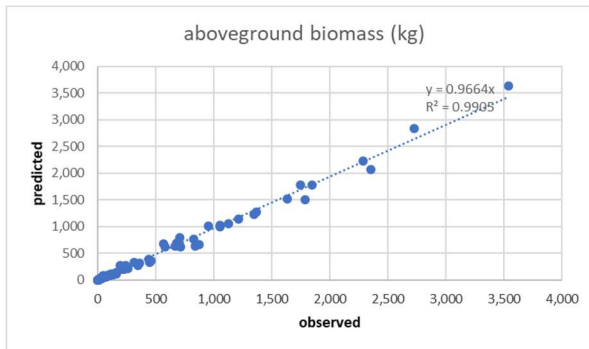
De gemeten stam biomassa bedraagt ca. 84% van de gemeten bovengrondse biomassa volgend uit de regressie formule:

$$M_{stam obs} = 0.8384 * M_{tot, b, obs} \quad (r^2 = 0.99) \quad (14)$$

Hieruit blijkt dat de geschatte stambiomassa ca. 22% lager ligt dan de gemeten stambiomassa.

Indien wordt gekeken naar de verhouding tussen gemeten en geschatte stam biomassa en gemeten en geschatte bovengrondse biomassa dan valt op dat de relatie voor de bovengrondse biomassa vrijwel 1:1 is maar dat de geschatte stam biomassa ca. 22% lager is dan de gemeten stambiomassa (figuur 2.4).





Figuur 2.4 Verhouding tussen geschat en gemeten stam biomassa (links) en geschat en gemeten bovengronds biomassa van Beuk.

Ook voor andere boomsoorten werd een lagere verhouding tussen stam biomassa en bovengrondse biomassa gevonden, voor Lariks spp 18% lager en voor Berk en Douglas spar

10% lager. Voor de andere soorten was het verschil kleiner, nl. 1-3%.

Voor wat betreft de verhouding van de geschatte bovengrondse biomassa ten opzichte van de gemeten bovengrondse biomassa werd de laagste verhouding gevonden voor Larix spp (16% lager), Pinus nigra (12% lager) en Betula spp. (11% lager). Voor de andere soorten was het verschil in de verhouding tot 5% lager.

Bij de berekening van totale biomassa met BCEF wordt houtdichtheid gebruikt om de omrekening van volume naar massa te berekenen. Bij de LULUCF berekeningen worden de houtdichtheden zoals gegeven in de Good Practice Guidance (IPCC 2003) gebruikt. Een mogelijke verklaring kan zijn dat de regio specifieke houtdichtheid voor Nederland afwijkt van de houtdichtheid volgens de GPG (Penman et al. 2003). Tabel 2.7 geeft de houtdichtheid zoals die wordt gebruikt in door het IPCC en buurlanden voor de LULUCF rapportages en waarden uit literatuur (Forrester et al. 2017) en gemeten waarden uit dit onderzoek. Opmerkelijk is dat de houtdichtheid voor de alle boomsoorten verschilt voor de verschillende bronnen. Voor de meeste boomsoorten is de houtdichtheid redelijk gelijk voor de meeste bronnen met een verschil van 30-50 kg/m³ voor de hoogste en de laagste houtdichtheid, met uitschieters van 100 kg/m³ voor Populier. De verschillen verklaren echter niet het gevonden verschil tussen voorspelde en gemeten stambiomassa van figuur 2.4.

Tabel 2.7 Houtdichtheid voor toepassing van biomassa schattingen volgens verschillende bronnen.

Boomsoort	Houtdichtheid (kg droge stof /m ³ vers volume)						Dit onderzoek
	GPG ¹⁾	Vlaanderen ²⁾	Wallonie ²⁾	Frankrijk ³⁾	Duitsland ⁴⁾	Forrester ⁵⁾	
Betula pendula	510	520	530	-	460	530	
Fagus sylvatica	580	580	590	560	560	590	580
Fraxinus excelsior	570	520	560	-		560	
Larix decidua	460	450	460	-	490	470	
Pseudotsuga menziesii	450	460	430	410	410	430	480
Quercus robur, Q. petraea	580	600	560	560	560	560	
Quercus rubra	580	550	520	-	570	-	
Pinus sylvestris	420	420	420	430	430	420	410
Pinus nigra	420	420	420	-	430	420	
Picea abies	400	400	380	380	380	370	
Abies spp	400	550	400	380	360	350	
Populus spp	350	350	340	360	460	370	

1) Penman et al. 2003, 2) De Keersmaecker et al. 2021, 3) Bongrand & Bort 2020, Strogies & Gniffke 2020; 5) Forrester et al. 2017

2.2 Expansiefactoren gemeten in de praktijk

2.2.1 Achtergrond

De snel toenemende vraag naar biomassa van bomen voor industriële toepassingen en energie, bovenop de voortdurende vraag naar hout, vereist een intensiever gebruik van productiebossen. Toch is het onduidelijk onder welke omstandigheden de huidige praktijken van biomassa-oogst ecologisch duurzaam zijn of niet, vooral wat betreft de voedselarme zandgronden waarop een groot deel van de Nederlandse productiebossen zich bevinden. Veerkrachtige productiebossen worden verondersteld om nutriëntenbudgetten en productiviteit binnen volgende rotaties terug te winnen. Een dergelijke terugwinning van nutriënten is afhankelijk van verlies van nutriënten door oogst van bosproducten. Verlies van de hoeveelheid nutriënten wordt bepaald door de boomsoort maar ook door de oogstvorm.

De opbrengsten van biomassa uit productiebossen kunnen worden verhoogd door het intensiveren van management zoals door meer te oogsten dan alleen de stammen, b.v. door takken of zelfs het hele bovengrondse deel van de boom te oogsten. De oogst van de volledige bovengrondse biomassa omvat de oogst van tak- en tophout voor de bio-industrie wat 30% meer biomassa oplevert dan de oogst van enkel de stam (Pels 2011, Aherne et al. 2012). Terwijl de oogst van tak en tophout naast de reguliere houtoogst steeds meer wordt toegepast in Europa als gevolg van een toegenomen afzetmarkt voor dit product (Nisbet et al. 1997), wordt de ecologische duurzaamheid van de oogst van het tak- en tophout ernstig in twijfel getrokken, aangezien er met die oogstmethode veel nutriënten uit bossen worden geëxporteerd (Iwald et al. 2013, Achat et al. 2015). Verhoogde oogst van biomassa door de oogst van tak en tophout kan leiden tot verminderde groei van bomen (Egnell 2011, Egnell & Valinger 2003, Kreutzweiser et al. 2008), lagere nutriëntenconcentraties in naalden (Olsson et al. 2000), lagere concentraties van kationen in de bodem (Olsson et al. 1996, Zetterberg et al. 2013) en verhoging van de zuurgraad van de bodem (Feller 2005, Kreutzweiser et al. 2008, Achat et al. 2015). Om de duurzaamheid van biomassa oogst, waaronder ook het oogsten van tak- en tophout, te beoordelen is het essentieel om de distributie van biomassa en de concentraties van koolstof en nutriënten in de verschillende boomcomponenten te begrijpen (Poorter & Sack 2012, Wertz et al., 2020). Opmerkelijk is het dat de biomassa distributie over die componenten slecht begrepen is en nauwelijks gekwantificeerd voor bosbomen buiten het stadium van zaailingen en jonge boompjes (Schippers et al. 2015). Mogelijke tekortkomingen in het begrip van de verdeling van biomassa, koolstof en nutriëntenconcentraties in bovengronds boomweefsel hebben gevolgen voor de evaluatie van duurzaam bosbeheer. In deze studie worden biomassa expansiefactoren opgesteld voor naalden, dunne takken ($\varnothing < 2$ cm), dikke takken ($2 < \varnothing < 10$ cm), schors (van de stam), stam spinhout en stam kernhout.

2.2.2 Werkwijze

Selectie boslocaties

Destructieve biomassa bemonstering heeft plaats gevonden op vijf locaties verspreid over productiebossen op arme zandgronden in Nederland. Voor elke locatie zijn bosopstanden geselecteerd gedomineerd door Grove den (*Pinus sylvestris* L.), Douglas spar (*Pseudotsuga menziesii*) of Beuk (*Fagus sylvatica*). Drie van de vijf locaties bevinden zich in het noordelijk, midden- en zuidelijk deel van de Veluwe, provincie Gelderland, en twee in het oostelijke en westelijke deel van Noord-Brabant.

De bosopstanden zijn geselecteerd op basis van de volgende criteria: 1) gelijkjarige monoculturen; 2) kroonbedekking groter dan 80%; 3) bosopstanden van minimaal 1 hectare; 4) gelegen op voedselarme zandgrond. Alle studielocaties zijn beheerd volgens gangbare bosbouwmethoden in Nederland, met als belangrijkste beheermaatregel een uitdunningsregime van 5 jaar na het sluiten van de kroonlaag.

Selectie proefbomen

Binnen elke geselecteerde opstand zijn drie bomen geselecteerd voor destructieve bemonstering van de biomassa. Dit betreffen een dominante boom, een grondvlakmiddenboom en een onderdrukte boom. Selectie van de proefbomen is gedaan op basis van de gemiddelde diameters per kroonpositie. De diameter van de grondvlakmiddenboom is berekend op basis van grondvlakmetingen volgens de Bitterlich-methode (Bitterlich 1952) die plaatsgevonden hebben op 16 punten per hectare. In een cirkel

met een straal van 11.28 m is het totaal aantal bomen (n) geteld en is de diameter van de dominante boom genoteerd. De gemiddelde diameter van de opstand (D_g) is berekend via:

$$D_g = \sqrt{(BA/n) * (4/PI) * 25} \quad (15)$$

De dominant diameter van de opstand (D_d) is berekend als de gemiddelde diameter van 16 dominante bomen per opstand. De gemiddelde diameter van de onderdrukke bomen (D_o) is als volgt berekend:

$$D_o = D_g - (D_d - D_g) \quad (16)$$

Selectie van de proefbomen is gebaseerd op deze diameters met een maximale afwijking van 2 centimeter in de gemiddelde diameter. Bomen met afwijkingen (vertakte en gedraaide stammen, afwijkende kroonvormen) en bomen binnen 10 m van de bosrand kwamen niet in aanmerking voor selectie.

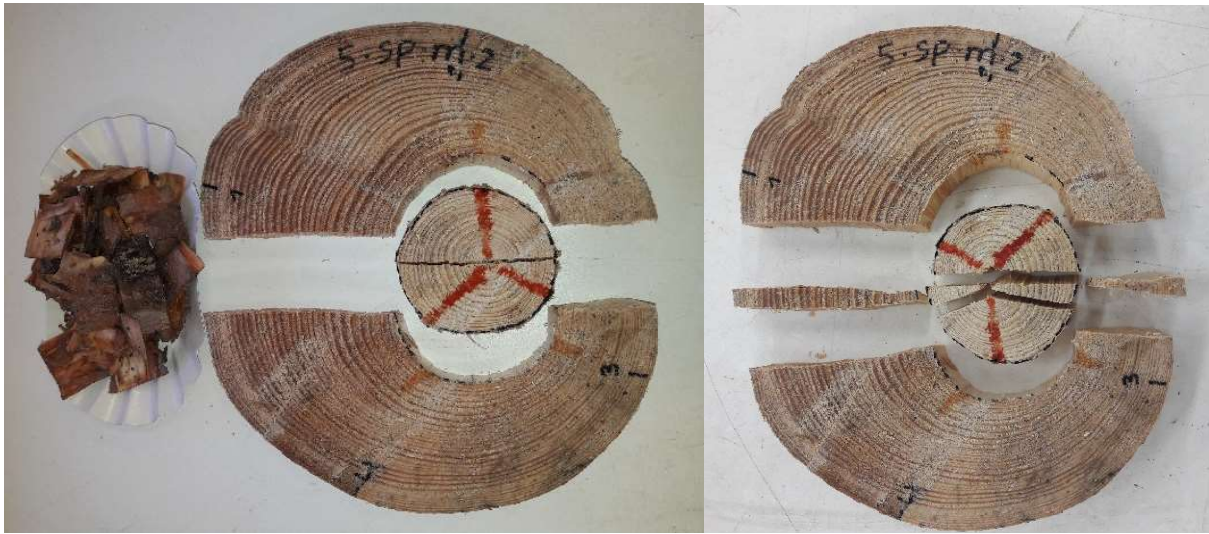
Biomassa metingen

Destructieve biomassa metingen hebben plaatsgevonden in de periode februari tot maart 2019. Geselecteerd proefbomen zijn geveld met een kettingzaag op ongeveer 20 centimeter hoogte van de stamvoet. Direct na de oogst zijn de totale boomhoogte, stamlengte, kroonlengte en de diameter en lengte van alle levende takken gemeten. De stam is hierbij gedefinieerd als de hoofdas die zich uitstrekt van de zaagsnede tot de aftophoogte waar de hoofdas een diameter van 10 cm heeft. De delen van de boom boven de aftophoogte en alle takken ($\leq \varnothing 10$ cm) zijn gedefinieerd als de boomkroon. De lengte van de boomkroon is bepaald door metingen van de aftophoogte tot de top van de doorgaande spil. Het versgewicht van de totale boom en van de stam en boomkroon afzonderlijk zijn in het veld bepaald door het wegen van de boom met behulp van een trekkrachtmeter (Allscales Europe, cap. 3000 \pm 2 kg) geplaatst aan een kraan. Dominante bomen van de Douglas spar en de Beuk zijn in secties gewogen. Vers stamgewicht is gewogen na het aftoppen van de stam en het verwijderen van alle takken. Kroongewicht is hierbij berekend als het totale versgewicht minus het versgewicht van de stam. Stamschijven met een gemiddelde dikte van 3,5 cm zijn genomen op zaagsnede, $\varnothing 10$ cm, en op $\frac{1}{4}^e$, $\frac{1}{2}^e$ en $\frac{3}{4}^e$ van de stamlengte, en op $\frac{1}{2}^e$ en het $\varnothing 2$ cm punt van de doorgaande spil. Uit elke boomkroon zijn 4 takken geselecteerd representatief voor het bereik van de gemeten takdiameters. Voor elk van deze takken zijn de takdiameter, totale taklengte en de lengte van het grove takgedeelte ($2 < \varnothing < 10$ cm) in het veld bepaald. Het totale versgewicht van de tak en het versgewicht van de grove tak werden gewogen met behulp van een trekweegschaal (kraanweegschaal SF-918, cap. 150 kg) na verwijdering van alle zijtakken $< \varnothing 2$ cm. Alle zijtakken ($< \varnothing 2$ cm) en alle stamschijven zijn verzameld in verzegelde plastic zakken, gelabeld en bewaard bij 4 ° C tot verdere verwerking.

Verdere verwerking van de stamschijven en takken is uitgevoerd in laboratoria van WageningenUR. Initiële metingen aan de stamschijven betreffen: (1) meting van de diameters volgens een kruismeting waarbij de hoogste variabiliteit binnen de disk meegenomen is; (2) perimeter metingen en (3) diktemetingen op vier punten per stamschijf. Omtrek- en diametermetingen zijn herhaald na scheiding van schors, spinhout en indien aanwezig, kernhout op basis van de voorheen gebruikte diameterlijnen.

Per schijf is het totale versgewicht, het versgewicht van het hout en het versgewicht van de bast (schors) gewogen nadat de bast handmatig van de schijf verwijderd is. Het drooggewicht van de bast is bepaald na minimaal 48 uur drogen bij 70°C. De natte en droge dichtheid van de bast (g cm⁻³) is bepaald door een representatief nat en droog baststuk te wegen en onder te dompelen in water op een balans om respectievelijk het gewicht en het volume te meten. Schijven van Grove den zijn gemarkeerd met safranine om spinhout van kernhout te scheiden. Voor Grove den en Douglas spar het spinhout en kernhout is, indien aanwezig, handmatig gesplitst met behulp van een beitel (figuur 2.5). Zowel het versgewicht van het spinhout als het versgewicht van het kernhout is gewogen (g). Twee stukken spinhout en kernhout zijn met een beitel uit tegenoverliggende plaatsen op de schijven gehaald, waardoor de grootste variabiliteit wordt bestreken. Het versgewicht van het deze spint- en kernhoutstukken is bepaald op een balans waarna het versvolume is bepaald door het in het onder te dompelen. Het drooggewicht en het droge volume worden bepaald nadat de stukken volgens hetzelfde protocol gedurende ten minste 48 uur bij 70 ° C zijn gedroogd.

Initiële metingen aan het takmateriaal ($\leq \varnothing 2$ cm) betroffen metingen van het totale versgewicht per tak. Sub-monsters zijn genomen van de naalden of bladeren van de kleinste en grootste geselecteerde tak per boom om het vochtverlies van de naalden/bladeren te bepalen. Al het geselecteerde materiaal is gedroogd bij 70°C tot een constant gewicht. Het droog gewicht van het takmateriaal is geregistreerd voordat het takhout en de naalden handmatig worden gesplitst. Drooggewichten van de naalden en het takhout zijn gewogen nadat deze opnieuw gedroogd zijn bij 70°C tot een constant gewicht.



Figuur 2.5 Scheiding van de bast, spinhout en kernhout (links) en de extractie van spint- en kernhoutstukken voor de conversie van versgewicht naar drooggewicht en de dichtheidsmetingen.

2.2.3 Berekeningen

De uitgevoerde berekeningen vallen uiteen in de berekening van de vers- en drooggewichten van de verschillende weefsels binnen de stam, het kernhout, spinhout en de bast, en de weefsels in de boomkroon, betreffende de grove takken, kleine takken en naalden. De vers en droge gewichten van bast, spinhout en kernhout zijn gemeten op basis van 5 stamschijven, genomen met gelijke tussenruimte langs de stam. De berekening van de droge stamgewichten is gebaseerd op de volume berekening van de weefsels en de soortelijke dichtheden. De vers en drooggewichten van de takken en naalden/bladeren zijn gemeten op basis van de vier geselecteerde proeftakken per boom. De berekening van de gewichten van deze weefsels is gebaseerd op statistische modellen. De biomassa expansiefactoren zijn gefit via een lineair model. Alle berekeningen zijn uitgevoerd in R. Het script is op aanvraag verkrijgbaar.

Berekeningen van de stam

De berekening van het volume van de bast, spinhout en kernhout binnen de stam is gebaseerd op de omtrek (cm) van het schijfhout en kernhout en gebaseerd op drooggewicht, dichtheid en schijfdikte voor de bast. Omtrek van het schijfhout en kernhout zijn gebruikt om de optimale straal voor weefsel t op schijf i (R_{ti}) te berekenen via:

$$R_{ti} = (PM_{ti} / \pi / 2) \quad (17)$$

Vanwege de heterogene aard van de bast is er een andere methode gebruikt om de theoretische dikte van de bast te berekenen. Deze methode corrigeert voor de grove structuur van de buitenschors, vooral voor Douglas spar en Grove den. Bastdikte voor schijf i wordt berekend op basis van het versgewicht (g) van de bast (FW_{BA}), de dichtheid van de bast (ρ_{BA} ; $g\text{ cm}^{-3}$) en de gemiddelde dikte van de bast (Th_{BA} ; cm):

$$R_{BAi} = \sqrt{(FW_{BAi} / \rho_{BAi} / Th_{BAi} / \pi)} \quad (18)$$

Elke schijf vertegenwoordigt een deel van de stam. Om de stamlengte gerepresenteerd door een stamschijf tussen de schijven gelijk te houden is de stam theoretisch opgesplitst in acht gelijke delen (figuur 2.6). De hoogte van elk onderdeel is berekend via:

$$RDH = SL/8 \quad (19)$$

Waarbij zowel de stamlengte (SL) als de gerepresenteerde stamlengte (RDH) zijn uitgedrukt in cm. Het volume (V) van bast, schijfhout en kernhout in cm³, aangeduid als weefsel t, voor de stamdelen 1, 2A, 3A, 4A en 5 (fig. 2.6), aangeduid als sectie k, is berekend via:

$$V_{tk} = \left(\frac{1}{3}\right) * \pi * \left(R_{ti}^2 + R_{ti} * \left(\frac{R_{ti} + R_{t(i+1)}}{2}\right) + \left(\frac{R_{ti} + R_{t(i+1)}}{2}\right)^2 \right) * RDH \quad (20)$$

Het volume van deze weefsels van de stamsecties 2B, 3B en 4B is berekend via:

$$V_{tk} = \left(\frac{1}{3}\right) * \pi * \left(R_{ti}^2 + R_{ti} * \left(\frac{R_{ti} + R_{t(i-1)}}{2}\right) + \left(\frac{R_{ti} + R_{t(i-1)}}{2}\right)^2 \right) * RDH \quad (21)$$

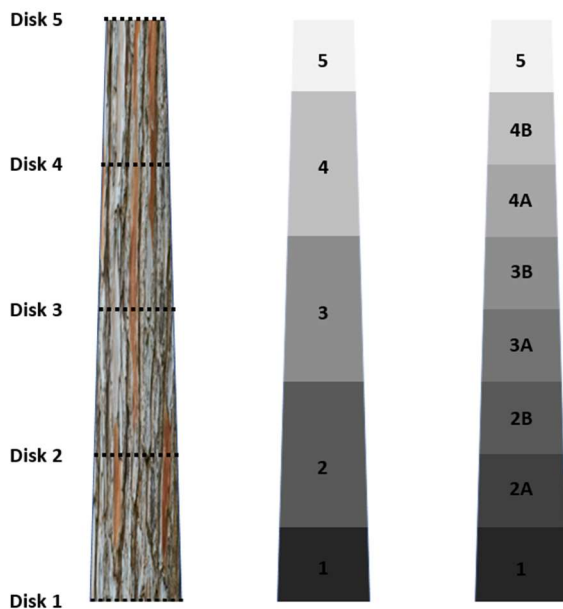
Het spinthoutvolume (V_{SW}) van sectie k is een functie van het schijfhoutvolume van sectie k (V_{DW}) en het kernhoutvolume van sectie k (V_{HW}):

$$V_{SWk} = V_{DWk} - V_{HWk} \quad (22)$$

Voor de Beuk en de Grove den zijn aanvullende volumecorrecties uitgevoerd op basis van het aantal vertakkingen (SR) binnen de stam. Het volume wordt gecorrigeerd voor zowel bast, spinthout als kernhout, aangeduid als weefsel t, via:

$$V_{SRt} = SR * V_{t(k=5)} * x \quad (23)$$

Schaalvariabele x is gelijk aan 1 voor Grove den en 0,55 voor Beuk. De waarde van de schaalvariabele wordt afgeleid van de beste overeenkomst tussen het berekende en het gemeten vers gewicht. Het extra volume V_{SRt} is toegevoegd aan het volumegedeelte 22. Ten slotte worden voor alle bomen de volumes van het gedeelte A en B per stamgedeelte per gedeelte samengevoegd om het volume direct te koppelen aan de schijf van dit deel.



Figuur 2.6 Overzicht van de stamschijven en het deel van de stam vertegenwoordigd door de schijven. Links: locatie van de stamschijven. Midden: deel van de stam gerepresenteerd door de stamschijf. Rechts: de stam is verder verdeeld in kleinere stukken met een gelijke representatieve schijfhoogte.

Het droge gewicht van de stam is het resultaat van het volume van de afzonderlijke weefsels maal de dichtheid. De droge massa per eenheid vers volume, betreffende de dichtheid van weefsel t in schijf i (ρ_{ti}), is berekend op basis van drooggewicht (DW) en vers volume (FV) meting van stukken p die het weefsel t op schijf i vertegenwoordigen:

$$\rho_{ti} = \left(\frac{DW_{ti p1}}{FV_{ti p1}} + \frac{DW_{ti p2}}{FV_{ti p2}} \right) / 2 \quad (24)$$

Het drooggewicht van de stam is berekend via:

$$DW_{ti} = V_{tk} * \rho_{ti} \quad (25)$$

$$DW_t = \sum_{i=1}^5 DW_{ti} \quad (26)$$

$$DW = \sum_{t=1}^3 DW_t \quad (27)$$

Het versgewicht van de stam is op vergelijkbare wijze berekend als de berekening van het drooggewicht. Het weefselvolume t op sectie z wordt vermenigvuldigd met de verse dichtheid van weefsel t op schijf i. De verse dichtheid van weefsel t op schijf i (ρ_{ti}) is berekend op basis van versgewicht (FW) en vers volume (FV) meting van stukken p die het weefsel t op schijf i vertegenwoordigen:

$$\rho_{ti} = \left(\frac{FW_{ti p1}}{FV_{ti p1}} + \frac{FW_{ti p2}}{FV_{ti p2}} \right) / 2 \quad (28)$$

Het versgewicht van de stam is berekend via:

$$FW_{ti} = V_{tk} * \rho_{ti} \quad (29)$$

$$FW_t = \sum_{i=1}^5 FW_{ti} \quad (30)$$

$$FW = \sum_{t=1}^3 FW_t \quad (31)$$

Berekeningen van de kroon

De delen van de boom boven de aftopping van \varnothing 10 cm en alle takken ($\leq \varnothing$ 10 cm bij stamovergang) zijn gedefinieerd als de boomkroon. Binnen de boomkroon zijn grove takken (\varnothing 2 \leq \varnothing 10 cm), kleine takken ($\leq \varnothing$ 2 cm) en naalden (alleen voor Douglas spar en Grove den) onderscheiden. Voor alle weefsels in de kroon zijn modellen ontwikkeld volgens het principe van lineaire mixed-effectmodellen zoals beschreven door (Zuur et al., 2009) waarbij parameters worden geschat door middel van de restricted maximum likelihood-methode. De modellen zijn gebaseerd op de vier geselecteerde takken per boom en zijn genest in de boom vanwege de hiërarchische aard van de data. Om de invloed van temporele variaties in het vochtgehalte van het weefsel te vermijden, is het verse gewicht van de afzonderlijke weefsels op takniveau omgerekend in drooggewicht. Alle modellen zijn geformuleerd als een compromis tussen de best mogelijke schattingen en de eenvoud van het model. Daarom zijn alle modellen gebaseerd op het volume van de takken aangezien dit een betere schatting bleek te zijn dan de lengte en diameter afzonderlijk. Het takvolume van tak i op boom z is berekend als functie van takradius (R) en lengte (L) van tak i op boom z:

$$V_{zi} = (1 / 3) * \pi * R_{zi} * L_{zi} \quad (32)$$

Het drooggewicht (DW) van de grove tak (CB), kleine tak (SB) en naalden (NE) van tak i op boom z (DW_{CBzi}) per soort is gemodelleerd als functie van takvolume (V_{zi}):

$$DW_{CBzi} = A_0 + A_1 * V_{zi}^x + a_{0z} + a_{1z} * V_{zi}^x + e_{zi} \quad (33)$$

$$DW_{SBzi} = A_0 + A_1 * \sqrt[x]{V_{zi}} + a_{0z} + a_{1z} * \sqrt[x]{V_{zi}} + e_{zi} \quad (34)$$

$$DW_{NEzi} = A_0 + A_1 * \sqrt[x]{V_{zi}} + a_{0z} + a_{1z} * \sqrt[x]{V_{zi}} + e_{zi} \quad (35)$$

A_0 en A_1 betreffen vaste populatieparameters (tabel 2.8) terwijl a_{0z} en a_{1z} willekeurige boomparameters betreffen. De waarden van schaalfactor x is gegeven in tabel 2.8. Om voorspellingen voor het drooggewicht per kroonweefsel per boom te verkrijgen worden de formules voor grove tak, kleine tak en naald toegepast op het volume van alle bestaande takken per boom. De totale droge kroonbiomassa bestaat uit de som van de biomassa van alle bestaande takken.

Tabel 2.8 Parameter schattingen, standaardafwijking en p-waarden voor de vaste delen van het tak-biomassa model, formules 19-21, welke per soort zijn gemodelleerd.

Onderdelen	Soort	Schaling (x)	Parameter	Estimate	S.E.	P-value
Grove tak	Beuk	2	A_0	1.0938	0.1856	< 0.0001

			A ₁	1.00E ⁻⁷	1.00E ⁻⁸	< 0.0001
	Douglas spar	1	A ₀	-0.0949	0.0337	< 0.008
			A ₁	0.84E ⁻³	0.02E ⁻³	< 0.0001
	Grove den	1	A ₀	-0.11569	0.0341	< 0.003
			A ₁	0.71E ⁻³	0.04E ⁻³	< 0.0001
Kleine tak	Beuk	1	A ₀	283.4548	62.7835	< 0.0001
			A ₁	0.2099	0.0189	< 0.0001
	Douglas spar	2	A ₀	-57.6802	33.4101	0.0918
			A ₁	15.1454	1.8698	< 0.0001
	Grove den	2	A ₀	-165.9672	49.9116	< 0.002
			A ₁	28.4819	3.1363	< 0.0001
Naalden	Douglas spar	2	A ₀	-91.3067	22.6179	< 0.0002
			A ₁	12.5100	1.6151	< 0.0001
	Grove den	2	A ₀	-53.8355	27.0929	0.0533
			A ₁	13.7399	2.0041	< 0.0001

De doorgaande spil is alleen gedefinieerd voor Douglas spar en Grove den en wordt gedefinieerd als de hoofdas vanaf Ø 10 cm van de stam tot de boomtop. De verse en droge gewichten van schors, kernhout en spinhout zijn gemeten op basis van 3 stamschijven, genomen met gelijke tussenruimte langs de doorgaande spil. Het vers en drooggewicht van de doorgaande spil voor Grove den en Douglas spar is berekend via het protocol van de stamhoutberekeningen. De formules 17 t/m 27 worden toegepast voor respectievelijk spinhout, kernhout en bast. Het totale droge gewicht van de doorgaande spil is de som van het gewicht van alle afzonderlijke weefsels. Voor de berekening van het versgewicht worden de formules 17 t/m 23 en de formules 28 t/m 31 toegepast.

Om de nauwkeurigheid van de kroonberekeningen te evalueren, werd het drooggewicht van weefsels t vermenigvuldigd met de verhouding van het verse gewicht tot het droge gewicht van een representatief deelmonster (s):

$$FW_t = DW_t * \left(\frac{FW_{t,ss}}{DW_{t,ss}} \right) \quad (36)$$

Het versgewicht van de kroon bestaat uit de som van het verse gewicht van de weefsels:

$$FCM = \sum_{t=1}^4 FW_t \quad (37)$$

Biomassa expansie factoren

Expansiefactoren voor de biomassa zijn berekend voor de totale bovengrondse biomassa en voor de biomassa in de stam en boomkroon afzonderlijk. Voor het stamhout (kernhout en spinhout), de bast van de stam, de takken en de naalden zijn tevens afzonderlijke biomassa expansie formules verkregen. De volgende formules zijn geïmplementeerd:

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(X) + \hat{\varepsilon}_i \quad (38)$$

Y betreft de gewichten van respectievelijk de totale bovengrondse biomassa, de stam, de kroon, het stamhout, de stambast, de takken en de naalden. X betreft de diameter (DBH), de boomhoogte (H) of het berekende volume van de boom, waarbij het volume (V) berekend is als:

$$V = (1/3) * \pi * (1/2 * DBH) * H \quad (39)$$

Meervoudige lineaire regressie is toegepast in de volgende vormen:

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(DBH) + A_2 * \ln(H) + A_3 * \ln(DBH) * \ln(H) + \hat{\varepsilon}_i \quad (40)$$

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(DBH) + A_2 * \ln(TL) + A_3 * \ln(DBH) * \ln(TL) + \hat{\varepsilon}_i \quad (41)$$

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(V) + A_2 * \ln(TL) + A_3 * \ln(V) * \ln(TL) + \hat{\varepsilon}_i \quad (42)$$

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(DBH) + A_2 * \ln(K) + A_3 * \ln(DBH) * \ln(K) + \hat{\varepsilon}_i \quad (43)$$

$$\ln(Y) = A_0 + A_1 * \ln(DBH) + A_2 * \ln(H) + A_3 * \ln(TL) + A_4 * \ln(DBH) * \ln(H) + A_5 * \ln(DBH) * \ln(TL) + A_6 * \ln(H) * \ln(TL) + A_7 * \ln(DBH) * \ln(H) * \ln(TL) + \hat{\varepsilon}_i \quad (44)$$

Waarbij TL de lengte van de langste tak is binnen de boomkroon. K betreft het kiemjaar. Selectie van het beste model is gedaan op basis van AIC criteria. Alle analyses zijn gecontroleerd op de voorwaarden voor lineaire modellen volgens de Shapiro-Wilk test voor normaal verdeling en de Breusch-Pagan test voor heterogeniteit.

2.2.4 Resultaten

Validiteit stam en kroonberekeningen

De berekening van het versgewicht van de stam en de kroon maakt een directe vergelijking tussen de berekende en de gewogen versgewichten mogelijk. De relatie tussen de berekende en het gewogen versgewicht van de stam (FSM) is weergegeven in figuur 2.7.

De relatie tussen berekende en gewogen FSM van Beuken was significant ($F(1, 11) = 1241, p < 0.001$), met een R^2 -adj. van 0,94. De relatie tussen de berekende en de gewogen FSM van Beuken is:

$$\text{Berekende FSM} = 26.20 + 0.95 * \text{Gewogen FSM} + \hat{\varepsilon}_i \quad (45)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 246^2)$

Ook voor de Douglas spar was de relatie tussen de berekende en de gewogen FSM significant ($F(1, 13) = 2041, p < 0.001$), met een R^2 -adj. van 0,99. De relatie tussen de berekende en de gewogen FSM van de Douglas spar is:

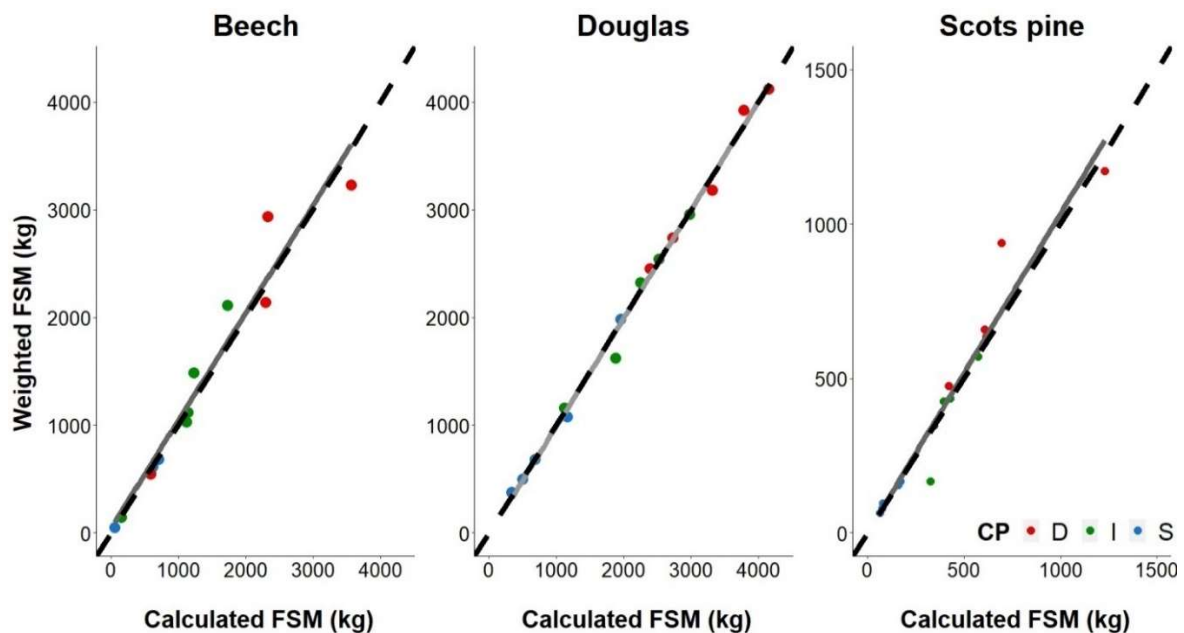
$$\text{Berekende FSM} = 27.11 + 0.99 * \text{Gewogen FSM} + \hat{\varepsilon}_i \quad (46)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 97.45^2)$

De relatie tussen berekende en gewogen FSM voor Grove den is significant ($F(1, 13) = 238,9, p < 0,001$), met een R^2 -adj. van 0,94. De relatie tussen de berekende en de gewogen FSM van de Grove den is:

$$\text{Berekende FSM} = 0.30 + 0.95 * \text{Gewogen FSM} + \hat{\varepsilon}_i \quad (47)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 0.21^2)$



Figuur 2.7 Vergelijking tussen gewogen versgewicht van de stam (FSM) en de berekende FSM voor Beuk, Douglas spar en Grove den. De relatie tussen de gewogen en berekende FSM (grijze lijn) is bijna gelijk aan de 1:1 lijn (zwarte stippellijn).

De relaties tussen de berekende verse kroonmassa en het gewogen versgewicht van de kroon is weergegeven in figuur 2.8. De relatie tussen de berekende en gewogen verse kroonmassa van de Beuk was significant ($F(1, 11) = 237,2, p < 0,001$), met een R^2 -adj. van 0,95. De relatie tussen de berekende en de gewogen FSM van de Beuk is:

$$\sqrt{\text{Calculated FCM}} = \sqrt{-0.66} + 1.08 * \sqrt{\text{Weighted FCM}} + \sqrt{\hat{\varepsilon}_i} \quad (48)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 1.87^2)$

Ook voor Douglas spar was de relatie tussen de berekende en de gewogen FCM significant ($F(1, 12) = 268, p < 0.001$), met een R^2 adj. van 0,96. De relatie tussen de berekende en de gewogen FCM van Douglas spar is:

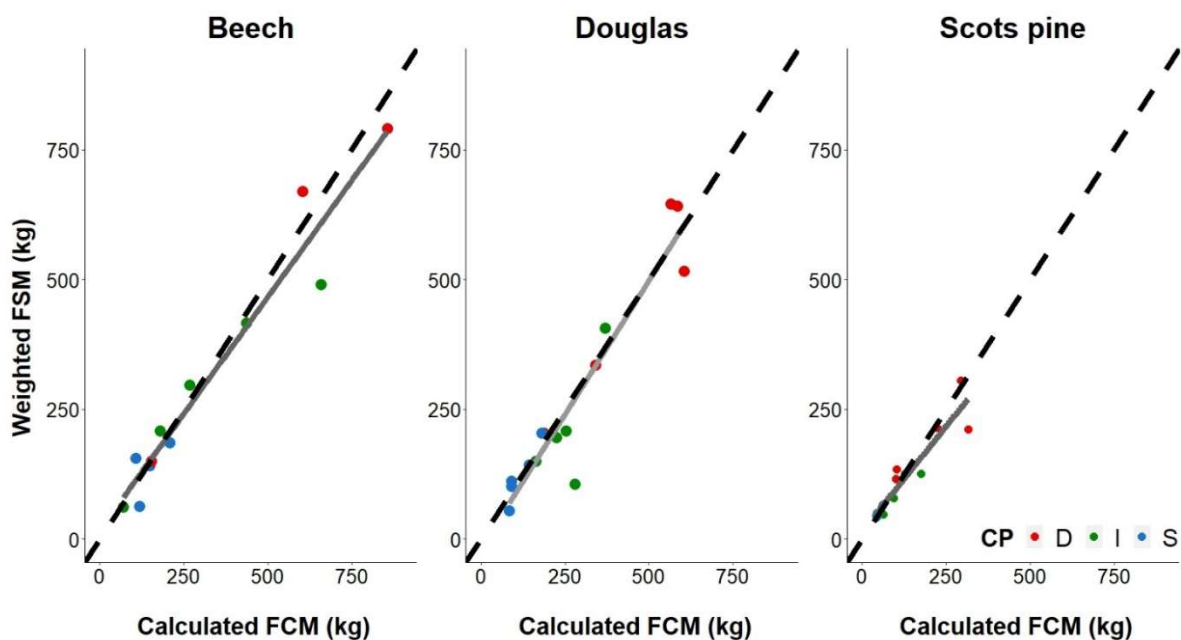
$$\sqrt{\text{Calculated FCM}} = \sqrt{1.02} + 0.94 * \sqrt{\text{Weighted FCM}} + \sqrt{\varepsilon_i} \quad (49)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 1.14^2)$

De relatie tussen berekende en gewogen FCM voor Grove den is significant ($F(1, 13) = 175,9, p < 0,001$), met een R^2 -adj. van 0,94. De relatie tussen de berekende en de gewogen FCM van Grove den is:

$$\ln \text{Calculated FSM} = \ln -0.17 + 1.04 * \ln \text{Weighted FSM} + \ln \varepsilon_i \quad (50)$$

Where $\varepsilon \sim N(0, 0.19^2)$



Figuur 2.8 Vergelijking tussen het gewogen versgewicht van de boomkroon (FCM) en de berekende FCM voor Beuk, Douglas spar en Grove den. De relatie tussen de gewogen en berekende FCM (grijze lijn) is bijna gelijk aan de 1:1 lijn (zwarte stippellijn).

Biomassa expansieformules

Biomassa expansie formules zijn opgesteld voor de bovengrondse biomassa van de boom, en voor de verschillende bovengrondse boomdelen afzonderlijk. Biomassa expansie formules gebaseerd op enkel de DBH hebben een betere modelfit voor de totale bovengrondse biomassa en de stamweefsels vergeleken met de kroonweefsels (tabel 2.8). De bovengrondse biomassa schattingen van Beuk en Douglas spar hebben de hoogste R^2 -adj. Schattingen betreffende de stam, het stamhout en de stambast zijn het nauwkeurigst voor de Beuk. Voor de boomkroon, ingezoomd op de takken en naalden, worden de meest nauwkeurige schattingen gemaakt voor de Grove den (tabel 2.9).

Het toevoegen van de kiemjaardata zorgde niet voor een verbetering van de modelfit (uitgedrukt in R^2 -adj.). De lengte van de langste tak in de boomkroon leidt in combinatie met de DBH en de boomhoogte tot een verbeterde schatting voor alle bovengrondse tissues van de Beuk (tabel 2.8). Het model met taklengte, DBH en boomhoogte leidt tevens voor de Douglas spar tot betere schattingen voor de boomkroon en de tak en naaldmassa afzonderlijk. Voor naaldmassa geeft dit model een 32% betere modelfit vergeleken met het model enkel gebaseerd op de DBH. Taklengte in combinatie met DBH leidde tot betere schattingen voor de boomkroon en de takken van de Grove den met een verbetering van respectievelijk 5 en 11%. Het toevoegen van de boomhoogte in combinatie met de DBH en al dan niet in combinatie met taklengte leidde tot betere modelfit voor de schattingen van de bovengrondse biomassa en stamweefsels voor Beuk en Douglas spar, uitgezonderd de stambast van Douglas spar. Voor de boomkroon leidde het toevoegen van de boomhoogte enkel tot verbeterde modellen voor Beuk en Douglas spar. Boomhoogte in interactie met de diameter verbeterde de modelfit voor het drooggewicht van de naalden van de Grove den met 5%.

Een volledig overzicht van de schattingen en de standaard fouten van de biomassa expansie formules gebaseerd op DBH en de formules leidend tot de beste modelfit zijn opgenomen in respectievelijk bijlage 1 en 2.

Tabel 2.9 Biomassa expansie factoren gebaseerd op de DBH.

Onderdeel	Boomsort	R ² -adj. DBH	Formule model	best	R ² -adj
Bovengrondse biomassa	Beuk	0.96	30		1.00
	Douglas spar	0.96	26		0.98
	Grove den	0.92	24 (volume)		0.92
Stam	Beuk	0.97	30		0.99
	Douglas spar	0.93	26		0.98
	Grove den	0.88	24 (volume)		0.90
Stamhout	Beuk	0.97	30		0.99
	Douglas spar	0.93	26		0.98
	Grove den	0.87	24 (volume)		0.89
Stambast	Beuk	0.96	30		0.99
	Douglas spar	0.85	24 (volume)		0.90
	Grove den	0.94	30		0.97
Boomkroon	Beuk	-	-		-
	Douglas spar	0.71	30		0.90
	Grove den	0.79	27		0.83
Takken	Beuk	0.68	30		0.94
	Douglas spar	0.70	30		0.88
	Grove den	0.76	27		0.84
Naalden	Beuk	-	-		-
	Douglas spar	0.62	30		0.86
	Grove den	0.78	26		0.82

De gemeten houtdichtheden (g/cm³) en koolstofgehalten zijn gegeven in tabel 2.10.

Tabel 2.10 Hout dichtheid en koolstofgehalten.

Onderdeel	Boomsort	Biomassa (g/cm ³)	Koolstofgehalte (g/kg)
Kernhout	Beuk	-	-
	Douglas spar	0.45 ± 0.01	501.27 ± 1.11
	Grove den	0.41 ± 0.01	522.80 ± 3.81
Spinthout	Beuk	0.58 ± 0.00	486.73 ± 0.53
	Douglas spar	0.48 ± 0.01	495.40 ± 0.72
	Grove den	0.45 ± 0.00	500.80 ± 1.08
Bast	Beuk	0.58 ± 0.00	491.13 ± 3.42
	Douglas spar	0.37 ± 0.01	537.93 ± 2.64
	Grove den	0.32 ± 0.01	527.13 ± 2.07
Dikke tak	Beuk	0.59 ± 0.00	488.33 ± 0.82
	Douglas spar	0.44 ± 0.01	500.00 ± 1.03
	Grove den	0.39 ± 0.01	504.33 ± 0.87
Dunne tak	Beuk	0.59 ± 0.01	496.80 ± 1.35
	Douglas spar	0.44 ± 0.02	509.00 ± 0.63
	Grove den	0.37 ± 0.02	518.80 ± 0.99

2.3 Conclusies en aanbevelingen

Biomassa expansie en conversie factoren per boomsoorten groep variëren aanzienlijk voor de verschillende landen (tabel 2.11). De BCEF voor Beuk, Es en Eik zijn in Nederland aanzienlijk hoger dan de andere landen. De BCEF waarden voor Lariks, Grove den, overige Pinus soorten zijn lager dan voor de overige landen. Opvallend is dat de hogere waarden alleen gevonden worden voor een aantal loofboomsoorten en de lagere waarden alleen in naaldboomsoorten.

Tabel 2.11 Biomassa expansie en conversie factoren (BCEF) voor verschillende boomsoorten voor Nederland (NL), Vlaanderen (B-Vla.) Wallonië (B-Wal.), Duitsland (D) en Frankrijk (F). voor de Nederlandse waarde is aangegeven of deze hoger(+), gemiddeld (+/-) of lager is (-) dan voor de andere landen.

Boomsoorten groep	BCEF					
	NL	NL tov. buitenland	B-Vla.	B-Wal.	D (61-80 jaar)	F (>30jaar)
Betula spp.	0.68	=	0.67	0.70		
Fagus sylvatica	1.18	+	0.82	0.81	0.99	1.17
Fraxinus excelsior	1.06	+	0.67	0.70		
Populus cv.	0.53	=	0.49	0.44	0.81	0.65
Quercus spp.	1.28	+	0.83	0.76	0.99	1.17
Larix spp.	0.53	-	0.59	0.51	0.86	
Picea spp.	0.53	=	0.52	0.43	0.69	0.64
Pinus sylvestris	0.48	-	0.52	0.47	0.75	0.73
Pinus overig	0.46	-	0.52	0.47	0.75	0.74
Pseudotsuga menziesii	0.65	=	0.59	0.50	0.74	0.69
Overige loofboomsoorten	0.73	-	0.77	0.79	0.99/0.81	
Overige naaldboomsoorten	0.55	=	0.77*	0.43		

* mogelijk onjuiste waarde vermeld in publicatie?

Afwijkende BCEF waarden kunnen door verschillende oorzaken ontstaan zoals verschil in allometrische relaties en houtdichtheid die gebruikt worden bij de biomassa berekeningen.

Uit een vergelijking van de verschillende allometrische relaties voor de biomassa schatting van Beuk van Bartelink (1997) en Forrester et al. (2017) blijkt dat de formules van Bartelink (1997) waarin naast diameter ook hoogte wordt gebruikt een betere schatting geeft van de biomassa. De formules van Forrester et al. (2017) gebruikt alleen diameter, en lijkt lagere en een meer betrouwbare schatting van de biomassa te geven dan de formules van Bartelink (1997) met alleen hoogte. Gezien de uitkomsten voor Beuk is het zinvol om ook de relaties voor de andere boomsoorten nog eens te evalueren op hun nauwkeurigheid voor de Nederlandse situatie.

Uit vergelijking van de houtdichtheden die worden gebruikt in de LULUCF rapportages voor Nederland en een aantal andere landen (België, Frankrijk, Duitsland met literatuur (Forrester et al. 2017) en de referentiewaarden van de Good Practice Guidance (Penman et al. 2003) blijkt dat de GPG waarden (die ook voor Nederland worden gebruikt) voor sommige boomsoorten flink kunnen afwijken (tabel 2.12). Zo is de gebruikte houtdichtheid voor Berk in Duitsland ca. 10% lager dan de GPG waarde, de waarde voor Es 9% lager in Vlaanderen, de waarde voor Lariks 7% lager in Duitsland, 9% lager voor Douglas spar in Frankrijk en Duitsland, en 10% lager voor Abies in Duitsland. Opvallend zijn de grote verschillen in houtdichtheid voor Abies in Vlaanderen en Populier in Duitsland waar de waarde respectievelijk 38% en 31% hoger liggen. Er is echter geen eenduidige lijn te trekken uit de variatie in houtdichtheden of de in Nederland gehanteerde waarden naar boven of naar beneden bijgesteld moeten worden. Omdat houtdichtheid wel een belangrijke factor is in de bepalingen is het zinvol om

nader onderzoek te doen naar soort specifieke houtdichtheid en mogelijk factoren die de houtdichtheid beïnvloeden (o.a. groeiplaats, diktegroei).

Tabel 2.12 Houtdichtheid (kg droge stof / m³ vers volume) volgens de Good Practice Guidance (Penman et al. 2003) en de verschillen met de houtdichtheid gebruikt voor LULUCF rapportages van andere landen, Forrester et al. (2017) en waarden gemeten in dit onderzoek.

Boomsort	(kg ds /m ³ vers volume)	fractie verschil tov. GPG						Dit onderzoek
		GPG ¹⁾	Vlaanderen ²⁾	Wallonie ²⁾	Frankrijk ³⁾	Duitsland ⁴⁾	Forrester ⁵⁾	
Betula pendula	510		0.02	0.04		-0.10	0.04	
Fagus sylvatica	580		0.00	0.02	-0.03	-0.03	0.02	0.00
Fraxinus excelsior	570		-0.09	-0.02			-0.02	
Larix decidua	460		-0.02	0.00		0.07	0.02	
Pseudotsuga menziesii	450		0.02	-0.04	-0.09	-0.09	-0.04	0.07
Quercus robur, Q. petraea	580		0.03	-0.03	-0.03	-0.03	-0.03	
Quercus rubra	580		-0.05	-0.10		-0.02		
Pinus sylvestris	420		0.00	0.00	0.02	0.02	0.00	-0.02
Pinus nigra	420		0.00	0.00		0.02	0.00	
Picea abies	400		0.00	-0.05	-0.05	-0.05	-0.08	
Abies spp	400		0.38	0.00	-0.05	-0.10	-0.13	
Populus spp	350		0.00	-0.03	0.03	0.31	0.06	

Uit de veldstudie komen de volgende conclusies naar voren:

- Op basis van de meetgegevens zijn allometrische relaties opgesteld voor de bovengrondse biomassa van de boom, en voor de verschillende bovengrondse boomdelen afzonderlijk (stam, schors, takken, bladeren/naalden). Biomassa expansie formules gebaseerd op enkel de DBH hebben een betere modelfit voor de totale bovengrondse biomassa en de stamweefsels vergeleken met de kroonweefsels. De bovengrondse biomassa schattingen van Beuk en Douglas spar kunnen het meest nauwkeurig worden geschat (hoogste R²-adj.).
- Schattingen betreffende de stam, het stamhout en de stambast zijn het nauwkeurigst voor de Beuk. Voor de boomkroon, ingezoomd op de takken en naalden, worden de meest nauwkeurige schattingen gemaakt voor de Grove den.
- Ook toevoeging van kiemjaar/leeftijd leidde niet tot betere schattingen van de bovengrondse biomassa.
- Voor schattingen van de afzonderlijke bovengrondse biomassa in afzonderlijke boomfracties (kroon, takken, naalden/bladeren) is het wel zinvol extra parameters toe te voegen. Naast diameter leidt de lengte van de langste tak in de boomkroon en boomhoogte tot betere schattingen voor Beuk en Douglas spar. Voor Grove den leidde toevoegen van alleen taklengte aan diameter tot betere schattingen van de biomassa van de boomkroon en de takken. Diameter en boomhoogte zijn standaard parameters die in de meeste inventarisatie worden opgenomen. Of het zinvol is om taklengte toe te voegen en hoe dat eenvoudig aan inventarisaties opgenomen kan worden moet verder onderzocht worden.

3 Ontwikkeling koolstofopbouw in jong bos

In het kader van het Klimaatakkoord en de Nationale Bossenstrategie wordt er momenteel gewerkt aan de uitbreiding van het Nederlandse bosreaal en de aanplant van bomen in landschappelijke beplantingen en agro-forestry systemen om hiermee onder andere een bijdrage te leveren aan de reductie van CO₂. Een belangrijke vraag die hierbij speelt is wat de impact is van bosuitbreiding en bomenaanplant op de korte termijn (tot 2030). Hierbij is onder meer de koolstofopbouw in jong bos van belang. Om meer inzicht te krijgen hoe de koolstofopbouw verloopt en welke factoren van invloed zijn op de opbouwsnelheid zijn er bestaande datasets met meetgegevens uit Nederland geanalyseerd (paragraaf 3.1).

Daarnaast is er een beknopte literatuurstudie uitgevoerd naar:

- De verschillen tussen spontane bosontwikkeling en bosaanplant op niet-bosbodems en de mogelijke effecten op de koolstofvastlegging (paragraaf 3.2); en
- Het verschil tussen bosaanplant op voormalige landbouwgronden en bosaanplant op bosbodems en het effect op de koolstofvastlegging (paragraaf 3.3).

3.1 Analyse ontwikkeling koolstofvoorraden jong bos op basis van bestaande datasets

Er is nog weinig bekend over de groei (en daarmee de koolstofvastlegging) van jonge bossen in Nederland. De data over de staande houtvoorraad en houtbijgroei in de Nederlandse opbrengsttabellen met groei en productiecijfers voor veel voorkomende boomsoorten in Nederland (Jansen & Oosterbaan, 2018) zijn vaak pas beschikbaar voor een leeftijd van de bosopstanden ouder dan 5 jaar. Deze data kunnen daarmee niet goed worden gebruikt om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van jong bos.

Twee datasets die hierbij wel kunnen helpen zijn:

- De data die zijn verzameld in de eerste monitoringsronde van bossen die in het kader van bebossingsprojecten die zijn aangelegd met financiering van het Bosklimaatfonds van het Nationaal Groenfonds (GRF);
- De data van metingen aan jonge bomen die zijn uitgevoerd in het kader van de Zesde Nederlandse Bosinventarisatie (NBI6).

Op beide datasets zijn analyses uitgevoerd om meer inzicht te krijgen in de koolstofvastlegging in jonge bomen. De resultaten worden behandeld in paragraaf 3.1.1 en 3.1.2.

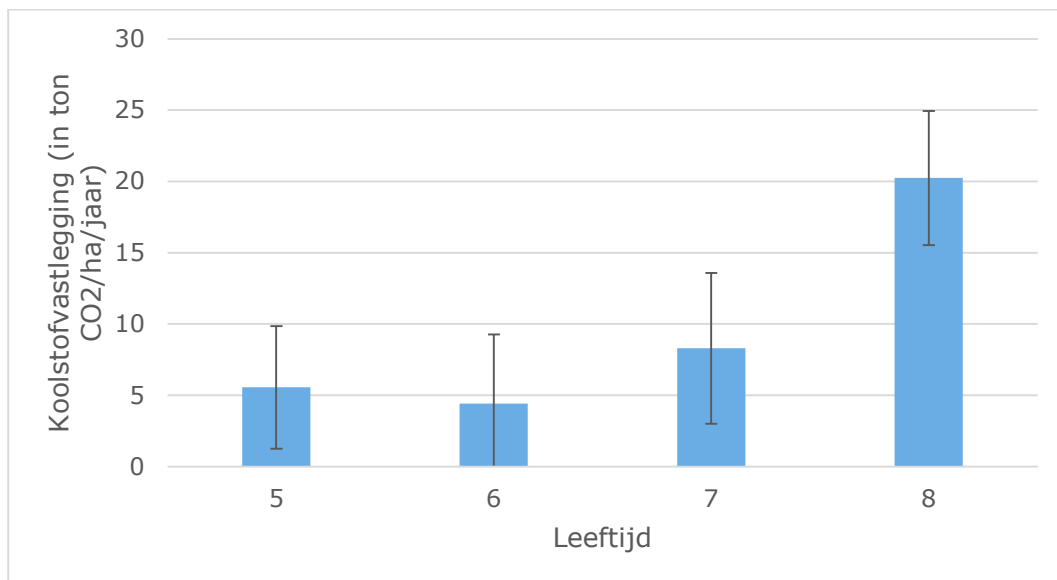
3.1.1 Resultaten analyse GRF dataset

De GRF dataset is opgebouwd uit meetgegevens van 37 bosprojecten met een gezamenlijke oppervlakte van 399,42 ha die in de jaren 2000 tot en met 2003 zijn aangelegd op voormalige landbouwgronden. Dit zijn bossen aangelegd op de volgende bodemtypen: veengrond, droge arme leemgrond, vochtig arme leemgrond, lemige zandgrond, en zavel- en kleigrond. De bossen bestaan hoofdzakelijk uit loofbomen. In de maanden december 2007 tot en met februari 2008 zijn in deze projecten in 187 plots groeimetingen uitgevoerd aan de aanwezige bomen. Per plot is de hoofdboomsoort bepaald. De plots bestaan uit de volgende boomsoorten 59% Eik (*Quercus robur/petraea*), 11% Es (*Fraxinus excelsior*) 5% Berk (*Betula pendula/pubescens*) en 25% overige soorten. De meetgegevens hebben betrekking op bossen die respectievelijk 5, 6, 7 en 8 jaar oud zijn. Voor het bepalen van de koolstofvoorraad zijn allometrische vergelijkingen gebruikt, waarbij aan de hand van de diameter van iedere gemeten boom in combinatie met de gemeten hoogte van de proefbomen het drooggewicht van de bovengrondse boombiomassa is bepaald. De allometrische vergelijkingen die door Oldenburger & Schoonderwoerd (2008) zijn gebruikt hebben betrekking op

zowel volwassen als jonge bomen. Dit drooggewicht is vervolgens omgerekend tot koolstof. Hiervoor zijn omrekenfactoren gebruikt gehanteerd door het IPCC (0,48 voor loofbomen en 0,51 voor naaldbomen). Door tenslotte te vermenigvuldigen met 3,67 is de koolstof omgerekend tot CO₂. Voor het bepalen van de koolstofvoorraad in de ondergrondse (wortel)biomassa is als uitgangspunt genomen dat deze voorraad 20% is van de bovengrondse voorraad. Binnen de GRF-berekeningen zijn destijds geen boomsoort specifieke root-shoot ratio's toegepast (Oldenburger & Schoonderwoerd, 2008).

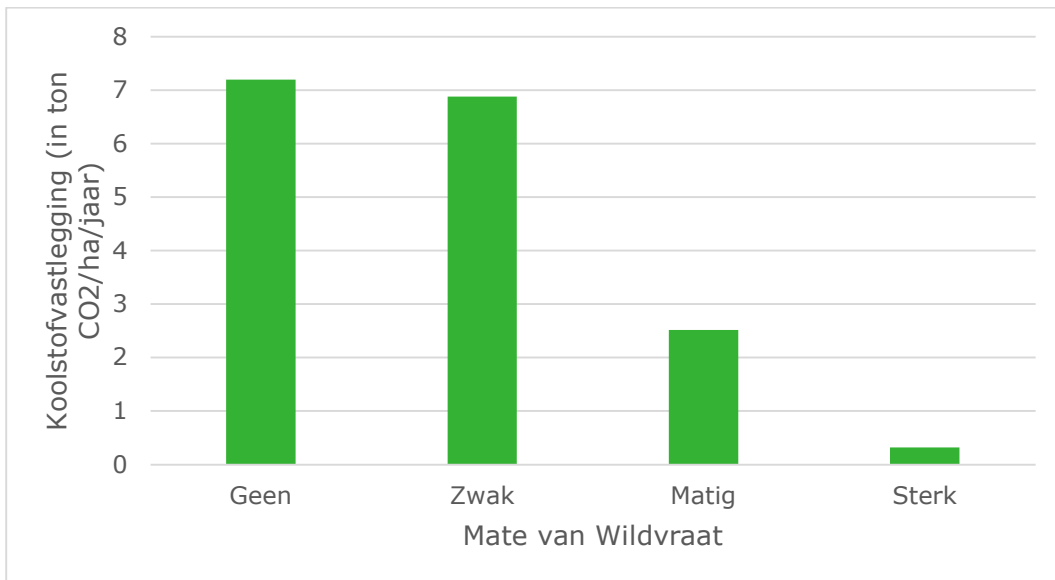
Een eerste analyse van de plotmetingen van de groenfondspromen schetst een overzicht van de koolstofvastlegging van jonge bossen op voormalige landbouwgrond. Figuur 3.1 geeft de gemiddelde koolstofvastlegging van deze jonge bossen weer, 5 tot en met 8 jaar na aanplant. De gemiddelde vastlegging varieert tussen de 4,4 en 20,2 ton CO₂ per hectare. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat de koolstofvastlegging van de plots gemeten 8 jaar na aanplant gebaseerd is op slecht 3 plots (waarvan twee met hoofdboomsoort Eik en één met hoofdboomsoort es), waar de andere leeftijden vertegenwoordigd worden door respectievelijk 60, 70 en 54 plots. De zeer hoge vastlegging van de plots met een leeftijd van 8 jaar is dus naar alle waarschijnlijkheid vertekend en geeft hierom waarschijnlijk geen representatief beeld van de praktijk.

De gemiddelde vastlegging van alle plots, 5 tot 8 jaar na aanplant, is 6,1 ton CO₂ per hectare. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de schatting van 4,6 ton CO₂ per hectare per jaar die wordt gegeven in de *Factsheets Klimaatmaatregelen met Bomen, Bos en Natuur* voor de vastlegging van nieuw bos in de eerste 10 jaar (Boosten *et al.* 2020).

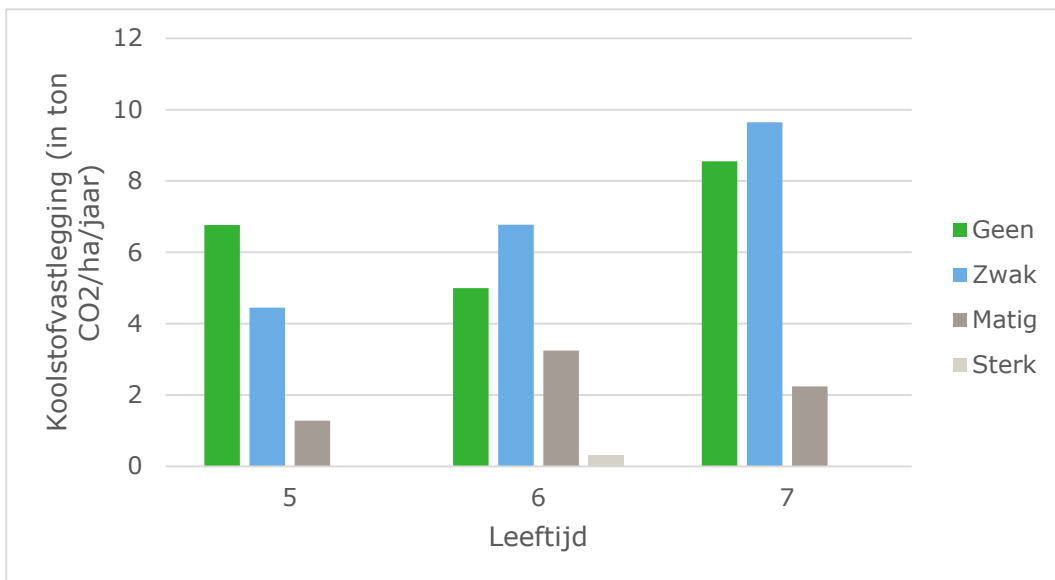


Figuur 3.1 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jr in GRF-bosprojecten van respectievelijk 5, 6, 7 en 8 jaar oud. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer.

In de plotmetingen van de Groenfondspromen is ook opgenomen of er wildvraat waargenomen is. De mate van wildvraat is ingedeeld in 4 klassen: geen, zwak, matig en sterk. Figuur 3.2 laat de koolstofvastlegging zien van alle gemeten plots in relatie tot de mate van waargenomen wildvraat. Er is een duidelijke negatieve trend te zien tussen koolstofvastlegging en de mate van wildvraat; de koolstofvastlegging neemt aanzienlijk af naarmate de mate van wildvraat toeneemt. Bij geen waargenomen wildvraat bedraagt de gemiddelde koolstofvastlegging 7,2 ton CO₂ per hectare per jaar. Bij een sterke mate van wildvraat is deze afgenomen tot 0,3 ton CO₂ per hectare per jaar. Dit is in lijn met beschrijvingen in de literatuur. Figuur 3.3 schetst eenzelfde beeld, echter hier is een differentiatie aangebracht voor de leeftijd van de opstand. Zowel in de situatie van 5, 6 als 7 jaar na aanplant het negatieve effect van wildvraat op de koolstofvastlegging goed zichtbaar. De gehanteerde dataset is te beperkt om te analyseren in hoeverre het effect van vraatschade op de groei en CO₂-vastlegging boomsoortafhankelijk is.

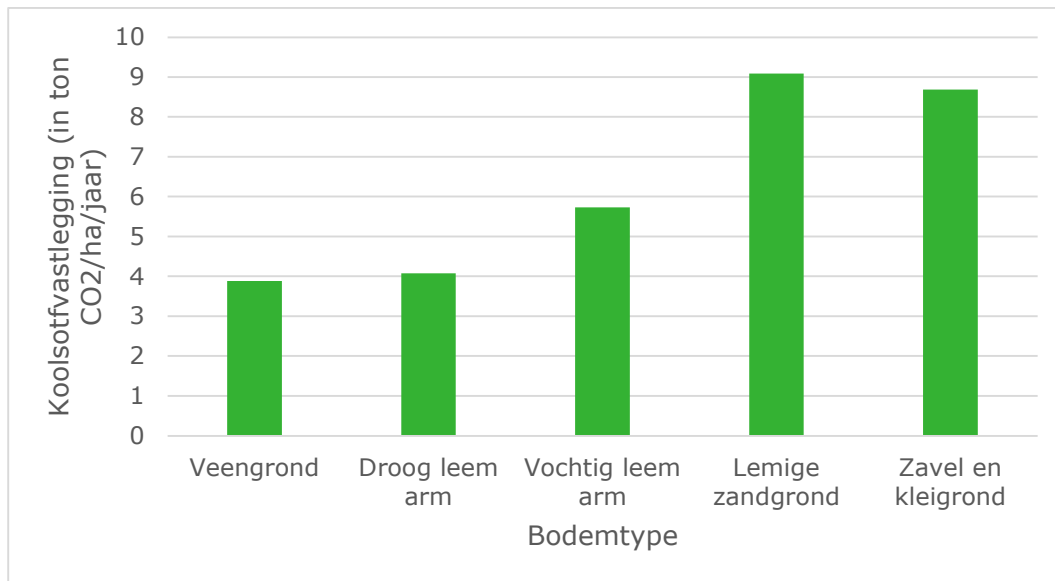


Figuur 3.2 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jr in GRF-bosprojecten onderverdeeld naar mate van wildvraat die in de plots is waargenomen.



Figuur 3.3 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jr in GRF-bosprojecten onderverdeeld naar mate van wildvraat die in de plots is waargenomen en de leeftijd van het bos.

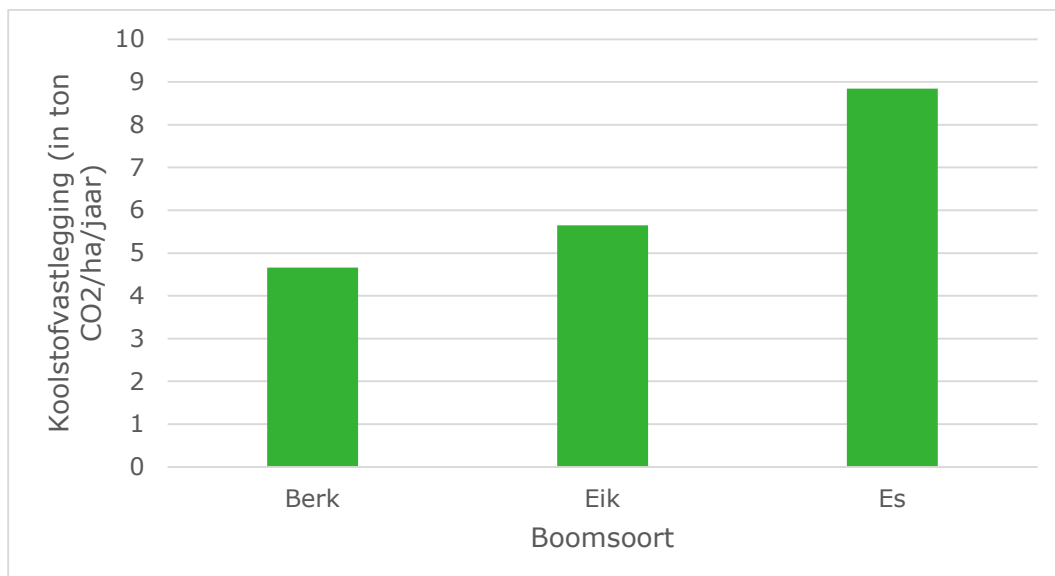
Het bodemtype waarop jonge bossen worden aangeplant is ook van invloed op de jaarlijkse koolstofvastlegging. Lemige zandgronden en zavel- en kleigronden vertonen met 9,1 en 8,7 ton CO₂ per hectare per jaar respectievelijk een hogere vastlegging dan veengronden en leemarme zandgronden (figuur 3.4).



Figuur 3.4 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jr in GRF-bosprojecten onderverdeeld naar bodemtype.

Tenslotte is de (hoofd)boomsoort van invloed op de koolstofvastlegging. In de voorgaande resultaten is geen onderscheid gemaakt in boomsoort omwille van het feit dat voor veel boomsoorten niet genoeg plotmetingen beschikbaar zijn. Echter, om het verschil in koolstofvastlegging tussen de verschillende boomsoorten te illustreren is in figuur 3.5 de gemiddelde koolstofvastlegging per (hoofd)boomsoort weergegeven. Dit is uitsluitend gedaan voor de (hoofd)boomsoorten waarvan meetgegevens beschikbaar zijn uit 10 of meer plots: Eik (101 plots), Es (20 plots) en Berk (10 plots).

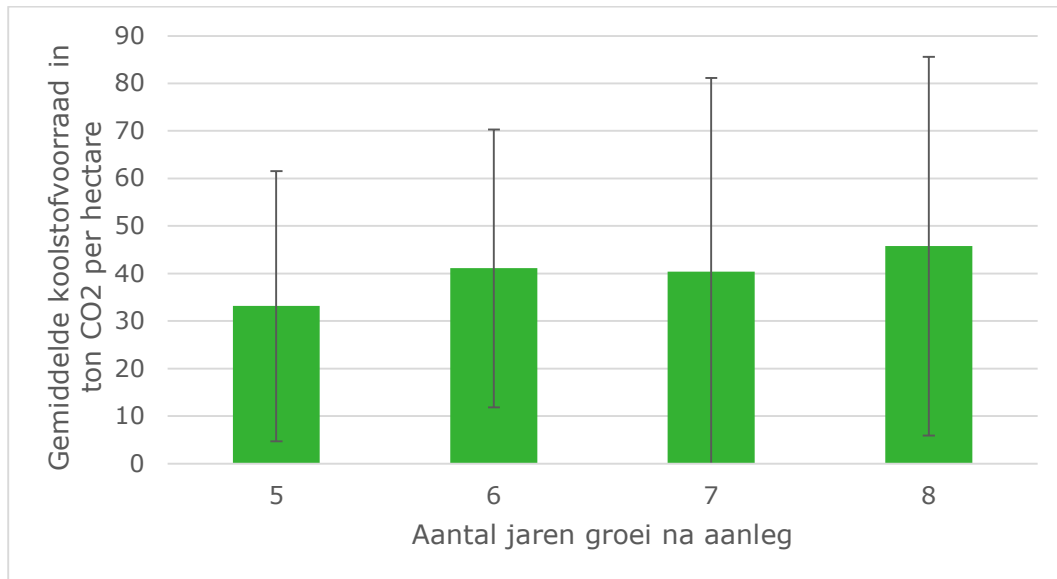
Waar Berk en Eik een gemiddelde vastlegging tonen van 4,7 en 5,6 ton CO₂ per hectare per jaar, laat Es een aanzienlijke hogere vastlegging zien: 8,8 ton CO₂ per hectare per jaar.



Figuur 3.5 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jr in GRF-bosprojecten van de 3 meest voorkomende boomsoorten: Eik, Es en Berk.

Aangezien het merendeel van de plots als hoofdboomsoort Eik heeft is specifiek voor deze plots een nadere analyse uitgevoerd. Hiermee is getracht verschillen in koolstofvastlegging specifiek voor deze soort in beeld te brengen.

Figuur 3.6 toont de gemiddelde koolstofvoorraad van alle plots met hoofdboomsoort Eik afgezet tegen naar leeftijd. De koolstofvoorraad op jaar 5, 6, 7 en 8 bedragen gemiddeld respectievelijk 33,2, 41,1, 40,4 en 45,8 ton CO₂ per hectare. De gemiddelde koolstofvoorraad genomen over de jaren 5 tot en met 8, is 40,3 ton CO₂ per hectare.

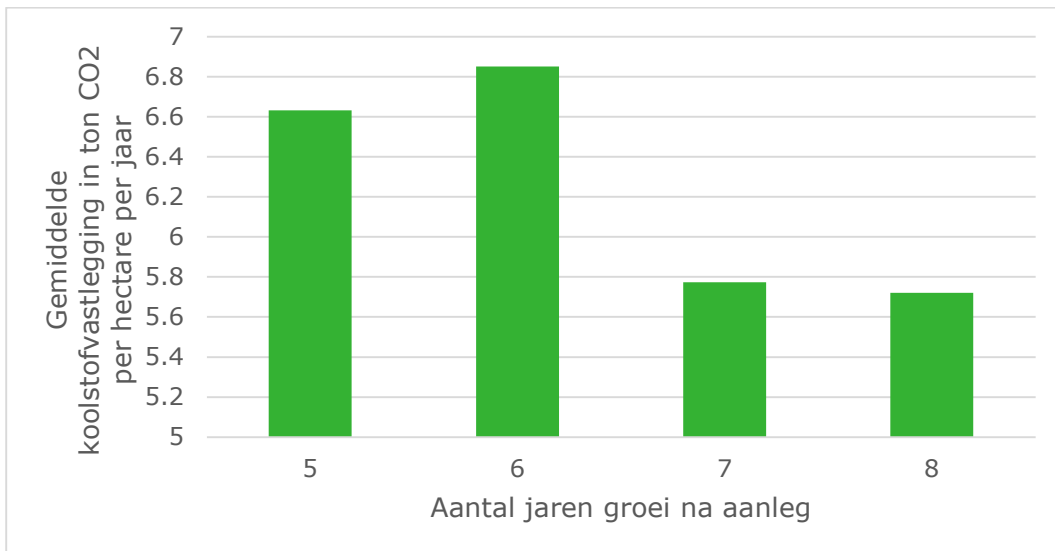


Figuur 3.6 Gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂/ha in plots met hoofdboomsoort Eik in GRF bosprojecten uit gezet tegen de leeftijd van het bos. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer.

Figuur 3.7 toont de gemiddelde koolstofvastlegging van alle plots met hoofdboomsoort Eik afgezet tegen naar leeftijd. Gemiddeld genomen over de jaren 5 tot en met 8 bedraagt de vastlegging 6,2 ton CO₂ per hectare per jaar. Deze waarde ligt aanzienlijk hoger dan de schatting van 4,6 ton CO₂ per hectare per jaar die wordt gegeven in de *Factsheets Klimaatmaatregelen met Bomen, Bos en Natuur* voor de vastlegging van nieuw bos in de eerste 10 jaar (Boosten *et al.* 2020).

Opvallend is dat de jaarlijkse vastlegging sterk afneemt van gemiddeld 6,9 ton CO₂/ha/jaar in jaar 6 naar gemiddeld 5,8 ton CO₂/ha/jaar in jaar 7. Dit is een daling van 16%.

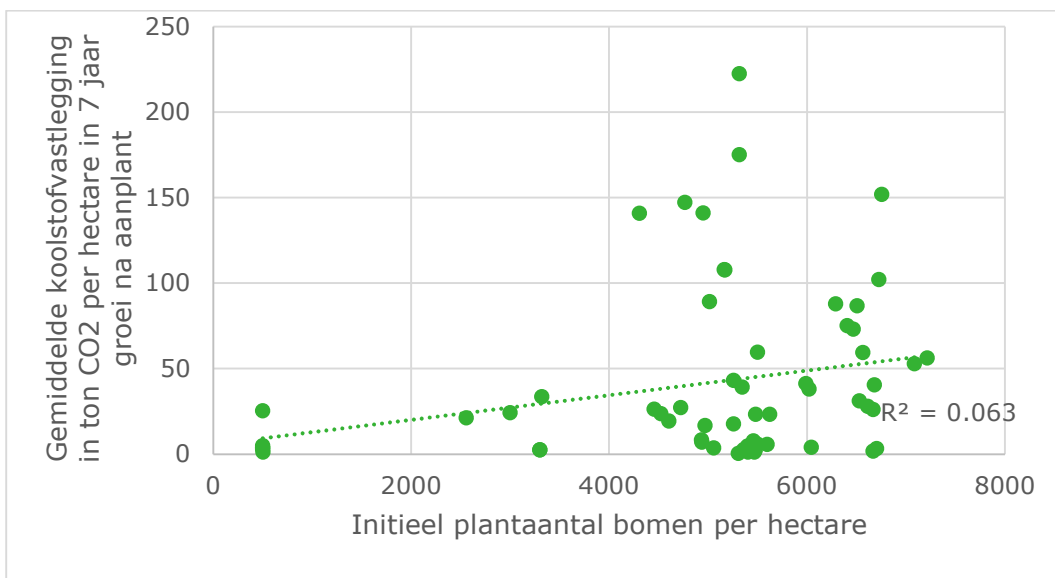
Wanneer de gemiddelde vastlegging van de plots met hoofdboomsoort Eik wordt vergeleken met de gemiddelde vastlegging van alle plots samen (figuur 3.7), dan valt op dat de vastlegging bij Eik in jaar 5 en 6 aanzienlijk hoger is dan de gemiddelde vastlegging van alle plots samen. Daarentegen is de vastlegging in jaar 7 en 8 bij Eik weer aanzienlijk lager dan de gemiddelde vastlegging van alle plots samen. Hiervoor is niet direct een verklaring te geven. Dit lijkt in ieder geval niet te worden veroorzaakt door vraatschade of verschil in bodem.



Figuur 3.7 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jaar in plots met hoofdboomsoort Eik in GRF bosprojecten uitgezet tegen de leeftijd.

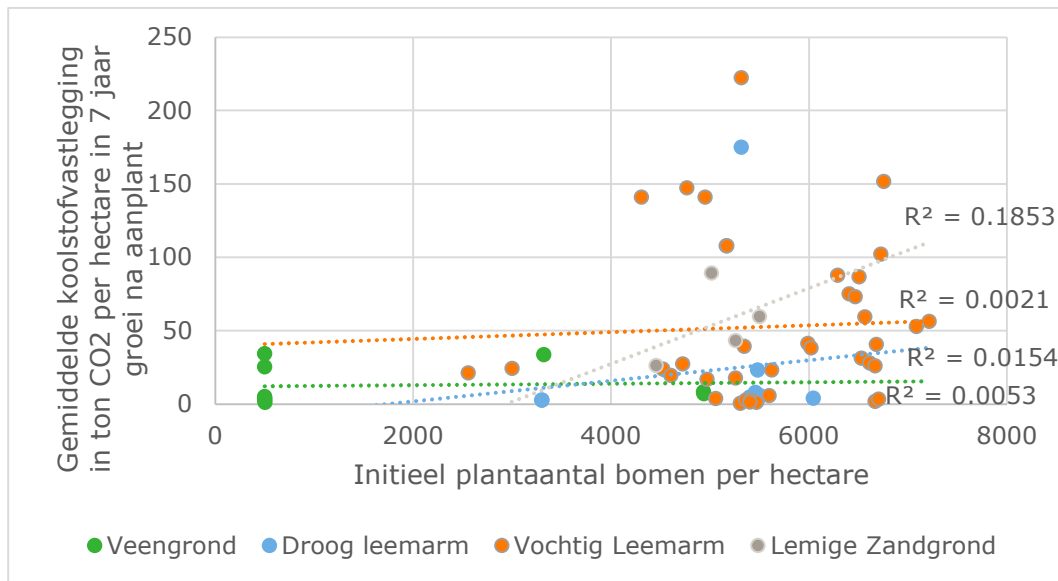
Tot slot zijn voor de plots met Eik in de achterliggende beplantingsdossiers de plantaantallen per hectare opgezocht en toegevoegd aan de dataset. Vervolgens is een analyse gemaakt om te zien in hoeverre het initieel gepland aantal bomen van invloed is op de opbouw van de koolstofvastlegging in de jonge bossen. Alleen voor plots met hoofdboomsoort Eik van 7 jaar oud bleken er voldoende plots (63) beschikbaar om een goede analyse uit te voeren. Voor de leeftijd 5, 6 en 8 jaar waren er respectievelijk 7, 4 en 6 plots beschikbaar.

Figuur 3.8 toont de gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂ per hectare in plots met hoofdboomsoort Eik 7 jaar na aanplant als een functie van het plantaantal (het aantal bomen per hectare). De plots variëren in dichtheden van tussen de 500 tot 7213 bomen per hectare. De koolstofvoorraad varieert van tussen de 0,7 en 222,5 ton CO₂ per hectare. De koolstofvoorraad lijkt toe te nemen bij een hogere plantaantal. Er is echter geen sterke correlatie aan te tonen tussen plantaantal en koolstofvoorraad.



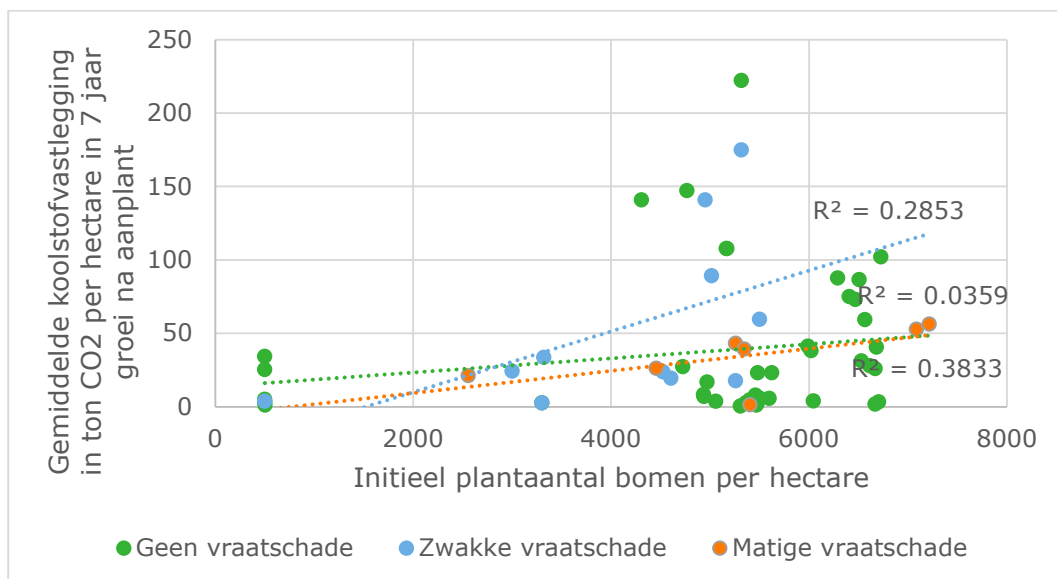
Figuur 3.8 Gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂/ha na 7 jaar in plots met hoofdboomsoort Eik in ton CO₂/ha in GRF-bosprojecten uitgezet tegen het aantal geplante bomen per hectare.

Figuur 3.9 toont de gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂ per hectare in plots met hoofdboomsoort Eik 7 jaar na aanplant als een functie van het plantaantal (het aantal bomen per hectare), uitgesplitst naar bodemtype. Hieruit blijkt dat lemige zandgronden een matig zwakke positieve correlatie kent tussen koolstofvastlegging en het initieel plantaantal per hectare.



Figuur 3.9 Gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂/ha na 7 jaar in plots met hoofdboomsoort Eik in ton CO₂/ha in GRF-bosprojecten uitgezet tegen het aantal geplante bomen per hectare, naar bodemtype.

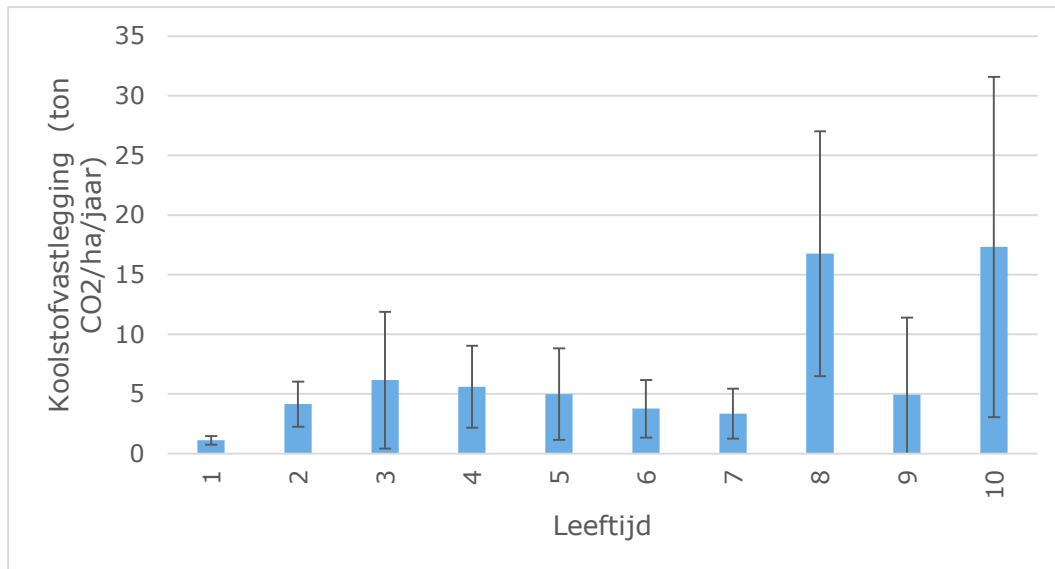
Figuur 3.10 geeft eveneens de relatie weer tussen de koolstofvastlegging en het initiële plantaantal van plots met hoofdboomsoort Eik na 7 jaar groei, echter ditmaal met de mate van vraatschade als extra parameter. Opvallend in plots met vraatschade (zowel zwak als matig) een sterkere correlatie aangetroffen wordt, waarbij de koolstofvastlegging in plots met vraatschade toeneemt naarmate het initieel plantaantal hoger is. Dit is deels voor de hand liggend, aangezien plots met een hoger plantaantal bij wildvraat in het voordeel zijn ten opzichte van plots met een lager plantaantal. Door de hogere plantaantallen is de kans lager dat alle bomen aangevreten worden en daarmee een lagere groei realiseren.



Figuur 3.10 Gemiddelde koolstofvoorraad in ton CO₂/ha na 7 jaar in plots met hoofdboomsoort Eik in ton CO₂/ha in GRF-bosprojecten uitgezet tegen het aantal geplante bomen per hectare, naar mate van vraatschade.

3.1.2 Resultaten analyse NBI6-dataset

Naast de analyse van de Groenfonds data is ook een analyse uitgevoerd van de data van zesde Nederlandse bosinventarisatie die zijn verzameld in de periode 2012-2013 (Schelhaas *et al.*, 2014). Slechts 118 van de 3190 gemeten plots hebben een leeftijd tussen de 1 en 10 jaar oud. Figuur 3.11 geeft de gemiddelde koolstofvastlegging per hectare per jaar weer van de plots met een leeftijd tot 10 jaar oud.



Figuur 3.11 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jaar in plots met een leeftijd van 1 tot 10 jaar oud in de NBI6. De foutbalken geven de standaarddeviatie weer.

In jaar 1 wordt duidelijk minder koolstof vastgelegd in vergelijking met andere jaren. Een indicatie dat de groei hier nog op gang moet komen. Bij andere leeftijden tot 10 jaar schommelt de koolstofvastlegging rond de 5 ton CO₂ per hectare per jaar, met een gemiddelde van 6,4. Deze waarde is aanzienlijk hoger dan de schatting van 4,6 ton CO₂ per hectare per jaar die wordt gegeven in de *Factsheets Klimaatmaatregelen met Bomen, Bos en Natuur* voor de vastlegging van nieuw bos in de eerste 10 jaar (Boosten *et al.* 2020).

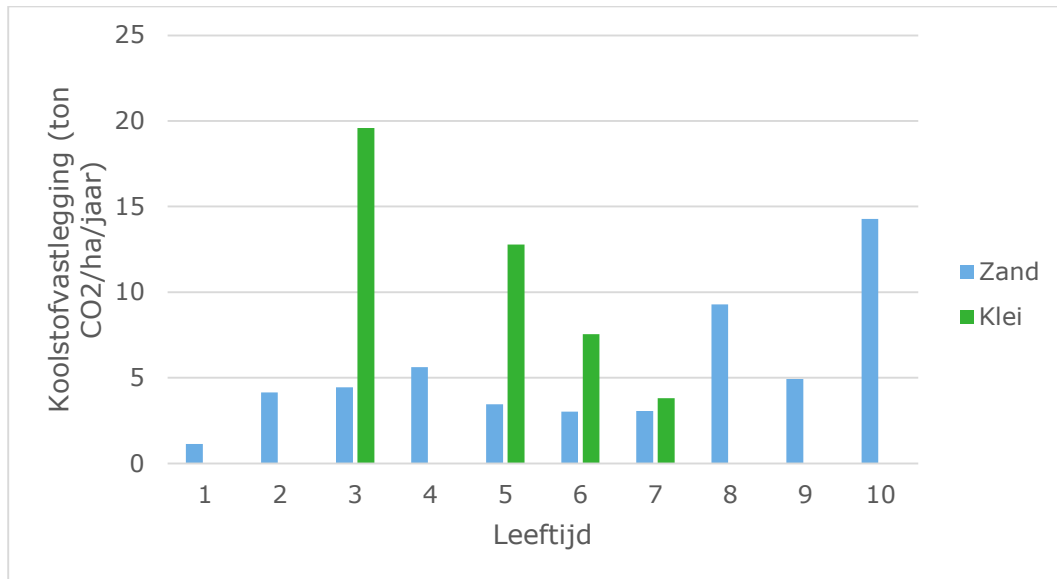
De plots met leeftijden van 8 en 10 jaar laten forse uitschieters zien. Na een additionele analyse bleek de oorzaak van de hoge vastlegging in deze jaren een relatief hoog aandeel van de boomsoorten Es en Wilg te zijn binnen deze plots. Deze soorten staan bekend vanwege hun snelle jeugdgroei en vaak te zijn gevestigd op rijkere (klei)gronden. Wanneer deze soorten buiten beschouwing worden gelaten bedraagt de gemiddelde vastlegging voor bos van deze leeftijdscategorieën 5,3 ton CO₂ per hectare per jaar.

In de jaren hier op volgend (leeftijd 11-20) neemt de koolstofopname door een toenemende groei aanzienlijk toe. Gemiddeld ligt de koolstofvastlegging in deze jaren tussen de 8,9 en 20,7 ton CO₂ per hectare met een gemiddelde vastlegging van 15,2 ton CO₂ per hectare in de leeftijdsklasse 11 tot en met 20 jaar. Het is echter belangrijk op te merken dat de leeftijd van de beplanting in de gemeten plots in de NBI 6 is vastgesteld op basis van de kiemjaarklasse van de hoofdboomsoort uit de dominante boomlaag. Het kan dus zo zijn dat er enkele overstaanders, of individuele bomen van een andere leeftijd meegenomen worden in de meting die de gemiddelde koolstofvastlegging beïnvloeden.

Idealiter zou er bij de analyse van de koolstofvastlegging per leeftijd gedifferentieerd worden per boomsoort. Echter, vanwege het geringe aantal plots (118) met een leeftijd tussen de 1 en 10 jaar was dit niet mogelijk.

Er is wel een uitsplitsing naar bodemtype gemaakt. In de plotmetingen van de NBI6 zelf zijn geen bodemtypen vastgesteld. Met behulp van een gedetailleerde bodemkaart van Nederland (Bodemkundig Informatie Systeem (BIS); De Vries *et al.*, 2008) is daarom voor ieder plot een bodemtype bepaald. Het overgrote deel van de plots met een leeftijd tot 10 jaar is gesitueerd op zandbodems, waar slechts enkele plots zich op kleibodems bevinden. Op basis van het geringe aantal plots op kleibodems kan geen betrouwbaar beeld geschetst worden van de koolstofvastlegging. Echter het doet wel vermoeden dat de koolstofvastlegging van jonge bossen op kleibodems hoger is ten

opzichte van zandbodems (figuur 3.12). Wellicht dat dit mogelijk een gecombineerd effect is van het bodemtype en de boomsoort, aangezien snelgroeiende boomsoorten vaak op vruchtbare kleibodems worden aangeplant.

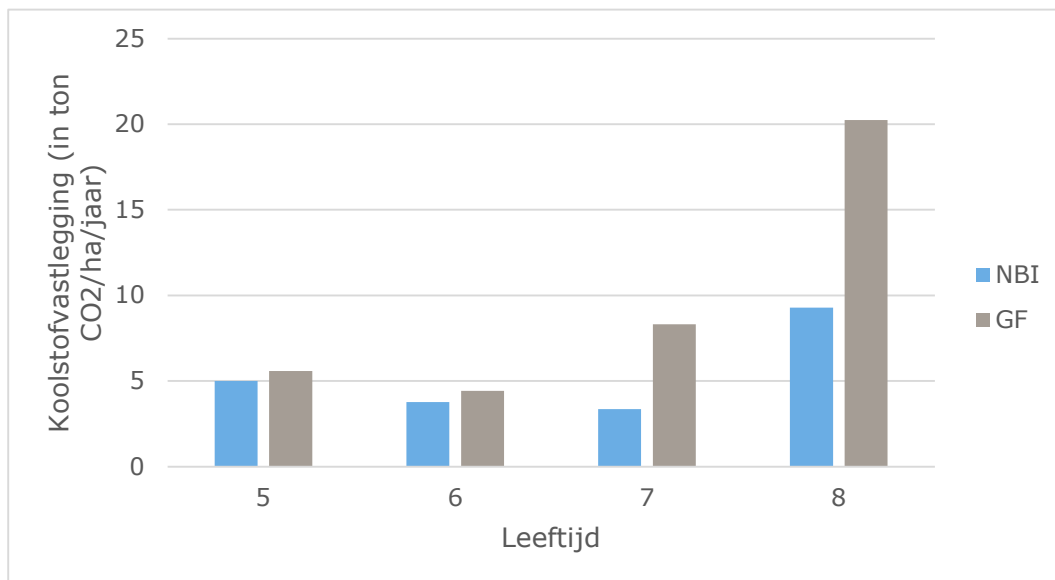


Figuur 3.12 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jaar in plots met een leeftijd van 1 tot 10 jaar oud in de NBI6 uitgesplitst naar bodemtype.

3.1.3 Vergelijking GRF en NBI6-data

Figuur 3.13 geeft een vergelijking van de gemiddelde CO₂-vastlegging per hectare per jaar voor de GRF-plots en NBI6-plots met een leeftijd van 5, 6, 7 en 8 jaar. Bij de NBI-data zijn de plots met Es en Wilg (leeftijd 8 jaar) niet meegenomen in de analyse, omdat deze de gemiddelde CO₂-vastlegging onevenredig lijken te beïnvloeden. Deze figuur laat zien dat de gemiddelde vastlegging voor plots met een leeftijd van 5 en 6 jaar min of meer vergelijkbaar is, maar dat bij de plots met een leeftijd van 7 en 8 jaar de gemiddelde vastlegging in de GRF-plots hoger is. Of dit wordt veroorzaakt doordat de GRF-plots op voormalige landbouwgrond liggen en daardoor de aanwezige bomen een betere 'startbemesting' hebben gehad, kan niet met zekerheid worden gezegd. Daarbij is het bovendien opvallend dat de 5- en 6 jarige plots dit bemestingseffect niet laten zien.

De beide datasets zijn niet vergelijkbaar qua soortensamenstelling en kennen ook een andere verdeling over bodemtypen. Dit maakt een vergelijking van de data lastig. De NBI6-dataset met plots jonger dan 10 jaar is ook te klein om hiermee een dataset te bouwen die qua soortensamenstelling en bodemtypen vergelijkbaar is met de GRF-dataset. De GRF- en NBI6-data laten wel een vergelijkbare trend zien in de gemiddelde koolstofvastlegging in tijd, waarbij de vastlegging op jaar 5 en 6 gemiddeld rond de 4 tot 5 ton CO₂ per hectare ligt, met vervolgens een forse stijging op jaar 8 naar gemiddeld 9 ton CO₂ per hectare bij de NBI6-data en 20 ton CO₂ per hectare bij de GRF data.



Figuur 3.13 Gemiddelde koolstofvastlegging in ton CO₂/ha/jaar voor de GRF-plots en NBI6-plots met een leeftijd van 5, 6, 7 en 8 jaar.

3.1.4 Conclusies

De belangrijkste conclusies zijn:

- De analyse van de GRF en NBI6-data toont aan dat de gemiddelde koolstofvastlegging van jonge bossen tot een leeftijd van 10 jaar gemiddeld 6,1 tot 6,4 ton CO₂ per hectare per jaar bedraagt. Waarbij wel moet worden aangetekend dat de plots met Es en Wilg in de NBI6 de gemiddelde vastlegging sterk omhoogstuwden.
- De GRF- en NBI6-data laten wel een vergelijkbare trend zien in de gemiddelde koolstofvastlegging in tijd, waarbij de vastlegging op jaar 5 en 6 gemiddeld rond de 4 tot 5 ton CO₂ per hectare ligt, met vervolgens een forse stijging op jaar 8 naar gemiddeld 9 ton CO₂ per hectare bij de NBI6-data en gemiddeld 20 ton CO₂ per hectare bij de GRF data.
- Er zijn significante verschillen in koolstofvastlegging van bos op verschillende bodemtypen.

3.2 Spontane bosontwikkeling versus bosaanplant op niet-bosgronden en de effecten op de koolstofopbouw

In deze paragraaf is aan de hand van een beknopte literatuurstudie gekeken wat de verschillen zijn tussen spontane bosontwikkeling en aanplant van bos op niet-bosbodems en de wijze waarop dit mogelijk de koolstofvastlegging van bossen beïnvloedt. Hierbij wordt onder spontane bosontwikkeling verstaan het spontaan (laten) verbossen van niet-bosgronden (met name voormalige landbouwgronden), waarbij er geen aanplant plaatsvindt, maar er bos ontstaat door kieming en vestiging van boom- en struiksoorten vanuit zaadbronnen uit de omgeving, al dan niet na het nemen van enkele (terrein)voorbereidende maatregelen zoals bodembewerking of het verwijderen van de bouwvoor.

De beschikbare literatuur over spontane bosontwikkeling op niet bosbodems is schaars. De bevindingen in deze paragraaf zijn gebaseerd op een beperkt aantal bronnen en dienen daarom met enige voorzichtigheid te worden gehanteerd.

3.2.1 Spontane bosontwikkeling versus bosaanplant

Bij bosaanplant worden er verschillende maatregelen genomen die het succes van de aanplant en de toekomstige groei en koolstofvastlegging van het bos (zeker in de eerste jaren na aanplant) voor een belangrijk deel beïnvloeden:

- Terreinvoorbereiding (inclusief eventuele hydrologische maatregelen) en grondbewerking (verwijderen bestaande vegetatie, frezen of ploegen plantstroken, etc.);
- Boomsoortenkeuze passend bij de groeiplaatsomstandigheden en de beoogde doelen van de terreineigenaar (natuurontwikkeling, houtproductie, recreatie, CO₂-vastlegging etc.);
- Keuze plantmateriaal (herkomst en maat van het plantsoen);
- Keuze planttijdstip (seizoen);
- Aanplantwijze (vakkundige uitvoering);
- Plantdichtheid (variërend van ca 2500 tot 4500 stuks per hectare);
- Adequate wildbeschermende maatregelen;
- Inboet en verzorging in de eerste jaren (onkruidbestrijding, snoei, zuiveren, ...).

(Jansen *et al.* 2009)

Spontane bosontwikkeling gaat in principe uit van "het niet ingrijpen van de mens in de te vestigen soortensamenstelling van houtige planten" (Van Heusden 2001). Er kan echter wel ingegrepen worden met bepaalde beheersmaatregelen, ter inrichting van de standplaats waar het bos zich zal ontwikkelen. Het verloop van het ontwikkelingsproces van spontane bebossing is grofweg in te delen in vier opeenvolgende fasen, met:

1. Een korte fase waarin zich boom- en struiksoorten vestigen;
2. Een fase van doorgroei van de in eerste instantie gevestigde soorten;
3. Een fase waarin de gevestigde boom- en struiksoorten zaad produceren en er variatie in lichtschaduwgradiënten ontstaan onder het kronendak van de gevestigde soorten waardoor nieuwe (spontane) verjonging mogelijk is van de aanwezige soorten en deels ook nieuwe soorten van zaad dat van buiten het bos komt;
4. Een fase waarin zowel doorgroei, vestiging als aftakeling van boom- en struiksoorten plaatsvindt en er een gevarieerde bosstructuur ontstaat.

(Van Heusden 2001).

Enkele belangrijke kenmerken van spontane bosontwikkeling op niet landbouwgronden zijn:

- meer variatie in de ontwikkelingsfasen en een grotere structuurvariatie dan bij aangeplant bos;
- kolonisatie vindt initieel veelal plaats door pionierboomsoorten, als Berk, Wilg, Els en Populier met snelle windverspreiding;
- de soortensamenstelling wordt beïnvloed door de aanwezige zaadbronnen en de verspreidingsafstand van de zaden;
- de dichtheden kunnen variëren van enkele bomen (zaailingen) per hectare tot 10.000 of zelfs 50.000 bomen (zaailingen) per hectare.

(Van Heusden 2001, Ensink 2004, Verstraeten *et al.* 2006).

Het verschil in ontstaanswijze tussen spontane bossen en aangeplante bossen kan leiden tot verschil in koolstofvastlegging. In de onderstaande paragrafen wordt daar nader op ingegaan.

3.2.2 Verschil in bosstructuur, boomsoortensamenstelling, stamtal, diameter en biomassa

De bosstructuur verschilt tussen bossen die spontaan ontwikkeld en aangeplant zijn op niet-bosbodems. Karakteristiek voor spontaan bos is een mozaïekpatroon van verjongingseenheden, solitaire bomen, boomgroepen, gesloten bos en open plekken. De ontwikkeling van spontaan bos wordt voornamelijk bepaald door toevalsfactoren, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van zaadbronnen, aan- of afwezigheid van begrazing door wild of grote grazers, natuurlijke sterfte en successie en de terreinheterogeniteit (Langeveld *et al.* 2003, Ensink 2004, Verstraeten *et al.* 2006). De groei van spontaan bos hangt daarom samen met deze toevalsfactoren. Dit biedt onzekerheid in de mate en snelheid van bosontwikkeling en daarmee de groei en koolstofvastlegging. Omdat er heterogene bosstructuur ontstaat, kan groei en daarmee de koolstofvastlegging in de jeugdfase

relatief traag verlopen ten opzichte van bossen die aangeplant zijn waar een structuur wordt neergezet.

Voor spontaan bos is het moeilijk te voorspellen wat voor effect bepaalde toevalsfactoren hebben op de koolstofvastlegging in het gehele bosesysteem. Een aangeplante bosopstand vormt al vrij snel na aanplant een relatief homogene structuur met een gesloten boomlaag. Bij spontane bosontwikkeling is het minder zeker of het terrein naar een (gesloten) bos evolueert, de vestiging van bomen gebeurt niet altijd direct en in sterk variërende dichtheden. In een deel van spontane bebossingen koloniseren bomen het terrein geleidelijk aan, terwijl er ook voorbeelden zijn waarbij er al vrij snel een massale kolonisatie van het terrein met bomen plaatsvindt (Ensink 2004, Verstraeten et al. 2006). Vaak kennen spontane bossen een ongelijkmatiger verloop van bosontwikkeling op in vergelijking met aangeplant bossen. Hierdoor kunnen er in de eerste decennia open plekken voorkomen. De evolutie naar bos en in welke snelheid dit plaatsvindt is dan ook afhankelijk van de lokale factoren en omstandigheden. In ongunstige omstandigheden kan spontane bosontwikkeling traag verlopen (Verstraeten et al. 2006).

De boomsoortensamenstelling wordt bij spontane bosontwikkeling beïnvloed door de aanwezig zaadbronnen en de natuurlijke verspreiding van de zaden. Bij een aangeplant bos in Nederland komen er in de gevestigde boomlaag gemiddeld 5 boomsoorten voor. Bij een spontaan bos kunnen daarentegen in de gevestigde boomlaag makkelijk 10 tot 15 boomsoorten voorkomen (Verstraeten et al. 2006).

Bovendien zullen bij spontane bebossingen met name pionierboomsoorten het terrein koloniseren, die een hoge zaadproductie en verspreidingsnelheid hebben. Omdat pionierboomsoorten over het algemeen in de jeugdfase snel groeien, kan er in locatie-specifieke gevallen verwacht worden dat spontane bebossingen in de jeugdfase meer koolstof vastlegging ten opzichte van (aangeplante) bebossingen met name inheemse climaxsoorten zoals Eik en Beuk (Verstraeten et al. 2006).

Wanneer er in aangeplant bos boomsoorten worden aangeplant die veel licht doorlaten op de bodem, kan er uiteindelijk een even grote boomsoortenrijkdom ontwikkelen als bij spontaan bos. De bepalende factor hiervoor is de dominante boomsoort en in hoeverre tijdens de ontwikkeling van deze soort(en) lichtdoorval plaatsvindt (Verstraeten et al. 2006).

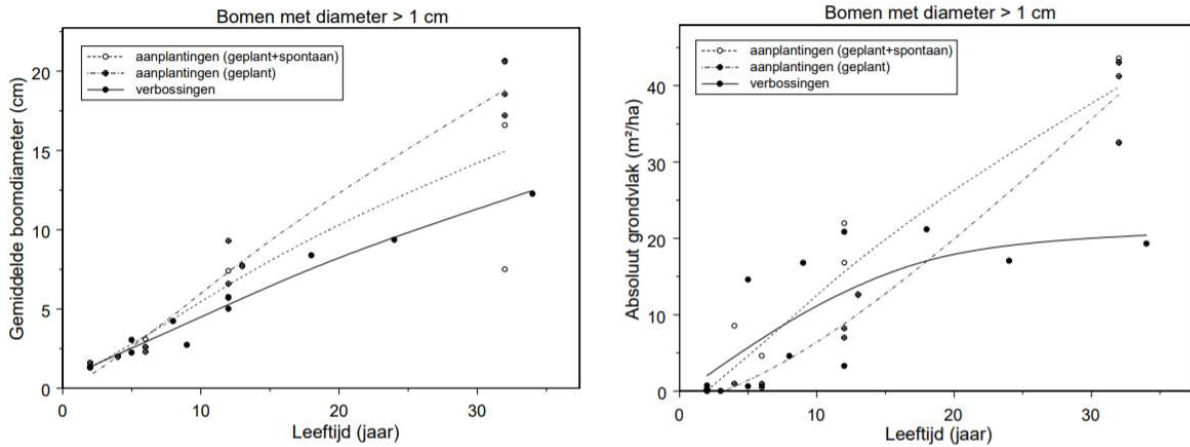
Het stamtal in spontaan ontwikkelde bossen kan in de jeugdfase aanvankelijk fors variëren van enkele tientallen bomen per hectare tot enkele tienduizenden bomen per hectare (of meer), terwijl bij aangeplante bossen het stamtal tussen de 1000 en 5000 bomen per hectare ligt. Op termijn kunnen spontane bossen en aangeplante bossen qua stamtal en structuur meer op elkaar gaan lijken. Verstraeten *et al.* (2006) vonden bijvoorbeeld in hun studie dat na ongeveer 30 jaar spontaan ontwikkeld bos en aangeplant bos naar elkaar toe convergeren naar een vergelijkbaar stamtal en ruimtelijke variatie. Ook de kroonbedekking bereikte rond 30 jaar een vergelijkbare waarde tussen beide typen bos.

Bij aangeplant bos wordt kroonsluiting doorgaans sneller bereikt dan bij spontaan ontwikkeld bos, namelijk na ongeveer 8 tot 10 jaar na aanplant. Bij spontaan bos vindt kroonsluiting meer geleidelijk en gefaseerd plaats. Waarbij in bepaalde gevallen na 20 jaar of meer nog steeds open plekken zonder kroonsluiting kunnen voorkomen in het bos (Verstraeten et al. 2006). Er bestaan echter ook voorbeelden waar bij spontane bosontwikkeling al na 5 jaar een relatief hoge kroonsluitingsgraad wordt waargenomen, zoals bij het Noorderlijk Meerssenerbroek (Ensink 2004).

Verstraeten *et al.* (2006) vergeleken de ontwikkeling van de gemiddelde boomdiameter en het grondvlak in spontane bossen met aangeplante bossen (figuur 3.14). De gemiddelde boomdiameter in aangeplante bossen bleek hoger te zijn dan in spontane bossen. Dit wordt mogelijk verklaard door de lagere stamtallen in de aangeplante bossen in vergelijking met de hogere stamtallen in de spontane bossen.

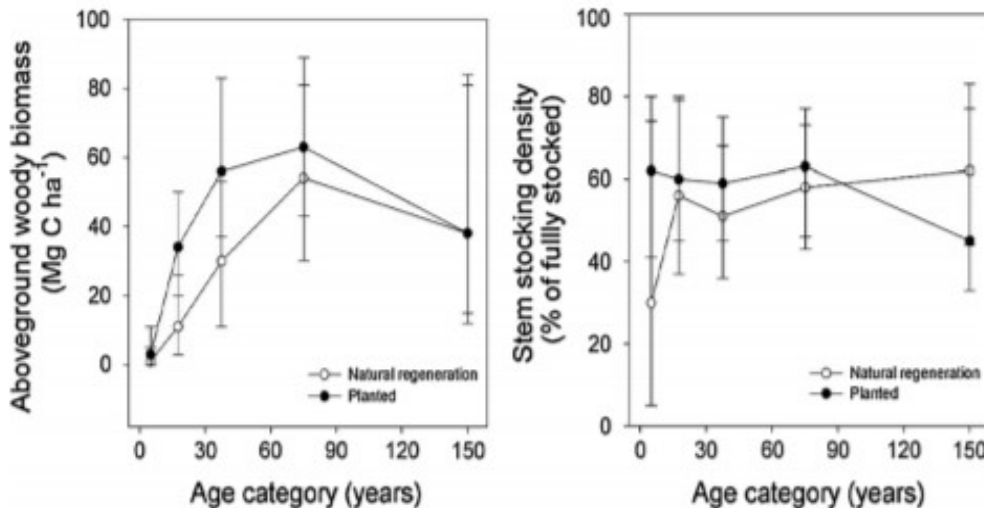
Naarmate de leeftijd van de bossen toeneemt vinden Verstraeten *et al.* (2006) een aanzienlijk hoger grondvlak in aangeplante bossen dan in spontane bossen. Aangeplant bos bereikt na ongeveer 30 jaar namelijk een twee keer zo hoog grondvlak dan spontaan ontwikkeld bos, namelijk respectievelijk 40 m² per hectare ten opzichte van 20 m² per hectare. In spontane bossen vlakke de ontwikkeling van het

grondvlak af. Het wordt uit het onderzoek niet duidelijk wat hiervoor de precieze verklaring is (zelfdunning, wilvraat, ...?)



Figuur 3.14 Gemiddelde boomdiameter (links) en het absolute grondvlak (rechts) als een functie van de leeftijd in jaren tussen spontaan, aangeplant en spontaan/aangeplant bos (Verstraeten et al. 2006).

Wanneer spontaan bos vergeleken wordt met aangeplant bos in termen van bovengrondse biomassa voorraad, hebben aangeplante bossen veelal een grotere bovengrondse biomassa voorraad. Bose et al. (2014) tonen aan dat bossen op voormalige landbouwgronden in West-Europa bovengrondse biomassa accumuleren waarbij de groei begint af te nemen vanaf een leeftijd van 60 jaar. Deze studie laat bovendien zien dat locaties met aangeplante bossen meer bovengrondse biomassa hebben geaccumuleerd dan locaties met spontane bosontwikkeling. Een studie van Nave et al. (2019) toont aan dat aangeplante bossen op bosbodems 2 tot 3 keer sneller bovengrondse biomassa accumuleren dan spontane bossen (figuur 3.15). Het is hierbij niet duidelijk wat hiervoor de verklaring is. Met name in de eerste decennia van bosontwikkeling is de koolstofvastlegging relatief gezien het grootst bij aangeplant bos in vergelijking met spontaan bos. Dit komt met name omdat aangeplant bos veelal een snellere kroonsluiting heeft dan spontaan bos (Nave et al. 2019).



Figuur 3.15 Koolstofvastlegging in bovengrondse biomassa (links) en plantdichtheid (rechts) voor spontaan bos versus gepland bos op bosbodems in verschillende klimaten de Verenigde Staten (Nave et al. 2019).

3.2.3 Factoren die bijdragen aan de mate en snelheid van spontane bosontwikkeling

Er zijn vier belangrijke factoren die bijdragen aan de mate en snelheid waarop spontane bosontwikkeling tot stand komt: (1) de omstandigheden die het zaadaanbod beïnvloeden, (2) het voormalige landgebruik waarop bos ontwikkelt, (3) de (micro-)klimatologische omstandigheden en (4) de natuurlijke processen die een positief of negatief effect kunnen hebben op de ontwikkeling van het bos (Van Heusden 2001). Deze factoren zijn daarmee ook van belang voor de koolstofvastlegging van spontane bosontwikkeling.

Het zaadaanbod wordt met name bepaald door de natuurlijke verspreidingswijze, de afstand tot de zaadbron, hoeveelheid zaadbronnen, frequentie van zaaddracht, variatie in en de kwaliteit van de zaadbronnen. Er zijn boom- en struiksoorten die zich over lange afstanden kunnen verspreiden omdat ze lichte zaden hebben, zoals Wilg, Populier en Berk. Afstanden die bereikt kunnen worden zijn enkele kilometers. Andere boom- en struiksoorten kunnen zich maar enkele honderden meters verspreiden, zoals gewone Es en Esdoorn. Spontane bosontwikkeling is daarom voornamelijk afhankelijk van het zaadaanbod van boom- en struiksoorten in de nabije omgeving (Van Heusden 2001).

Voormalig landbouwgrond is verrijkt met mineralen en nutriënten. Dit kan een positief effect hebben op de groei en koolstofvastlegging van het bos dat erop aangeplant wordt. Aan de andere kant heeft voormalig landbouwkundig gebruik ook nadelige effecten in het geval van spontane bebossing. Op voormalige landbouwbodem kan er een sterkte verrijking van de kruidlaag ontstaan. Het jaarlijks afsterven van de kruidlaag resulteert in een viltlaag van slecht verterend plantmateriaal. Hier komen zaadpredatoren op af, zoals bijvoorbeeld muizen. De viltlaag en de zaadpredatoren belemmeren kieming bij spontane bosontwikkeling (Van Heusden 2001).

Daarnaast is de vestiging van boom- en struiksoorten op open vlakten moeilijk, wat vaak een oorzaak van de grote variatie in structuur bij spontane bebossingen. Weersomstandigheden als temperatuurverschillen, droogte en wind maken de omstandigheden lastig om op open plekken te kiemen (Van Heusden 2001). Daarnaast heeft de aanwezigheid van en het aantal (grote) grazers en wild een grote invloed op spontane bosvorming.

3.2.4 Conclusies

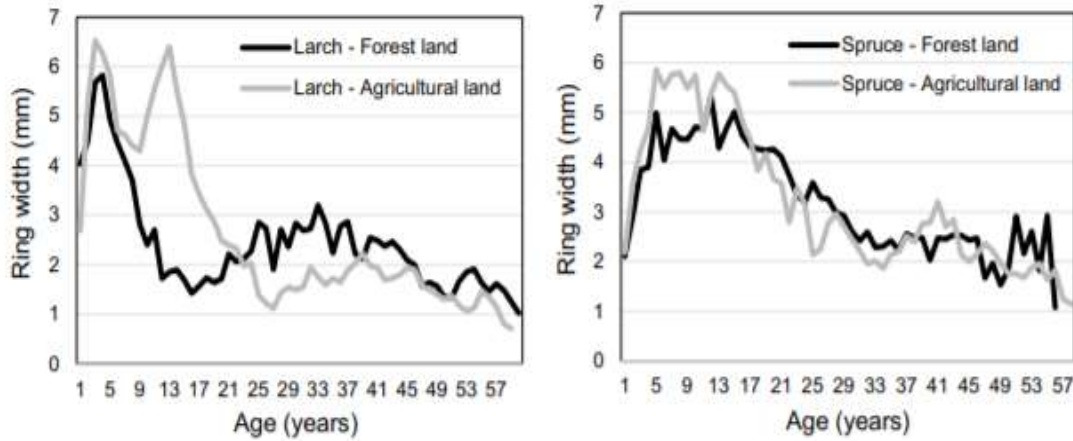
Het ontwikkelingsproces van spontane bossen en aangeplante bossen hebben een ander verloop. Hierdoor kunnen bepaalde factoren die van invloed zijn op de bosontwikkeling, effect hebben op de koolstofvastlegging van beide bostypen. Uit de bovenstaande paragrafen is duidelijk geworden dat de koolstofvastlegging bij aangeplante bossen in de eerste decennia veelal groter is dan bij spontaan bos, omdat de vestiging van boom- en struiksoorten in spontane bebossingen vaak langer op zich laat wachten in vergelijking met aangeplant bos. Voor spontane bebossing geeft dit echter wel een risicospreiding waardoor op de lange termijn een veerkrachtiger bos zal ontstaan. In het licht van bosverstoringen in een veranderend klimaat kunnen spontane bebossingen dan ook mogelijk sneller herstellen wanneer een bepaalde bosverstoring heeft plaatsgevonden. Of dit een positief of negatief effect heeft op de uiteindelijke koolstofvastlegging in het bos is niet eenduidig te zeggen.

3.3 Effect van voormalig landgebruik op de koolstofvastlegging in bossen

Op basis van een beknopte literatuurstudie is gekeken wat de verschillen zijn in ontwikkeling van de koolstofvoorraad tussen bossen die zijn aangelegd op voormalige landbouwgronden en bossen aangelegd op bosbodems.

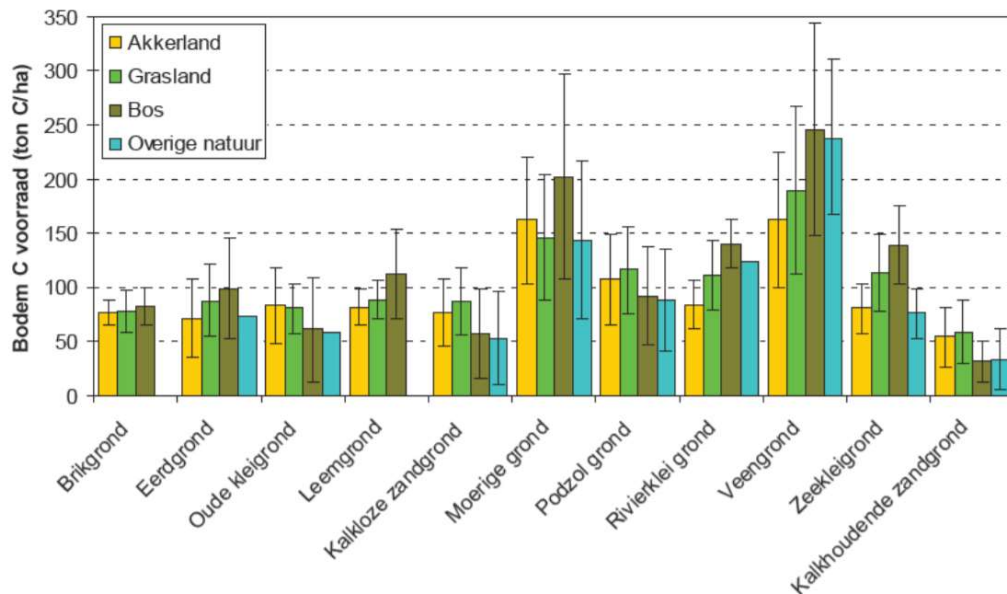
Bij aangeplant bos kan het voormalige landgebruik (zoals bijvoorbeeld landbouw) effect hebben op de koolstofopslag in de boven- en ondergrondse biomassa en de bodem. Jandl et al. (2007) geven bijvoorbeeld aan dat bosaanplant op voormalig landbouwgrond de koolstofvoorraad in de bovengrondse biomassa en de bodem vergroot. Cukor et al. (2020) vergeleken de groei van bos

bestaande uit Lariks en Fijnspar op voormalige landbouw bodems met de groei van bos op bosbodems. Tot ongeveer 20 jaar na aanplant bleek de groei op landbouwbodems hoger dan op bosbodems. Wanneer er gekeken wordt naar de boomdiameter, wordt er in de eerste jaren na aanleg een grotere diameter bereikt bij Lariks en Fijnspar, op landbouwbodems in vergelijking met bosbodems (figuur 3.16). Een groot effect van de voorgeschiedenis van landbouwgronden op de koolstofvastlegging van bos is te wijten aan het nutriëntengehalte in voormalige landbouwbodems. Vanwege de grote input aan nutriënten door landbouwpraktijken, ontwikkelen bossen op voormalige landbouwbodems zich sneller in vergelijking met bossen op bosbodems (Cukor et al. 2020).



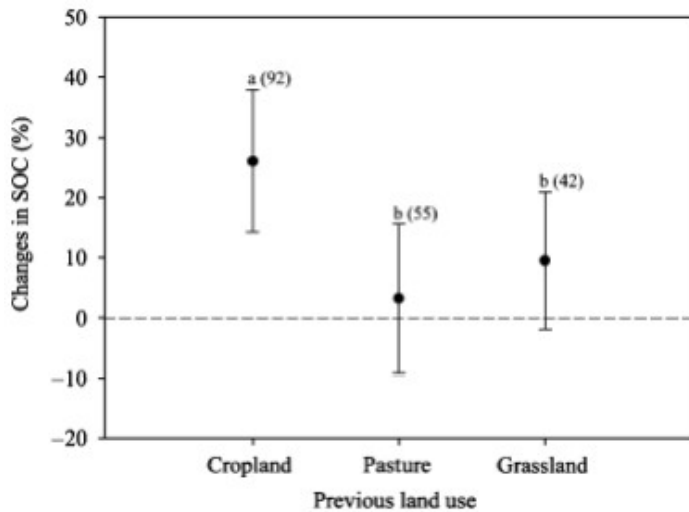
Figuur 3.16 Breedte van jaarringen in mm als een functie van leeftijd in jaren voor Lariks en Fijnspar van bebossingen op bodems van voormalig landbouwgrond en bosbodems (Cukor et al., 2020)

Op locaties met initiële lage koolstofvoorraden in de bodem zoals bijvoorbeeld bij landbouwgronden, kan bebossing leiden tot snelle accumulatie van bodemkoolstof. Omgekeerd kan bebossing op locaties met initiële hoge koolstofvoorraden in de bodem zoals bijvoorbeeld bij sommige type graslanden, leiden tot een afname van de bodemkoolstofvoorraad (Verstraeten et al. 2006). In veel gevallen is de bodemkoolstof in bosbodems hoger dan in bodems van akker- of graslanden. Het komt echter ook voor dat er een grotere bodemkoolstofvoorraad aanwezig is bij akker- en graslanden dan bij bosbodems. Hierbij speelt het bodemtype een rol (Lesschen et al. 2012). Afhankelijk van het bodemtype en beheer kan bosaanplant op de lange termijn resulteren in netto toename of afname van bodemkoolstof (Zie figuur 3.17).



Figuur 3.17 De bodemkoolstofvoorraad in ton C per hectare voor verschillende landgebruikstypen en bodemtypen (Lesschen et al. 2012).

Wanneer er in bosaanplant op voormalige landbouwgronden onderscheid wordt gemaakt tussen akkerland en weiland, legt bosaanplant op voormalig akkerland volgens een studie van Laganieri et al. (2010) in ruim 23 jaar tijd relatief gezien meer koolstof vast omdat akkerland een relatief lage bodemkoolstofvoorraad heeft. Dit betekent echter niet dat bosaanplant op akkerland absoluut gezien meer bodemkoolstof vastlegt (figuur 3.18).



Figuur 3.18 Invloed van voormalig landgebruik (a = akkerland; b = weiland; c = grasland) op de vastlegging van bodemkoolstof na bosaanplant (Laganieri et al. 2010).

De koolstofverliezen uit de bodems van landbouwgronden ten opzichte van bosbodems komen ten eerste omdat de koolstofinput in landbouwgronden over het algemeen lager is dan in bosbodems. De lagere net primaire productiviteit (NPP) en het jaarlijkse oogsten van gewassen op akkerland reduceert namelijk de potentiële bodemkoolstofinput. Ten tweede leiden landbouwpraktijken zoals bijvoorbeeld mechanische werkzaamheden en ploegen op akkerland tot bodemverstoring en beluchting en daardoor in het algemeen tot (grotere) koolstofverliezen dan in bosbodems. Ten derde worden de mechanismen die bijdragen aan de stabilisatie van bodemkoolstof in bos-ecosystemen, op bodems van landbouwgronden verminderd door landbouwpraktijken. De hoeveelheid en diversiteit van macrofauna die aggregaten in de bodem bevorderen wat tot een stabielere bodemstructuur leidt, kan namelijk laag zijn in bodems van landbouwgronden. Ook is de kwaliteit van de organische stof in bosbodems anders en stabiel, omdat het meer lignine bevat. Daarnaast leidt de afwezigheid van bos of soortgelijke bodembedekking tot hogere bodemtemperaturen, wat microbiële decompositie bevordert waardoor meer bodemkoolstof vrijkomt. Aanplant op voormalig weiland of grasland heeft daarentegen relatief minder effect op de opslag van bodemkoolstof. In weiland is de bodem namelijk minder verstoord maar bevat ook initieel meer koolstof, waardoor er na aanplant relatief gezien minder koolstof wordt opgeslagen (Laganieri et al. 2010).

Ook Mayer et al. (2020) tonen aan dat bebossing op voormalig akkerland, met een tijdhorizon van 100 jaar, over het algemeen resulteert in een hogere opslag van bodemkoolstof in vergelijking met bebossingen op gronden van de (voormalige) landgebruiken gras- en veengrond. De bodemkoolstof van gras- of veengrond kan na bosaanplant in verloop van tijd zelfs afnemen (Mayer et al. 2020).

De literatuurstudie is, omwille van de beschikbare tijd, beperkt gebleven tot enkele studies. Hiermee kunnen hieruit geen algemene conclusies worden getrokken.

4 Koolstof fracties in hout

4.1 Achtergrond meting van koolstof fracties in hout

Voor het bepalen van koolstofvoorraden in houtige biomassa is het relevant om het koolstofgehalte van hout in kaart te brengen. Daarmee kunnen berekeningen worden gemaakt over de hoeveelheid vastgelegd koolstof in de staande biomassa, jaarlijkse vastlegging van koolstof door bijgroei maar ook de langdurige vastlegging in houtproducten. In het algemeen wordt ervan uit gegaan, dat hout een koolstofgehalte van 50% heeft. Zo liet Ma et al. (2018) zien dat het hout van Europese naaldbomen een koolstofgehalte heeft van 50.02% en bladverliezende loofbomen een iets lager percentage van 48.72%. Eerder is echter al aangetoond dat koolstofgehalten in hout van naaldboomsoorten en loofboomsoorten kunnen variëren.

In het kader van dit project zijn in 2019 koolstofgehalten bepaald van 24 loof- en naaldboomsoorten (Bijlage 3). Gezien het feit dat deze waarden lager lagen dan vaak gepubliceerd en er verschillen werden gemeten tussen labs, werd dit jaar een verificatie gedaan op een subset van de eerder geanalyseerde monsters. Mogelijk zijn de lagere koolstofgehalten veroorzaakt door het droogproces. Als het hout niet voldoende is gedroogd, dan wordt een lager koolstofgehalte gemeten. Daarnaast is de Grove den dit jaar additioneel geanalyseerd, als belangrijke soort in het Nederlandse bos.

4.2 Methoden voor bepalen koolstof fracties

Voor het onderzoek zijn dezelfde stamschijven gebruikt als die in 2019 op het koolstofgehalte zijn geanalyseerd. Er is een selectie gemaakt van vier soorten: Beuk, Douglas spar, Japanse Lariks en Zomereik. Daarnaast zijn additioneel, in twee bosgebieden vijf Grove dennen bemonsterd met een aanwasboor. Hierna zijn door de Universiteit van Amsterdam (UvA) monsters genomen van het spinhout en van het kernhout/juveniel hout. Deze zijn vermalen met een elektrische boor en tot een fijn poeder verwerkt met een MM400 ball mixer (Retsch, Haan, Germany). Hierna zijn de monsters gedroogd bij zowel 70°C als 103°C voor tenminste 48 uur. Vervolgens zijn de koolstofgehalten gemeten met een element analyser (Flash EA 1112; Thermo Scientific, Rodana, Italy) op de UVA (figuur 4.1).

Daarnaast werd poeder van dezelfde monsters opgestuurd naar het laboratorium van Wageningen University and Research (WUR), en zijn de monsters nogmaals vergelijkbaar gedroogd en geanalyseerd met een LECO. Hierbij werden vier standaarden meegenomen (IPE-100, IPE-142, IPE-168 & IPE-199) in drievoud verdeeld over de run.



Figuur 4.1 Illustratie van de methode voor de koolstofbepaling

4.3 Effecten van meetmethoden op de koolstof fracties

De koolstofgehalten zijn weergegeven in tabel 4.1. De verschillen tussen UvA en WUR zijn minimaal zowel voor drogen bij 70°C en bij 103 °C. Het C-gehalte na drogen op 103 °C is iets hoger voor alle soorten dan op 70 °C. Alleen de koolstofgehalten uit het 2019 onderzoek liggen 2 a 3 % lager.

De verschillen in koolstofgehalten bij de vier standaarden (IPE-100, IPE-142, IPE-168 en IPE-199) was ook minimaal met verschillen van 0.04% (IPE-168) – 0.31% (IPE-100). Ook het verschil tussen runs was minimaal (tabel 4.2).

Tabel 4.1 Vergelijking gemiddelde koolstofgehalten (%C) na drogen op 70°C en 103°C in labs van de Universiteit van Amsterdam (UvA) en Wageningen University and Research (WUR).

Boomsort	Koolstofgehalte (% C)							
	Instituut							
	WUR		UvA		WUR		UvA	
	Droogtemperatuur							
	70°C	103°C	70°C	103°C	70°C	103°C	70°C	103°C
Loofboomsoorten met echt kernhout	Kernhout/Juveniel hout				Spinhout/ Volwassen hout			
Quercus robur	49.8	50.1	46.9*	50.4	49.1	49.78	46.4*	49.9
Loofboomsoorten zonder echt kernhout	Juveniel hout				Spinhout/ Volwassen hout/			
Fagus sylvatica	48.9	49.2	46.2*	49.2	49.1	49.3	45.9*	49.4
Naaldboomsoorten met echt kernhout	Kernhout/Juveniel hout				Spinhout/ Volwassen hout			
Larix kaempferi	50.2	50.9	47.8*	50.8	50.4	50.8	47.3*	50.6
Pinus sylvestris	52.9	53.1	52.8	53.2	50.3	50.6	50.1	50.5
Pseudotsuga menziesii	50.1	50.5	47.8*	50.5	49.6	50.0	47.2*	50.0

* Data uit 2019

Tabel 4.2 Vergelijking van koolstofgehalten (g C/kg hout) voor vier standaarden in twee runs (standaarden: IPE-100, IPE-142, IPE-168 en IPE-199).

Standaard	Koolstofgehalte (g/kg C)	
	Run 1 (n=3)	Run 2 (n=3)
IPE-100	439.8 ± 1.2	439.5 ± 1.4
IPE-142	410.8 ± 0.9	411.7 ± 0.9
IPE-168	443.3 ± 1.4	443.2 ± 0.2
IPE-199	502.1 ± 0.2	502.1 ± 0.6

4.4 Discussie en Conclusies

Op basis van de vijf onderzochte soorten blijkt dat de in 2019 bepaalde koolstofgehalten (Bijlage 3) te laag liggen. Ook in vergelijking met het onderzoek van Ma et al. (2018) en Matthews (1993) liggen de waarden uit Bijlage 3 te laag. Zeer waarschijnlijk is dit veroorzaakt door te kort drogen, waardoor het vochtgehalte op het moment van analyse hoger was. Als er bijvoorbeeld nog 4% vocht in het hout zit dan ligt het koolstofgehalte circa 2% lager. Aangezien dit een systematische onderschatting is per run, kan hiervoor gecorrigeerd worden of de monsters kunnen opnieuw geanalyseerd worden. Voor toekomstig onderzoek is het goed om het vochtgehalte te bepalen zodat hiervoor gecorrigeerd kan worden.

De gevonden waarden variëren tussen de soorten en binnen de soorten is de variatie gering. Gezien deze verschillen in koolstofgehalten tussen boomsoorten en de geringe variatie binnen boomsoorten, is

het nuttig om bij toekomstige berekening van koolstofvoorraden soort-specifieke waardes te gebruiken.

5 Algemene conclusies en aanbevelingen

Uit vergelijking van de in Nederland gebruikte parameters voor schattingen van biomassa en koolstof met die uit een aantal ons omringende landen kan geen duidelijke conclusie getrokken worden over de nauwkeurigheid van de in Nederland gebruikte gegevens. De parameters laten een grote spreiding zien voor de verschillende landen.

Op basis van literatuur, uitgevoerde berekeningen en veldmetingen lijken verbeteringen van de parameters, en daarmee koolstofschattingen, mogelijk door deze per boomsoort meer specifiek voor Nederland te maken. Hiervoor is een combinatie van literatuurstudie en berekeningen nodig, waar nodig aangevuld met veldmetingen, waarmee betere schatters kunnen worden verkregen voor de biomassa expansie factoren, allometrische relaties en koolstoffracties.

Op basis van bestaande data kunnen globaal conclusies getrokken worden over de ontwikkeling van koolstofvoorraden in jong bos, verschillende groeiplaatsen, ontstaanswijze (spontaan/geplant bos) en voormalig landgebruik (landbouw/bos). De bestaande datasets voor jong bos hebben echter te weinig waarnemingen om verschillen goed aan te kunnen tonen.

Aanbevolen wordt meer gegevens te verzamelen voor jong bos (en eventueel andere bostypen zoals voedselbos en houtige beplanting buiten bos verband). Verkend zou kunnen worden in hoeverre in bestaande data sets gegevens over jong bos zijn opgenomen die al dan niet na bewerking voor dit doel kunnen worden gebruikt. Daarnaast kan aanvullingen worden verkregen door gegevensverzameling in het veld.

Literatuur

- Achat, D.L., C. Deleuze, G. Landmann, N. Pousse, J. Ranger en L. Augusto (2015) Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. *Forest Ecol. Manage.* 348, 124-141.
- Aherne, J., M. Posch, M. Forsius, A. Lehtonen en K. Härkönen (2012) Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochem.* 107 (1), 471-488.
- Bartelink, H. H. (1997). Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). In *Annales des sciences forestières* (Vol. 54, No. 1, pp. 39-50). EDP Sciences.
- Bitterlich, W. (1952). Die winkelzählprobe. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 71(7), 215-225.
- Bongrand, G., Bort, R., Andre, J. M., Barrault, S., Cuniasse, B., Druart, A., ... & Andre, Y. (2020). National inventory report for France under the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and the Kyoto Protocol-CCNUCC-April 2020. National inventories of air emissions in France: organisation and methodology-Ominea-March 2020.
- Boosten, M., van den Briel, J., Lerink, B., Lokin, V., & Schelhaas, M. (2020). Factsheets Klimaatmaatregelen met bomen, bos en natuur: Praktische handreiking voor effectief klimaatslim bos- en natuurbeheer en toepassing van hout. Wageningen University & Research. <https://edepot.wur.nl/513649>
- Bose, A. K., Schelhaas, M. J., Mazerolle, M. J., & Bongers, F. (2014). Temperate forest development during secondary succession: effects of soil, dominant species and management. *European journal of forest research*, 133(3), 511-523.
- Cukor, J., Zeidler, A., Vacek, Z., Vacek, S., Šimůnek, V., & Gallo, J. (2020). Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: effect of previous land use. *European Journal of Forest Research*, 139(3), 459-472.
- De Keersmaeker, L., Leyman, A., Lettens, S., De Vos, B., Milieumaatschappij, V., Lucht, T. E. I., & Moorstraat, D. (2021). Advies over de berekening van de koolstofvoorraad en de evolutie daarvan in de biomassa van Vlaamse bossen.
- De Vries, F., Mol, G., Hack-ten Broeke, M. J. D., Heuvelink, G. B. M., & Brouwer, F. (2008). Het Bodemkundig Informatie Systeem van Alterra: overzicht van het gebruik en wensen voor verbetering van de informatie (No. 1709). Alterra.
- Dik, E.J. (1984). De schatting van het houtvolume aan staande bomen van een aantal in de bosbouw gebruikte soorten. Uitvoerig verslag 'De Dorschkamp', Wageningen. Band 19 nr. 1, 1984. 114p.
- Egnell, G. (2011). Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary?. *Forest Ecology and Management*, 261(1), 148-153.
- Egnell, G., & Valinger, E. (2003). Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 65-74.
- Ensink, F. (2004). Meer over bosontwikkeling in het Meerssenerbroek. *Natuurhistorisch Maandblad*, 93(6), 201-206.
- Feller, M. C. (2005). Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western north America: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 785-811.
- Filipek, S. (2021) Analysis of Biomass expansion factors. Wageningen, Wageningen University, Intern memo.
- Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., ... & Sileshi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396, 160-175.
- Hekkenberg, M., & Koelemeijer, R. (Eds.). (2018). Analyse van het voorstel voor hoofdlijnen van het klimaatakkoord. PBL Planbureau voor de Leefomgeving.
- Iwald, J., Löfgren, S., Stendahl, J., & Karlton, E. (2013). Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management*, 290, 49-58.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., ... & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*, 137(3-4), 253-268.

- Jansen, H., Oosterbaan, A., Mohren, G. M. J., Goudzwaard, L., den Ouden, J., Schoonderwoerd, H., ... & Copini, P. (2018). Opbrengsttabellen Nederland 2018. Wageningen Academic Publishers.
- Jansen, P., Boosten, M., Winterink, A., & van Benthem, M. (2009). De aanleg van nieuwe bossen.
- Kreutzweiser, D. P., Hazlett, P. W., & Gunn, J. M. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews*, 16(NA), 157-179.
- Laganriere, J., Angers, D. A., & Pare, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global change biology*, 16(1), 439-453.
- Langeveld, N., de Kort, S., Damhuis, W., & van Oijen, E. (2003). Explosieve bosontwikkeling Meerssenerbroek. *Natuurhistorisch Maandblad*, 92(8), 207-209.
- Lesschen, J. P., Heesmans, H. I. M., Mol-Dijkstra, J. P., van Doorn, A. M., Verkaik, E., van den Wyngaert, I. J. J., & Kuikman, P. J. (2012). Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur (No. 2396). Alterra.
- Ma, S., He, F., Tian, D., Zou, D., Yan, Z., Yang, Y., ... & Fang, J. (2018). Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. *Biogeosciences*, 15(3), 693-702.
- Marklund, L. G. (1988). Biomass functions for pine, spruce and birch in Sweden. Rapport-Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Skogstaxering (Sweden).
- Marklund, L. G. (1987). Biomass functions for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Sweden [biomass determination, dry weight]. Rapport-Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Skogstaxering (Sweden).
- Matthews, G. (1993). The Carbon Contents of Trees-Forestry Commission. Tech. Paper 4. Forestry Commission: Edinburgh, UK.
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W., ... & Vesterdal, L. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.
- Nabuurs, G. J., R. Paivinen and H. Schanz. (2001). Sustainable management regimes for Europe's forests - a projection with EFISCEN until 2050. *Forest Policy and Economics* 3 (3-4):155-173.
- Nave, L. E., Walters, B. F., Hofmeister, K. L., Perry, C. H., Mishra, U., Domke, G. M., & Swanston, C. W. (2019). The role of reforestation in carbon sequestration. *New Forests*, 50(1), 115-137.
- Nisbet, T. R., Dutch, J., & Moffat, A. J. (1997). Whole-tree harvesting: A guide to good practice. Forestry Authority.
- Oldenburger, J. & H. Schoonderwoerd. (2008). Resultaten eerste meetronde Groenfonds monitoring. Wageningen, Stichting Probos.
- Olsson, B.A., H. Lundkvist en H. Staaf (2000) Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant Soil* 223 (1-2), 161-173.
- Olsson, B. A., Bengtsson, J., & Lundkvist, H. (1996). Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management*, 84(1-3), 135-147.
- Pels, J. R. (2011). Hergebruik van assen uit biomassaverbranding: Hoeveelheden en samenstelling van de assen en opties voor materiaalhergebruik.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., ... & Wagner, F. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry.
- Poorter, H., & Sack, L. (2012). Pitfalls and possibilities in the analysis of biomass allocation patterns in plants. *Frontiers in plant science*, 3, 259.
- Sallnäs, O. (1990). A matrix growth model of the Swedish forest. *Studia Forestalia Suecica* 183.
- Schelhaas, M., Clerkx, A. P. P. M., Daamen, W. P., Oldenburger, J. F., Velema, G., Schnitger, P., ... & Kramer, H. (2014). Zesde Nederlandse bosinventarisatie: methoden en basisresultaten (No. 2545). Alterra, Wageningen-UR.
- Schelhaas, M. J., J. Eggers, M. Lindner, G. J. Nabuurs, A. Pussinen, R. Päivinen, A. Schuck, P. J. Verkerk, D. C. van der Werf and S. Zudin. (2007). Model documentation for the European Forest Information Scenario Model (EFISCEN 3.1). Alterra-report 1559, Alterra, Wageningen UR, Wageningen, the Netherlands, and EFI Technical Report 26, Joensuu, Finland <http://edepot.wur.nl/31239>.
- Schelhaas, M. J., J. Fridman, G. M. Hengeveld, H. M. Henttonen, A. Lehtonen, U. Kies, N. Krajnc, B. Lerink, Á. Ní Dhubháin, H. Polley, T. A. M. Pugh, J. J. Redmond, B. Rohner, C. Temperli, J. Vayreda and G.-J. Nabuurs. (2018a). Actual European forest management by region, tree species and owner based on 714,000 re-measured trees in national forest inventories. *PLoS ONE* 13 (11):e0207151.
- Schelhaas, M. J., G. M. Hengeveld, N. Heidema, E. Thürig, B. Rohner, G. Vacchiano, J. Vayreda, J. Redmond, J. Socha, J. Fridman, S. Tomter, H. Polley, S. Barreiro and G.-J. Nabuurs. (2018b). Species-specific, pan-European diameter increment models based on data of 2.3 million trees. *Forest Ecosystems* 5 (1):21.
- Schippers, P., Vlam, M., Zuidema, P. A., & Sterck, F. (2015). Sapwood allocation in tropical trees: a test of hypotheses. *Functional Plant Biology*, 42(7), 697-709.

-
- Strogies, M., & Gniffke, P. (2020). National Inventory Report For the German Greenhouse Gas Inventory 1990–2018. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Dessau.
- Van Heusden, W. (2001) Spontane bosontwikkeling in relatie tot inrichtingsmaatregelen. S.l. Dienst Landelijk Gebied.
- Verkerk, P. J., M. J. Schelhaas, V. Immonen, G. M. Hengeveld, J. Kiljunen, M. Lindner, G. J. Nabuurs, T. Suominen and S. Zudin. (2016). Manual for the European Forest Information Scenario model (EFISCEN 4.1). EFI Technical Report 99. European Forest Institute <http://edepot.wur.nl/403059>.
- Verstraeten, A., Quataert, P., & Vandekerkhove, K. (2006). Onderzoek naar spontane verbossing en actieve bosaanplant op niet-bosbodems: deel 1: vergelijking van de vegetatiestructuur en soortensamenstelling bij spontane verbossing versus bosaanplanting.
- Wertz, B., Bembenek, M., Karaszewski, Z., Ochał, W., Skorupski, M., Strzeliński, P., ... & Mederski, P. S. (2020). Impact of Stand Density and Tree Social Status on Aboveground Biomass Allocation of Scots Pine *Pinus sylvestris* L. *Forests*, 11(7), 765.
- Zetterberg, T., Olsson, B. A., Löfgren, S., von Brömssen, C., & Brandtberg, P. O. (2013). The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 302, 280-294.

Bijlage 1 Biomassa expansie factoren gebaseerd op de DBH.

Onderdeel	Boomsoort	R ² -adj.	Parameter	Estimate	S.E.	P-value
Bovengrondse biomassa	Beuk	0.96	A ₀	-1.07	0.40	< 0.05
			A ₁	2.18	0.11	< 0.001
	Douglas spar	0.96	A ₀	-2.38	0.54	< 0.001
			A ₁	2.46	0.14	< 0.001
	Grove den	0.92	A ₀	-1.62	0.56	< 0.05
			A ₁	2.17	0.18	< 0.001
Stam	Beuk	0.97	A ₀	-2.73	0.41	< 0.001
			A ₁	2.55	0.12	< 0.001
	Douglas spar	0.93	A ₀	-2.75	0.70	< 0.01
			A ₁	2.52	0.18	< 0.001
	Grove den	0.88	A ₀	-2.42	0.72	< 0.01
			A ₁	2.34	0.23	< 0.001
Stamhout	Beuk	0.97	A ₀	-2.81	0.41	< 0.001
			A ₁	2.55	0.12	< 0.001
	Douglas spar	0.93	A ₀	-3.07	0.71	< 0.001
			A ₁	2.58	0.19	< 0.001
	Grove den	0.92	A ₀	-2.61	0.76	< 0.01
			A ₁	2.37	0.24	< 0.001
Stambast	Beuk	0.96	A ₀	-5.41	0.51	< 0.001
			A ₁	2.50	0.14	< 0.001
	Douglas spar	0.85	A ₀	-3.33	0.89	< 0.01
			A ₁	2.08	0.23	< 0.001
	Grove den	0.94	A ₀	-3.96	0.43	< 0.001
			A ₁	2.03	0.13	< 0.001
Boomkroon	Douglas spar	0.71	A ₀	-3.06	1.33	< 0.05
			A ₁	2.06	0.35	< 0.001
	Grove den	0.79	A ₀	-1.64	0.75	< 0.05
			A ₁	1.71	0.23	< 0.001
Takken	Beuk	0.68	A ₀	-0.92	1.13	n.s.
			A ₁	1.76	0.32	< 0.001
	Douglas spar	0.70	A ₀	-3.57	1.42	< 0.05
			A ₁	2.15	0.37	< 0.001
	Grove den	0.76	A ₀	-1.58	0.77	n.s.
			A ₁	1.64	0.24	< 0.001
Naalden	Douglas spar	0.62	A ₀	-3.36	1.30	< 0.05
			A ₁	1.64	0.34	< 0.001
	Grove den	0.78	A ₀	-5.13	0.99	< 0.001
			A ₁	2.20	0.31	< 0.001

Bijlage 2 Biomassa expansie factoren gebaseerd op selectie van het beste model.

Onderdeel	Boomsort	Formula	R ² -adj.	Parameter	Estimate	S.E.	P-value			
Bovengrondse biomassa	Beuk	30	1.00	A ₀	-147.82	47.69	< 0.05			
				A ₁	87.53	17.39	< 0.01			
				A ₂	75.54	22.39	< 0.05			
				A ₃	35.54	15.50	n.s.			
				A ₄	-42.63	8.29	< 0.01			
				A ₅	-23.91	5.46	< 0.01			
				A ₆	-18.83	7.27	< 0.05			
	Douglas spar	26	0.98	A ₇	12.05	2.60	< 0.01			
				A ₀	-16.98	6.07	< 0.05			
				A ₁	5.80	1.66	< 0.01			
	Grove den	24, V.	0.92	A ₂	4.80	1.81	< 0.05			
				A ₃	-1.11	0.49	< 0.05			
				A ₀	-16.98	6.07	< 0.05			
Stam	Beuk	30	0.99	A ₁	5.80	1.66	< 0.01			
				A ₀	-45.86	69.60	n.s.			
				A ₁	39.05	25.39	n.s.			
				A ₂	25.17	32.68	n.s.			
				A ₃	10.46	22.62	n.s.			
				A ₄	-19.20	12.09	n.s.			
				A ₅	-10.54	7.96	n.s.			
	Douglas spar	26	0.98	A ₆	-6.29	10.61	n.s.			
				A ₇	5.55	3.79	n.s.			
				A ₀	-15.06	6.55	< 0.05			
	Grove den	24, V.	0.90	A ₁	4.90	1.79	< 0.05			
				A ₂	4.36	1.95	< 0.05			
				A ₃	-0.89	0.53	n.s.			
A ₀	-2.76	0.69	< 0.01	0.99	0.09	< 0.001				
Stamhout	Beuk	30	0.99	A ₀	-37.40	69.17	n.s.			
				A ₁	36.49	25.23	n.s.			
				A ₂	21.37	32.48	n.s.			
				A ₃	7.64	22.48	n.s.			
				A ₄	-18.04	12.02	n.s.			
				A ₅	-9.70	7.91	n.s.			
				A ₆	-5.04	10.54	n.s.			
	Douglas spar	26	0.98	A ₇	5.17	3.76	n.s.			
				A ₀	-14.02	6.72	n.s.			
				A ₁	4.56	1.83	< 0.05			
	Grove den	24, V.	0.89	A ₂	3.97	2.00	n.s.			
				A ₃	-0.78	0.54	n.s.			
				A ₀	-2.96	0.74	< 0.01			
A ₁	1.00	0.09	< 0.001							
Stambast	Beuk	30	0.99	A ₀	-45.86	69.60	n.s.			
				A ₁	39.05	25.39	n.s.			
				A ₂	25.17	32.68	n.s.			
				A ₃	10.46	22.62	n.s.			
				A ₄	-19.20	12.09	n.s.			
				A ₅	-10.54	7.96	n.s.			
				A ₆	-6.29	10.61	n.s.			
	Douglas spar	24, V.	0.90	A ₇	5.55	3.79	n.s.			
				A ₀	-9.54	6.56	n.s.			
				A ₁	1.37	0.68	n.s.			
	Grove den	30	0.97	A ₂	4.37	4.10	n.s.			
				A ₃	-0.39	0.42	n.s.			
				A ₀	-205.86	88.05	n.s.			
A ₁	66.87	26.47	< 0.05	127.04	58.85	n.s.				
							A ₃	71.42	31.49	n.s.
							A ₄	-41.04	17.35	< 0.05
A ₅	-22.84	9.41	< 0.05							

				A ₆	-44.70	21.19	n.s.
				A ₇	14.38	6.21	n.s.
Boomkroon	Douglas spar	30	0.90	A ₀	-389.85	210.83	n.s.
				A ₁	91.35	54.38	n.s.
				A ₂	252.10	135.74	n.s.
				A ₃	122.88	63.83	n.s.
				A ₄	-58.12	34.70	n.s.
				A ₅	-28.68	16.36	n.s.
				A ₆	-79.46	40.89	n.s.
	Grove den	27	0.83	A ₇	18.50	10.41	n.s.
				A ₀	5.69	3.31	n.s.
				A ₁	-1.00	1.24	n.s.
				A ₂	-4.37	1.93	< 0.05
				A ₃	1.65	0.72	< 0.05
Takken	Beuk	30	0.94	A ₀	-48.04	161.64	n.s.
				A ₁	117.45	58.96	n.s.
				A ₂	34.95	75.90	n.s.
				A ₃	-19.70	52.52	n.s.
				A ₄	-58.82	28.08	n.s.
				A ₅	-27.19	18.49	n.s.
				A ₆	4.92	24.63	n.s.
	Douglas spar	30	0.88	A ₇	14.26	8.80	n.s.
				A ₀	-372.23	239.71	n.s.
				A ₁	83.99	61.83	n.s.
				A ₂	249.21	154.33	n.s.
				A ₃	117.63	72.58	n.s.
				A ₄	-55.8	39.45	n.s.
				A ₅	-26.54	18.6	n.s.
	Grove den	27	0.84	A ₆	-78.59	46.49	n.s.
				A ₇	17.83	11.84	n.s.
				A ₀	7.22	3.11	< 0.05
				A ₁	-1.60	1.16	n.s.
				A ₂	-5.31	1.82	< 0.05
				A ₃	1.99	0.68	< 0.05
Naalden	Douglas spar	30	0.86	A ₀	-295.92	214.47	n.s.
				A ₁	84.57	55.32	n.s.
				A ₂	144.95	138.08	n.s.
				A ₃	92.95	64.94	n.s.
				A ₄	-40.89	35.30	n.s.
				A ₅	-26.07	16.64	n.s.
				A ₆	-47.15	41.60	n.s.
	Grove den	26	0.82	A ₇	13.14	10.59	n.s.
				A ₀	-23.77	16.65	n.s.
				A ₁	9.63	5.14	n.s.
				A ₂	5.85	5.96	n.s.
				A ₃	-2.38	1.81	n.s.

Bijlage 3 Resultaten C-gehaltes in 24 boomsoorten uit 2019.

	Gemiddeld % C ± Standaarddeviatie (SD)	
<i>Loofboomsoorten met echt kernhout</i>	<i>Kernhout/Juveniel hout</i>	<i>Spinhout/ Volwassen hout</i>
<i>Castanea sativa</i>	46.3 ± 0.24	46.5 ± 0.62
<i>Prunus avium</i>	47.6 ± 0.70	47.1 ± 0.84
<i>Quercus robur</i>	46.9 ± 1.16	46.4 ± 0.87
<i>Robinia pseudoacacia</i>	47.5 ± 0.60	47.2 ± 0.77
<i>Ulmus sp</i>	48.6 ± 0.56	48.4 ± 0.58
<i>Loofboomsoorten zonder echt kernhout</i>	<i>Juveniel hout</i>	<i>Spinhout/ Volwassen hout</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	47.5 ± 0.53	47.6 ± 0.67
<i>Betula pendula</i>	45.5 ± 0.94	45.0 ± 0.28
<i>CarPinus betulus</i>	46.1 ± 0.31	46.4 ± 0.51
<i>Fagus sylvatica</i>	46.2 ± 0.39	45.9 ± 0.71
<i>Fraxinus excelsior</i>	47.3 ± 1.19	46.9 ± 0.73
<i>Populus × canadensis</i>	45.4 ± 0.54	46.5 ± 0.38
<i>Populus tremula</i>	45.9 ± 0.25	45.3 ± 0.67
<i>Salix alba</i>	47.0 ± 0.58	47.3 ± 0.51
<i>Tilia cordata</i>	48.1 ± 0.82	48.3 ± 0.66
<i>Naaldboomsoorten met echt kernhout</i>	<i>Kernhout/Juveniel hout</i>	<i>Spinhout/ Volwassen hout</i>
<i>Araucaria araucana</i>	48.1 ± 1.07	48.6 ± 0.56
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	50.2 ± 0.49	49.4 ± 0.41
<i>Cryptomeria japonica</i>	51.0 ± 0.66	50.2 ± 0.45
<i>Larix kaempferi</i>	47.8 ± 1.37	47.3 ± 0.94
<i>Picea abies</i>	48.0 ± 1.48	48.0 ± 0.78
<i>Pinus nigra</i>	48.7 ± 0.87	48.0 ± 0.37
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	47.8 ± 0.76	47.2 ± 0.67
<i>Taxus baccata</i>	50.4 ± 0.68	49.9 ± 0.22
<i>Thuja plicata</i>	50.2 ± 0.62	49.0 ± 0.49
<i>Naaldboomsoorten zonder echt kernhout</i>	<i>Kernhout/Juveniel hout</i>	<i>Spinhout/ Volwassen hout</i>
<i>Abies grandis</i>	47.3 ± 0.47	48.0 ± 0.53

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.500 medewerkers (5.500 fte) en 12.500 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

