



---

# Kan uitstel van houtoogst bijdragen aan CO<sub>2</sub>-mitigatie?

Jan den Ouden, Mart-Jan Schelhaas, Roland van Duuren, Sandra Clerkx, Rein de Waal, Bas Lerink



**WAGENINGEN**  
UNIVERSITY & RESEARCH

---



---

# Kan uitstel van houtoogst bijdragen aan CO<sub>2</sub>-mitigatie?

Jan den Ouden<sup>1</sup>, Mart-Jan Schelhaas<sup>2</sup>, Roland van Duuren<sup>1</sup>, Sandra Clerkx<sup>2</sup>, Rein de Waal<sup>3</sup>, Bas Lerink<sup>2</sup>

1 Wageningen University

2 Wageningen Environmental Research

3 R.W. De Waal Advies Bodem, Bos, Natuur

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in opdracht van en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema 'Klimaatenvolpoe Klimaatlim Bos, Natuur en Hout' (projectnummer BO-53-001-004).

Wageningen Environmental Research

Wageningen, maart 2020

---

Gereviewd door:

Frits Mohren, Wageningen University

Harrie Hekhuis, Staatsbosbeheer

Gert-Jan Nabuurs., Wageningen Environmental Research

Akkoord voor publicatie:

Nina Smits, teamleider Vegetatie, bos- en landschapsecologie

Rapport 2994

ISSN 1566-7197

---

J. Den Ouden, M.J. Schelhaas, R. Van Duuren, A.P.P.M. Clerkx, R.W. de Waal, B.J.W. Lerink, 2020. *Kan uitstel van houtoogst bijdragen aan CO<sub>2</sub>-mitigatie?*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2994. 82 blz.; 36 fig.; 14 tab.; 60 ref.

Om na te gaan welk effect uitstel van oogst in bossen als beheermaatregel heeft in de klimaatmitigatie, zijn in 2018 en 2019 heropnamen gemaakt van de bosstructuur van onbeheerde bossen van douglas, lariks, beuk en grove den in bosreservaten. Hierbij is de bovengrondse bijgroei over een periode van dertig jaar gemeten, zijn koolstofbepalingen gedaan van de strooisellagen en bovengrond en zijn verteringsnelheden van dood hout bepaald. Hiermee is inzicht verkregen in de koolstofvastlegging wanneer oogst voor meerdere decennia wordt uitgesteld en vergeleken met beheerde bossen. Met de verzamelde informatie over de bijgroei van de bovengrondse biomassa in de bosreservaten, is met behulp van het model EFISCEN Space de koolstof in de biomassa gesimuleerd, opgeschaald naar het hele Nederlandse bos. Met het model CO2FIX zijn de koolstofvoorraad en de koolstofstromen in bosbiomassa, bodem en houtproducten gekwantificeerd.

In order to assess the role of postponing harvest in forests as a management option for climate mitigation, remeasurements were taken in 2018 and 2019 in unmanaged forest reserves containing douglas fir, larch, beech and Scots pine. This yielded information on the above-ground increment over a period of 30 years, carbon content in the litter layer and topsoil, and decomposition rates of dead wood. This produced insights in the carbon sequestration when timber harvesting is postponed for several decades and this was compared to managed forests. Based on the collected information on the increment of above-ground biomass in the forest reserves, the model EFISCEN Space was used to simulate carbon dynamics in the forest biomass in forest reserves, and the effects scaled up to the entire Dutch forest area. The carbon stocks and fluxes in forest biomass, trees and wood products were quantified using the model CO2FIX.

Trefwoorden: koolstofvoorraad, koolstofvastlegging, onbeheerd bos, houtoogst, bosreservaten, substitutie

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/517567> of op [www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research) (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 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](http://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

	<b>Verantwoording</b>	<b>5</b>
	<b>Woord vooraf</b>	<b>7</b>
	<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
	<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1</b>	<b>Achtergrond en doelstelling</b>	<b>13</b>
	1.1 KlimaatSlim Bos, Natuur en Hout	13
	1.2 Doelstelling	13
<b>2</b>	<b>Methode en opzet</b>	<b>15</b>
	2.1 Metingen bomen bosreservaat	15
	2.1.1 Selectie van bosreservaten	15
	2.1.2 Selectie van steekproefcirkels	16
	2.1.3 Verwerking van de gegevens	16
	2.2 Metingen koolstofvoorraad in bodem	17
	2.3 LogLife-analyse	19
	2.4 Modelleren koolstofvastlegging	20
<b>3</b>	<b>Resultaat</b>	<b>24</b>
	3.1 Metingen bomen in de bosreservaten	24
	3.1.1 Ontwikkeling van de levende voorraad	24
	3.1.2 Ontwikkeling van de doodhoutvoorraad	24
	3.1.3 Ontwikkeling van de koolstofvoorraad	28
	3.1.4 Dynamiek in de staande voorraad	29
	3.1.5 Dynamiek in de voorraad dood hout	31
	3.1.6 Veranderingen in de soortensamenstelling	33
	3.2 Metingen humus	35
	3.2.1 Koolstofvoorraden in de bodem	35
	3.2.2 Humusprofielen en koolstofvoorraden per bostype	36
	3.3 LogLife-analyse	40
	3.4 Modelleren koolstofvastlegging	42
	3.4.1 Ontwikkeling steekproefcirkels onbeheerde situatie	42
	3.4.2 Ontwikkeling steekproefcirkels beheerde situatie	44
	3.4.3 Opschaling maatregel uitstellen van oogst	46
<b>4</b>	<b>Discussie en conclusies</b>	<b>48</b>
	4.1 Sociale positie en diameterontwikkeling individuele bomen	49
	4.2 Stijging van de voorraad	56
	4.3 Structuur en samenstelling	58
	4.4 Dood hout en afbraak	59
	4.4.1 Toename van de voorraad dood hout	59
	4.4.2 LogLife	59
	4.4.3 Afbraaksnelheid dood hout in bosreservaten	61
	4.5 Koolstofvoorraad in de bodem	62
	4.6 Opslag in producten en substitutie-effect	64
	4.6.1 Effect van oogst op koolstofopslag in biomassa	64
	4.6.2 Wat gebeurt er met het hout?	64
	4.6.3 Substitutie	64

---

4.7	Onzekerheden	66
4.8	Opschaling	67
4.9	Conclusies maatregel 'Uitstel van houtoogst'	68
	<b>Literatuur</b>	<b>70</b>
<b>Bijlage 1</b>	<b>Stamtal, grondvlak en staand volume in drie opnamejaren</b>	<b>73</b>
<b>Bijlage 2</b>	<b>Karakteristieken bodem bij opname bodemkoolstof</b>	<b>75</b>
<b>Bijlage 3</b>	<b>Validatie EFISCEN Space</b>	<b>76</b>

---

# Verantwoording

Rapport: 2994

Projectnummer: 5200045573

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Hoogleraar Europese bossen

naam: Gert-Jan Nabuurs

datum: 11 februari 2020

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Nina Smits

datum: 10 maart 2020





---

# Woord vooraf

De database van het programma bosreservaten is een belangrijke bron van informatie van ontwikkelingen in bosstructuur en soortensamenstelling van bossen die zich spontaan kunnen ontwikkelen. Hierin zijn meetgegevens vanaf 1981 opgenomen. In deze studie hebben we gebruik kunnen maken van gegevens van drie verschillende bosreservaten op drie verschillende tijdstippen. Om deze gegevens te verzamelen en in te voeren in de database, is door veel mensen in de loop der jaren veel werk verzet. De volledige lijst met mensen die in het verleden hieraan hebben gewerkt, is lang en onvolledig en laten we daarom achterwege. Binnen het kader van dit project zijn in 2018 en 2019 nieuwe opnamen gemaakt door Roland van Duuren, Otto Vaessen, Jelle van Zanten en Leo Goudzwaard. Ook voor de Nederlandse Bosinventarisatie (NBI-6) hebben veel verschillende mensen gegevens verzameld. We bedanken de veldmedewerkers van zowel de bosreservaten als de NBI voor hun inzet bij het verzamelen van de gegevens. We zijn de beheerders van deze databases erkentelijk voor het beschikbaar stellen van deze belangrijke gegevensbronnen. Informatie over het bosreservatenprogramma ([www.bosreservaten.wur.nl](http://www.bosreservaten.wur.nl)) en NBI-6 (<https://www.probos.nl/publicaties/overige/1094-mfv-2006-nbi-2012-zesde>) is terug te vinden op de aangegeven websites.

Rein de Waal (R.W. De Waal Advies Bodem, Bos, Natuur) heeft voor dit onderzoek de humusbemonstering en -analyses uitgevoerd. Jan den Ouden en Ute Sass Klaassen (Wageningen Universiteit) zijn betrokken bij het Loglife-project. Verder bedanken we Geerten Hengeveld (Biometris) en Igor Staritsky (WENR) voor hun hulp bij het programmeren van EFISCEN Space.

Deze studie is uitgevoerd met financiën uit de klimaatenvelpe van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.



---

# Samenvatting

Het uitstellen of volledig opschorten van houtoogst uit bossen is een veelbesproken maatregel in bos- en natuurbeheer om de bijdrage van bos aan klimaatmitigatie te vergroten. Dit rapport doet verslag van de resultaten van een onderzoek – in het kader van de Klimaatenvoloppen 2018 en 2019 – naar de gevolgen van uitstellen van oogst voor de biomassa-toename en koolstofvastlegging in de levende voorraad van onbeheerd bos; de koolstofvoorraad en koolstofdynamiek (afbraaksnelheden) in dood hout en bosbodem en de netto-effecten op de koolstofvastlegging in onbeheerd bos ten opzichte van regulier beheerd multifunctioneel bos (N16) en bos met hoofddoelstelling natuurbehoud (N15).

Dit onderzoek richt zich op douglas, beuk, lariks en grove den op de leemhoudende zandgronden en grove den op leemarme zandgronden. Daartoe is een selectie van vaste steekproefcirkels in de bosreservaten Pijpebrandje, Het Leesten en Tongerense Hei opnieuw geïnventariseerd om zo over een periode van 25 tot 30 jaar de spontane bosontwikkeling te kunnen beschrijven en de koolstofopbouw in de biomassa te kwantificeren. Verder zijn de koolstofvoorraden bepaald van de humusprofielen en de minerale bovengrond in de onbeheerde en naburige beheerde bossen van de aandachtsoorten. Afbraaksnelheden van dood hout zijn bepaald met behulp van gegevens uit het LogLife-project.

Met de verzamelde informatie over de bijgroei en sterfte van de bovengrondse biomassa in de bosreservaten is met behulp van het model EFISCEN Space de koolstof in de biomassa gesimuleerd en opgeschaald naar het hele Nederlandse bos. Met het model CO2FIX is de koolstofvoorraad in bovengrondse biomassa en in houtproducten gekwantificeerd en zijn substitutie-effecten berekend.

Verreweg de meeste groei vond plaats in de onbeheerde douglasbossen, nadat deze op circa veertigjarige leeftijd uit beheer werden genomen. Na dertig jaar ongestoorde ontwikkeling verdrievoudigde de gemiddelde voorraad naar 980 m<sup>3</sup>/ha, corresponderend met een voorraadtoename van 21 m<sup>3</sup>/ha/jr. De voorraadtoename in de onbeheerde lariksbossen was gemiddeld 12 m<sup>3</sup>/ha/jr, met een gemeten voorraad van 593 m<sup>3</sup>/ha na dertig jaar spontane groei. Opvallend is dat de bijgroei van deze douglas- en lariksbossen nog niet afvlakt, zodat de voorraad naar verwachting nog flink verder kan stijgen. De voorraadtoename van de grove dennenbossen lag aanzienlijk lager. De voorraad in dennenbossen op arme groeiplaatsen in Tongerense Hei nam slechts met 4 m<sup>3</sup>/ha/jr toe, terwijl de rijkere grove dennenopstanden een gemiddelde toename van 5 m<sup>3</sup>/ha/jr vertoonden. De oude beukenbossen van het Pijpebrandje namen gemiddeld in volume toe van 315 m<sup>3</sup>/ha in 1988 tot 442 m<sup>3</sup>/ha in 2018. Dit komt overeen met een gemiddelde toename over dertig jaar van 4 m<sup>3</sup>/ha/jr.

Dood houtvoorraden namen toe in alle onderzochte bostypen in de bosreservaten. Door deze toename steeg de totale koolstofvoorraad tussen 1,4 en 8,9 tC /ha/jr over de afgelopen dertig jaar. De grootste toename vond plaats in de douglasopstanden, de kleinste toename van de koolstofvoorraad in dood hout betreft de arme grove dennenbossen van Tongerense Hei.

De totale koolstofvoorraden op en in de bosbodem varieerden tussen 63 en 139 tC/ha. De koolstofvoorraden in beheerd bos waren gemiddeld lager dan in onbeheerd bos. De grootste variatie zat in de koolstof in de eerste 20 cm van de minerale bodem (24-97 tC/ha). Bodemverstoring door wilde zwijnen zorgde voor een aanzienlijke reductie in de opgeslagen koolstof in de bodem.

Op de korte termijn kan door het uitstellen van de houtoogst een aanzienlijke hoeveelheid extra koolstof worden vastgelegd in de biomassa van het bos. Over de periode 2013-2030 zou gemiddeld jaarlijks 4-31 tCO<sub>2</sub> /ha extra vastgelegd kunnen worden in de levende biomassa van het bos, afhankelijk van de hier bestudeerde soorten en groeiplaatsen. Op langere termijn zal de voorraad een evenwicht bereiken, maar hoe hoog dit evenwicht ligt, is niet bekend.

Op de lange termijn is de meeste winst in CO<sub>2</sub>-effecten te behalen als gevolg van het substitutie-effect door het gebruik van houtige producten. Door hout in te zetten als grondstof, kan gebruik van

---

koolstofintensieve producten worden vermeden. Dit substitutie-effect is cumulatief, waardoor dit naar de toekomst toe alleen maar groter wordt. Het verschil in grootte van het koolstofreservoir tussen beheerde en onbeheerde bossen (de extra opslag van koolstof bij uitstellen van oogst) zal op de langere termijn altijd worden overschreden door dit substitutie-effect. Wanneer dit punt bereikt wordt, hangt samen met de uitgangssituatie van de opstand, de boomsoort, eventuele groeireducties bij het uitblijven van dunnen, en de grootte van het substitutie effect. Bij de onderzochte lariks en grove dennenbossen lijkt dit nog anderhalve eeuw te duren en bij douglas nog langer. In de oude beukenopstanden daarentegen lijkt het omslagpunt al binnen enkele decennia bereikt te worden. Vanwege het belang van dit substitutie-effect ligt in het kader van mitigatie een belangrijke sleutel bij innovatie in de verwerking en toepassing van hout, zodat niet alleen de verblijftijd van koolstof in producten verlengd wordt (bijvoorbeeld in langlevende constructies), maar vooral ook toepassingen worden gevonden als alternatief voor koolstofintensieve producten. Dit geldt vooral voor loofhout, dat nu nog maar zeer beperkt wordt verwerkt tot producten met hoge substitutiewaarden.

De onzekerheden over afbraaksnelheden van dood hout en de opbouw van organisch materiaal in en op de bodem verhinderen een betrouwbare schatting van de hoogte en dynamiek in bodemkoolstofvoorraden. Dit onderzoek laat zien dat afbraaksnelheden sterk variëren tussen boomsoorten, en dat schattingen sterk uiteenlopen tussen studies, afhankelijk van methoden en de context waarin wordt gemeten. Ook de koolstofvoorraden in de bodem zijn zeer variabel. Wat vooral ontbreekt, is inzicht in de snelheid waarmee stabiele koolstofvoorraden in de bodem worden opgebouwd, afhankelijk van boomsoort, groeiplaats en beheer. Ook de gevolgen van intensief wroeten door wild zwijn heeft nadere aandacht nodig. Voor deze aspecten is nader onderzoek zeer gewenst.

Een tijdelijk uitstel van de oogst zal geen grote effecten hebben op de bijgroei van het huidige bos en de huidige toekomstbomen. Individuele bomen handhaven een hoge bijgroei over een veel langere periode dan vroeger gedacht, zoals onder andere de beuken in Pijpebrandje laten zien. In jong bos kan niet-ingrijpen wel tot een verlies van kwaliteit leiden als in de concurrentiefase niet wordt ingegrepen. Vanaf de vroege boomfase zal het tijdelijk uitstellen van oogst nauwelijks effect hebben op de groei van individuele toekomstbomen, zodat bij een latere oogst (binnen enkele decennia) nauwelijks productieverlies zal worden geleden.

Het uitstellen van oogst op de langere termijn, en dan in het bijzonder het volledig stoppen met de houtoogst, zal uiteindelijk leiden tot een sterk afwijkende bosstructuur. De impact op de biodiversiteit is variabel. De aanvankelijke verdonkering van het bos kan leiden tot een afname van kruidachtigen, terwijl de toename van dikke levende en dode bomen, samen met een stabiel bosklimaat, juist weer kan zorgen voor een toename in de diversiteit van onder andere mossen en korstmossen. De langetermijneffecten van een spontane bosontwikkeling zijn nauwelijks bekend en zullen in de toekomst, onder een opwarmend klimaat, ook zelf weer veranderen. Het is verder onzeker hoe grootschalige verstoringen de koolstofopslag in bossen zal gaan beïnvloeden, afhankelijk van het gevoerde beheer, of juist het niet-beheren van bossen.

De bosreservaten bieden een uitgelezen kans dit te volgen, als referentie voor de ontwikkelingen in de overige bossen. Het is daarom van groot belang het huidige netwerk van bosreservaten in stand te houden en te onderhouden.

Een groeiende biobased economy is gebaat bij een veerkrachtig bos als bron voor duurzame grondstoffen en een sterke en innovatieve houtsector om deze grondstof zo effectief en efficiënt mogelijk te verwerken tot producten met een hoge substitutiewaarde. Uitstel van de houtoogst kan op kleine schaal een bijdrage leveren aan tijdelijke extra invang van CO<sub>2</sub>. Toepassing op grote schaal zal leiden tot een acute en sterke afname van de binnenlandse houtproductie, krimp van de sector en verlies aan expertise en productiepotentieel. Bovendien leidt uitstel van beheer tot een verminderde kans om door gerichte verjongingsmethoden de soortensamenstelling van het bos te sturen en zo het adaptatievermogen van bossen te vergroten. Uitstel van de oogst lijkt daarom op de lange termijn niet verstandig als maatregel voor het verminderen van de CO<sub>2</sub>-concentratie in de atmosfeer.

---

# Summary

Postponing or fully suspending timber harvesting from forests is a much-discussed measure in forest and nature management to increase the contribution of forests to climate mitigation. This report presents the results of a study, in the context of the 'Klimaatenveloppen' 2018 and 2019, into the consequences of postponing harvest for biomass increase and carbon capture in the living stock of unmanaged forest; the carbon stock and carbon dynamics (decomposition rates) in dead wood and forest floor and the net effects on carbon capture in unmanaged forest compared to regularly managed multifunctional forest (N16) and forest with nature conservation as main objective (N15).

This research focuses on douglas fir, beech, larch and Scots pine on loamy sandy soils and Scots pine on sandy soils without loam. To this end, a selection of fixed sample points in the forest reserves Pijpebrandje, Leesten and Tongerense Hei was re-inventoried in order to be able to describe spontaneous forest development over a period of 25 to 30 years and to quantify the carbon build-up in the biomass. Furthermore, the carbon stocks of the humus profiles and the mineral topsoil in the unmanaged and neighbouring managed forests of the focal species were determined. Dead wood decomposition rates were determined using data from the LogLife project.

With the information gathered about the growth and mortality of the aboveground biomass in the forest reserves, the carbon in the biomass was simulated and scaled up to the entire Dutch forest using the EFISCEN Space model. With the CO2FIX model, the carbon stock in above-ground biomass and in wood products was quantified and substitution effects calculated.

By far the most growth took place in the unmanaged douglas forests after these were taken out of management at around the age of 40. After 30 years of undisturbed development, the average stock tripled to 980 m<sup>3</sup>/ha, corresponding to a stock increase of 21 m<sup>3</sup>/ha/year. The stock increase in the unmanaged larch stands was on average 12 m<sup>3</sup>/ha/year, with a standing stock of 593 m<sup>3</sup>/ha after 30 years of spontaneous development. It is striking that the additional growth of these douglas and larch forests has not yet levelled off, so that the stock is expected to further increase considerably. The stock increase of the Scots pine stands was considerably lower. On the poor site in Tongerense Hei standing stock only increased by 4 m<sup>3</sup>/ha/year, while the Scots pine on the richer site showed an average increase of 5 m<sup>3</sup>/ha/year. The old beech forests in Pijpebrandje increased on average in volume from 315 m<sup>3</sup>/ha in 1988 to 442 m<sup>3</sup>/ha in 2018. This corresponded to an average increase over 30 years of 4 m<sup>3</sup>/ha/year.

Dead wood stocks increased in all investigated forest types in the forest reserves. Due to this increase, the total carbon stock increased between 1.4 and 8.9 tC /ha/year over the past 30 years. The largest increase occurred in the douglas stands, the smallest increase in the carbon stock in dead wood relates to the poor Scots pine stands of Tongerense Hei.

The total carbon stocks on and in the forest floor varied between 63 and 139 tC/ha. Carbon stocks in managed forests were on average lower than in unmanaged forests. The largest variation was in the carbon in the first 20 cm of the mineral soil (24 - 97 tC/ha). Soil disturbance by wild boar resulted in a considerable reduction in the stored carbon in the soil.

In the short term, postponing the timber harvest can capture a significant amount of extra carbon in the forest's biomass. Over the period 2013-2030, an average of 4-31 tCO<sub>2</sub>/ha could be added annually to the living biomass of the forest, depending on the species and site conditions studied here. In the longer term the stock will reach a equilibrium, but it is not known how high this equilibrium is.

In the long term, the most gains in CO<sub>2</sub> effects can be achieved as a result of the substitution effect due to the use of wood products. By using wood as a raw material, the use of carbon-intensive products can be avoided. This substitution effect is cumulative, which means that it will only increase

---

in the future. The difference in size of the carbon reservoir between managed and unmanaged forests (the extra storage of carbon upon postponing harvest) will always be exceeded in the longer term by this substitution effect. When this point is reached depends on the initial situation of the stand, the tree species, possible growth reductions in the absence of thinning, and the size of the substitution effect. In the larch and Scots pine forests investigated, this seems to take another one and a half centuries and in douglas stands even longer. In the old beech stands, on the other hand, the turning point seems to be reached within a few decades. In the context of mitigation, and because of the importance of this substitution effect, innovation in the processing and use of wood is an important key, so that not only the residence time of carbon in products is extended (for example in long-lived structures), but especially finding wood applications as an alternative to carbon intensive products. This is especially true for wood of broadleaved tree species, which is currently only processed to a very limited extent into products with high substitution values.

The uncertainties about decomposition rates of dead wood and the build-up of organic material in and on the soil prevent a reliable estimate of the height and dynamics in soil carbon stocks. This research shows that decomposition rates vary widely between tree species, and that estimates vary widely between studies, depending on methods and the context in which measurements were made. The carbon stocks in the soil are also very variable. What is particularly missing is insight into the speed with which stable carbon stocks are built up in the soil, depending on tree species, location and management. The consequences of intensive rooting by wild boar also require further attention. Further research is highly desirable for these aspects.

Temporarily postponing harvest will not have major effects on the growth of the current forest and the future crop trees. Individual trees maintain a high additional growth over a much longer period than previously thought, as shown by the beeches in Pijpebrandje. In young forests, non-intervention can lead to a loss of quality if no action is taken in the competition phase. From the early tree phase, the temporary postponement of harvest will hardly have an effect on the growth of individual future crop trees, so that with a later harvest (within a few decades) hardly any loss of production will be suffered.

Delaying the harvest in the longer term, and in particular the complete cessation of the timber harvest, will ultimately lead to a very different forest structure. The impact on biodiversity is variable. The initial darkening of the forest can lead to a decrease in herbaceous plants, while the increase in thick living and dead trees, together with a more stable forest climate, can in turn lead to an increase in the diversity of mosses and lichens. The long-term effects of spontaneous forest development are hardly known and will change in the future, under a warming climate. Furthermore, it is uncertain how large-scale disturbances will affect the carbon storage in forests, depending on the management conducted, or the non-management of forests. The forest reserves offer an excellent opportunity to monitor this, as a reference for the developments in the other forests. It is therefore of great importance to maintain the current network of forest reserves.

A growing biobased economy benefits from a resilient forest as a source for sustainable raw materials and a strong and innovative timber sector to process this raw material as effectively and efficiently as possible into products with a high substitution value. On a small scale the postponing the timber harvest can contribute to temporary extra CO<sub>2</sub> capture. Application on a large scale will lead to an acute and sharp decrease in domestic timber production, shrinkage of the sector and loss of expertise and production potential. In addition, postponing management leads to a reduced chance of managing the species composition of the forest through targeted regeneration methods and thus increasing the adaptive capacity of forests. Delaying the harvest therefore does not seem wise in the long term as a measure for reducing the CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere.

---

# 1 Achtergrond en doelstelling

## 1.1 Klimaatslim Bos, Natuur en Hout

De Nederlandse overheid heeft het tegengaan van klimaatverandering opgenomen als een van de speerpunten van haar beleid, zoals afgesproken in het akkoord van Parijs in 2015. Van elke sector wordt een bijdrage verwacht in het halen van de doelstellingen met betrekking tot de reductie van de CO<sub>2</sub>-uitstoot. De sector bos, bomen en natuur (BBN) heeft de opdracht om in 2030 0,4-0,8 miljoen ton CO<sub>2</sub> per jaar extra vast te leggen ten opzichte van de huidige vastlegging. Vooruitlopend op de totstandkoming van het Klimaatakkoord heeft de overheid in 2018 en 2019 gelden ter beschikking gesteld voor het inrichten van pilotstudies en onderzoek naar maatregelen in bos- en natuurbeheer om de bijdrage aan klimaatmitigatie te vergroten.

### **Koolstofvastlegging in bos**

Het beheer van bossen heeft effecten op de vastlegging van koolstof in het bosecosysteem. Enerzijds wordt in een groeiend bos koolstof uit de lucht vastgelegd in hout en voor lange tijd opgeslagen in takken, stammen en wortels. Anderzijds leidt de afbraak van afgevallen bladeren en twijgen, afgestorven wortels en uiteindelijk ook omgevallen dode bomen tot de opbouw van een koolstofvoorraad in de bodem.

Het uitstellen of volledig opschorten van houtoogst uit bossen is een veelbesproken optie voor het *'behouden en vergroten van de opgeslagen hoeveelheid koolstof in bodem en biomassa'* (Boosten et al. 2017). Een belangrijke vraag is daarom wat de gevolgen voor de koolstofvastlegging zijn wanneer bossen niet meer worden beheerd. Het netto-effect van dit 'nietsdoen-beheer' moet worden afgewogen tegen de gevolgen voor koolstofvastlegging in beheerde bossen, waarbij hout wordt geoogst en wordt verwerkt tot producten met een verschillende levensduur en de daarmee samenhangende, mogelijke substitutie-effecten. Daarnaast heeft het oogsten van hout en de wijze waarop dit gebeurt weer gevolgen voor de groei van het resterende bos of nieuwe bosgeneratie en voor de dynamiek van de koolstofvoorraad in de bodem.

## 1.2 Doelstelling

Dit project beoogt inzicht te geven in:

- de biomassatoename en koolstofvastlegging in de levende voorraad van onbeheerd bos op leemhoudende en leemarme stuwwalgronden;
- de koolstofvoorraad en koolstofdynamiek (afbraaksnelheden) in dood hout en bosbodem;
- de netto-effecten op de koolstofvastlegging in onbeheerd bos ten opzichte van regulier beheerd multifunctioneel bos (N16) en bos met hoofddoelstelling natuurbehoud (N15).

Het project omvat de volgende onderdelen:

- Heropnamen van een deel van de steekproefcirkels van de bosreservaten Het Leesten, Pijpebrandje en Tongerense Hei voor de bepaling van de veranderingen in de hoeveelheid koolstof in de levende en dode biomassa wanneer het oogsten in bossen stopt.
- Metingen aan de humuslaag voor bepaling van de koolstofhoeveelheid in de humusprofielen in deze bosreservaten en beheerde varianten van opstanden van douglas, lariks, grove den en beuk op leemhoudende zandgronden, en grove den op arme zandgronden.
- Een eerste analyse van de gegevens uit het LogLife-project om verteringssnelheden van dood hout te bepalen.
- Modelling, met als doel bovenstaande gegevens te integreren, ontbrekende componenten in te vullen, effecten op langere termijn in te schatten en om een extrapolatie te doen van het effect van deze maatregel op Nederlandse schaal.



**Foto 1**      *Onbeheerde opstand van Larix x leptolepis in het Speulderbos (foto: Jan den Ouden).*



---

## 2 Methode en opzet

### 2.1 Metingen bomen bosreservaat

Tussen 1983 en 2000 is door de Nederlandse overheid veel geïnvesteerd in het instellen en inventariseren van zestig bosreservaten, verdeeld over alle bosgroeiplaatsen met de belangrijkste boomsoorten. Hierdoor is een uniek netwerk opgebouwd van bossen waarin enkele decennia geen beheer meer heeft plaatsgevonden en effecten van natuurlijke ontwikkeling zichtbaar worden (Bijlsma, 2008; Bijlsma & Clerckx, 2019). De spontane bosontwikkeling die hier de afgelopen decennia heeft plaatsgevonden, biedt een mooie gelegenheid om te onderzoeken welke gevolgen het opschorten van de houtoogst (en in het geval van bosreservaten tot het stoppen van alle beheer) heeft op de samenstelling, de groei en de voorraad van het bos.

In de bosreservaten is een monitoringsprogramma ingevoerd waarbij op verschillende opnameniveaus informatie wordt verzameld van de groeiplaats (bodem en humus), de bosontwikkeling (groei en structuur) en de vegetatie. De opnamen vinden plaats in een zogenaamde kernvlakte van 1 ha en in een variërend aantal steekproefcirkels. Voor het onderzoek beschreven in dit rapport is een aantal van de eerder opgenomen steekproefcirkels in de bosreservaten Pijpebrandje, Tongerense Hei en het Leesten heropgenomen. Voor de ligging en een algemene beschrijving van deze bosreservaten, zie <https://www.wur.nl/nl/Onderzoek-Resultaten/Onderzoeksinstituten/Environmental-Research/Projecten/Bosreservaten.htm>.

In elk bosreservaat is een denkbeeldig ruitennet aangebracht. De rasterpunten zijn de centra van steekproefcirkels, elk met een oppervlak van 500 m<sup>2</sup>, waaruit een selectie is gemaakt om als permanente meetpunten te dienen in het monitoringsprogramma. Hierin worden de vegetatie, de bosstructuur inclusief dood hout en verjonging op gestandaardiseerde wijze gemonitord. De kenmerken en positie van individuele bomen, levend of dood en dikker dan 5 cm diameter borsthoogte (dbh) worden opgenomen. Bomen met een dbh dunner dan 5 cm en hoger dan 50 cm, de verjonging, worden geteld.

#### 2.1.1 Selectie van bosreservaten

De bosreservaten Pijpebrandje in het Speulderbos en het Leesten in het Ughelse bos zijn voorbeelden van bos op leemhoudende stuwwalgronden van de Veluwe. Pijpebrandje bestaat vooral uit beukenboombos met overblijfselen van oudsher aanwezige zomer- en wintereiken en enkele vakken die zijn omgevormd tot douglas (1930) en lariks (1945, 1954). Deze lariksen zijn een hybride van Japanse en Europese lariks. Het Leesten bestaat hoofdzakelijk uit douglas, Japanse lariks en grove den met kiemjaren variërend tussen 1938 en 1960 (Bijlage 1).

Het bosreservaat Tongerense Hei geldt als voorbeeld van grove dennenbos op leemarme stuwwalgrond. Het bos is rond 1900 ontstaan als spontane opslag op de voormalige heide. De naaldbossen van Pijpebrandje en Het Leesten werden tot voor de instelling van het bosreservaat op reguliere wijze beheerd en gelden dus als direct voorbeeld voor ontwikkeling van bossen wanneer het beheer wordt gestopt. De oude beukenbossen van het Pijpebrandje werden tot de instelling van het bosreservaat nog slechts extensief beheerd, met incidentele kap van individuele bomen. Het bos in Tongerense Hei is een ongestoorde spontane heidebebossing die rond 1870 op gang kwam. Het open karakter van het bos hield tot halverwege de twintigste eeuw stand. Rond 1950 was er sprake van een min of meer gesloten opstand waarin enkele plekken met heide voorkwamen (Roozen, 1984). De leeftijd van de grove dennen varieert van 70 tot 140 jaar.

## 2.1.2 Selectie van steekproefcirkels

Van de drie bosreservaten waren gegevens uit twee eerdere opnamen (1988 en 1998/2000 en 1994) beschikbaar. In 2018 en 2019 is een selectie van de steekproefcirkels opnieuw opgenomen, waardoor het mogelijk was om over een periode van 25 tot 30 jaar de spontane bosontwikkeling te beschrijven (zie Tabel 1). Anders dan bij de gestandaardiseerde methode voor bosreservaten is in dit onderzoek binnen de klimaatvelop de verjonging niet opnieuw opgenomen.

Voor de selectie van de steekproefpunten is vooral gekeken naar de dominantie van de verschillende aandachtsoorten. Voorts is zo veel mogelijk gekozen voor steekproefcirkels waarvan informatie beschikbaar is uit eerdere opnamerondes. De steekproefcirkels met dominantie van andere boomsoorten of mengingen zijn niet opnieuw opgenomen. Uiteindelijk is voor de verdere uitwerking van de gegevens uit de heropnames een nadere selectie gemaakt van steekproefcirkels op basis van homogeniteit van de opstanden (qua menging en leeftijd). Een overzicht van de opgenomen steekproefcirkels en de steekproefcirkels die in de verdere analyse zijn gebruikt, is weergegeven in Tabel 1.

**Tabel 1** Overzicht van alle opgenomen steekproefcirkels en de selectie daaruit die is gebruikt voor de verdere analyse. Selectie was op basis van homogeniteit van de plots en vergelijkbare kiemjaren. (ns = niet geselecteerd.)

Bosreservaat	Opnames	Hoofdboomsoort	Aantal opgenomen steekproefcirkels	Aantal geanalyseerde steekproefcirkels	Kiemjaren-selectie
Pijpebrandje	1988 – 2018	beuk	13	10	onbekend
	1988 – 2018	lariks	4	4	1945
	1988 – 2018	douglas	2		ns
	1988 – 1998 – 2018	beuk	16	10	onbekend
	1988 – 1998 – 2018	lariks	3	3	1945
	1988 – 1998 – 2018	douglas	2		ns
Het Leesten	1988 – 2018/2019	lariks	1	1	1946
		douglas	5	3	1943-1945
		grove den (rijk)	2	2	1938-1942
	1988 – 2000 – 2018/2019	lariks	9	7	1945-1948
		douglas	12	12	1943-1945
		grove den (rijk)	10	10	1938-1959
Tongerense Hei	1994 – 2019	grove den (arm)	12	12	± 1900
Totaal			91	74	

## 2.1.3 Verwerking van de gegevens

De analyse van de gegevens is gebaseerd op 74 steekproefcirkels. Na een uitgebreide foutencontrole zijn zo veel mogelijk onduidelijkheden en invoerfouten gecorrigeerd.

De spilhoutvolumes van de levende bomen zijn berekend met behulp van de volumefuncties waarvan de parameters zijn gebruikt uit de NBI6 (Schelhaas et al., 2014).

Voor de berekening van het volume aan dood hout is een aparte procedure ontwikkeld. Hierbij werden de doodhout-elementen ingedeeld in drie groepen.

Voor stamstukken met een lengte <2 m werd het volume berekend door het oppervlak van de stamdoorsnede aan de basis direct te vermenigvuldigen met de lengte.

Voor stamstukken >2m werd een onderscheid gemaakt tussen stammen die langer of korter waren dan  $\frac{2}{3}$  van de verwachte lengte op basis van hun diameter. De verwachte lengte werd bepaald door van alle levende bomen per soort de parameters van de Chapman-Richards-functie te berekenen.

---

Deze functie beschrijft het verband tussen de diameter en de hoogte van de boom en heeft de volgende vorm:

$$H = a * (1 - e^{-b*dbh})^c$$

waarin H de boomhoogte, dbh de diameter van de boom en a, b en c de te schatten functieparameters.

Per dode boom werd de diameter ingevuld in de functie en vergeleken met de gemeten lengte. Voor stamstukken die langer waren dan  $\frac{2}{3}$  van de geschatte lengte werd het volume direct berekend met de volumefunctie uit de NBI6 (zie boven). Hierbij werd de geschatte lengte ingevoerd. Dit leidt tot een geringe overschatting van het werkelijke volume.

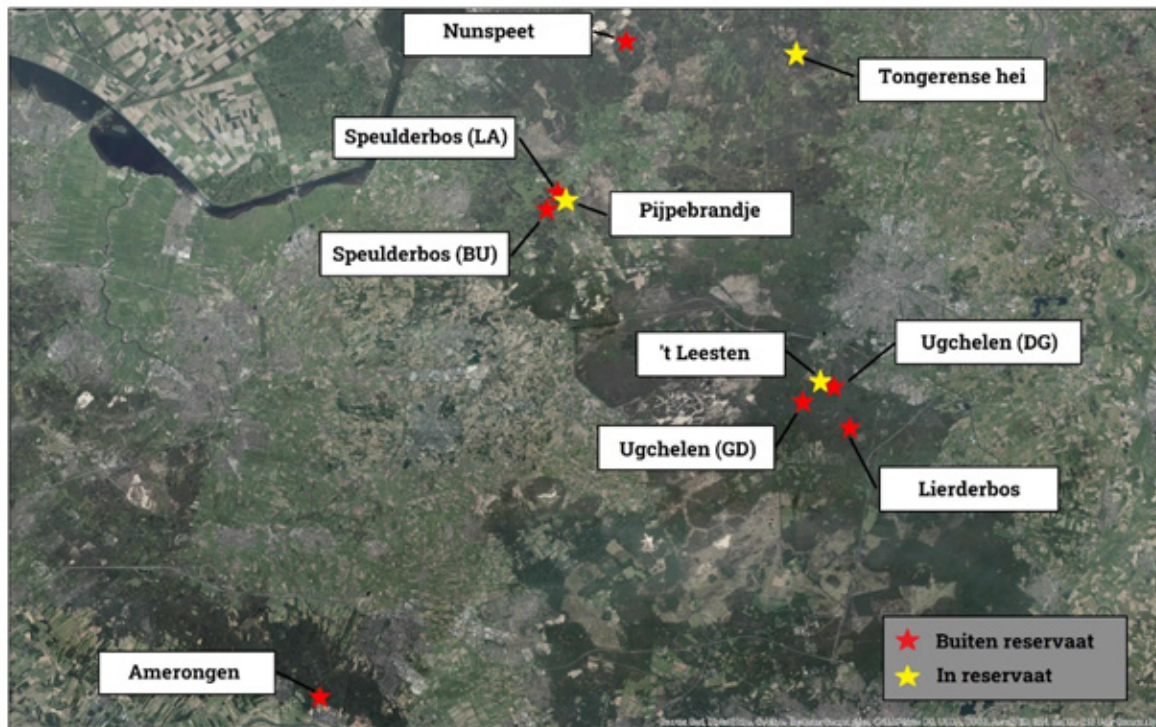
Voor stamstukken met een lengte  $< \frac{2}{3}$  van de verwachte lengte werd een taperfunctie gebruikt om de middendiameter te schatten van het stamstuk, en het volume berekend door het corresponderende doorsneevlak te vermenigvuldigen met de stamlengte. De taperfunctie beschrijft de stamvorm van de boom, die grofweg varieert tussen een kegel en een parabool. Om de middendiameter van een stamstuk te vinden, werd de taperfunctie als volgt geschreven:

$$D_m = DBH * \sqrt{[(H-0.5*L)/(H-1.3)]^r}$$

waarbij  $D_m$  = middendiameter van het stamstuk,  $DBH$  = diameter van de liggende stam,  $H$  = de geschatte lengte van de boom bij gegeven dbh (op basis van de Chapman-Richards functie),  $L$  = lengte van het liggende stamstuk en  $r$  de geschatte parameter van de taperfunctie. De gebruikte taperfunctie heeft slechts 1 parameter ( $r$ ), die werd geschat als het gemiddelde van de geschatte parameters van de taperfunctie van alle levende individuen per soort uit de opnames.

## 2.2 Metingen koolstofvoorraad in bodem

In 2006 zijn door Schulp et al. (2008) in en rond het Speulderbos de koolstofvoorraden bepaald van humusprofielen en minerale bovengronden van verschillende opstanden van verschillende leeftijden. In de bosbodem bleken aanzienlijke hoeveelheden koolstof opgeslagen te liggen. Het grootste deel van deze voorraden was vastgelegd in min of meer stabiele humustypen (Berg & McLaugherty, 2008). Slechts een klein deel is opgeslagen in betrekkelijk snel omzetbaar strooisel (vers en halfverteerd strooisel). Een deel van dit snel omzetbare strooisel zal mineraliseren, waarbij  $CO_2$  vrijkomt; een klein deel zal echter na enige tijd overgaan in stabielere humustypen in de vorm van H-lagen en de humushoudende minerale bovengrond. Het onderzoek van Schulp et al. (2008) betrof opstanden van beuk, lariks, douglas, eik en grove den op relatief rijke, zwak lemige tot sterk lemige zanden in gestuwd preglaciale afzettingen. Het ging hier om zowel beheerde (Speulderbos) als onbeheerde opstanden (bosreservaat Pijpebrandje). In het kader van dit onderzoek is gekozen om de set gegevens omtrent de koolstofvoorraden in de bosbodem uit te breiden tot andere gebieden op de Veluwe op vergelijkbare leemhoudende stuwwalgronden (beuk, douglas en lariks, grove den) en deels op armere zandgronden (grove den). Het nieuwe onderzoek heeft zich in tegenstelling tot Schulp et al. (2008) beperkt tot opstanden van ouder dan zestig jaar en de monsterstrategie is wat versoberd. Er is gekozen voor twee nieuwe locaties voor lariks, twee douglas-opstanden, een beukenperceel en vier opstanden met grove den. Voor de grove dennelopstanden die in 2019 zijn bemonsterd, is ook een armere bodemvariant bemonsterd (bosreservaat Tongerense Hei, leemarme haarpodzolgrond). De locaties zijn gegeven in Figuur 1.



**Figuur 1** Ligging van de bemonsterde locaties en bosreservaten.

### Bemonsteringsstrategie

Schulp et al. (2008) gingen uit van tien subplots per opstandtype waarbinnen van tien monsterpunten voor vier lagen een mengmonster is samengesteld. Om praktische redenen is in het huidige onderzoek de steekproefgrootte teruggebracht naar zes subplots van circa 10 bij 10 m met daarin zes monsterpunten. Per plot is een bodemprofiel beschreven en zijn van zes monsterpunten humusvormprofielen vastgelegd. Per monsterpunt werden in principe vier lagen bemonsterd; de F-laag (fragmentatielaag met halfverteerd organisch materiaal), de H-laag (met sterk verteerd organisch materiaal) en de minerale bodem tussen 0-10 cm en 10-20 cm diepte. Met behulp van een Wardena wortelsampler ('humushapper') zijn volumemonsters gestoken. De zes monsters binnen het subplot zijn per laag samengevoegd tot een mengmonster van de hierboven genoemde lagen. De H-laag (Hr en Hh; Van Delft et al., 2006) is alleen onderdeel van het H-mengmonster indien deze dikker is dan circa 0,5 cm. Dunnere lagen zijn bij het F-mengmonster gevoegd. In enkele gevallen ontbrak de H-laag in zijn geheel. Minerale insluitsels (zandlenzen binnen het ectorganische monster) zijn indien mogelijk samengevoegd bij het 0-10 cm-monster. Meestal was dat echter niet mogelijk in verband met de betrouwbaarheid van de volumebepaling. Ze zijn dan als onderdeel beschouwd van de desbetreffende organische laag. Dit is alleen van invloed op de uitkomst van de koolstofvoorraad per laag, niet op de totale koolstofvoorraad. Hetzelfde geldt voor de organische insluitsels in de minerale bovengrond.

De locatiekeuze betrof in alle gevallen – op één na – grindige tot sterk grindige bodems. Dit had als consequentie dat het in een substantieel deel van de monsternamen niet mogelijk was om met de sampler helemaal tot op 20 cm diepte te geraken (in uitzonderlijke gevallen ontbrak deze laag in het mengmonster). In die gevallen zijn monsters met een geringer volume aan het mengmonster 10-20 cm toegevoegd. Dit heeft tot gevolg dat de koolstofvoorraden in de 10-20 cm laag in geringe mate overschat zijn. Het bovenste deel van deze laag, zeker in leemhoudende zanden, bevat immers normaliter een iets hoger koolstofgehalte. De L-laag is vanwege de riskante volumebepaling en het seizoensafhankelijke karakter daarvan meegenomen in het F-monster.

In het bijzondere geval van een recentelijk sterk door zwijnen omgewoeld larikspeerceil in het Speulderbos is er iets afgeweken van deze bemonsteringswijze. Daar is per subplot een schatting gemaakt van het aandeel aan recentelijk sterk door zwijnen verstoorde oppervlak en zijn op grond van dat geschatte aandeel afzonderlijk mengmonsters genomen van verstoorde en niet-verstoorde

monsterpunten. Op deze wijze was het mogelijk om op een gedetailleerder niveau een indruk te krijgen van de effecten van het omwoelen van de profielen door zwijnen op de koolstofvoorraad. Voor de uiteindelijke vergelijking van de koolstofvoorraden zijn de analyseresultaten van sterk verstoorde en weinig verstoorde monsterpunten weer tezamen genomen.

### Analysemethode

De volumemonsters zijn zowel in verse als in gedroogde toestand (70-105°C) gewogen. Het koolstofgehalte is bepaald met een LECO-CHN-analyzer. Deze analysemethode komt overeen met de methode die gebruikt is bij de bepalingen van Schulp et al. (2008). Voor alle mengmonsters zijn N-gehalten bepaald, met uitzondering van de douglasopstand in Pijpebrandje. Hierdoor kunnen C/N-ratio's bepaald worden die een grove indicatie geven van de mineralisatiesnelheid van de organische stof. Deze N-bepalingen waren niet beschikbaar in het onderzoek van Schulp et al. (2008).

### De locaties

Naast de leemhoudende plots is in dit onderzoek gekozen om voor grove den ook leemarme gronden mee te nemen. Op alle locaties zijn de bodems ontwikkeld in gestuwde preglaciale afzettingen (overwegend matig grof zandig en grindig), met uitzondering van het in een voormalig stuifzandgebied met matig fijn zand gelegen Lierderbos (Tabel 2). De onbeheerde proefplots zijn alle onderdeel van bosreservaten. Dit betekent overigens niet dat deze plots geheel onberoerd gelaten zijn door menselijk ingrijpen. In alle gepresenteerde bosreservaten is in een ver verleden de minerale bodem in meer of mindere mate geroerd geraakt. Een andere vorm van meer actuele invloed is afkomstig van wilde zwijnen. Deze invloed is in de meeste percelen aantoonbaar. De verstoring van de bodem door wilde zwijnen is extreem in het plot met beheerde lariks in het Speulderbos en in mindere mate in het beheerde grove-dennenperceel in het bos bij Ugchelen (Bijlage 2). Twee beheerde varianten van grove den in het Lierderbos en Nunspeet zijn opgenomen in het project Revitalisering arme zandgronden uit de Klimaatenvelop Klimaatlim Bos, Natuur en Hout, waarbij kleine groepen met verschillende boomsoorten (kloempen) zijn aangeplant onder de oudere grove dennenopstand. Deze plekken met jonge aanplant zijn gemedend voor dit onderzoek. De subplots in het Lierderbos bevinden zich binnen een afgerasterd bosperceel.

**Tabel 2** De locaties en hun bodemkundige gesteldheid.

Locatie	Opstand	Beheer	Afzetting	Bodemtype	Leemgehalte	Grindigheid
Pijpebrandje	douglas	onbeheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak tot sterk lemig	sterk grindig
Ugchelen	douglas	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak lemig	sterk grindig
Speulderbos	lariks	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak lemig	
Amerongen	lariks	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak lemig	licht grindig
Speulderbos	beuk	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak tot sterk lemig	sterk grindig
Het Leesten	grove den	onbeheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak tot sterk lemig	grindig
Ugchelen	grove den	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak lemig	sterk grindig
Nunspeet	grove den	beheerd	gestuwd preglaciaal	Haarpodzol	leemarm	grindig
Tongerense heide	grove den	onbeheerd	gestuwd preglaciaal	Haarpodzol	leemarm	sterk grindig
Lierderbos	grove den	beheerd	stuifzand	Duinvaaggr.	leemarm	geen grind
Pijpebrandje 2008	lariks	onbeheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak tot sterk lemig	licht grindig
Speulderbos 2008	douglas	beheerd	gestuwd preglaciaal	Holtpodzol	zwak tot sterk lemig	grindig

## 2.3 LogLife-analyse

In bossen waar niet geoogst wordt, vertegenwoordigt dood hout een belangrijke koolstofvoorraad. De afbraaksnelheid van dood hout is een belangrijke parameter voor het bepalen van de dynamiek in koolstofvoorraden. In de literatuur zijn maar beperkt gegevens beschikbaar, meestal uit andere klimaatgebieden en vaak op basis van empirische data. Gegevens uit Nederland en omliggende landen zijn uiterst schaars of afwezig. In het LogLife-project (Cornelissen et al., 2012) worden op experimentele wijze data verzameld over afbraak van een groot aantal boomsoorten. De eerste vier jaar aan gegevens worden hier geanalyseerd en kort besproken.

---

In het LogLife-project zijn van een groot aantal boomsoorten stamstukken verzameld van vergelijkbare diameter (rond 20 cm) en uitgelegd in twee *common gardens* (zie Cornelissen et al., 2012) voor een uitgebreide beschrijving). De bomen zijn hoofdzakelijk verzameld in Hollandsche Hout (Flevoland) en Schovenhorst (Veluwe) en uitgelegd in een populierenbos in de Hollandsche Hout en een lariksbos in Schovenhorst. Van telkens 5 bomen per soort zijn per boom 5 stamstukken gezaagd van 1 m lengte, en uitgelegd in 5 herhalingen.

Van elke boom zijn bij de oogst stamschijven verzameld om de houtdichtheid (volumieke massa) te bepalen, waarmee de uitgangssituatie is vastgelegd. Daarna is na 1, 2 en 4 jaar van elke boom een stamstuk uit het veld verzameld en is wederom de houtdichtheid bepaald. De afbraakdynamiek van het hout is geschat uit de afname van de dichtheid over de tijd. Voor elk tijdstip zijn dus steeds 5 stammen geanalyseerd per soort en per afbraakmilieu (Flevoland of Schovenhorst). Voor het schatten van de afbraaksnelheid is een eenvoudige afbraakfunctie gebruikt:

$$\text{LN}(Y_t/Y_0) = k * t$$

waarbij  $Y_t$  de houtdichtheid op tijdstip  $t$ , en  $Y_0$  de dichtheid van het verse hout. Door de dichtheid van  $Y_0$  op 1 te zetten, kan de relatieve dichtheid van het hout ten opzichte van de startdichtheid worden uitgedrukt als  $Y_{rel,t}$ , en wordt het gebruikte model:

$$\text{LN}(Y_{rel,t}) = k * t$$

De afbraakconstante  $k$  is steeds voor een individuele boom geschat en vervolgens gemiddeld over de verschillende plots per soort, herkomstgebied en afbraakmilieu. Verschillen tussen afbraakconstanten zijn getoetst met variantieanalyse.

## 2.4 Modelling koolstofvastlegging

De modellering is gedaan in twee stappen. In de eerste stap wordt de situatie wel of niet beheren gemodelleerd voor de geselecteerde steekproefcirkels. In de tweede stap worden de resultaten opgeschaald naar het hele Nederlandse bos. In de simulaties wordt gebruikgemaakt van het model EFISCEN Space voor het simuleren van de koolstof in de biomassa, en van het model CO2Fix voor het kwantificeren van de koolstofvoorraad en -stromen in houtproducten.

### **EFISCEN Space**

EFISCEN Space werd ontwikkeld als opvolger van het European Forest Information Scenario (EFISCEN) model, dat al decennialang wordt toegepast. Waar het EFISCEN-model ontworpen was om te werken met geaggregeerde bosinventarisatie data voor gelijkjarige bossen, is EFISCEN Space ontworpen voor alle bostypes. Het kan daarnaast omgaan met meerdere beheertypen en kan werken met data uit gedetailleerde bosinventarisaties. De kern van het model is het simuleren van de diameterklasserverdeling van afzonderlijke boomsoorten voor individuele opstanden of plots uit een bosinventarisatie. Hier wordt slechts een beknopte beschrijving gegeven, een meer gedetailleerde beschrijving is te vinden in Arets en Schelhaas (2019). De bijgroei wordt gesimuleerd als de overgang van bomen naar een hogere diameterklasse. Voor deze studie zijn de bijgroefuncties gebruikt zoals beschreven in Arets en Schelhaas (2019), specifiek ontwikkeld voor de Nederlandse situatie, en gebaseerd op de herhaalde metingen in de NBI. Oogst wordt gesimuleerd als het verwijderen van een fractie van het aantal bomen in een bepaalde diameterklasse. Arets en Schelhaas (2019) geven geobserveerde oogstpatronen voor vier beheertypen in Nederland (multifunctioneel bos in bezit bij de grotere terreinbeherende organisaties (TBO's), bos met doelstelling natuur voor de grotere TBO's, privé-eigenaren groter dan 5 ha en privé-eigenaren kleiner dan 5 ha), afgeleid uit de waarnemingen op de permanente steekproefpunten van de NBI (Figuur 2). Sterfte wordt ook gesimuleerd door het verwijderen van een bepaalde fractie bomen uit een bepaalde diameterklasse. Arets en Schelhaas (2019) geven geobserveerde sterftepatronen voor het Nederlandse bos als geheel (Figuur 2). Deze zijn wederom afgeleid uit de NBI-observaties en gelden dus alleen in combinatie met beheerd bos. Voor onbeheerd bos zijn nieuwe patronen afgeleid, gebruikmakend van de waarnemingen in de bosreservaten (Bijlsma en Clerkx, 2019), inclusief de nieuwe opnames uit deze studie. Ten opzichte van Arets en Schelhaas (2019) is er een aantal veranderingen doorgevoerd. In plaats van één

---

opgelegd oogstpatroon kan beheer nu bestaan uit meerdere oogstpatronen die uitgevoerd worden als de opstand aan bepaalde voorwaarden voldoet, bijvoorbeeld een minimaal grondvlak voordat gedund wordt. Ook is het nu mogelijk nieuwe bomen toe te voegen aan de simulatie (ingroei of verjonging), indien de opstand aan bepaalde voorwaarden voldoet. Verder zijn een biomassa- en een bodemmodel toegevoegd. Voor de schatting van koolstofopslag in stamhout worden houtdichtheden en koolstofgehaltes gebruikt zoals in de LULUCF-rapportage (Arets et al. 2019). Voor de schatting van koolstofopslag in overige boombiomassa (takken, bladeren, wortels) worden de functies van Forrester et al. (2017) gebruikt. Via turnover-parameters levert deze biomassa strooisel input aan het bodemmodel YASSO15 (Järvenpää et al., 2015). De eerste resultaten van de koppeling met het bodemmodel waren nog niet betrouwbaar genoeg om op te nemen in deze rapportage.

### **CO2Fix**

De eerste versie van CO2FIX werd ontwikkeld in 1990. Het model was bedoeld om inzicht te geven in de temporele dynamiek van koolstofvastlegging in gelijkjarige monoculturen. Daarna is het model verder ontwikkeld, onder andere door functionaliteit toe te voegen wat betreft het simuleren van mengculturen en ongelijkjarige opstanden, maar ook door het toevoegen van een financiële module en een bio-energiemodule.

Het CO2FIX-opstandschaal-simulatiemodel kwantificeert de koolstofvoorraden en -stromen in de bosbiomassa, de organische stof in de bodem en in de producten in de houtketen. Het model berekent de koolstofbalans met een tijdsstap van een jaar. De basisinput is volumegroei van de stam en het allocatiepatroon naar de andere boomcompartimenten (gebladerte, takken en wortelstelsel). De koolstofvoorraden in levende biomassa worden berekend aan de hand van groei enerzijds en de turnover, mortaliteit en oogst anderzijds. Strooisel afkomstig van de turnover en mortaliteitsprocessen en tak- en top hout afkomstig van de oogst vormen de input voor de bodemmodule. Strooisel verteert en wordt als organische stof opgenomen in de bodem. Het geogste hout wordt gevolgd door de cascade via productklassen met verschillende levensduren totdat het uiteindelijk verteert op vuilnisbelten of als bron voor bio-energie wordt gebruikt. De bio-energiemodule berekent de voordelen wat betreft broeikasgasemissie of het gebruik van biomassa ten opzichte van alternatieve energiebronnen. Een gedetailleerde beschrijving is te vinden in Schelhaas et al. (2004).

### **Simulaties steekproefcirkels**

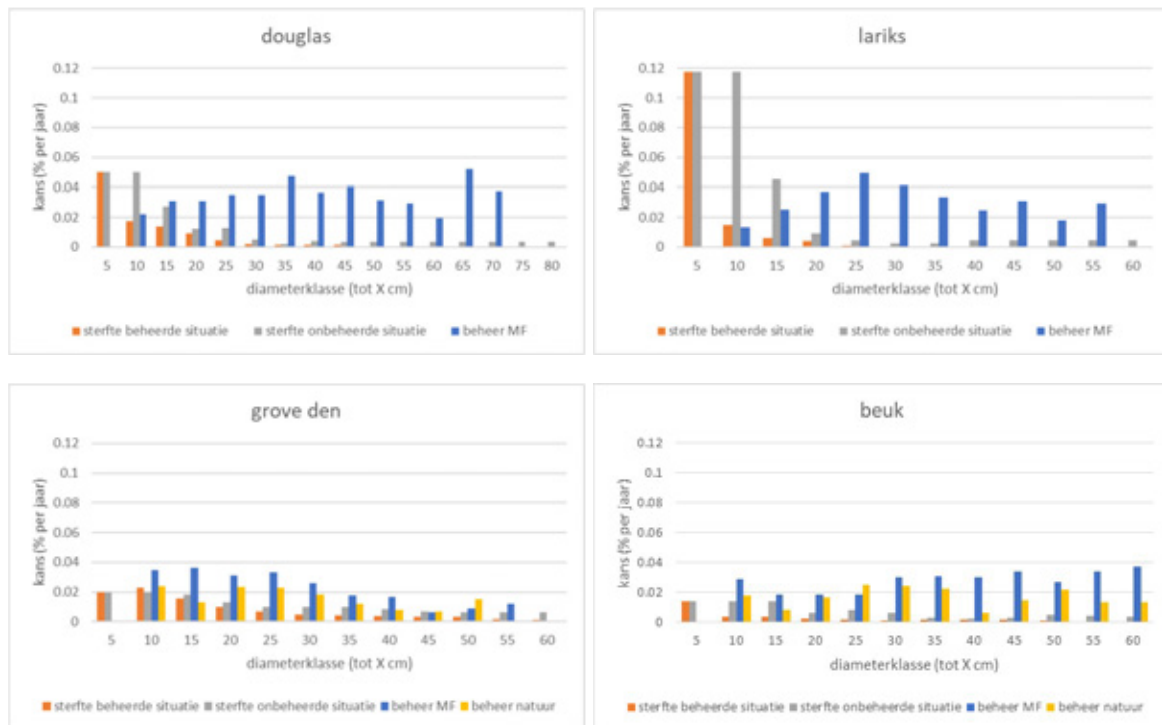
In de eerste stap is met behulp van het model EFISCEN Space de ontwikkeling van de geselecteerde steekproefcirkels uit de bosreservaten gesimuleerd vanaf het moment van de eerste opname, voor een periode van vijftig jaar. Hierbij is geen beheer toegepast en zijn de sterftepatronen voor onbeheerd bos gebruikt. De gesimuleerde ontwikkeling in het model is vergeleken met de metingen om een indruk te krijgen hoe goed het model het doet onder deze omstandigheden. Vervolgens zijn twee beheeralternatieven gesimuleerd (multifunctioneel bosbeheer en natuurgericht beheer) om de vergelijking tussen beheerd en onbeheerd te kunnen maken. De geogste hoeveelheden hout uit deze simulaties zijn vervolgens ingevoerd in CO2Fix om een inschatting te maken van de voorraad koolstof in houtproducten. Van de gesimuleerde houtoogst uit EFISCEN Space is aangenomen dat 5% van het spilhout als oogstverlies in het bos achterblijft. Van het geogste hout dikker dan 40 cm is aangenomen dat twee derde als zaaghout wordt verwerkt, de rest als vezelhout. Parameters voor zaagverliezen en hergebruik zijn ontleend aan den Ouden (2020), zoals bepaald voor gebruik in de Bles-app. Ook zijn de substitutie-effecten berekend, uitgaande van een substitutie factor van 1,2 voor houtproducten en 0,5 voor bio-energie (Leskinen et al., 2018).

Voor multifunctioneel bosbeheer is een set beheersregels opgesteld die voor alle soorten een simulatie geeft met plausible waarden voor volume, stamtal, diameters, grondvlak en rotatielengtes, voldoende voor de doeleinden van deze studie. Regels en grenswaarden zijn gegeven in Tabel 3. Indien het grondvlak boven een bepaalde waarde komt, wordt er gedund volgens de intensiteit zoals afgeleid in Arets en Schelhaas (2019) voor multifunctioneel bos van de grotere terreinbeherende organisaties. Een eindkap vindt plaats indien het stamtal zakt onder een bepaalde grenswaarde. Dit stamtal is zodanig gekozen dat het merendeel van de geogste bomen uit de eindkap een diameter heeft van (net) onder de in de praktijk gangbare maximumdiameters (60 cm voor douglas, 50 cm voor lariks en den, 60 cm voor beuk), zodat geen of weinig van de geogste bomen te dik is voor verwerking in de industrie. Bij eindkap wordt ~2% van het aantal bomen gespaard als overstaander, deze worden daarna niet meer

gedund. Indien het aantal bomen lager is dan 40 wordt geen eindkap toegepast, om te voorkomen dat de overstaanders alsnog in de volgende tijdstep worden geoogst. Verjonging is gekoppeld aan grondvlak. Indien het grondvlak zakt onder de in de tabel genoemde grenswaarde (dit gebeurt alleen bij eindkap), worden 1500 nieuwe bomen 'geplant' van dezelfde soort. Deze bomen worden vijftien jaar na het bereiken van dit criterium toegevoegd aan de laagste diameterklasse (0-2,5 cm). Tussendoor treedt geen andere ingroei op. Simulaties met multifunctioneel beheer zijn gedaan voor een periode van tweehonderdvijftig jaar. Voor bosbeheer met natuurdoelstelling wordt elke vijf jaar gedund volgens de intensiteit zoals afgeleid in Arets en Schelhaas (2019) voor bos met natuurdoelstelling van de grotere terreinbeherende organisaties. Deze simulaties zijn maar vijftig jaar gedaan vanwege het ontbreken van spontane verjonging in het EFISCEN Space-model.

**Tabel 3** Gebruikte EFISCEN Space settings voor multifunctioneel bosbeheer.

	Douglas	Lariks	Beuk	Grove den (arm)	Grove den (rijk)
interval (jaar):	5	5	5	5	5
dunning indien grondvlak hoger dan:	25	18	25	18	18
eindkap indien stamtal in de range:	40-150	40-150	40-100	40-180	40-180
verjonging indien grondvlak in range:	8-15	8-15	8-15	8-15	8-15



**Figuur 2** Jaarlijkse kans op natuurlijke sterfte in beheerd en onbeheerd bos, en jaarlijkse kans op oogst in multifunctioneel beheerd bos (MF) en bos met doelstelling natuur, afhankelijk van soort en diameterklasse.

### Simulaties opschaling

In de tweede stap is EFISCEN Space gebruikt om een inschatting te geven van het effect van de maatregel 'niet meer beheren' indien deze op grote schaal in Nederland ingevoerd zou worden. Daartoe is het EFISCEN Space-model geïnitieerd met de gegevens uit de Zesde Nederlandse Bosinventarisatie (NBI-6; Schelhaas et al., 2014). Voor alle steekproefpunten met dominantie van beuk, douglas, Japanse lariks op de rijkere zandgronden, of grove den op rijke en arme zandgronden, is een simulatie gedaan tot 2050 met het huidige beheer, inclusief effect van substitutie door gebruik van hout voor producten en energie, en een simulatie zonder beheer. Uit het verschil tussen deze simulaties is vervolgens het totaaleffect van deze maatregel op de hoeveelheid koolstof in de atmosfeer berekend, rekening houdend met de koolstofhoeveelheid in de biomassa en houtproducten, en effecten van substitutie.





**Foto 2** *Onbeheerd beukenbos in het Speulderbos (foto: Jan den Ouden).*



**Foto 3** *Bosreservaat Tongerense Hei (foto: Rienk-Jan Bijlsma).*

---

## 3 Resultaat

### 3.1 Metingen bomen in de bosreservaten

#### 3.1.1 Ontwikkeling van de levende voorraad

Nadat de bosreservaten waren ingesteld, is de levende voorraad in de bossen sterk toegenomen (Figuur 3). Verreweg de meeste groei vond plaats in de douglasopstanden. In dertig jaar tijd nam de gemiddelde voorraad toe van 363 m<sup>3</sup>/ha naar 980 m<sup>3</sup>/ha. Dit correspondeert met een gemiddelde toename van 21 m<sup>3</sup> per ha per jaar (Tabel 4). Opmerkelijk is dat bij deze hoge voorraden (en dus hoge dichtheid) van het bos er nog geen sprake lijkt te zijn van een afvlakking van de bijgroei. Het valt te verwachten dat de staande voorraden van de douglasbossen de komende decennia nog flink zullen kunnen stijgen. Ook de lariksbossen groeiden over een periode van dertig jaar in een rechte lijn door, van gemiddeld 219 m<sup>3</sup>/ha in 1988 tot 593 m<sup>3</sup>/ha in 2018, wat neerkomt op een gemiddelde bijgroei van 12 m<sup>3</sup> per ha per jaar (Tabel 4).

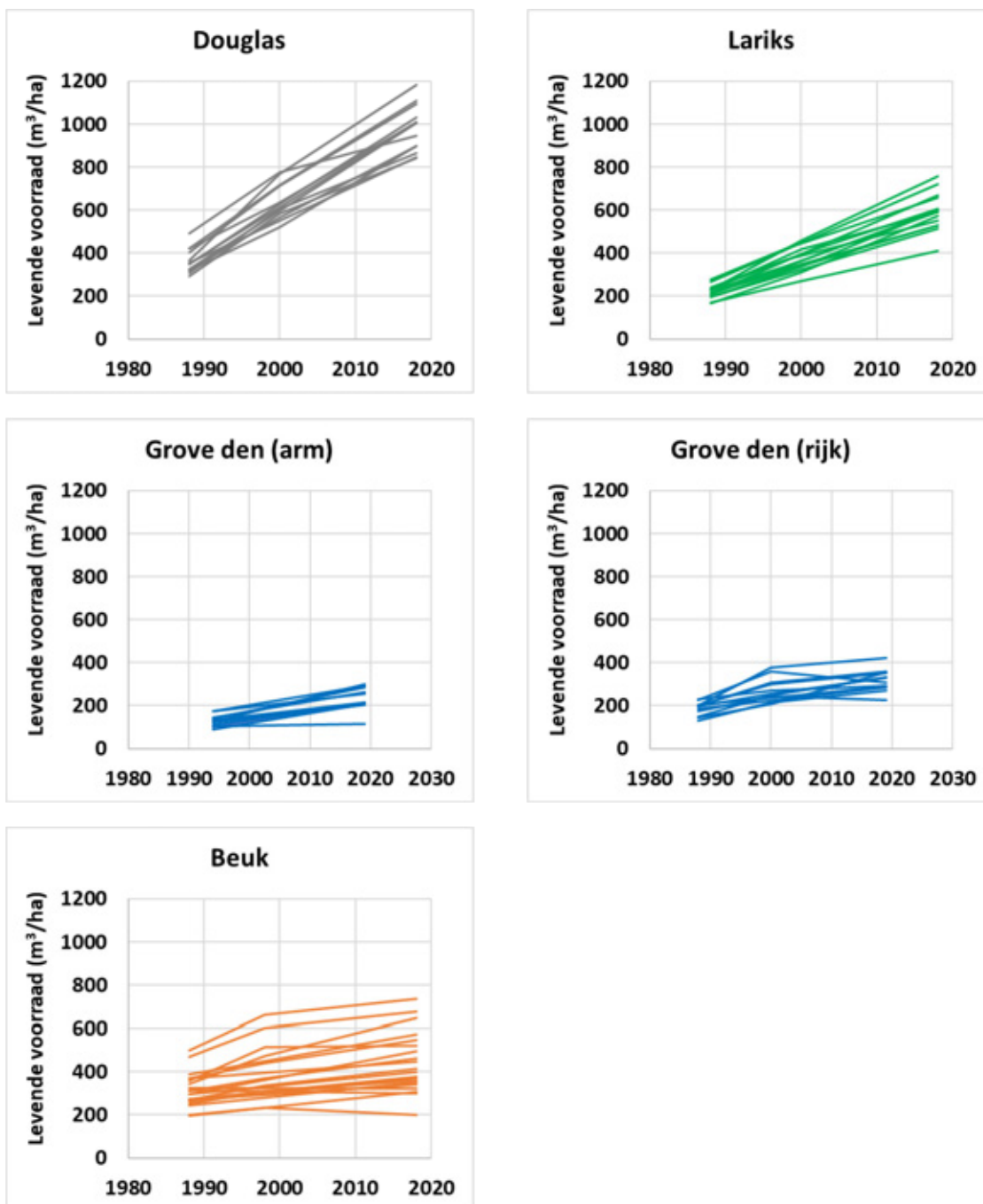
De bijgroei van de grove dennenbossen lag op een aanzienlijk lager niveau. In de arme grove dennenbossen van de Tongerense Hei steeg de levende voorraad tussen 1994 en 2019 van 129 m<sup>3</sup>/ha naar 231 m<sup>3</sup>/ha, wat neerkomt op een gemiddelde toename van 4 m<sup>3</sup> per ha per jaar. Deze toename was slechts weinig verschillend met die van de grove dennen op de rijkere leemhoudende stuwwalgronden van Het Leesten: daar steeg de levende voorraad tussen 1988 en 2019 van 184 m<sup>3</sup>/ha naar 324 m<sup>3</sup>/ha, een gemiddelde van 5 m<sup>3</sup> per ha per jaar. In tegenstelling tot de bossen van douglas en lariks lijkt de toename van de voorraad in de rijkere grove dennen bossen al wel af te vlakken. Omdat de arme grove dennenbossen slechts tweemaal zijn opgenomen, kan hier niet worden vastgesteld of de groei al dan niet afvlakt over de tijd.

De beukenbossen van het Pijpebrandje namen gemiddeld in volume toe van 315 m<sup>3</sup>/ha in 1988 tot 442 m<sup>3</sup>/ha in 2018. Dit komt overeen met een gemiddelde toename over dertig jaar van 4 m<sup>3</sup> per ha per jaar. De bomen in deze beukenbossen zijn zeer gevarieerd in leeftijd, met de oudste exemplaren van meer dan tweehonderd jaar oud. Ondanks de gemiddeld hoge leeftijd vertoont dit bos dus nog steeds een relatief hoge groei. De toename van de voorraad lijkt al wel enigszins af te vlakken (Figuur 3).

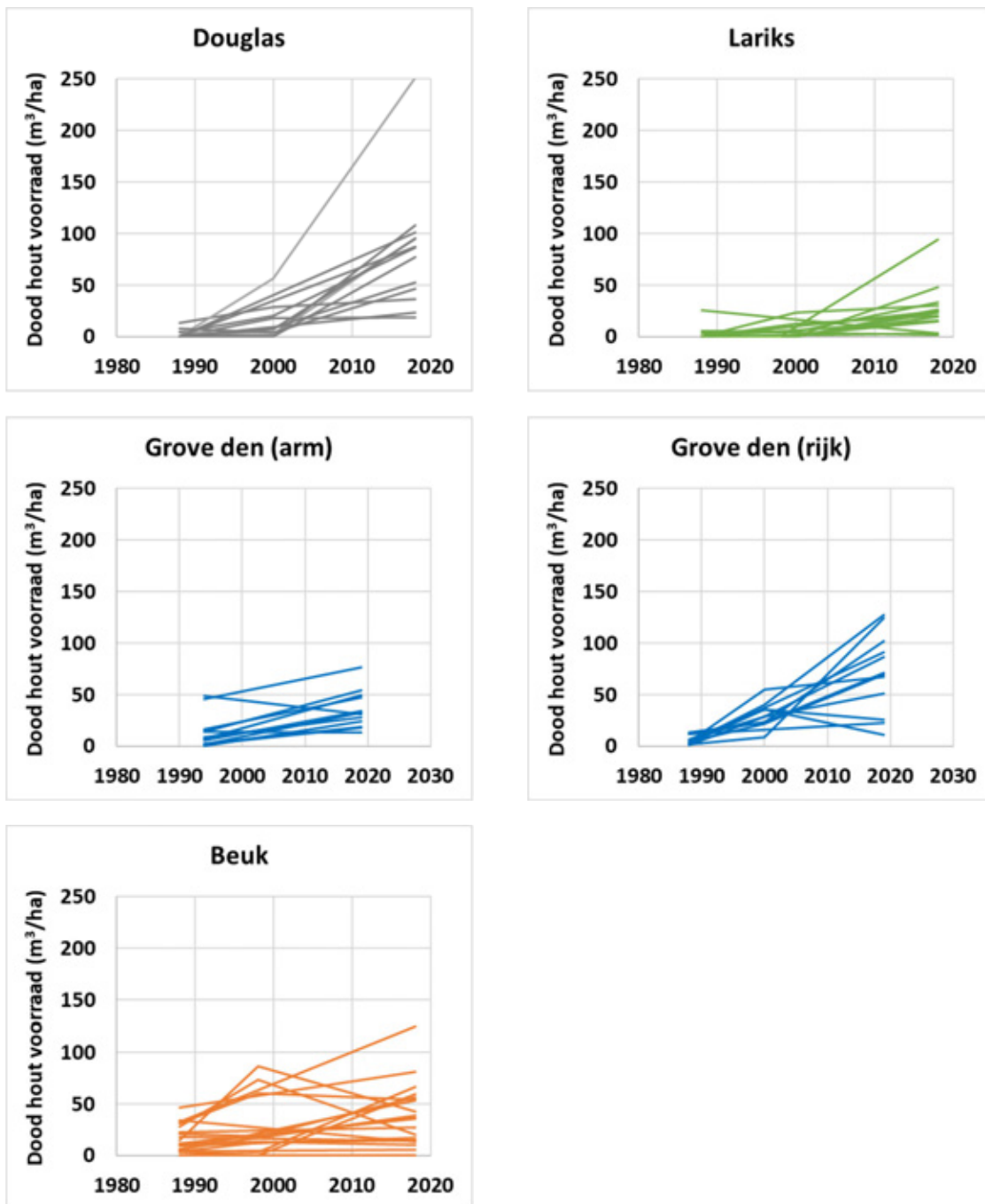
#### 3.1.2 Ontwikkeling van de doodhoutvoorraad

Bij instelling van de bosreservaten was er slechts een zeer beperkte doodhoutvoorraad aanwezig in de naaldbossen. In de douglasopstanden was in 1988 2 m<sup>3</sup>/ha staand en liggend dood hout aanwezig (Figuur 4). Deze hoeveelheid steeg in dertig jaar naar 83 m<sup>3</sup>/ha, waarbij het gemiddelde sterk omhoog werd getrokken door één plot met stormschade (Figuur 4). De grootste toename van de doodhoutvoorraad vond plaats tussen 1998 en 2018. Gemiddeld steeg de doodhoutvoorraad over de laatste dertig jaar in douglasopstanden met 3 m<sup>3</sup> per ha per jaar. De lariksoopstanden lieten eenzelfde patroon zien, al was de sterfte hier duidelijk lager dan in de douglasopstanden: de doodhoutvoorraad nam in dertig jaar toe van 2 naar 26 m<sup>3</sup>/ha, wat neerkomt op een gemiddelde toename van 1 m<sup>3</sup> per ha per jaar (Tabel 4). Ook in de grove dennenbossen nam de doodhoutvoorraad toe met 1-2 m<sup>3</sup> per ha per jaar.

In de beukenbossen was bij aanvang van de meting reeds een aanzienlijke hoeveelheid dood hout aanwezig. Tussen 1988 en 2018 steeg de doodhoutvoorraad van 16 naar 39 m<sup>3</sup>/ha, wat neerkomt op een jaarlijks toename van ongeveer 1 m<sup>3</sup> per ha per jaar.



**Figuur 3** Ontwikkeling van de levende voorraad voor de verschillende bostypen in de bosreservaten Pijpebrandje (beuk en lariks), Het Leesten (douglas, lariks, grove den rijk) en Tongerense Heide (grove den arm).



**Figuur 4** Ontwikkeling van de doodhoutvoorraad voor de verschillende bostypen in de bosreservaten Pijpebrandje (beuk en lariks), Het Leesten (douglas, lariks, grove den rijk) en Tongerense Heide (grove den arm).

**Tabel 4** Overzicht van de stamtallen (A), levende voorraad (B) en doodhoutvoorraad (C) in de verschillende bostypen in twee of drie metingen over de periode 1988-2019. De exacte opnamejaren zijn weergegeven onder 'Reeks'.

A Bostype	Reeks	Plots	Stamtal per ha			Verandering (per ha/jaar)		
			Opname 1	Opname 2	Opname 3	Opname 1-2	Opname 2-3	Opname 1-3
<b>beuk</b>	1988-2018	10	260		204			-2
	1988-1998-2018	10	318	298	250	-2	-2	-2
	Totaal	20	289	298	227	-2	-2	-2
<b>douglas</b>	1988-2018	3	580		433			-5
	1988-2000-2018	10	606	554	442	-4	-6	-5
	Totaal	13	600	554	440	-4	-6	-5
<b>grove den (arm)</b>	1994-2019	12		443	428		-1	
	Totaal	12		443	428		-1	
<b>grove den (rijk)</b>	1988-2019			630	810		6	
	1988-2000-2019	10	1222	1050	730	-14	-17	-16
	Totaal	10	1222	980	743	-14	-13	-16
<b>lariks</b>	1988-2018	5	476		424			-2
	1988-2000-2018	10	602	626	684	2	3	3
	Totaal	15	560	626	597	2	3	1

B Bostype	Reeks	Plots	Volume levend (m <sup>3</sup> /ha)			Verandering (per ha/jaar)		
			Opname 1	Opname 2	Opname 3	Opname 1-2	Opname 2-3	Opname 1-3
<b>beuk</b>	1988-2018	10	287		384			3
	1988-1998-2018	10	344	434	501	9	3	5
	Totaal	20	315	434	442	9	3	4
<b>douglas</b>	1988-2018	3	343		954			20
	1988-2000-2018	10	369	652	988	24	19	21
	Totaal	13	363	652	980	24	19	21
<b>grove den (arm)</b>	1994-2019	12		129	231		4	
	Totaal	12		129	231		4	
	1988-2019	2		193	286		3	
<b>grove den (rijk)</b>	1988-2000-2019	10	184	277	324	8	2	5
	Totaal	12	184	263	318	8	3	5
	1988-2018	5	223		578			12
<b>lariks</b>	1988-2000-2018	10	218	371	601	13	12	13
	Totaal	15	219	371	593	13	12	12

C Bostype	Reeks	Plots	Volume dood (m <sup>3</sup> /ha)			Verandering (per ha/jaar)		
			Opname 1	Opname 2	Opname 3	Opname 1-2	Opname 2-3	Opname 1-3
<b>beuk</b>	1988-2018	10	19		41			1
	1988-1998-2018	10	13	29	36	2	0	1
	Totaal	20	16	29	39	2	0	1
<b>douglas</b>	1988-2018	3	0		70			2
	1988-2000-2018	10	3	15	87	1	4	3
	Totaal	13	2	15	83	1	4	3
<b>grove den (arm)</b>	1994-2019	12		14	36		1	
	Totaal	12		14	36		1	
	1988-2019	2		8	57		2	
<b>grove den (rijk)</b>	1988-2000-2019	10	6	30	74	2	2	2
	Totaal	12	6	26	71	2	2	2
	1988-2018	5	5		15			0
<b>lariks</b>	1988-2000-2018	10	1	5	31	0	1	1
	Totaal	15	2	5	26	0	1	1

De dominante diameter (diameter van de 100 dikste levende bomen per ha) nam geleidelijk toe tussen de verschillende opnames. In de douglas-, lariks- en rijke grove dennenbossen nam de dominante diameter in dertig jaar met meer dan 50% toe. In de veel oudere beuken- en arme grove dennenbossen was deze toename aanzienlijk lager (Tabel 5).

**Tabel 5** De ontwikkeling van de dominante diameter (gemiddelden per plot en standaardafwijkingen, in cm) voor de verschillende bostypen tussen de drie opnames. Voor de exacte opnamejaren, zie Tabel 4.

Bostype	Plots	Opname 1		Opname 2		Opname 3	
		Gem.	Stdev	Gem.	Stdev	Gem.	Stdev
beuk	20	51	7	56	8	62	9
douglas	10	38	2	47	3	59	3
grove den (arm)	12			35	4	44	5
grove den (rijk)	10	25	3	29	3	37	2
lariks	10	28	3	33	3	42	4

### 3.1.3 Ontwikkeling van de koolstofvoorraad

Door de groei en de toename van het dode hout steeg de totale koolstofvoorraad in de verschillende bostypen tussen 1,4 en 8,9 tC per ha per jaar over de afgelopen dertig jaar (Tabel 6). De grootste toename vond plaats in de douglasopstanden, vooral als gevolg van de hoge bovengrondse productie in deze bossen. In de arme grove dennenopstanden van de Tongerense Hei was de toename van de koolstofvoorraad het laagst (gemiddeld 1,4 tC per ha per jaar, zie Tabel 6).

De koolstofvoorraden zijn berekend op basis van het spilhoutvolume van de levende bomen, en het totaalvolume aan dood hout.

Bij de berekening van de koolstofvoorraad in het dode hout is uitgegaan van de dichtheden van vers hout. In de praktijk zal de dichtheid van het hout geleidelijk afnemen naarmate het hout verder afgebroken wordt. Daardoor is de berekende koolstofvoorraad een overschatting van de werkelijke voorraad.

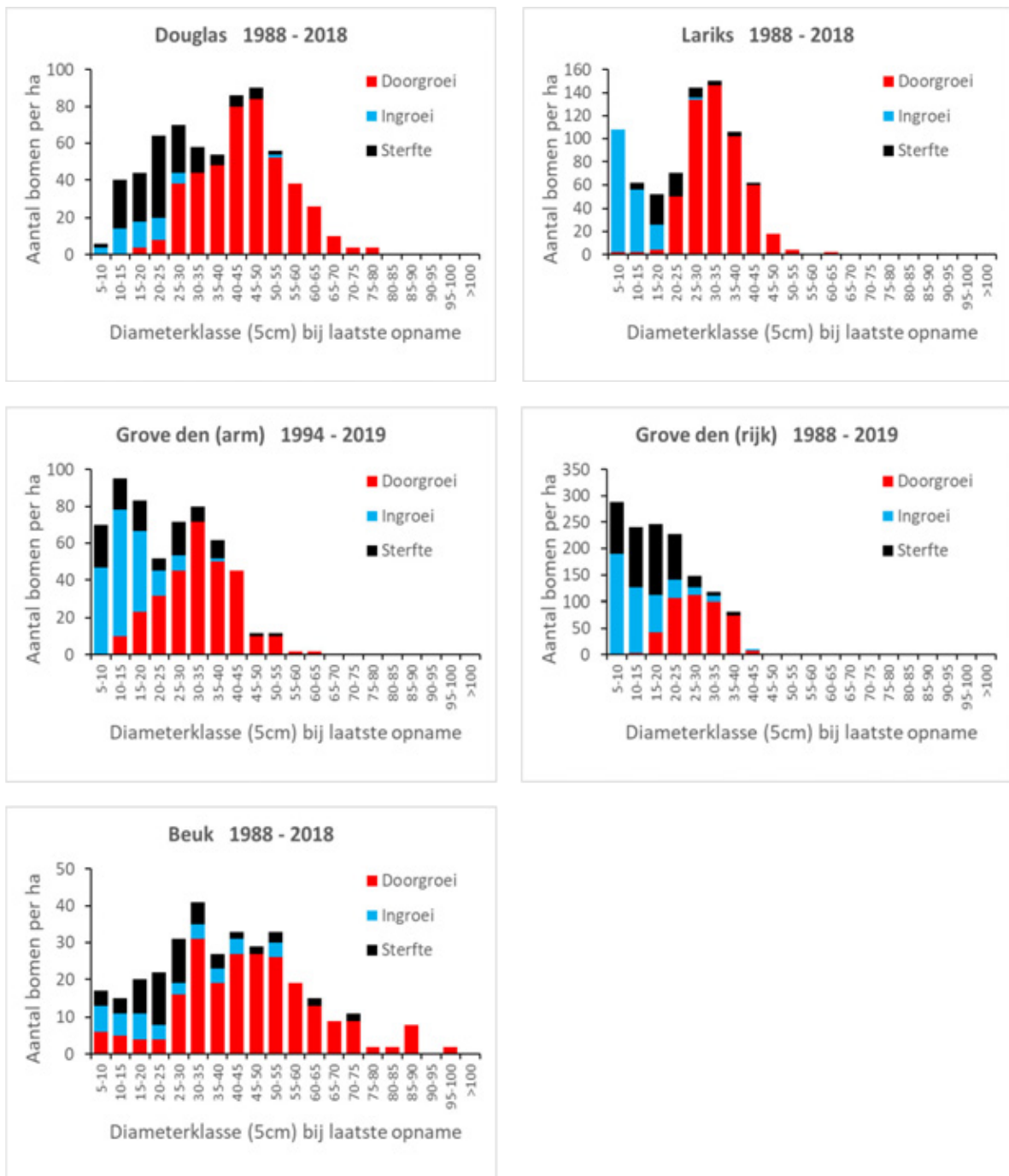
**Tabel 6** Koolstofvoorraden (in tC per ha) in de verschillende bostypen bij de verschillende opnames, en de berekende toename over de totale periode tussen eerste en laatste opname. De bovengrondse en ondergrondse C-voorraden zijn berekend met behulp van biomassa-expansiefuncties (LULUCF, Arets et al., 2019), die de totale boven- en ondergrondse biomassa schatten op basis van het spilhoutvolume van de bomen. De C-voorraad van het spilhout is geschat op basis van de volumes aan spilhout, vermenigvuldigd met de gemiddelde houtdichtheden uit Klaassen (2018). De uiteindelijke C-inhoud is berekend uit de gemiddelde koolstofconcentratie in hout (0,48 voor loofhout, 0,51 voor naaldhout).

Opnames:	Plots	Bovengronds			Ondergronds			Totaal			Spilhout			Dood hout			Toename opname 1 - 3
		tC / ha			tC / ha			tC / ha			tC / ha			tC / ha			Totaal + dood hout
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	tC / ha / jr
<b>beuk</b>																	
1988-2018	10	164	219	39	53	203	271	85	114	6	12	2.5					
1988-1998-2018	10	196	247	285	47	60	69	243	307	354	102	129	149	4	9	11	3.9
Totaal	20	180	247	252	43	60	61	223	307	313	94	129	132	5	9	11	3.2
<b>douglas</b>																	
1988-2018	3	114	317	23	64	137	381	84	233	0	17	8.7					
1988-1998-2018	10	122	216	328	25	43	66	146	259	394	91	160	242	1	4	21	8.9
Totaal	13	120	216	325	24	43	65	144	259	391	89	160	240	1	4	20	8.9
<b>grove den (arm)</b>																	
1994-2019	12	32	58	5	10	37	68	30	53	3	8	1.4					
Totaal	12	32	58	5	10	37	68	30	53	3	8	1.4					
<b>grove den (rijk)</b>																	
1988-2019	2	47	73	8	13	55	86	44	67	2	13	1.4					
1988-2000-2019	10	46	69	84	7	11	14	53	81	98	42	64	75	1	7	17	1.9
Totaal	12	46	69	82	7	11	14	54	81	96	43	64	74	1	7	16	
<b>lariks</b>																	
1988-2018	5	62	161	13	34	75	195	59	154	1	4	4.1					
1988-1998/2000-2018	10	59	101	164	12	21	35	72	122	198	58	98	159	0	1	8	4.5
Totaal	15	60	101	163	13	21	34	73	122	197	58	98	157	1	1	7	4.4

### 3.1.4 Dynamiek in de staande voorraad

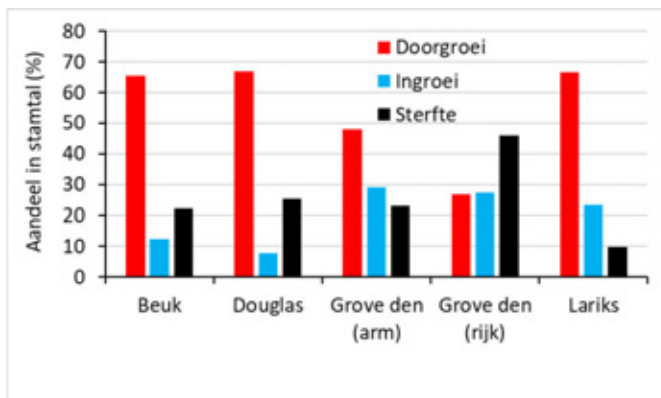
De ontwikkeling in de staande levende voorraad is een optelsom van doorgroei van bomen die bij de eerste opname aanwezig waren, de sterfte die is opgetreden sinds een vorige opname en de ingroei tussen twee opnames van bomen die de meetdrempel van 5 cm dbh passeerden in de tussenliggende periode (zie Figuur 5).

In de donkere opstanden van beuk en douglas zijn sinds de eerste opname in 1988 relatief weinig bomen ingegroeid (Figuur 5). In beuken- en douglasopstanden bestond in 2018 respectievelijk 12 en 8% van de bomen uit individuen die sinds 1988 zijn ingegroeid (Figuur 6). In de lichtere lariks- en grove dennenopstanden was aanzienlijk meer ingroei van individuen in de lage diameterklassen. Het sterftepercentage was duidelijk hoger in de relatief rijke grove dennenopstanden van Het Leesten. In dertig jaar stierf 46% van de individuen die in de eerste opname aanwezig waren. De sterfte beperkte zich in hoofdzaak tot de grove dennen in de diameterklassen tot 30 cm (Figuur 6). In lariksoopstanden trad de minste sterfte op (10%) en waren de uitgevallen bomen meer verspreid over de diameterklassen. De sterfte in douglas, beuk en grove den (arm) lag tussen 22 en 25% (Figuur 5).



**Figuur 5** De dynamiek van de levende voorraad per bostype tussen de eerste en de laatste opname. De diameterklasse is de klasse van de bomen bij de laatste opname. Doorgroei betreft bomen die overleefden sinds de eerste opname. Ingroei zijn bomen die sinds de eerste opname zijn doorgegroeid tot boven de meetdrempel van 5 cm dbh. Sterfte zijn bomen die sinds de eerste opname dood zijn gegaan.

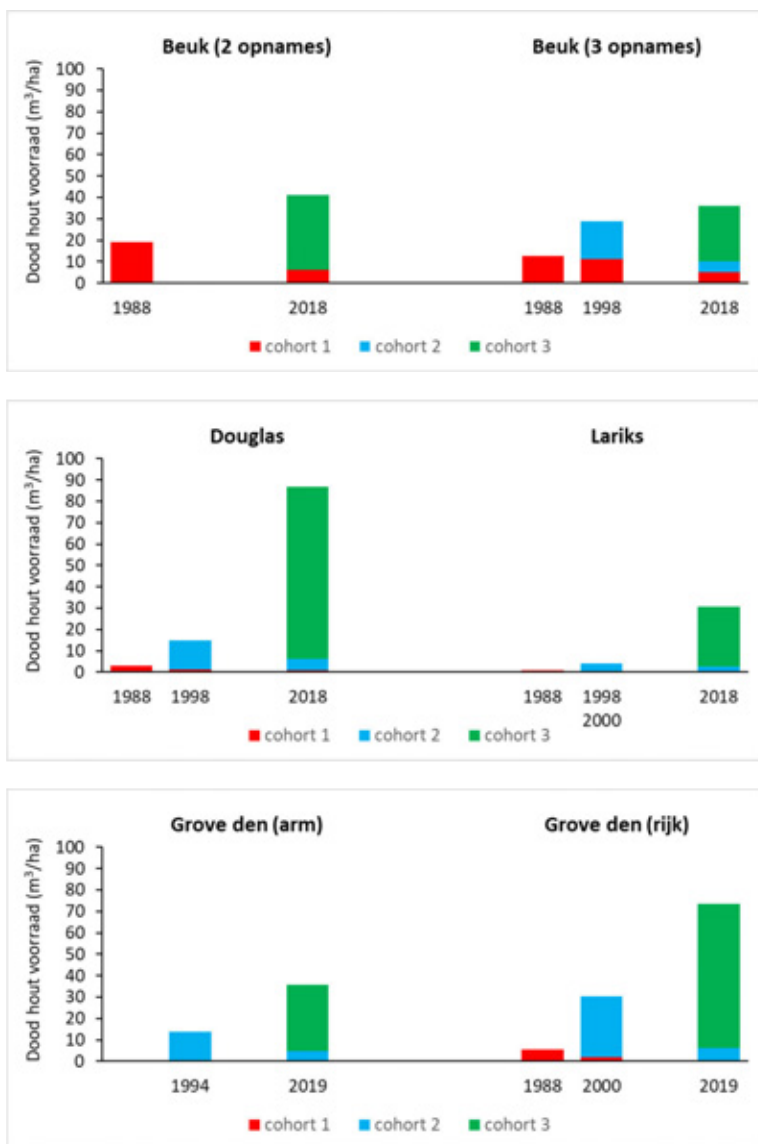




**Figuur 6** Het gemiddelde aandeel van individuen per bostype dat in de opname van 2018/2019 nog leefde sinds de eerste opname (doorgroei), dat sinds de eerste opname is verschenen (ingroei) en dat sinds de eerste opname is doodgegaan (sterfte).

### 3.1.5 Dynamiek in de voorraad dood hout

De sterfte van bomen leidt tot een toename in de hoeveelheid dood hout. Tegelijkertijd verteert het reeds aanwezige dood hout. Tussen twee metingen in is er dus sprake van zowel een toename als afname van de hoeveelheid dood hout. De dynamiek in de totale voorraad van het dode hout is weergegeven in Figuur 7, waarin per cohort (dood hout dat nieuw is aangetroffen in een bepaalde opname) kan worden gevolgd in de tijd. Het dode hout dat in een bepaalde opname is aangetroffen, is in de daaropvolgende opname grotendeels verdwenen. Dat betekent dat per opname de doodhoutvoorraad vooral bestaat uit nieuw gevormd dood hout en dat de vertering snel gaat. De traagste afbraaksnelheid lijkt plaats te vinden in beukenbossen. Dit betreft echter vooral het aandeel eiken in de doodhoutvoorraad, die zeer langzaam verteren.



**Figuur 7** De dynamiek van dood hout per bostype tussen de verschillende opnames. Cohort 1 betreft de gemiddelde voorraad dood hout bij de eerste opname, en de resterende hoeveelheden daarvan in vervolgonnames. Cohort 2 betreft de gemiddelde voorraad dood hout die als gevolg van sterfte is toegevoegd aan de voorraad dood hout tussen de eerste en de tweede opname, en de resterende hoeveelheden daarvan in de derde opname. Cohort 3 is de hoeveelheid dood hout die door sterfte is toegevoegd aan de doodhoutvoorraad tussen de tweede en de derde opname.

Binnen de twee cohorten van het dode hout dat is gemeten, kan per boomsoort worden berekend wat de afbraakconstante is van het volume aan dood hout dat over de daaropvolgende opnames resteert (Tabel 7). Hierbij is alleen gekeken naar de individuen van soorten van het betreffende bostype (beuk in beuk, douglas in douglas). Voor de eik zijn individuen uit het beukenbos gebruikt. De berekende afbraakconstanten verschillen nauwelijks tussen beuk, douglas en grove den. De afbraakconstanten van eik en lariks zijn aanzienlijk lager (Tabel 7). De halfwaardetijden voor het verterende hout (tijd waarin de helft van de oorspronkelijke hoeveelheid is verdwenen) die uit de afbraakconstanten kan worden berekend, komen uit rond 11 jaar voor beuk, douglas en grove den, en rond 24 en 33 jaar voor respectievelijk lariks en eik.

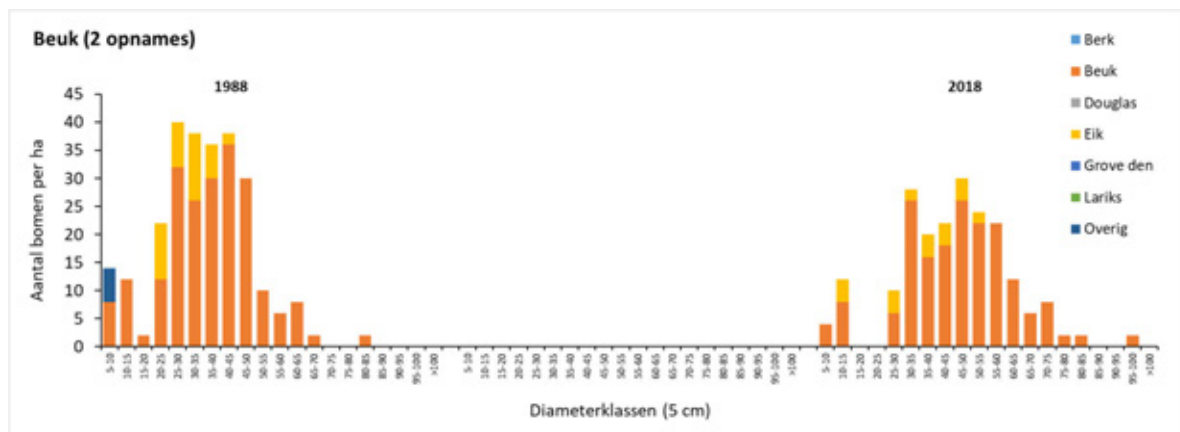
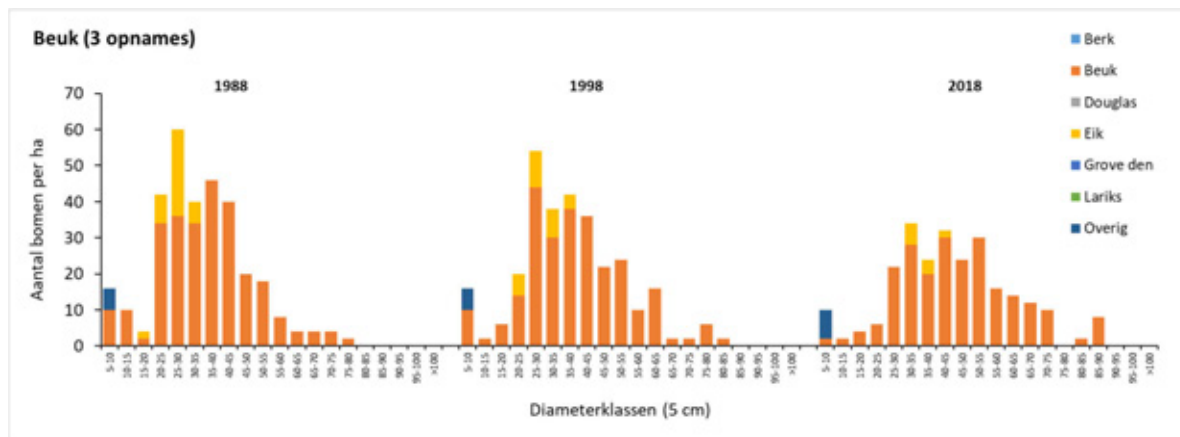
**Tabel 7** Berekende afbraakconstanten en halfwaardetijden van het dode hout in de bosreservaten, gebaseerd op de volumeafname van de totale hoeveelheid per boomsoort per steekproefcirkel ( $k_{vol}$ ). De halfwaardetijden zijn een schatting, op basis van  $k_{vol}$ , van de tijd die het duurt voordat de helft van het volume aan dood hout is verdwenen.

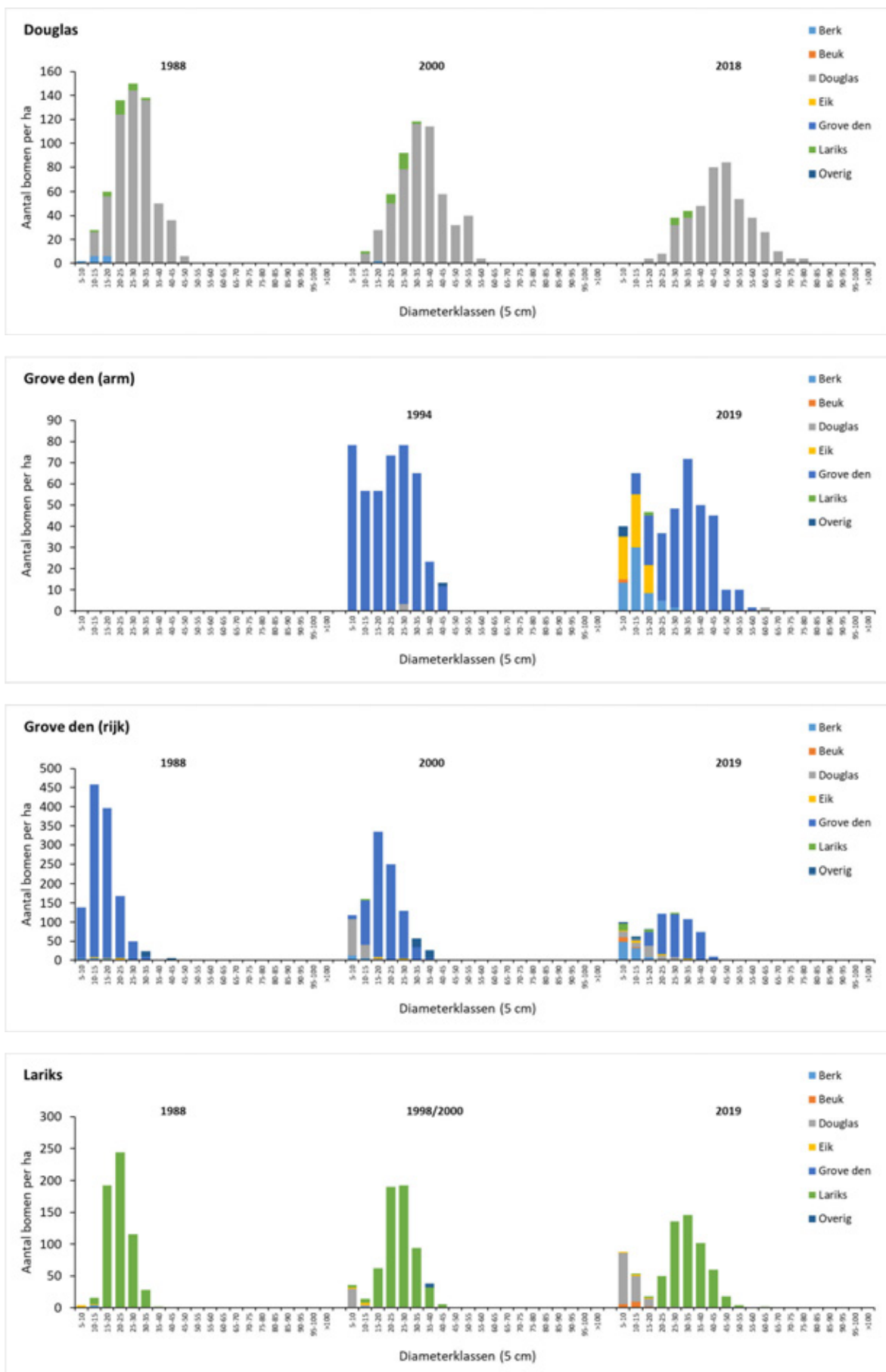
Boomsoort	$K_{vol}$	Halfwaardetijd (jaar)
Beuk	-0.062	11
Douglas	-0.068	10
Eik	-0.021	33
Grove den	-0.06	12
Lariks	-0.029	24

### 3.1.6 Veranderingen in de soortensamenstelling

Over het gemeten interval van 24-31 jaar is de soortensamenstelling nauwelijks veranderd. Bij de selectie van de steekproefcirkels hebben we vooraf gekozen voor gelijke, homogene condities, waardoor vooral ongemengde plots in de analyse zijn betrokken. De opstanden bleven sterk gedomineerd door steeds één soort. Uitzondering waren de beukenplots, waar ook een aandeel eik in het kronendak aanwezig was (Figuur 8). Over de periode 1988-2018 is 70% van die eiken gestorven, waardoor de dominantie van beuk verder is toegenomen (sterftepercentage voor beuk was 17%). De relatief weinige ingroei bestaat uit beuk en een variatie aan andere soorten. Ook de douglasopstanden hadden relatief weinig ingroei, voornamelijk bestaand uit douglas en een enkele berk.

In de lichtere grove dennen en lariksbossen ontstond een meer gevarieerde en dichtere verjonging. In de arme grove dennenbossen van de Tongerense Hei konden zich eiken en lariksen vestigen onder het kronendak van grove dennen. In de rijkere grove dennenbossen van Het Leesten vestigde zich in eerste instantie douglas en later werd de verjonging aangevuld met berk, lariks en beuk en enkele andere soorten. In de lariksbossen kwam vooral verjonging door van douglas.





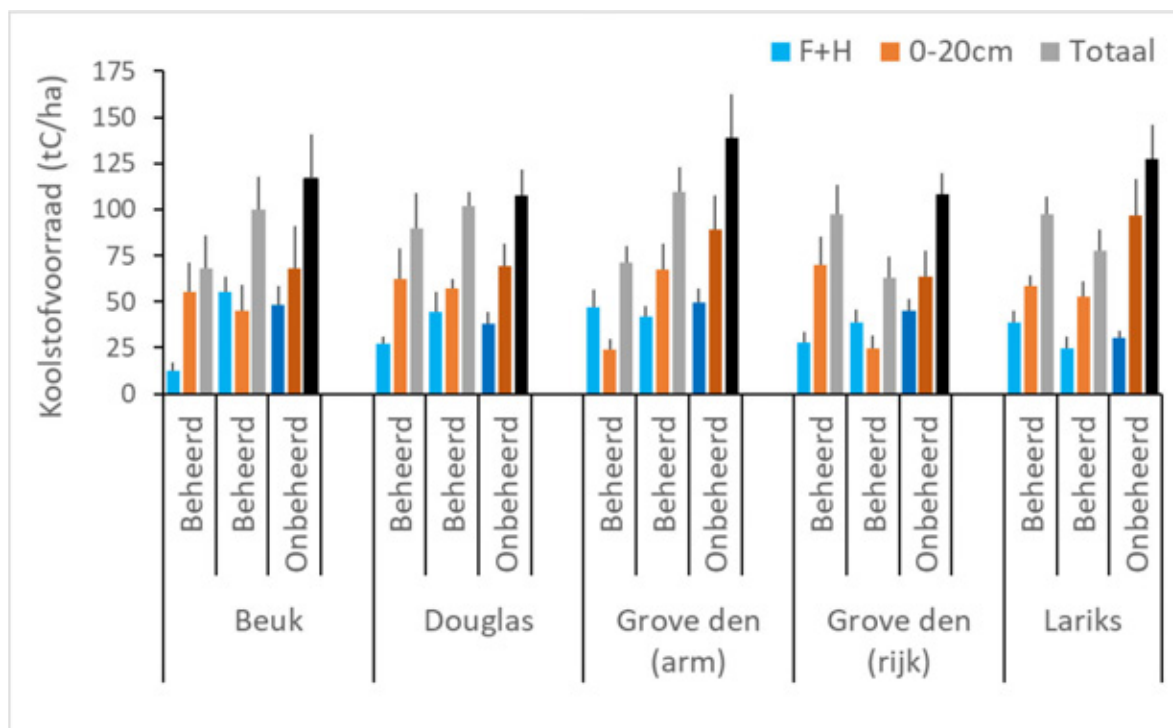
**Figuur 8** De stamtal-diameterverdelingen van de verschillende bostypes over de verschillende opnames, onderverdeeld naar boomsoort.

## 3.2 Metingen humus

### 3.2.1 Koolstofvoorraden in de bodem

De totale koolstofvoorraden die lagen opgeslagen op en in de bosbodem varieerden tussen 63 en 139 tC/ha (Figuur 9, Tabel 8). De grootste variatie zat in de koolstof in de eerste 20 cm van de minerale bodem (24-97 tC/ha). De koolstofvoorraden in de F+H-laag (het organische materiaal op de minerale bodem) varieerde tussen 13 en 55 tC/ha.

De koolstofvoorraden in beheerd bos waren gemiddeld lager dan in onbeheerd bos. Voor alle verschillende lagen (F+H, 0-10, 0-20 en Totaal) was de hoeveelheid opgeslagen koolstof in onbeheerde bossen groter dan in de beheerde. De arme grove dennen bossen hadden een significant hogere koolstofvoorraad in de F+H-laag (mixed model anova,  $P < 0.01$ ) en de lariksbossen hadden een significant hogere koolstofvoorraad in de minerale laag van 0-10 cm (mixed model anova,  $P < 0.05$ ). Gemiddeld bestaat de totale koolstofvoorraad in de bodem voor 38% uit koolstof in de F+H-laag (Tabel 8). De C/N-waarden van het organische materiaal varieerde nauwelijks tussen de verschillende bostypen en de verschillende bodemlagen. Gemiddeld bedroeg de C/N-ratio 25 (Bijlage 2).



**Figuur 9** Bodemkoolstofvoorraden in beheerde en onbeheerde bossen, uitgesplitst naar koolstofvoorraad in de ectorganische laag (F+H) en de koolstof in de minerale bodem tot 20 cm diepte. De waarden zijn gemiddelden van 6-10 mengmonsters per opstand, de foutenbalken geven de standaardafwijking van het gemiddelde weer. Voor de beheerde varianten zijn steeds twee opstanden apart bemonsterd (zie Tabel 8).

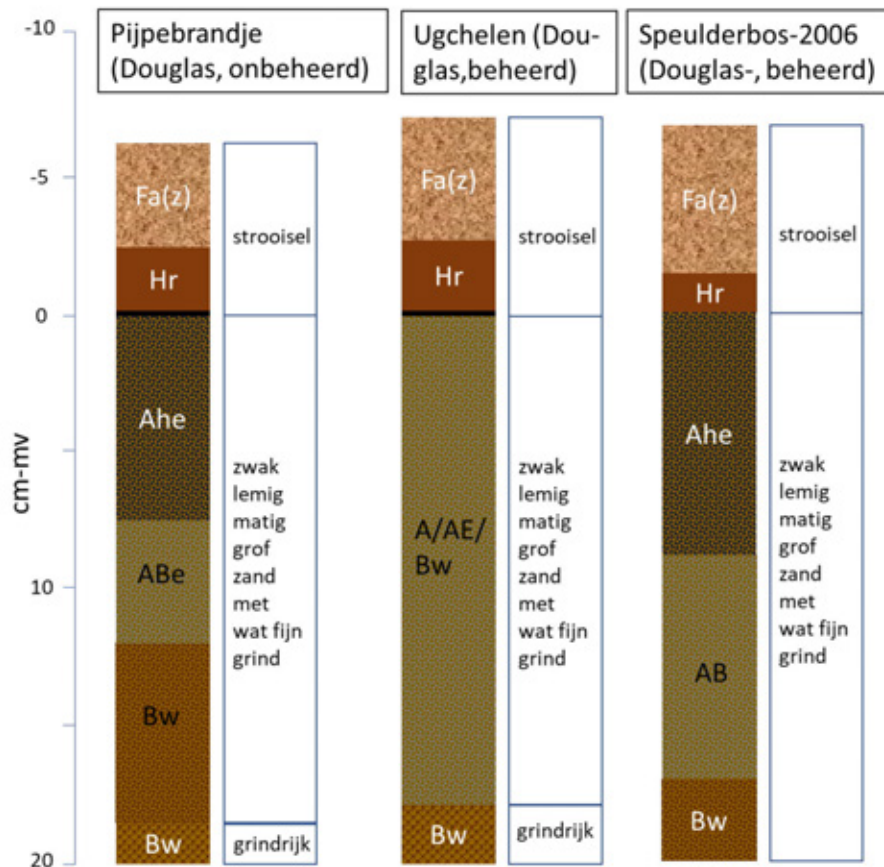
**Tabel 8** Bodemkoolstofvoorraden (gemiddelden en standaardafwijkingen in tC/ha) in de gemeten plots in beheerde en onbeheerde opstanden in vijf bostypen, uitgesplitst naar de F+H-laag en de koolstofvoorraad in de minerale bodem (tot 20 cm diepte). In de laatste kolom staat het gemiddelde percentage van de koolstofvoorraad in de F+H-laag ten opzichte van het totaal. Locaties met een \* zijn eerder gemeten door Schulp et al. (2008).

Bostype	Beheer	Locatie	Plots	F+H		0-20cm		Totaal		% F+H
				gem.	stdev.	gem.	stdev.	gem.	stdev.	
beuk	Beheerd	Speulderbos*	10	13	4	53	16	66	18	20
beuk	Beheerd	Speulderbos	6	55	8	45	14	100	18	56
beuk	Onbeheerd	Speulderbos*	10	48	11	68	23	116	24	42
douglas	Beheerd	Speulderbos*	10	27	4	63	17	89	19	31
douglas	Beheerd	Ugchelen	6	45	11	57	5	102	8	44
douglas	Onbeheerd	Pijpebrandje	6	38	7	70	12	107	14	35
grove den (arm)	Beheerd	Lierderbos	6	47	10	24	6	71	9	66
grove den (arm)	Beheerd	Nunspeet	6	42	6	68	14	109	13	39
grove den (arm)	Onbeheerd	Tongerense Heide	6	50	8	89	19	139	24	36
grove den (rijk)	Beheerd	Speulderbos*	10	28	6	70	15	98	16	29
grove den (rijk)	Beheerd	Ugchelen	6	39	7	24	7	63	11	61
grove den (rijk)	Onbeheerd	Het Leesten	6	45	6	64	14	109	11	42
lariks	Beheerd	Amerongen	6	39	6	58	6	97	10	40
lariks	Beheerd	Speulderbos	6	25	6	53	8	77	12	32
lariks	Onbeheerd	Speulderbos*	10	30	4	97	19	127	19	24

### 3.2.2 Humusprofielen en koolstofvoorraden per bostype

#### Douglas

De opbouw van de F- en H-lagen verschilde nauwelijks tussen de verschillende bemonsterde opstanden (Figuur 10). De minerale bodem verschilde qua profielopbouw nauwelijks tussen het onbeheerde (Pijpebrandje) en het beheerde plot in het Speulderbos. Desondanks had het onbeheerde plot een iets grotere koolstofvoorraad dan de beheerde versie, al lijkt het verschil wat gemaskeerd te worden doordat het onbeheerde plot relatief veel was verstoord door zwijnen. De hoge koolstofvoorraad in de strooisellaag bij Ugchelen werd vooral beïnvloed door enkele extreme waarden in één subplot. In de bovenkant van de minerale bodem waren al duidelijke tekens van uitloging te zien, wat duidt op verzuring en verarming van de holtpodzol.

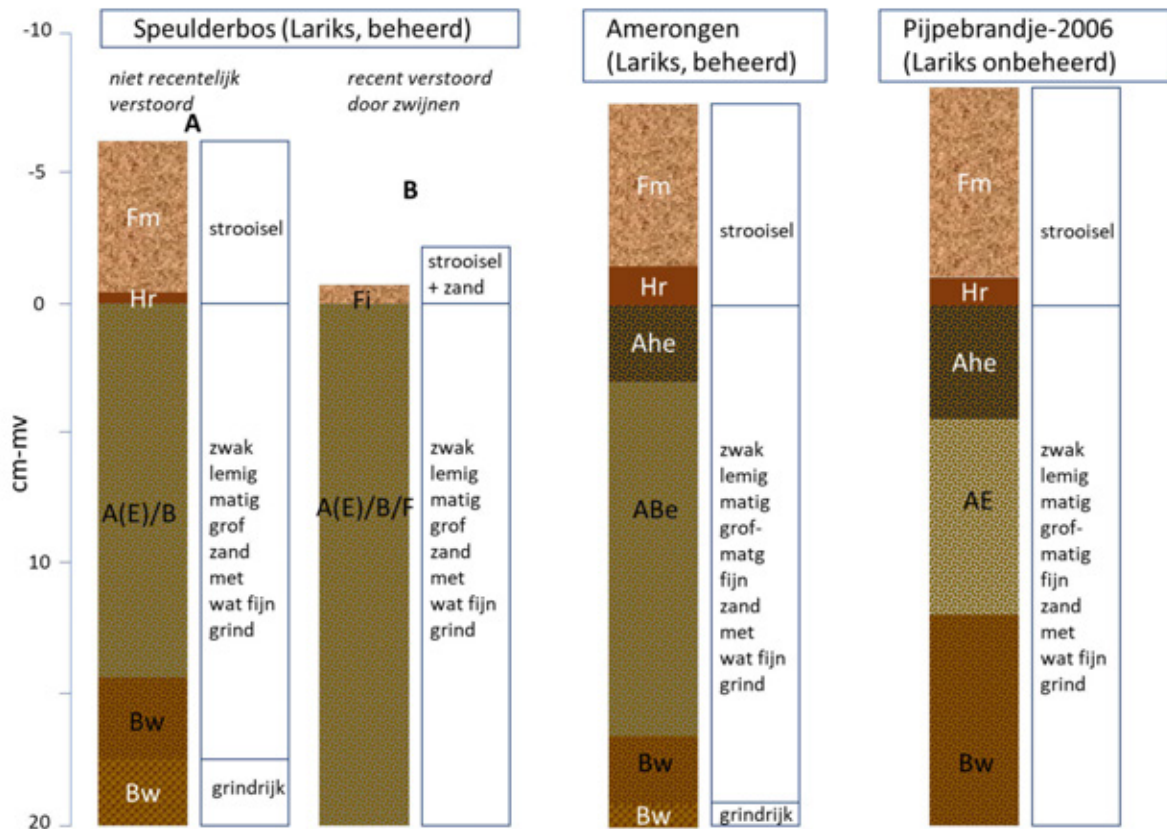


**Figuur 10** Representatieve bodems en humusprofielen voor douglas in bossreservaat Pijpebrandje (links) en beheerde variant in het Ugchelse Bos (midden) in vergelijking met de profielen uit het onderzoek van Schulp et al. van beheerde douglas in het Speulderbos in 2016.

### Lariks

De lariksopstanden hadden de dikste fragmentatie (F-)lagen (Figuur 11). Het humusprofiel onder lariks kenmerkt zich normaliter door een dominante, dikke, weinig verteerde ectorganische laag die gevoeliger is voor verstoring dan de minerale bovengronden (ruwmormoder; Van Delft et al., 2006). De trage omzetting van de weinig verteerde strooisellaag (Fm) verloopt voornamelijk onder invloed van schimmelactiviteit (Green et al., 1993; Van Delft et al., 2006). Er wordt nauwelijks verregaand omgezette humuslagen (Hr of Hh) onder lariks aangetroffen; zie Figuur 11, A).

De koolstofvoorraden onder lariks lijken het gevoeligst voor zwijnenactiviteit. Onder lariks was in gebieden met een hoge activiteit van zwijnen in vergelijking met andere opstanden het verstoorde oppervlakte niet alleen groter, maar ging de verstoring ook dieper. Vooral daar waar adelaarsvaren in de ondergroei voorkomt, kunnen wilde zwijnen tot ettelijke decimeters diep woelen (Bijlage 2). Bij hoge zwijnenactiviteit was de strooisellaag gemengd met de minerale bovengrond en als zodanig niet afzonderlijk te onderscheiden (Figuur 11, B). Ook onder leemhoudende zandgronden trad onder lariks degradatie van de holtpodzolen op getuige de aanwezigheid van uitspoelingshorizonten (AE, E). Door onder andere het omwoelen van zwijnen werden deze uitspoelingsverschijnselen gemaskeerd (Figuur 11 A en B).



**Figuur 11** Representatieve bodems en humusprofielen voor de lariksplots.

**Tabel 9** Koolstofvoorraden onder lariks en het effect van zwijnenactiviteit. Bovenste data zijn van het gehele lariksplot in het Speulderbos; in de onderste regels is dit uitgesplitst naar door zwijnen verstoorde plots en onverstoorde plots (tussen haakjes de standaarddeviatie).

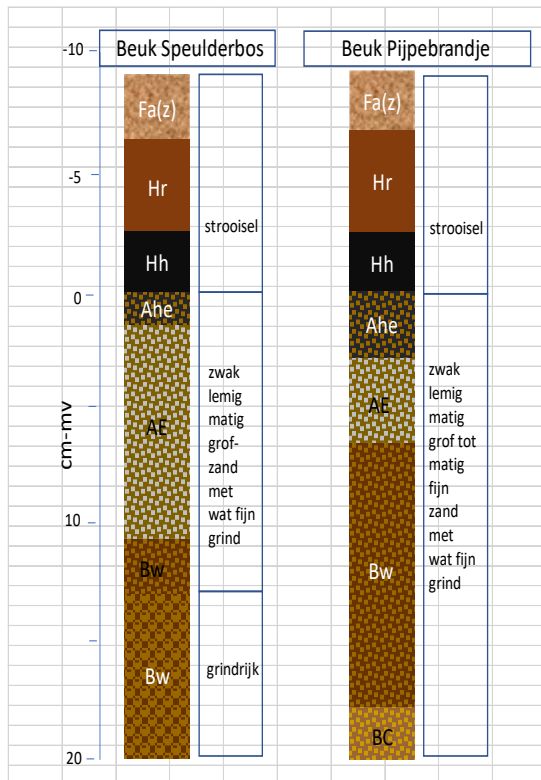
locatie	beheer	Koolstofvoorraad (ton/ha)				
		F+H	0-10cm	10-20cm	Totaal tot 10 cm	Totaal tot 20 cm
Speulderbos	Beheerd	25(6,3)	37,7(7,5)	14,8(3,2)	63,5(11,6)	78,3(13,5)
Speulderbos1	Beh., verstoord	0	41,8(11,1)	17,1(5,4)	41,8(11,1)	58,9(13,4)
Speulderbos2	Beh., ongest.	38,4 (4)	36,5(7,7)	14,4(4,4)	74,9(5,0)	88,3(5,3)

In het Speulderbos zijn de sterk verstoorde plekken en de weinig verstoorde plekken afzonderlijk bemonsterd. Zoals al eerder opgemerkt, ontbrak daar de strooisellaag. Door menging van het strooisel met de minerale bovengrond was deze duidelijk verrijkt met organische stof (Figuur 10) ten opzichte van de minder verstoorde bodem. De totale koolstofvoorraad was aanzienlijk minder in de door zwijnen verstoorde plekken, voornamelijk als gevolg van de sneller verlopende mineralisatie ten gevolge van de roering van de bodem. Tot 28% van de monsterpunten was door zwijnen verstoord (zie Bijlage 2). Dit kwam ook tot uiting in de verschillen in C/N-verhoudingen in de minerale bovengrond (17,7 tot 21,5 in de omwoelde plekken en 23,8 tot 25,6 op de minder verstoorde plekken (Bijlage 2). Vergelijken we het weinig verstoorde plot van Amerongen met het verstoorde plot in het Speulderbos dan wordt bovenstaande effect bevestigd. Bij vergelijking van het onbeheerde plot uit het bosreservaat Pijpebrandje met de beheerde plots, valt vooral de grote koolstofvoorraad in de minerale bovengrond op uit de analyse van Schulp et al. (2008) (Tabel 9). Het verschil in koolstofvoorraad tussen de andere in 2006 geanalyseerde plots en andere opstanden is ook opvallend. Het feit dat de voorraad in onbeheerde toestand groter is, is verklaarbaar; de grootte van het verschil niet.



## Beuk

Onder de oude beuken van het Speulderbos zijn in vergelijking met de andere bostypen veel dikkere H-lagen ontstaan (Figuur 12). Een belangrijk deel van de H-laag bestond uit een compacte, sterk omgezette zwarte laag met amorfe humus Hh. Deze Hh-lagen zijn kenmerkend voor bos- en holtmormoders (Van Delft et al., 2006). Deze amorfe humus vormt een relatief stabiele koolstofvoorraad (Berg & McClaugherty, 2008). De koolstofvoorraad in de strooisellaag was dankzij deze H-laag relatief hoog vergeleken met andere boomsoorten (Tabel 8, Figuur 10 en Figuur 11). De percentages voor recente zwijnenactiviteit waren vrij laag (Bijlage 2).



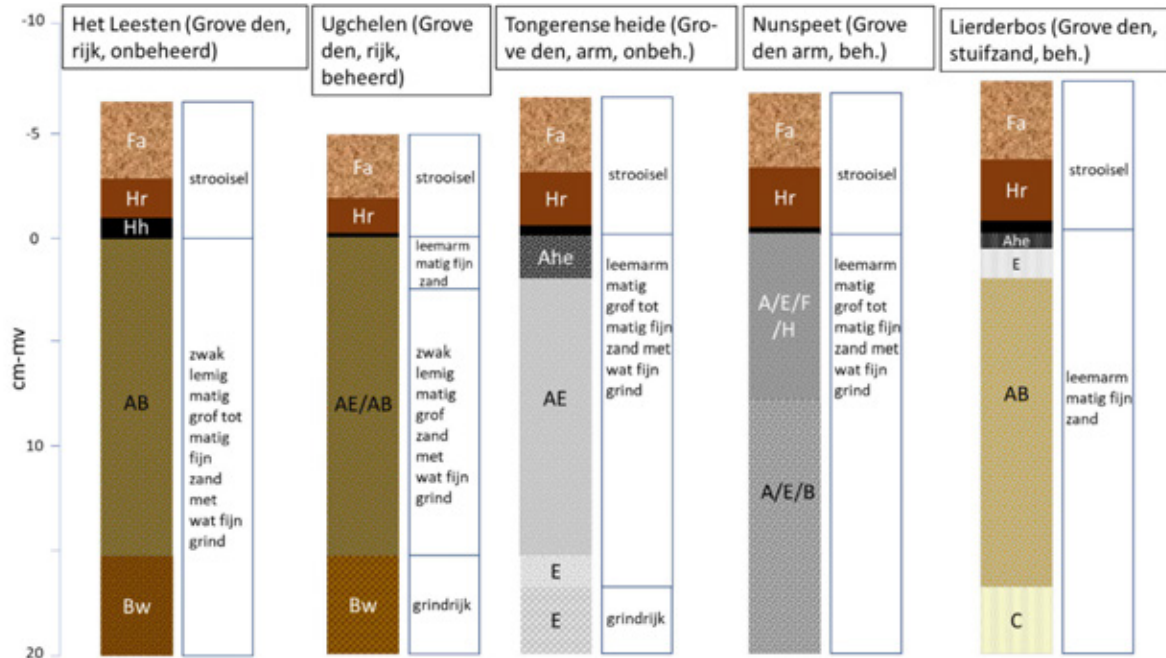
**Figuur 12** Representatieve bodems en humusprofielen voor de beuk (links beheerd in Speulderbos en onbeheerd in Pijpebrandje).

## Grove den

In tegenstelling tot de lariks-, douglas- en beukenplots, zijn ook grove dennenopstanden op leemarme bodems bemonsterd. Nunspeet (beheerd) en bosreservaat Tongerense Hei betroffen opstanden op leemarm gestuwd preglaciaal. In het beheerde plot Nunspeet is door grondbewerking in het verleden de minerale bovengrond sterk verstoord (Bijlage 2). De onderlinge verschillen in bodemtype tussen de plots met grove den zijn aanzienlijk (Figuur 13).

Het plot Tongerense heide ligt in een bosreservaat met bodems die in het verre verleden plaatselijk verstoord kunnen zijn, maar over het geheel genomen duidelijk minder verstoord waren dan het plot Nunspeet (Bijlage 2). Dit verschil in verstoring verklaart waarschijnlijk de verschillen in koolstofvoorraad die in het bosreservaat aanzienlijk hoger waren dan in de beheerde grove den opstanden (Tabel 8, Figuur 13). Het Lierderbos staat ook op leemarme bodem. Hier gaat het echter om matig fijnzandige stuifzandgronden. Opvallend is dat de koolstofvoorraad in de minerale bovengrond aanzienlijk minder was dan in de andere twee arme plots, ondanks de aanwezigheid van overstoven humuslaagjes. De voor de hand liggende verklaring hiervoor is de relatief geringe leeftijd van de bodem. De bodemvorming is veel minder ver gevorderd waardoor minder humus in de bovengrond is geaccumuleerd (Figuur 13). In de stuifzanden zijn duinvaaggronden (De Bakker en Schelling 1989) ontwikkeld, die echter op veel plekken tekenen van beginnende podzolizatie vertonen (ontwikkeling van uitlogingslagen die variëren van micropodzols tot wat dikkere AE- en E-horizonten). Ook was vorming van een vage bruine B-horizont plaatselijk zichtbaar (vorstvaaggronden). Hoewel deze vorstvaaggronden veelal gezien worden als een overgangsfase naar holtpodzolgronden, zijn ze

hier een tussenstadium in de ontwikkeling naar een veel armere humuspodzolgrond (haarpodzol). De overheersende humusvormen waren humus- en bosmormoders (Van Delft et al., 2006). Dit deel van het Lierderbos is omrasterd, zodat logischerwijs recente zwijneninvloed ontbreekt. Plaatselijk heeft de beheerder binnen het plot jonge boompjes aangeplant in de vorm van kloempjes (aangelegd in het project Revitalisering laagproductief bos, uit de klimaatenvolpe Klimaatslim Bos, Natuur en Hout). Deze kloempjes zijn bij de bemonstering overigens vermeden. Uit de analyses bleken de C/N-verhoudingen in de monsters uit het Lierderbos duidelijk lager te liggen dan elders (Bijlage 2). Mogelijk dat er sprake is van verwaaide bemesting vanuit de verjongingslocaties.



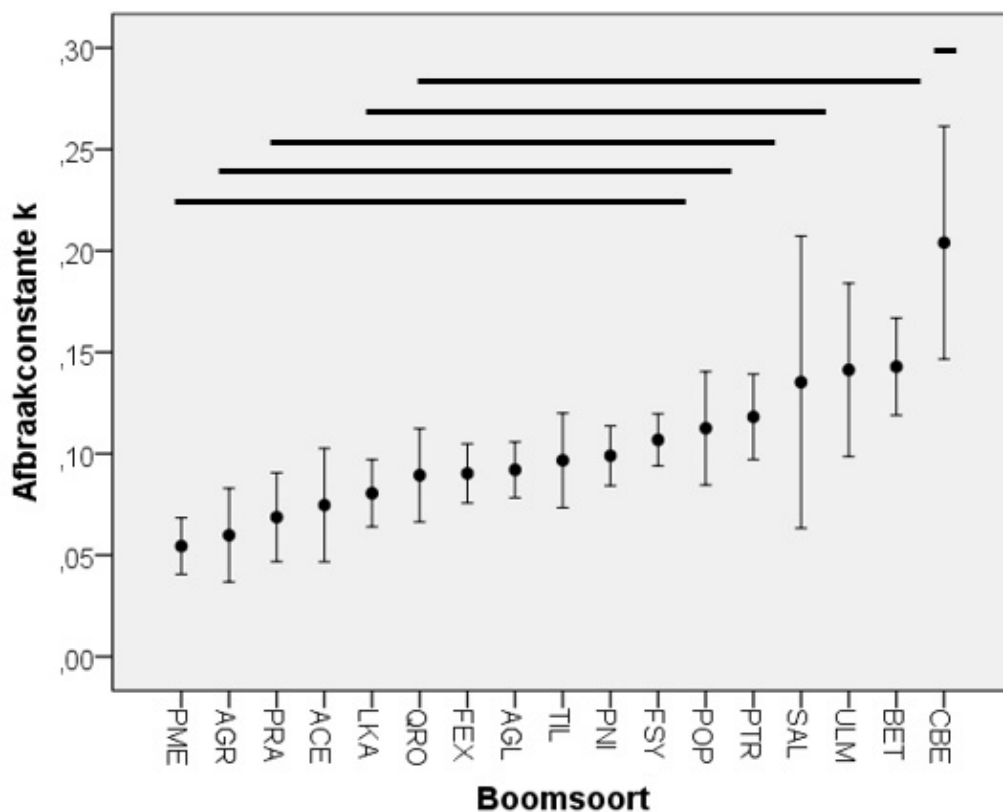
**Figuur 13** Representatieve bodems en humusprofielen voor Grove den.

De koolstofvoorraden van de plots op de wat rijkere bodems lijken gemiddeld lager dan die op de armere gronden (Tabel 8, Figuur 13). Binnen de groep rijkere plots heeft de onbeheerde variant een duidelijk hogere koolstofvoorraad. Het beheerde plot in Ugchelen heeft een afwijkend lage voorraad in de minerale bovengrond. Dit monstervlak had plaatselijk een dun stuifzanddekje dat echter te weinig frequent voorkwam om de lage waarden te verklaren. Wel was de verstoring door zwijnen relatief groot. De iets hoger C/N-verhoudingen in vergelijking met ander leemhoudende plots duidt weliswaar op een mineralogisch iets armer moedermateriaal, maar lijkt het grote verschil toch niet geheel te kunnen verklaren. Misschien is de leeftijd van de opstand lager dan de andere plots.

### 3.3 LogLife-analyse

Er werd in de verzamelde stamstukken van het LogLife-project een brede range in afbraaksnelheden gevonden over de verschillende boomsoorten (Figuur 14, Tabel 10). De douglas vertoont het minste verlies aan dichtheid in de eerste vier jaar ( $k = -0.0545$ ), terwijl de haagbeuk een bijna viermaal zo grote afbraakconstante heeft ( $k = -0.2040$ ).

Van een aantal soorten zijn zowel in Schovenhorst als in Flevoland stammen uitgelegd. Dit leidde niet tot duidelijke verschillen in afbraaksnelheid tussen deze twee afbraakmilieus (ANOVA, effect van afbraakmilieu:  $p = 0.85$ , Figuur 15). Voor de afbraakconstanten kunnen dus de waarden uit de tabel worden aangehouden.

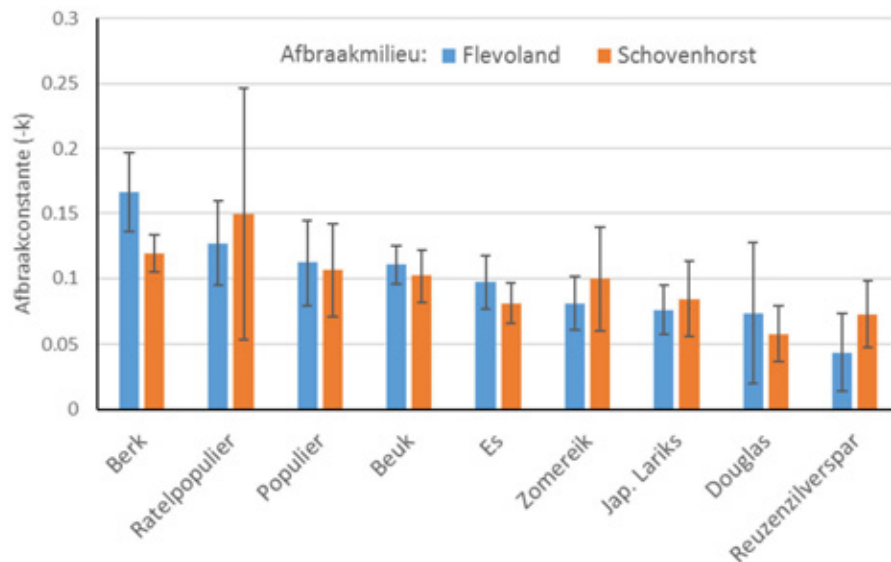


**Figuur 14** Afbraakconstanten  $k$  voor 17 boomsoorten uit LogLife. De waarde voor  $k$  is uitgedrukt als absolute waarde van het gemiddelde per boomsoort. De foutenbalken geven het 95%-betrouwbaarheidsinterval weer. Hoe hoger de waarde van  $k$ , hoe sneller de afbraak. Soorten die verbonden worden door eenzelfde lijn verschillen niet significant van elkaar.

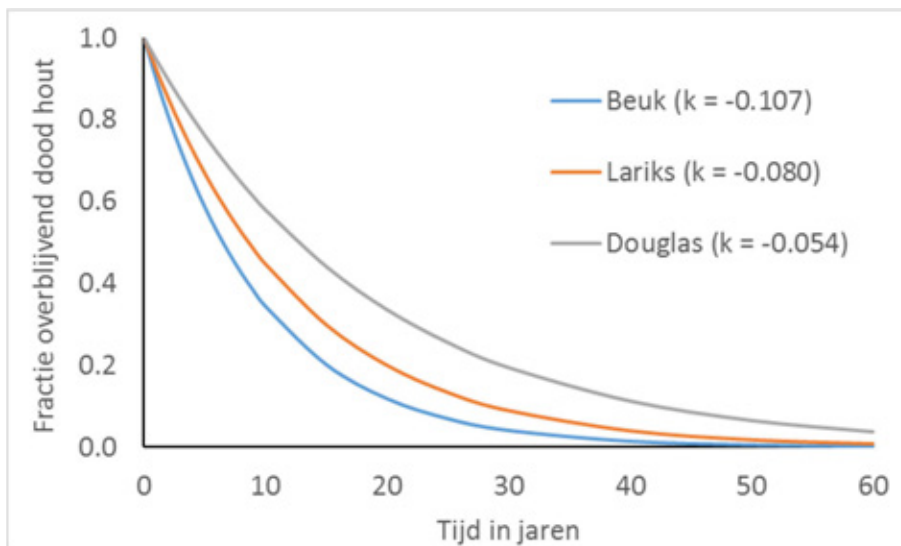
Gebruikte afkortingen: PME = douglas, AGR = reuzenzilverspar, PRA = boskers, ACE = gewone esdoorn, LKA = Japanse lariks, QRO = zomereik, FEX = es, AGL = els, TIL = linde, PNI = Corsicaanse den, FSY = beuk, POP = populier, PTR = ratelpopulier, SAL = wilg, ULM = gladde iep, BET = berk, CBE = haagbeuk.

**Tabel 10** Afbraakconstanten per boomsoort, berekend als gemiddelden (en standaard fout) over het aangegeven aantal bomen.

Soort	k	st.fout	aantal	Soort	k	st.fout	aantal
berk	-0.1429	0.0106	10	iep	-0.1413	0.0154	5
beuk	-0.1068	0.0056	9	Japanse lariks	-0.0805	0.0073	10
boskers	-0.0687	0.0079	5	linde	-0.0967	0.0084	5
Corsicaanse den	-0.0990	0.0046	4	populier	-0.1126	0.0118	8
douglas	-0.0545	0.0060	10	ratelpopulier	-0.1181	0.0091	10
els	-0.0921	0.0050	5	reuzenzilverspar	-0.0598	0.0100	9
es	-0.0903	0.0063	9	wilg	-0.1353	0.0259	5
gewone esdoorn	-0.0747	0.0065	3	zomereik	-0.0894	0.0100	9
haagbeuk	-0.2040	0.0207	5				



**Figuur 15** Het effect van afbraakmilieu op de afbraaksnelheid. Alleen soorten die zowel in Flevoland als op Schovenhorst zijn uitgelegd, zijn weergegeven. Getoond zijn de gemiddelden voor  $k$  per boom, en de standaardfout.



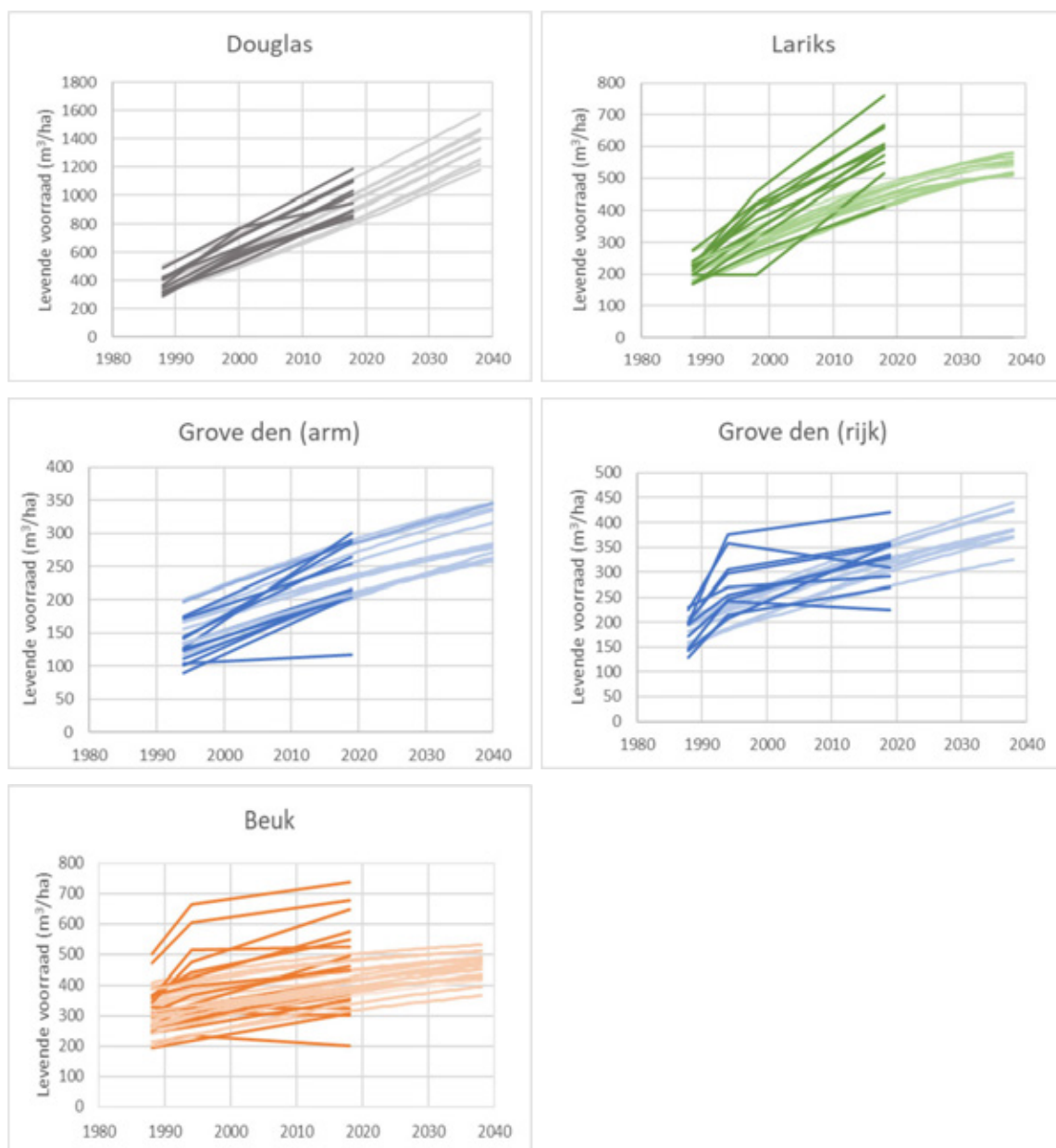
**Figuur 16** Afbraak van dood hout in de tijd, op basis van geschatte afbraakconstanten  $k$  uit LogLife. Afbraak is geschat over een periode van vier jaar, met stammen van ongeveer 20 cm diameter.

## 3.4 Modellering koolstofvastlegging

### 3.4.1 Ontwikkeling steekproefcirkels onbeheerde situatie

Evenals in de metingen tonen de modelsimulaties zonder beheer een aanzienlijke toename van de staande voorraad (Figuur 17). Op de rijkere groeiplaatsen wordt de ontwikkeling van het staande volume onderschat voor lariks en beuk. Dit komt omdat het EFISCEN Space-model geen expliciete hoogtegroeï heeft, maar het volume voor een boom met een bepaalde diameter schat aan de hand van de gemiddelde relatie tussen diameter en volume zoals bepaald voor een representatieve set bomen voor heel Nederland. De bomen in de reservaten vertonen dus een sterkere hoogtegroeï dan gemiddeld in Nederland. Dit zorgt ook voor afwijkingen in de beginsituatie ten opzichte van de metingen (Tabel 11). De toename in grondvlak wordt over het algemeen redelijk goed gesimuleerd, evenals de afname in

stamtaal door sterfte (Bijlage 3). In een aantal steekproefcirkels trad vestiging van nieuwe bomen op, maar dit kon niet door het model wordt gesimuleerd, omdat er nog geen ingroeimodel beschikbaar is. Bij lariks is in de simulatie een afvlakking te zien van de bijgroei, terwijl dit uit de metingen (nog) niet blijkt. In de grove dennen lijkt zowel op arme als rijke groeiplaats een lichte afvlakking op te treden. In de metingen op rijke groeiplaats lijkt de afvlakking veel meer schoksgewijs plaats te vinden. Ook bij beuk wordt een afvlakking gesimuleerd, in iets hogere mate dan waargenomen in de steekproefcirkels. In alle simulaties blijft de voorraad toenemen tot het jaar 2040. EFISCEN Space onderschat de bijgroei met zo'n 10-20%, met uitzondering van Japanse lariks (-38%) en grove den op rijke groeiplaats (2% overschatting) (Tabel 11). Hetzelfde patroon is zichtbaar bij de vastlegging van koolstof in de stam. De gebruikte houtdichtheden zijn iets afwijkend, waardoor de verschillen in de bijgroei niet een-op-een terugkomen in de vastlegging. Bij de geschatte vastlegging in totale boombiomassa zijn de verschillen groter en de onderlinge patronen verschillend. Bij beuk is de bijgroei in EFISCEN Space 9% lager, maar de vastlegging in totale boombiomassa is 44% lager. De verhouding tussen de hoeveelheid biomassa in stam en overige delen van de boom in EFISCEN Space is dus veel lager dan in de gebruikte LULUCF-factor bij de metingen. Bij grove den geldt het tegenovergestelde, waarbij de afwijking in vastlegging in biomassa 15 procentpunt hoger is dan de afwijking in de bijgroei.



**Figuur 17** Ontwikkeling van de levende voorraad zoals gemeten (donkere lijnen) en gesimuleerd (lichte lijnen) voor de verschillende bostypen in de bosreservaten Pijpebrandje (beuk en lariks), Het Leesten (douglas, lariks, grove den rijk) en Tongerense Heide (grove den arm).

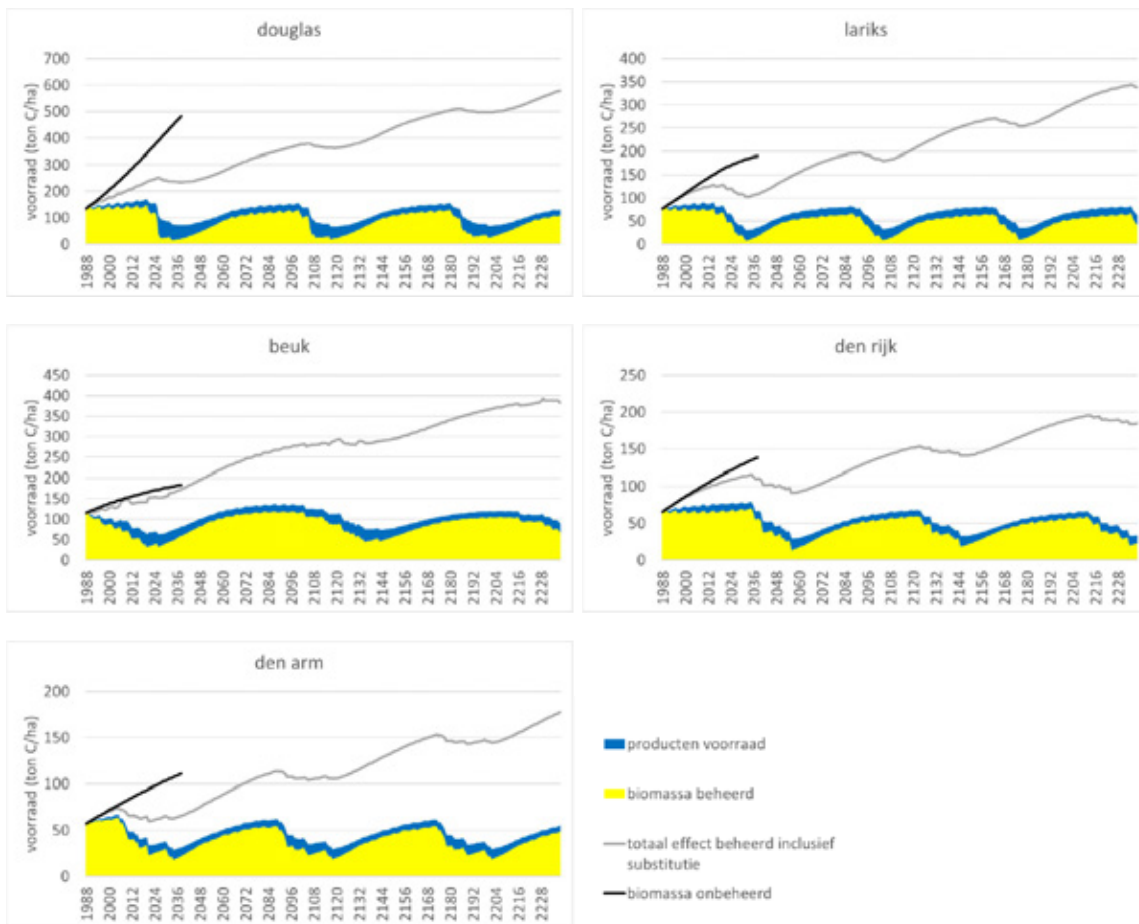
**Tabel 11** Vergelijking tussen gemeten en gesimuleerde waarden voor levend volume, bijgroei, koolstofvoorraad en -vastlegging in stam en totale biomassa, tussen de eerste en laatste meting.

		volume			koolstof stam			koolstof biomassa		
		begin	eind	bijgroei	begin	Eind	vastlegging	begin	Eind	vastlegging
		(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha)	(m <sup>3</sup> /ha/jr)	(tC/ha)	(tC/ha)	(tC/ha/jr)	(tC/ha)	(tC/ha)	(tC/ha/jr)
meting	beuk	315	442	<b>4.2</b>	94	132	<b>1.3</b>	223	313	<b>3.0</b>
	douglas	363	980	<b>20.6</b>	89	240	<b>5.0</b>	144	391	<b>8.2</b>
	grove den (arm)	129	231	<b>4.1</b>	30	53	<b>0.9</b>	37	68	<b>1.2</b>
	grove den (rijk)	184	318	<b>4.3</b>	43	74	<b>1.0</b>	54	96	<b>1.4</b>
	lariks	219	593	<b>12.5</b>	58	157	<b>3.3</b>	73	197	<b>4.1</b>
EFISCEN Space	beuk	278	394	<b>3.9</b>	82	116	<b>1.1</b>	123	173	<b>1.7</b>
	douglas	390	929	<b>18.0</b>	90	213	<b>4.1</b>	136	328	<b>6.4</b>
	grove den (arm)	162	242	<b>3.2</b>	35	52	<b>0.7</b>	57	86	<b>1.2</b>
	grove den (rijk)	182	319	<b>4.4</b>	39	69	<b>1.0</b>	66	114	<b>1.6</b>
	lariks	217	450	<b>7.8</b>	51	106	<b>1.8</b>	77	158	<b>2.7</b>
vergelijking	beuk	-12%	-11%	<b>-9%</b>	-13%	-12%	<b>-10%</b>	-45%	-45%	<b>-44%</b>
	douglas	7%	-5%	<b>-13%</b>	1%	-11%	<b>-18%</b>	-6%	-16%	<b>-22%</b>
	grove den (arm)	26%	5%	<b>-22%</b>	16%	-2%	<b>-26%</b>	55%	27%	<b>-7%</b>
	grove den (rijk)	-1%	0%	<b>2%</b>	-9%	-6%	<b>-2%</b>	21%	19%	<b>17%</b>
	lariks	-1%	-24%	<b>-38%</b>	-12%	-33%	<b>-45%</b>	5%	-20%	<b>-35%</b>

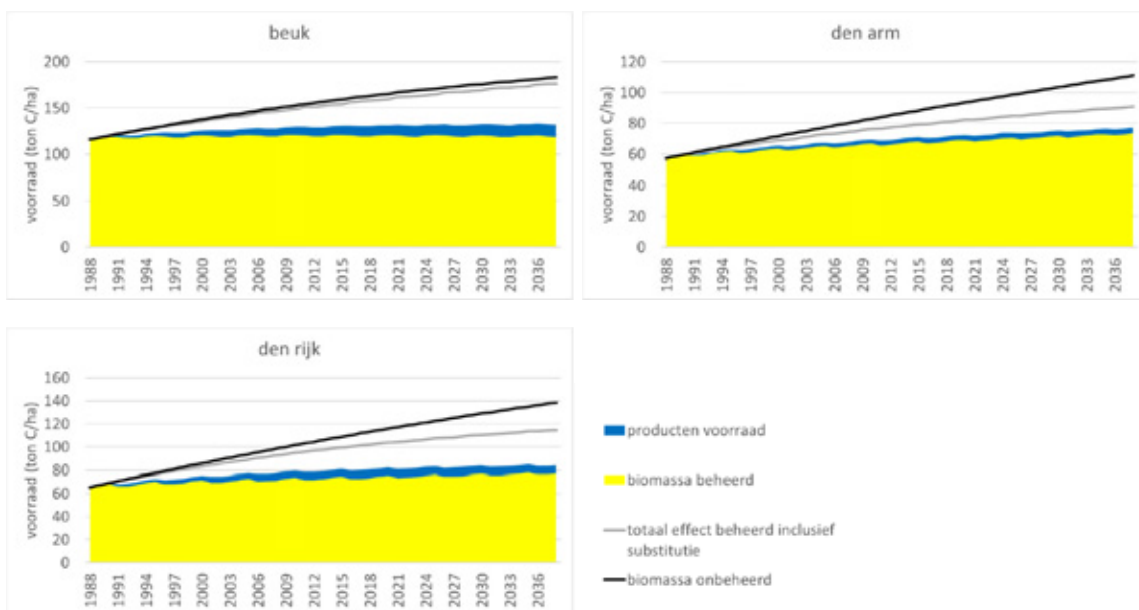
### 3.4.2 Ontwikkeling steekproefcirkels beheerde situatie

Figuur 18 geeft een beeld van de koolstofbalans van de geselecteerde steekproefcirkels onder een multifunctioneel beheer. In alle gevallen blijft de hoeveelheid koolstof in de biomassa ongeveer constant door regelmatig ingrijpen, totdat eindkap en verjonging plaatsvinden. Door de onregelmatigere diameterverdeling van de beuken tussen de gesimuleerde steekproefcirkels vindt de verjonging meer gespreid in de tijd plaats, terwijl in de andere simulaties de verjonging van alle cirkels in een relatief korte periode gebeurt. Opvallend is dat de voorraad koolstof in producten in alle gevallen laag is (20-30%) ten opzichte van de voorraad in de biomassa. Ook het substitutie-effect door gebruik van het hout(afval) als energie is klein in vergelijking met de koolstof in de biomassa. Het effect van materiaalsubstitutie is daarentegen aanzienlijk, met aan het einde van de eerste volledige rotatie (na een eeuw) ongeveer evenveel substitutie-effect als er koolstof in de biomassa zit. De vergelijking tussen de beheerde en onbeheerde situatie is lastig, omdat niet duidelijk is op welk niveau en op welke termijn de biomassa – en daarmee de koolstofvoorraad – in de onbeheerde situatie zich zal stabiliseren. Bij douglas lijkt de accumulatie nog niet af te vlakken en lijkt het aannemelijk dat gedurende de gehele simulatieperiode van tweehonderdvijftig jaar de koolstofvoorraad in de onbeheerde situatie groter is dan in de beheerde situatie. Bij beuk daarentegen lijkt het totale koolstofeffect van de beheerde situatie na het jaar 2050 die van de onbeheerde situatie te overstijgen. Bij lariks laat de simulatie een afvlakking zien, terwijl daar in de metingen nog niet echt sprake van is. Daarmee zal het compensatiepunt waarschijnlijk ergens in de tweede helft van de 22<sup>e</sup> eeuw liggen. Ook voor grove den lijkt het compensatiepunt in deze orde van grootte te liggen. Op de korte termijn (10-20 jaar) is er bij grove den en lariks nauwelijks verschil in effect tussen de beheerde en onbeheerde situatie, terwijl bij beuk en douglas de onbeheerde situatie duidelijk wel een groter koolstofeffect heeft.

Ook onder een natuurgericht beheer compenseert het gebruik van hout de lagere voorraad koolstof in de biomassa niet (Figuur 19). Ook hier duurt het zo'n 10-20 jaar voordat de verschillen goed zichtbaar worden.



**Figuur 18** Vergelijking van koolstofeffecten (voorraad in ton C/ha) in simulaties voor de geselecteerde steekproefcirkels met en zonder multifunctioneel beheer over de periode 1988-2234. In de onbeheerde situatie ligt alleen koolstof opgeslagen in de biomassa. In de beheerde situatie bestaat de totale mitigatiebijdrage uit opslag in de biomassa, opslag in de houtproducten en vermeden uitstoot door substitutie, cumulatief over de gehele simulatie.

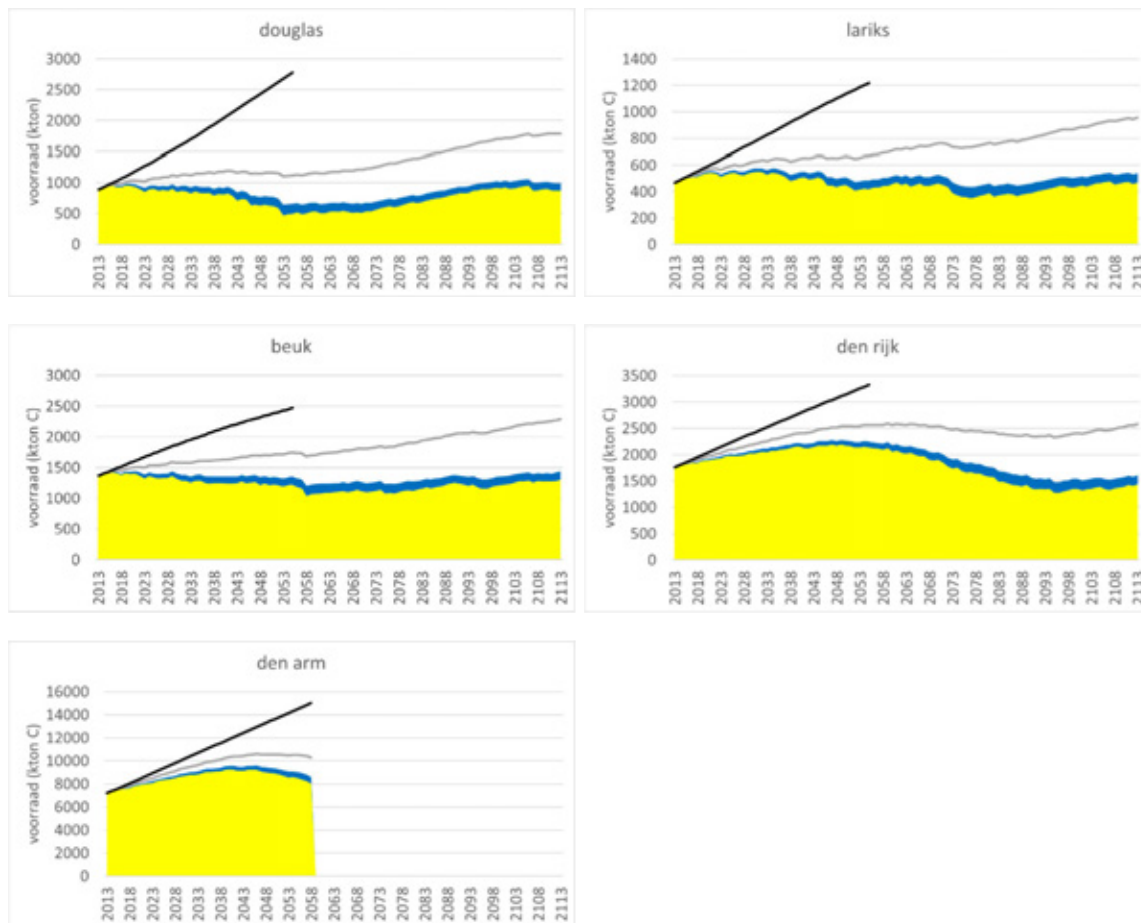


**Figuur 19** Vergelijking van koolstofeffecten (voorraad in ton C/ha) in simulaties voor de geselecteerde steekproefcirkels met en zonder natuurgericht beheer tussen 1988 en 2038. In de onbeheerde situatie ligt alleen koolstof opgeslagen in de biomassa. In de beheerde situatie bestaat de totale mitigatiebijdrage uit opslag in de biomassa, opslag in de houtproducten en vermeden uitstoot door substitutie, cumulatief over de gehele simulatie.

### 3.4.3 Opschaling maatregel uitstellen van oogst

Om te kijken hoeveel het uitstellen van de oogst in totaal op zou kunnen leveren, zijn met EFISCEN Space alle NBI-6 plots gesimuleerd, gedomineerd door de onderzochte boomsoorten, op de betreffende groeiplaatsen, met en zonder beheer (Figuur 20, Tabel 12). In alle gevallen levert de onbeheerde situatie op de korte termijn een groter koolstofeffect op, ook na correctie voor substitutie-effecten. Per hectare levert het uitstellen van oogst bij douglas het meest op (netto 5,6 ton C/ha/jr, gelijk aan 20,5 ton CO<sub>2</sub>/ha/jr), en het minst bij grove den op arme groeiplaatsen (netto 0,6 ton C/ha/jr, gelijk aan 2,3 ton CO<sub>2</sub>/ha/jr). Door het grote oppervlak den op arme groeiplaats is de totale potentie hier het grootst (netto 48 kton C of 177 kton CO<sub>2</sub> per jaar) en het kleinst voor lariks vanwege het lage oppervlak (netto 9 kton C of 32 kton CO<sub>2</sub> per jaar).

Het uitstellen van de oogst in bossen gedomineerd door douglas, lariks, beuk en grove den op de rijkere zandgronden en grove den op armere zandgronden, kan in totaal leiden tot 197 kton C (724 kton CO<sub>2</sub>) extra vastlegging per jaar in de biomassa. Daarbij moet rekening worden gehouden met minder vastlegging in producten waardoor het effect vermindert tot 170 kton C (624 kton CO<sub>2</sub>) per jaar. Daarnaast treden nog substitutie-effecten op die het netto-effect verminderen tot 116 kton C (425 kton CO<sub>2</sub>) per jaar. Hierbij zitten er flinke onzekerheden, met name in het effect van niet oogsten op de groei en in de substitutiefactoren. Dood hout en bosbodem zijn nog lastig te kwantificeren, maar aangenomen kan worden dat deze het beeld niet doorslaggevend zullen veranderen.



**Figuur 20** Vergelijking van koolstofeffecten (voorraad in ton C/ha) in simulaties voor de NBI-6 punten gedomineerd door de betreffende boomsoort op de betreffende groeiplaats, met en zonder multifunctioneel beheer voor de periode 2013-2113. In de onbeheerde situatie ligt alleen koolstof opgeslagen in de biomassa. In de beheerde situatie bestaat de totale mitigatie bijdrage uit opslag in de biomassa, opslag in de houtproducten en vermeden uitstoot door substitutie, cumulatief over de gehele simulatie.



**Tabel 12** Effect van opschaling van de maatregel uitstellen van oogst voor de onderzochte boomsoorten, gemiddeld jaarlijks effect over de periode 2013-2030.

	kton C/jaar					kton CO <sub>2</sub> /jaar						
	rijk			arm		rijk			arm			
	douglas	lariks	beuk	grove den	grove den	totaal	douglas	lariks	beuk	grove den	grove den	totaal
oppervlakte (ha)	4917	4215	6791	16625	77390	109938	4917	4215	6791	16625	77390	109938
bosbiomassa	42	13	33	23	86	197	153	48	120	86	316	724
dood hout												
bodem												
producten	-5	-1	-5	-3	-12	-27	-18	-5	-19	-12	-46	-100
substitutie producten	-8	-3	-9	-6	-22	-47	-30	-9	-31	-21	-81	-174
substitutie energie	-1	0	-1	-1	-3	-7	-4	-1	-4	-3	-13	-26
<b>Netto-effect</b>	<b>27</b>	<b>9</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>48</b>	<b>116</b>	<b>101</b>	<b>32</b>	<b>66</b>	<b>49</b>	<b>177</b>	<b>425</b>
	<b>ton C/ha/jaar</b>											
bosbiomassa	8.5	3.1	4.8	1.4	1.1	1.8	31.2	11.4	17.7	5.2	4.1	6.6
dood hout												
bodem												
producten	-1.0	-0.3	-0.8	-0.2	-0.2	-0.2	-3.7	-1.3	-2.8	-0.7	-0.6	-0.9
substitutie producten	-1.7	-0.6	-1.3	-0.4	-0.3	-0.4	-6.2	-2.2	-4.6	-1.3	-1.0	-1.6
substitutie energie	-0.2	-0.1	-0.2	0.1	0.0	-0.1	-0.8	-0.3	-0.6	-0.2	-0.2	-0.2
<b>Netto-effect</b>	<b>5.6</b>	<b>2.1</b>	<b>2.6</b>	<b>0.8</b>	<b>0.6</b>	<b>1.1</b>	<b>20.5</b>	<b>7.6</b>	<b>9.7</b>	<b>3.0</b>	<b>2.3</b>	<b>3.9</b>

---

## 4 Discussie en conclusies

Het instellen van het bosreservatenprogramma in de jaren tachtig van de vorige eeuw, biedt nu de unieke mogelijkheid om de spontane ontwikkelingen te volgen in bossen waar niet wordt ingrepen. Het is daardoor mogelijk te volgen hoe de bossen groeien, hoe de soortensamenstelling verandert, de hoeveelheid dood hout toeneemt en hoe de organische stof accumuleert op en in de bodem. In dit project zijn van drie bosreservaten heropnamen gemaakt, waardoor de spontane ontwikkeling over een periode van dertig jaar kon worden gevolgd. Dit biedt een inkijk in de potentie van het Nederlandse bos om door te groeien naar hogere hout- koolstofvoorraden, waardoor het belang van het Nederlandse bos als koolstofsink verder kan worden versterkt. Tevens bieden de bosreservaten een mogelijkheid om betere schattingen te maken van de afbraaksnelheid van dood hout en de gevolgen van het achterwege blijven van beheer op de koolstofvoorraad in de bosbodem.

Voor een goede vergelijking tussen een beheerde en een onbeheerde situatie, is het noodzakelijk om inzicht te krijgen in de ontwikkelingen in voorraad, bijgroei en veranderingen van de koolstofvoorraad in de bodem in onbeheerd bos over een langere periode dan hier geobserveerd. Daarnaast is inzicht nodig in de dynamiek van de koolstofvoorraad in het bos en in houtproducten, en in substitutie-effecten van het gebruik van hout voor de beheerde situatie. Hiervoor is een modelmatige benadering gekozen door met het EFISCEN Space-model een schatting te maken van de effecten van uitstellen van de oogst ten opzichte van een scenario waarin hout wordt geoogst, aansluitend op de huidige praktijk van het bosbeheer. Daarin is het mogelijk om de effecten op de koolstofdynamiek verder uit te werken, waarbij niet alleen naar de voorraden in levende biomassa en organische stof wordt gekeken, maar tevens naar de voorraad in houtproducten en substitutie-effecten meegenomen kunnen worden van het gebruik van het geoogste hout in de biobased economy, gebruikmakend van de productenmodule uit CO2Fix.

Het Nederlandse bos is relatief jong. In de periode 1900-1980 is veel bos aangelegd, eerst op stuifzanden en heideterreinen en later in de polders. Het meeste bos werd vlaktegwijs beheerd, waardoor de meeste opstanden eenvormig waren wat betreft structuur en soortensamenstelling. Na 1980 is het beheer veel meer gericht geweest op het bevorderen van structuur en menging van soorten. Deze ontwikkeling heeft duidelijk invloed (Schelhaas et al., 2014), maar nog steeds zijn veel bossen relatief eenvormig qua structuur en soortensamenstelling.

Het gangbare (multifunctionele) bosbeheer van een opstand gedomineerd door één soort laat zich in grote lijnen als volgt kenmerken. De verjonging vindt plaats door planten of natuurlijke regeneratie. In de dichte fase en/of stakenfase kan eventueel een of meerdere keren gezuiverd worden, waarbij dominante exemplaren met een slechte stamkwaliteit verwijderd worden. Het gaat daarbij bijvoorbeeld om bomen met een gaffel of zware betakking of om individuen van een ongewenste soort. Als de bomen een voldoende takvrij stamstuk hebben (meestal in de stakenfase), worden toekomstbomen aangewezen. Dit zijn de bomen met de potentie om hoge kwaliteit hout te leveren, onder andere geselecteerd op een goede stamvorm, een vitale kroon, weinig betakking en vrij van defecten (scheuren, littekens etc.). Het bosbeheer richt zich vervolgens op het vergroten van de diametergroei van deze bomen via dunningen. Door de toekomstbomen selectief vrij te stellen, vermindert de concurrentiedruk voor deze bomen, waardoor hun diameter sneller kan toenemen dan in ongedunde opstanden. De toekomstbomen worden geoogst als de doeldiameter bereikt is. Als de opstand opener begint te worden door het verwijderen van de toekomstbomen en de overgebleven toekomstbomen de doeldiameter naderen, kan de opstand verjongd worden. Daarbij kan een variabel aantal bomen gespaard worden om te dienen als zaadbron, als beschutting voor de nieuwe generatie, voor het bevorderen van de structuur en/of uit recreatieve overwegingen.

Het effect van het uitstellen van oogst is onder andere afhankelijk van het tijdstip waarop de ingrepen worden gestaakt. Indien er niet wordt gezuiverd, vindt er geen selectie plaats op kwaliteit of soortensamenstelling, maar zal selectie op natuurlijke wijze plaatsvinden. Snelle groeiers en/of bomen

---

die toevallig meer groeiruimte hebben, zullen hierbij de beste uitgangspositie hebben. Als het beheer gestaakt wordt nadat de toekomstbomen zijn aangewezen en een of meerdere keren zijn vrijgesteld, zijn deze bomen degene met de beste uitgangspositie. Wanneer niet meer gedund wordt, zal de diametergroei dus naar verwachting minder groot zijn, omdat de concurrentiedruk toeneemt. Daarnaast zal de sterfte hoger zijn, vooral in het cohort onderdrukte bomen. Als de opstand pas later uit beheer wordt genomen en er al meerdere dunningen zijn geweest, is het stamtal ondertussen flink gereduceerd en hebben de toekomstbomen een sterke concurrentiepositie in de opstand. Niet meer beheren zal hier leiden tot iets verhoogde concurrentie tussen de toekomstbomen met misschien iets lagere diametergroei tot gevolg en een iets hogere sterfte van de niet-toekomstbomen. Als de eindkap niet wordt uitgevoerd, kunnen de bomen doorgroeien tot grote dimensies, totdat de bomen aftakelen en op natuurlijke wijze sterven. In zo'n aftakelend bos zal op den duur ruimte ontstaan voor vestiging van de nieuwe generatie. Naar verwachting zal op de zeer lange termijn dan een gestructureerd bos ontstaan waar groei en sterfte in evenwicht zijn en de voorraad min of meer stabiel is. De opvolging van deze fases hangt samen met de levensduur van de verschillende boomsoorten. Daarnaast kan de hier geschetste ontwikkeling in hoge mate worden beïnvloed door het optreden van successie en natuurlijke verstoringen en hebben lokale (groeiplaats)omstandigheden een grote invloed. De hier bestudeerde opstanden van douglas, lariks en grove den op rijke groeiplaats waren bij het instellen van de reservaten ongeveer 45 jaar oud en hadden toen al een of meerdere dunningen gehad. Dit is af te leiden uit het grote aantal gezaagde stobbes dat in de eerste opnamen is aangetroffen. De leeftijd van de grove den op arme groeiplaats (Tongerense Hei) varieerde bij aanwijzing van 40 tot 110 jaar. Voor zover bekend, zijn deze opstanden onbeheerd. Er zijn hier in de eerste inventarisatie in 1994 slechts vier gezaagde stobbes gevonden. De leeftijd van de beuken in Pijpebrandje is onbekend, maar de beukenpopulatie heeft een brede range in leeftijden met de oudste exemplaren ver over de tweehonderd jaar oud. Het beheer daarvoor was extensief.

Samengevat leidt niet meer beheren tot veranderingen in groeipatronen van individuele bomen, de groei van de opstand als geheel en de sterfte binnen de opstand en daarmee de ontwikkeling van zowel de levende als de dode voorraad hout. Ook zijn er effecten te verwachten op de structuur van het bos, op de biodiversiteit en op de koolstofvoorraden in strooisel en minerale bodem. De reacties kunnen verschillen per boomsoort, voornamelijk als gevolg van verschillen in schaduwtolerantie en groeipatronen. Wel beheren leidt tot minder koolstof in het bos ten opzichte van de onbeheerde situatie, maar tot meer vastlegging in producten en grotere substitutie-effecten. Op een aantal van deze aspecten gaan we hier verder in.

## 4.1 Sociale positie en diameterontwikkeling individuele bomen

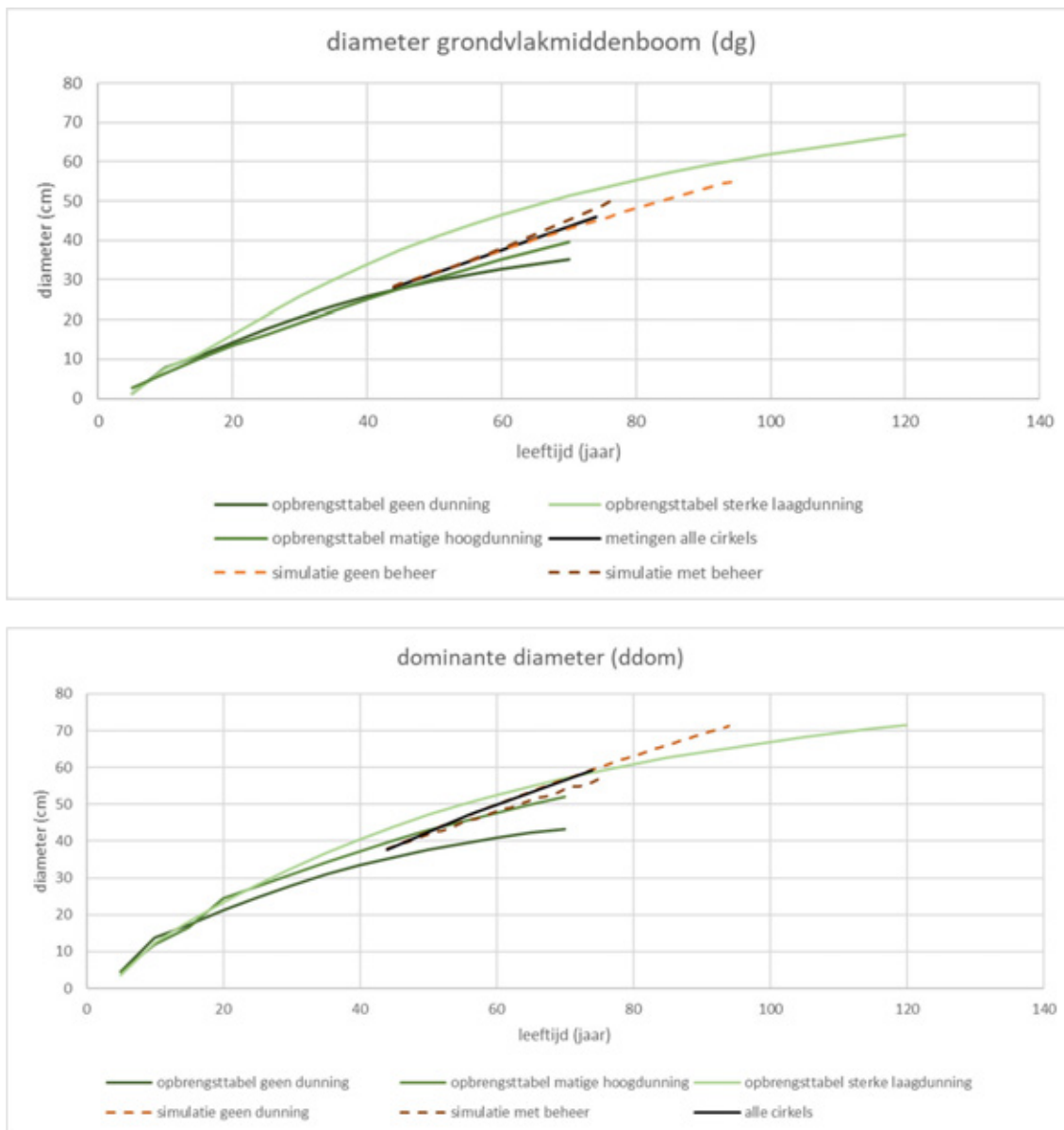
Bomen nemen in een opstand een zekere sociale positie in (relatief grote heersende en mede-heersende bomen, relatief kleine beheerste en verdruchte bomen) en gedurende de ontwikkeling in de tijd blijven deze onderlinge verhoudingen goeddeels behouden. Om te controleren of bomen met de beste uitgangspositie dominant blijven als er niet meer gedund wordt, zijn met behulp van de gegevens uit de steekproefcirkels bomen ingedeeld in drie dikteklassen: bomen hebben een gemiddelde dikte als ze minder dan één standaarddeviatie afwijken van de diameter van de grondvlakmiddenboom ( $d_g$ ) binnen de steekproefcirkel. Bomen zijn dun of dik als ze meer dan een standaarddeviatie afwijken. Vervolgens vergelijken we de indeling in 1988 met die van 2018/2019 (Tabel 13). Bij beuk blijven dominante bomen duidelijk dominant: 90% van de bomen die als dik werden geclassificeerd in 1988 is dat nog steeds in 2018. Bij douglas en lariks is dat lager met respectievelijk 74% en 67%. Bij grove den op rijk zand is slechts 54% van de bomen die als de dikste werden geclassificeerd dat dertig jaar later nog steeds. Bij alle soorten is het merendeel van de bomen die nu als dik worden geclassificeerd afkomstig uit de dikke klasse in 1988, terwijl de rest uit de gemiddelde klasse is doorgegroeid. Slechts één douglas heeft vanuit de dunne klasse in 1988 de dikke klasse in 2018 gehaald. Sterfte treedt vooral op in de lage diameterklassen (Figuur 4). In grote lijnen lijken de onderlinge sociale posities dus gehandhaafd tijdens de periode van niet dunnen. Voor beuk gold dat in zeer sterke mate, wat waarschijnlijk deels te maken heeft met de uitgangspositie: ouder, wat ruimer staand beukenbos waar de concurrentie niet zo hevig is. Voor grove den ging dat het minste op, in deze opstanden zijn bomen vaker van positie gewisseld.

**Tabel 13** Percentages van de dunne, gemiddelde en dikke bomen uit de steekproefcirkels in 1988 die doorgroeiden naar de verschillende dikteklassen in de recentste opname. Ingroei en sterfte blijven hier buiten beschouwing. Getoond worden de vier boomsoorten op leemhoudende stuwwalgronden. In vet de percentages bomen die in dezelfde klasse blijven.

boomsoort	dikteklasse in 1988	dun	dikteklasse in 2018/2019		aantal in 1988
			Gemiddeld	dik	
Beuk	dun	76	24		17
	gemiddeld		95	5	142
	dik		10	90	31
Douglas	dun	73	24	3	33
	gemiddeld	6	86	7	154
	dik		26	74	27
Grove den	dun	65	35		26
	gemiddeld	11	78	11	152
	dik		46	54	37
Lariks	dun	84	16		25
	gemiddeld	10	84	6	195
	dik		33	67	45

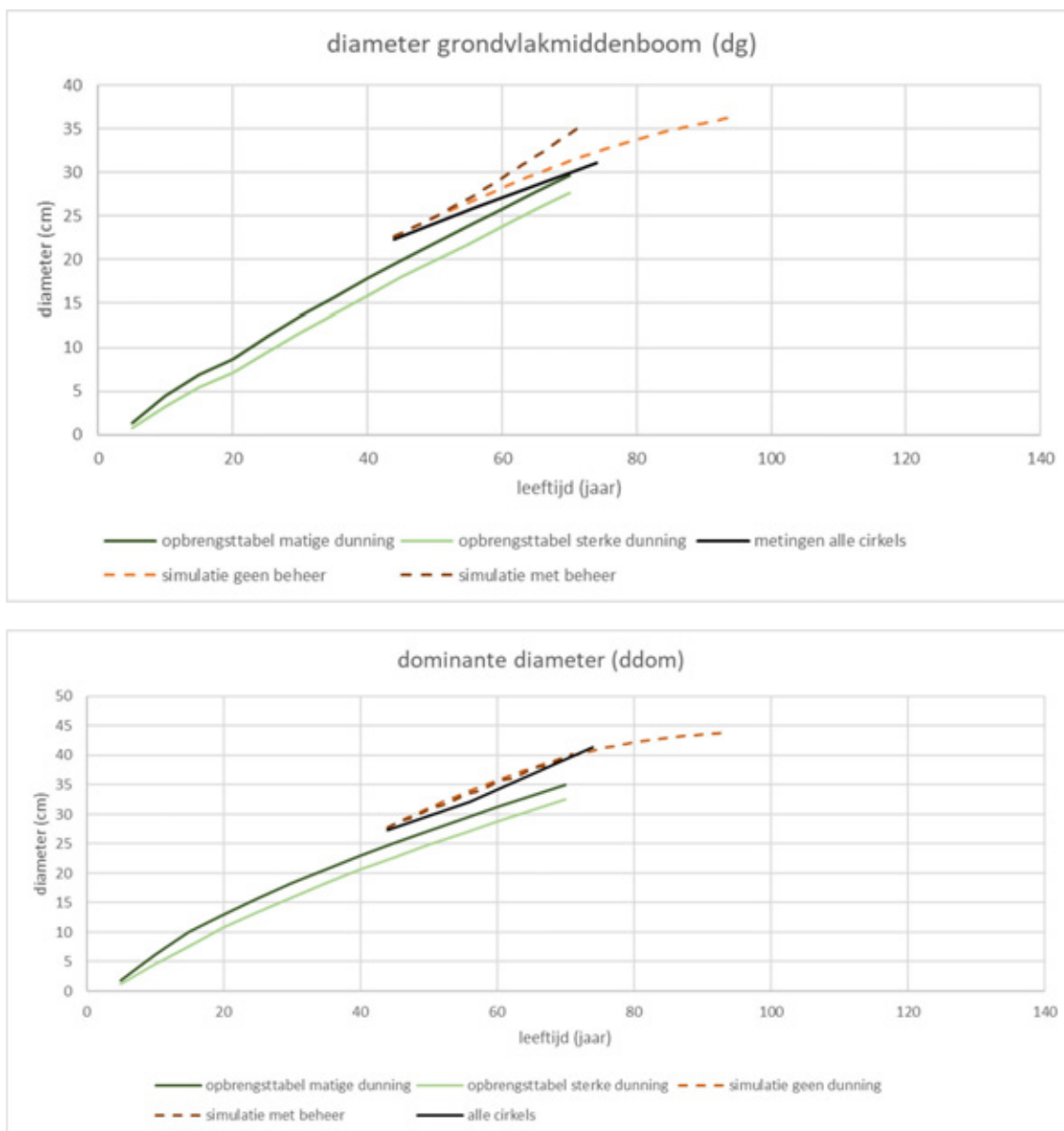
Bij niet meer dunnen is de verwachting dat de diametergroei van individuele bomen achterblijft ten opzichte van de situatie waarin wel gedund wordt, omdat de concurrentiedruk groter is. Waarschijnlijk zal dit effect groter zijn in de onderdrukte bomen dan in de dominante bomen, en leiden tot sterfte. Omdat we geen metingen hebben van beheerde opstanden met dezelfde uitgangssituatie, vergelijken we de metingen in de onbeheerde opstanden met de effecten van dunning in de groei- en opbrengsttabellen (Jansen (2016) voor douglas en Jansen en Oosterbaan (2018) voor de andere soorten), en kijken we naar de resultaten van EFISCEN Space. Met behulp van hoogte en leeftijd tijdens de laatste opname bepalen we de boniteit van douglas op I, beuk op IV, lariks op III, grove den rijk op III en grove den arm op V. De opbrengsttabellen geven zowel de diameterontwikkeling van de hele populatie ( $d_g$ ) als van de dominante bomen, de 100 dikste bomen per hectare ( $d_{dom}$ ). In de metingen bepalen we de  $d_{dom}$  als het gemiddelde van de 5 dikste bomen per cirkel, en uit de simulaties het gemiddelde van de 100 dikste bomen, afgeleid uit de verdeling van de aantallen bomen over de diameterklassen.

In de opbrengsttabellen is er bij douglas een groot effect te zien op de diametergroei van niet dunnen ten opzichte van alle vormen van laagdunning. Alleen de sterke laagdunning is getoond in Figuur 21 ter referentie. Op zeventigjarige leeftijd is het verschil ongeveer 16 cm, bij zowel de gemiddelde diameter als bij de dominante diameter. Hieruit kan afgeleid worden dat er in het systeem van de opbrengsttabellen de dominante bomen last hebben van competitie. De gemiddelde diameter bij aanwijzing tot reservaat kwam overeen met die van de matige hoogdunning, de dominante diameter lag er iets onder (Figuur 22). Het stamtal was met 600 iets hoger dan de opbrengsttabel voor matige hoogdunning aangeeft (543). Matige hoogdunning heeft geen effect op de gemiddelde diameter ten opzichte van niet dunnen. Matige hoogdunning geeft een snellere ontwikkeling van de dominante diameter dan bij niet dunnen, maar minder snel dan bij de laagdunning. Na het stopzetten van de houtoogst zou het logisch zijn te veronderstellen dat de gemiddelde diameter een traject volgt ergens tussen de matige hoogdunning en niet-dunning in. De geobserveerde diameterontwikkeling lag echter nog boven het traject van de matige hoogdunning. Dit gold ook voor de ontwikkeling van de dominante diameter, waarbij zelfs de waarden van de laagdunning gehaald werden. De diametergroei van de douglas op deze leeftijd is dus hoger dan de opbrengsttabellen aangeven, zelfs als er niet gedund wordt. Gezien de snelle ontwikkeling van de dominante diameter lijken de dominante bomen geen last te hebben van onderstandige concurrenten. EFISCEN Space kan de diameterontwikkeling van de onbeheerde douglasopstand goed volgen (zie ook Bijlage 3). In de beheerde situatie neemt de gemiddelde diameter iets sneller toe en de dominante diameter iets minder snel dan in de onbeheerde situatie.



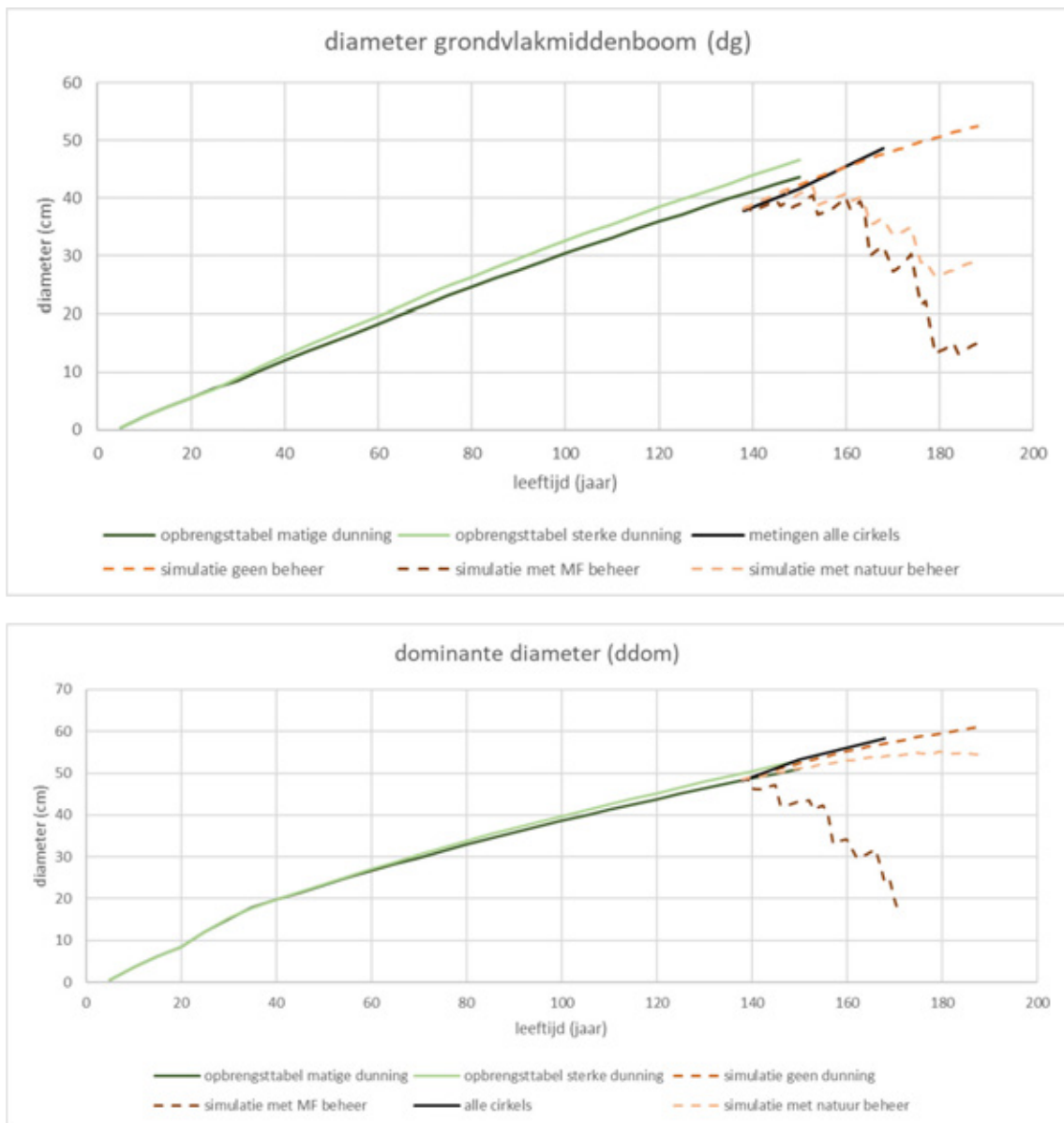
**Figuur 21** Ontwikkeling bij douglas van de diameter van de grondvlakmiddenboom (boven) en de dominante diameter (onder) in de metingen, in de simulaties en in de opbrengsttabellen.

De opbrengsttabellen voor de andere soorten bevatten alleen een matige en een sterke (laag)dunning. Bij alle soorten is het effect van matig of sterk dunnen beperkt, met een iets groter effect op de dominante diameter dan op de gemiddelde diameter (Figuur 22-25). De gemiddelde en dominante diameter bij lariks ten tijde van het uit beheer nemen, waren hoger dan de opbrengsttabel aangeeft (Figuur 22). Waarschijnlijk was er sterker gedund dan de opbrengsttabel aangeeft. Het gemeten stamtaal was ruim 600, tegen 906 in de tabel. Na het stopzetten van beheer nam de gemiddelde diameter veel minder snel toe dan te verwachten viel op basis van de opbrengsttabellen. De gemiddelde diameter wordt iets beïnvloed door het optreden van verjonging, maar het effect is maar klein (ongeveer een cm bij de laatste opname). De groei van de bomen werd dus duidelijk afgeremd door het niet meer dunnen. De stijging van de dominante diameter was ongeveer in lijn met de opbrengsttabellen. De dominante bomen in de opstand hebben dus niet of nauwelijks last gehad van het stopzetten van dunning. Als we corrigeren voor de ingroei, kan EFISCEN Space de diameterontwikkeling redelijk goed volgen. De beheerde simulatie in EFISCEN Space geeft een ontwikkeling van de gemiddelde diameter in lijn met die van de opbrengsttabellen, maar heeft geen effect op de dominante diameter.



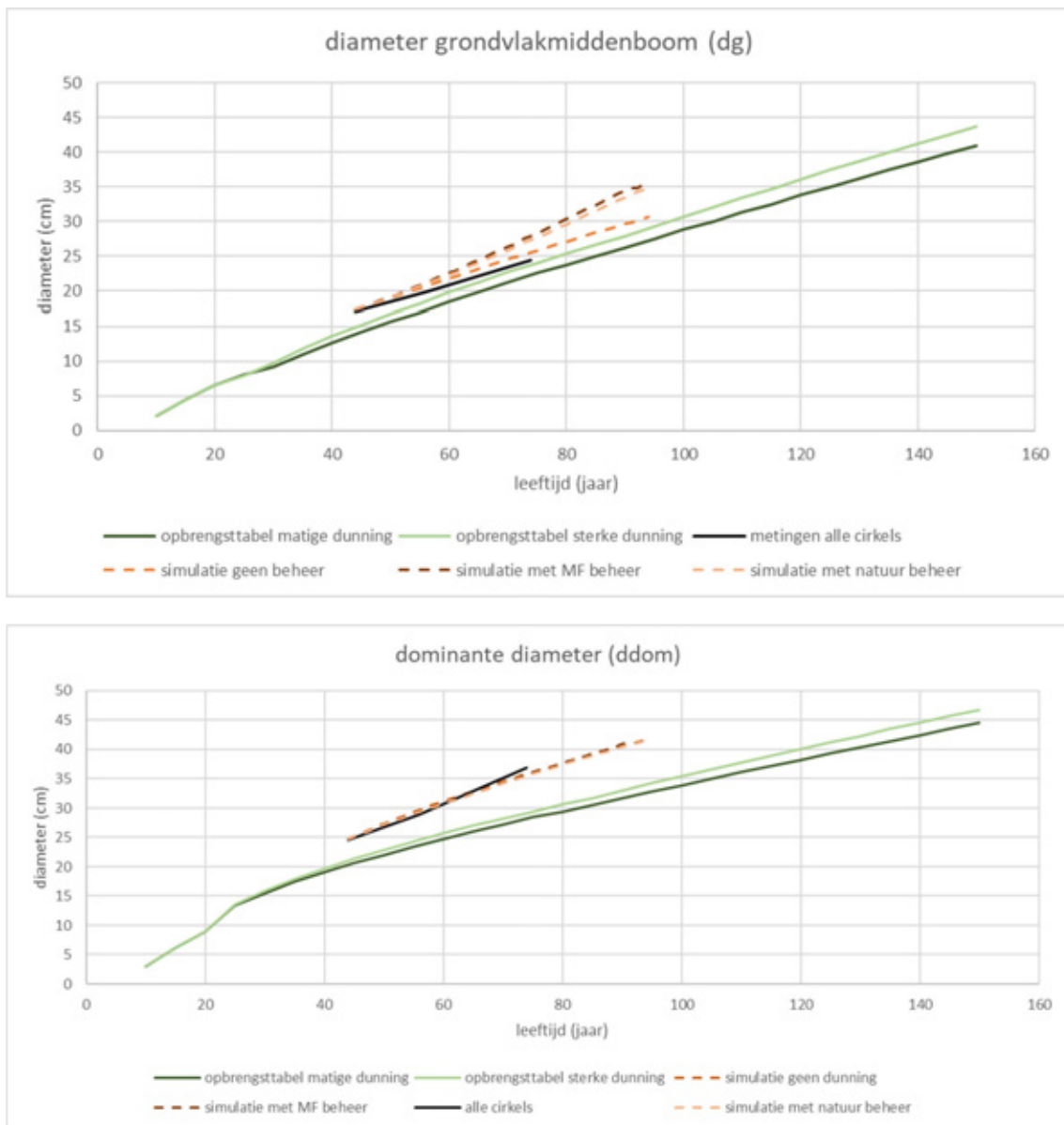
**Figuur 22** Ontwikkeling bij lariks van de diameter van de grondvlakmiddenboom (boven) en de dominante diameter (onder) in de metingen, in de simulaties en in de opbrengsttabellen.

Op de beheerkaart staat voor Pijpbrandje een kiemjaar van 1850, maar de werkelijke leeftijd is onbekend. De gemiddelde diameter lag wat lager dan de opbrengsttabellen bij deze leeftijd, maar de dominante diameter kwam goed overeen (Figuur 23). Het stamtal lag met 289 iets hoger dan in de opbrengsttabel voor matige dunning (265). De gemiddelde en de dominante diameter in de metingen namen iets sterker toe dan te verwachten valt uit de vergelijking met de opbrengsttabellen waar wel beheerd wordt. Zowel de dominante bomen als de overige bomen ondervonden dus weinig hinder van het niet meer dunnen. Mogelijk onderschat de opbrengsttabel de groei van bomen op deze leeftijd. EFISCEN Space volgt de groei in de onbeheerde situatie vrij goed. Zowel bij het multifunctionele beheer als bij het natuurbeheer wordt er geogst, waardoor de diameterontwikkeling fors beïnvloed wordt en er geen conclusies te trekken zijn over de effecten van dunning in het model.



**Figuur 23** Ontwikkeling bij beuk van de diameter van de grondvlakmiddenboom (boven) en de dominante diameter (onder) in de metingen, in de simulaties en in de opbrengsttabellen.

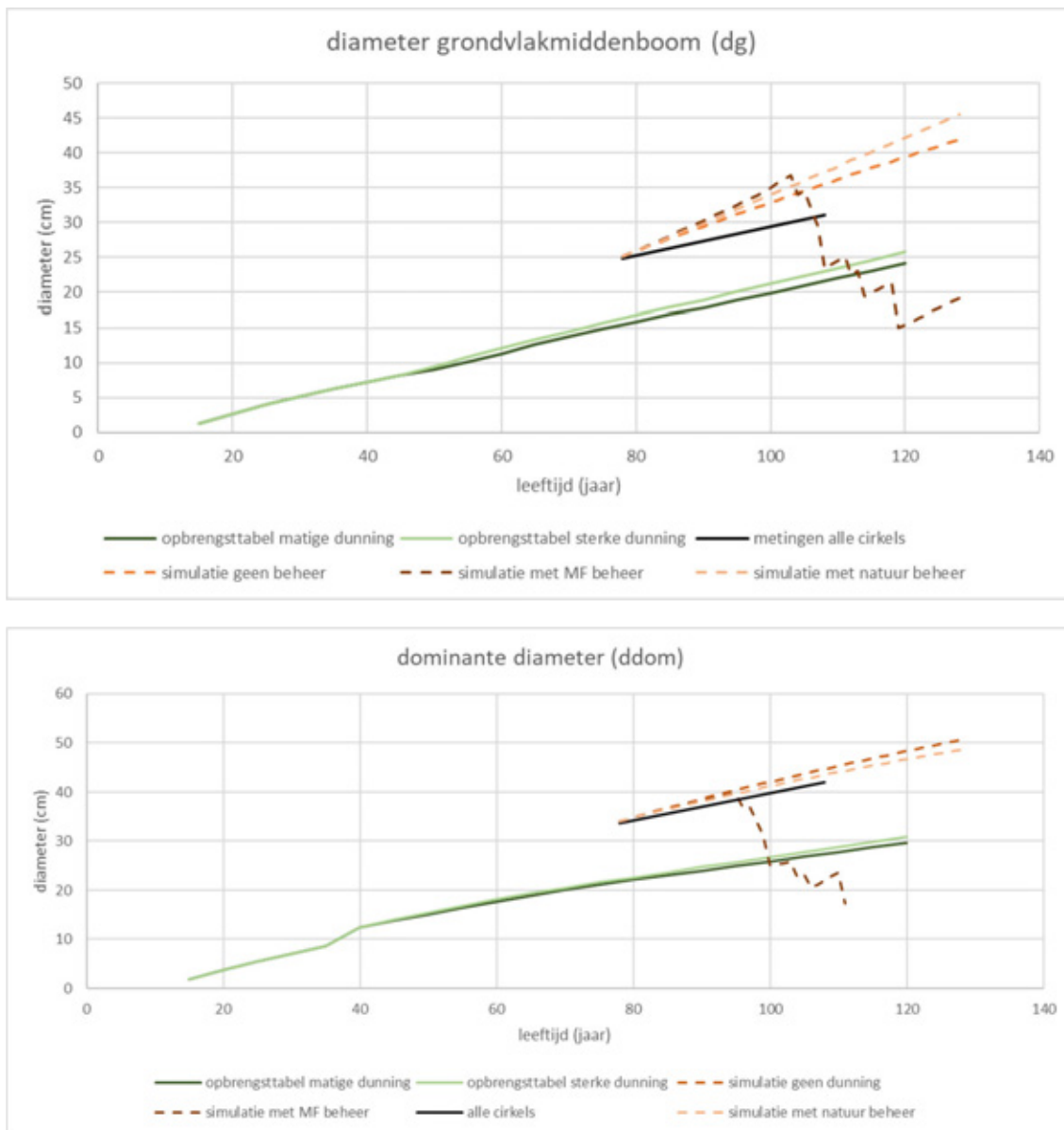
De gemiddelde en de dominante diameter van de grove den in Het Leesten bij aanwijzing tot reservaat lag hoger dan in de opbrengsttabellen. Ook hier was het actuele stamtaal (1200) lager dan de tabellen aangeven (2067). Na stopzetten van de oogst nam de gemiddelde diameter minder snel toe dan op basis van de opbrengsttabellen te verwachten was. De diameter van de dominante bomen nam echter sneller toe dan verwacht. De dominante bomen ondervinden dus geen concurrentie door het stopzetten van de oogst. EFISCEN Space simuleert een iets hogere toename van de gemiddelde diameter doordat er geen ingroei plaatsvindt. Wel beheren heeft in de simulatie vooral effect op de gemiddelde diameter, maar niet op de dominante diameter. De gesimuleerde groei is iets hoger dan de opbrengsttabellen weergeven.



**Figuur 24** Ontwikkeling bij grove den op rijk zand van de diameter van de grondvlakmiddenboom (boven) en de dominante diameter (onder) in de metingen, in de simulaties en in de opbrengsttabellen.

De leeftijd van de grove den in de steekproefcirkels op arme zandgrond varieerde van 40 tot 110 jaar bij aanwijzing. Gemiddeld waren de dennen dus ongeveer 75 jaar oud. De gemiddelde diameter en de dominante diameter liggen echter veel hoger dan gegeven in de opbrengsttabellen bij deze leeftijd. Ook hier speelt de dichtheid van de opstand waarschijnlijk een rol. Het stamtal was met 440 vele malen lager dan de 1800 die de opbrengsttabellen geven, zodat individuele bomen vanaf hun jeugd veel meer groeiruimte tot hun beschikking hadden dan waar de opbrengsttabel van uitgaat. De ontwikkeling van de gemiddelde en dominante diameter lag ongeveer evenwijdig met die van de opbrengsttabellen, dus er lijkt geen effect van niet dunnen op te treden. EFISCEN Space overschat de diametergroei van zowel de gemiddelde als de dominante diameter op deze arme groeiplaats. De afwijking bij de gemiddelde diameter is deels te wijten aan het optreden van verjonging in de steekproefcirkels. Wel of niet beheren heeft ook hier meer invloed op de gemiddelde diameter dan op de dominante diameter. Bij multifunctioneel beheer wordt na verloop van tijd de verjonging ingezet, waardoor de diameterontwikkeling flink wordt beïnvloed.





**Figuur 25** Ontwikkeling bij grove den op arm zand van de diameter van de grondvlakmiddenboom (boven) en de dominante diameter (onder) in de metingen, in de simulaties en in de opbrengsttabellen.

Bij alle soorten wordt de ontwikkeling van de dominante diameter niet geremd door het stopzetten van beheer. Dit blijkt zowel uit de metingen als uit de simulaties. In de opbrengsttabel van douglas is wel een groot effect zichtbaar, maar hierbij wordt vanaf het begin geen dunning aangenomen, terwijl in de gemeten steekproefcirkels over het algemeen eerder al wel beheer heeft plaatsgevonden. In de overige opbrengsttabellen is ook weinig invloed van beheer op de dominante diameter te zien. Dit is vooral het gevolg van het feit dat dominante bomen al vanaf het begin een voorsprong hebben op de hun omringende bomen, waardoor dunning relatief weinig extra groeiruimte oplevert.

Bij douglas en beuk op rijk zand en grove den op arm zand wordt ook de ontwikkeling van de gemiddelde diameter niet beïnvloed. Het stamtal bij de beuk in deze fase is in de tabellen echter laag en de dunning gering, waarmee concurrentie niet een heel grote rol zal spelen. Bij de grove den op arm zand was het stamtal ongeveer een kwart van dat van de tabellen en lijkt daarmee een belangrijke reden voor het uitblijven van concurrentie. Bij een aantal soorten (douglas, beuk, grove den op rijk zand) leek de toename van met name de dominante diameter hoger dan in de opbrengsttabellen.

---

Deze resultaten laten in grote lijnen zien dat het uitstellen van de oogst een relatief klein effect heeft op de diameterontwikkeling van de dikste bomen in een opstand. Als dit tevens toekomstbomen zijn, heeft het uitstellen van oogst als maatregel weinig effect op het productieniveau van deze bomen. In de huidige studie vergelijken we echter relatief oudere bossen. In jonge opstanden is de concurrentieslag nog volop aan de gang. Als daar potentiële toekomstbomen niet meer kunnen worden vrijgesteld (als consequentie van het uitstellen van dunningen), is er grote kans dat een deel daarvan zal worden weggeconcurrereerd door omringende bomen en er dus kwaliteitsverlies (en eventueel ontmenging) zal optreden.

## 4.2 Stijging van de voorraad

In de bosreservaten blijken vooral douglas en lariks tot hoge volumes te kunnen doorgroeien. De staande voorraad van douglasopstanden van nu rond de 75 jaar oud nam de laatste dertig jaar gemiddeld met 21 m<sup>3</sup>/ha/jr toe van gemiddeld 363 tot 980 m<sup>3</sup>/ha (Tabel 4). De nog steeds lineair stijgende voorraad laat zien dat het einde nog niet in zicht is (Figuur 3). Gemiddeld werd per ha per jaar bijna 9 tC vastgelegd (Tabel 5), wat overeenkomt met 33 tCO<sub>2</sub>. De levende voorraad in lariks van vergelijkbare leeftijd nam de afgelopen dertig jaar toe van 219 naar 593 m<sup>3</sup>/ha, en de totale koolstofvoorraad in lariks steeg gemiddeld met 4.4 tC /ha/jr (Tabel 5). Ook in lariks lijkt de groei nog nauwelijks af te vlakken en de levende voorraad zal ook hier de komende decennia nog flink kunnen toenemen.

De groei in beuken- en grove dennenopstanden was beduidend lager. De opnames in de beukenbossen van het Speulderbos lagen allemaal in oud tot zeer oud bos (boombos). De groei vlakt hier langzaam af (Figuur 3), maar bedraagt nog altijd 3 m<sup>3</sup>/ha/jr bij een voorraad van 400-500 m<sup>3</sup>/ha (Tabel 4). De spontane grove dennenbossen van de Tongerense Hei namen slechts 4 m<sup>3</sup>/ha/jr in voorraad toe als gevolg van de open stand en de zeer arme standplaats. De gemiddelde leeftijd van de grove dennen op de leemhoudende stuwwal van Het Leesten was rond de 75 jaar, maar deze bossen lieten slechts een beperkt hogere toename zien (Tabel 4), deels veroorzaakt door hogere sterfte in deze opstanden.

In deze opstanden met een meest gelijkjarige uitgangspositie is de verwachting dat de voorraad in eerste instantie naar een piekvolume zal groeien, maar dat het volumenniveau zich uiteindelijk zal stabiliseren op een wat lager niveau, als sterfte en (in)groei in evenwicht zijn. Op basis van de metingen is niet aan te geven hoe hoog het piekniveau en het stabilisatieniveau zullen zijn, noch wanneer deze bereikt zullen worden. Om toch enig idee te krijgen, geven we hier enkele waarnemingen in reservaten uit het buitenland.

Voor beukenbos in het bosreservaat van het Zoniënwoud bij Brussel wordt een staande voorraad gemeld van 794 m<sup>3</sup>/ha (De Keersmaecker et al., 2002). Deze voorraad betreft bomen met een dbh > 30 cm. In het reservaat in Muritz National Park (Mecklenburg, Duitsland) was de levende voorraad 605 m<sup>3</sup>/ha (von Oheimb et al, 2005), in het Grosi Natural Reserve in Roemenië werden voorraden van 676 m<sup>3</sup>/ha gemeten in de pure beukenbossen (Petritan et al, 2012) en in Uholka (Oekraïne) zelfs 770 m<sup>3</sup>/ha (Commarmot et al., 2005). In het bosreservaat van Fontainebleau was de gemeten staande voorraad beduidend lager, tussen 233-267 m<sup>3</sup>/ha (Wijdeven, 2003), hetgeen gerelateerd is aan recente sterke natuurlijke verstoring door storm. In orde van grootte zouden de Nederlandse beukenbossen wellicht nog wel tot zo'n 550-600 m<sup>3</sup>/ha kunnen doorgroeien. In Roemenië, een optimaal groeigebied voor de beuk, bleek de geaccumuleerde groei (staande voorraad + geogoste biomassa) in onbeheerde beukenbossen lager dan in beheerde bossen van vergelijkbare leeftijd (Bouriaud et al., 2019). Dit laat zien dat in beheerd beukenbos de totale productie hoger kan zijn dan in onbeheerd bos. De gemiddelde voorraden echter van beheerd bos lagen in dezelfde orde van grootte als de voorraad in oud, onbeheerd bos. Dit was ook het geval bij een vergelijking tussen beheerd en onbeheerd beukenbos in Slowakije (Glatthorn et al., 2018) waarin beheerd beukenbos werd vergeleken met oude beukenreservaten. Ook de jaarlijkse netto biomassa-productie verschilde nauwelijks. Uiteraard lagen in de Slowaakse bosreservaten wel grotere volumes aan dood hout. Als globaal gemiddelde bovengrondse biomassa vonden Glatthorn et al. (2018) rond de 450 tC/ha voor langdurig onbeheerd beukenbos. Ter vergelijking:

---

in het oude beukenbos van het Pijpebrandje was de bovengrondse voorraad (incl. dood hout) gemiddeld 263 tC/ha in de meeste recente meting (Tabel 6).

In douglasbossen in Noord-Amerika worden aanzienlijk hogere voorraden gemeten dan in deze studie. In ongedunde douglasopstanden in Oregon (VS) maten Marshall et al. (1992) na veertig jaar een voorraad van 761 m<sup>3</sup>/ha en in Olympia, Washington (VS) vond O'Hara (1989) een totale voorraad van 1091 m<sup>3</sup>/ha na 67 jaar. Er zijn in de VS veel andere studies waarin oudere douglasbossen worden beschreven, maar hier is altijd sprake van een aanzienlijke bijmenging met andere soorten (zie o.a. Freund et al. (2015) en Spies & Franklin, 1991). De hoge voorraad van douglas komt zeer goed overeen met de gemodelleerde voorraad uit de nieuwe opbrengsttabellen voor douglas (Jansen et al. 2016), waarin op zeventigjarige leeftijd voor douglas in de hoogste groeiklasse een voorraad van 879 m<sup>3</sup>/ha wordt gegeven. De geschatte lopende bijgroei op zeventigjarige leeftijd voor douglas lijkt met 12,1 m<sup>3</sup>/ha.jr enigszins onderschat door Jansen et al. (2016). Het is daarentegen wel te verwachten dat de maximale voorraad in oudere douglasbossen ver over de 1000 m<sup>3</sup>/ha zal reiken. In een vergelijking tussen old-growth douglas-hemlock bos en beheerd douglas bos komen Harmon et al. (1990) tot een schatting van een gemiddelde koolstofvoorraad van 550 t/ha in natuurlijk bos, en een gemiddelde van 270 tC voor beheerd bos met een omloop van 75 jaar (waarvan in beide gevallen 56 tC/ha in de bodem, en het overige in bovengrondse en ondergrondse delen en dood hout). Dit betekent dat de gemiddelde lang-termijnkoolstofvoorraad in onbeheerd bos in het noordwesten van de Verenigde Staten tweemaal zo hoog is als in het onbeheerde bos (Harmon et al., 1990).

Doordat er geen onbeheerd oud Douglas bos (d.w.z. >100 jaar oud) in Nederland is, is het lastig om te schatten wanneer de groei zal afvlakken. In het noordwesten van de Verenigde Staten zijn wel oude Douglasbossen aanwezig. Hier wordt het gemiddelde staand volume van een oud (450-500 jaar) Douglas-Hemlockspar bos op 1800 m<sup>3</sup>/ha geschat (Nabuurs & Mohren, 1993). Echter is er ook een opstand gedocumenteerd in het noordwesten van de VS van een vergelijkbare leeftijd die een staand volume van 3600 m<sup>3</sup>/ha had (Fujimore et al., 1976).

Voor lariks konden we geen eenduidige cijfers vinden over de voorraadontwikkeling in oudere ongedunde bossen. Jansen et al. (2018) geven in de opbrengsttabel voor Japanse lariks bij de hoogste groeiklasse op zeventigjarige leeftijd een voorraad van 504 m<sup>3</sup>/ha en een lopende bijgroei van 10.3 m<sup>3</sup>/ha/jr in bossen waarin een matige laagduinning wordt uitgevoerd. Dit komt redelijk overeen met de gemeten voorraden en bijgroei in de ongedunde lariksbossen van Het Leesten en Pijpebrandje (Tabel 4).

Voor grove den hebben we verder niet gezocht naar gegevens over oude grove dennen 'oerbossen'. In ons klimaatgebied zal grove dennenbos zich altijd ontwikkelen naar een bostype dat wordt gedomineerd door andere boomsoorten, zodat het niet mogelijk is te spreken van een gemiddelde voorraad in een zich over een lange tijd spontaan ontwikkelend dennenbos.

Het is al met al niet goed mogelijk aan te geven welke voorraden in Nederland maximaal haalbaar zijn voor de verschillende boomsoorten. De hierboven gepresenteerde gegevens over beuk en douglas zijn veelal gebaseerd op bossen die groeien in een klimaat dat afwijkt van het Nederlandse klimaat en bodems verschillen vaak aanzienlijk met de arme en droge zandgronden van de Veluwe. Verder worden bosreservaten vaak aangewezen in reeds verder ontwikkeld bos, en zijn jongere ontwikkelingsstadia ondervertegenwoordigd. Daardoor geven de reservaten wel een beeld van de voorraadontwikkeling van het oude bos, maar niet van het gemiddelde bos dat onbeheerd blijft. Daarvoor moeten over een langere periode verstoringen gaan ingrijpen in de structuur van de bossen en moet er een meer ongelijkjarige en ongelijkvormige structuur ontstaan. De grootte van de bosreservaten is afgestemd op het zogenaamde minimum structuurareaal van de betreffende bosgemeenschappen (Koop, 1981). Er is echter nog veel tijd nodig alvorens alle structuren aanwezig zijn en een gemiddeld voorraadvolume kan worden bepaald van onbeheerde bossen. Daarnaast is het van belang om zich te realiseren dat het reservoir aan koolstof dat in bossen ligt opgeslagen zeer sterk kan fluctueren als gevolg van grootschalige verstoringen. Als gevolg van zware storm, brand, droogte of ziektes kunnen in vele decennia of eeuwen opgebouwde koolstofvoorraden in korte tijd vrijkomen. Hierdoor zal de totale koolstofvoorraad die gemiddeld in bossen opgeslagen ligt altijd lager zijn dan maximaal mogelijk is. Het is hoogst onzeker in hoeverre het uitstellen van oogst dan wel het beheren van bos deze risico's kan beïnvloeden.

---

## 4.3 Structuur en samenstelling

Een aanzienlijk deel van de Nederlandse bossen is aangeplant, vaak met één soort (zie Schelhaas et al., 2014). Dunning in bossen leidt tot een regelmatige verstoring van het kronendak, waardoor deze niet volledig in sluiting komt en relatief hoge lichtniveaus aanwezig blijven in de ondergroei. Het uitstellen van houtoogst betekent dat het kronendak zich in deze bossen verder zal sluiten waardoor er, bij uitblijven van natuurlijke verstoringen, een sterke verdonkering zal plaatsvinden. Dit leidt tot een afname van de plantengroei op de bosbodem en een verminderde vestiging van nieuwe generaties bomen in het bos (Hommel et al., 2016; Den Ouden et al., 2015; Van Calster et al., 2008; Vandekerkhove, 2019). De sterkte van dit effect is afhankelijk van de boomsoort: in opstanden van boomsoorten met transparante kronen, zoals grove den, lariks en eik, zal het lichtniveau alleen in de jongere bosontwikkelingsfasen laag genoeg om de ondergroei te belemmeren. In opstanden met schaduwwerpende soorten zoals douglas en beuk zullen de lichtniveaus tot ver in de boomfase laag blijven. Er zal dus bij het uitstellen van de oogst een periode aanbreken waarin in veel bossen de ontwikkelingen in de ondergroei zullen stagneren, en pas wanneer door natuurlijke verstoringen het kronendak weer geopend wordt, kan zich weer een ondergroei ontwikkelen. Onderwijl kunnen – als gevolg van het stabiele bosklimaat, het dikker worden van de bomen en het ontstaan van dood hout – allerlei andere levensvormen profiteren, zoals schimmels, insecten, mossen en korstmossen (Vandekerkhove, 2019; Kaufmann et al., 2018).

De metingen in de bosreservaten laat de variatie in bosverjonging goed zien. In de bossen met beuk en douglas treedt relatief weinig ingroei op vanuit de struiklaag (Figuur 5 en 6). De dichtheid van de bossen neemt sterk toe, waarbij het gemiddelde grondvlak in beukenbos toeneemt van 31 naar 40 m<sup>2</sup>/ha, en in de douglasbossen van 37 tot wel 73 m<sup>2</sup>/ha (data niet getoond, zie Bijlage 1). In de beukenbossen van het Pijpebrandje treedt enige ingroei op van vooral beuk, vooral op plekken waar eik in het kronendak aanwezig is, waardoor het beschikbare licht nog voldoende is voor de groei van jonge beuken. Onder oudere beuken vestigen zich geen bomen, uitgezonderd hulst. In het Pijpebrandje treedt onregelmatige sterfte op van oude beuken, maar de opengevallen gaten worden snel opgevuld door de kronen van belendende beuken. Dit geldt ook voor de opengevallen ruimte na de sterfte van eiken. Het laatste decennium wordt verjonging in dit soort tijdelijke, open plekken sterk belemmerd door de hoge wilddruk.

In de douglasopstanden vond, evenals onder beuk, weinig ingroei plaats. Nieuwe individuen betroffen hoofdzakelijk douglas (Figuur 8). Maar in tegenstelling tot deze donkere bostypen was de ingroei van nieuwe individuen in opstanden van grove den en lariks aanzienlijk groter (Figuur 5 en 6). Vooral onder grove den vestigde zich een tweede boomlaag. In de rijke grove dennenbossen in Het Leesten vestigde zich in eerste instantie veel douglas, wat later aangevuld werd met berk, eik, beuk en lariks. In de arme grove dennenbossen van de Tongerense Hei werd de ingroei vooral gedomineerd door berk en eik. Het grotere aandeel naaldbomen in de verjonging in Het Leesten is vooral het gevolg van de nabijheid van zaadbronnen. Dit verklaart tevens de grote dominantie van douglas in de ingroei van lariksoopstanden (Figuur 8), met name in Het Leesten.

Het uitstellen van beheer zal dus leiden tot een periode van verdonkering in de bossen. Op de korte termijn heeft dit een remmend effect op de bosverjonging en leidt tot een afname van de soortenrijkdom in de vegetatie. Op de langere termijn kunnen andere soortgroepen juist sterk profiteren van de gevolgen van het stoppen van beheer: vooral de toename in dood hout kan een sterke verhoging van de soortendiversiteit faciliteren. De achterblijvende natuurlijke verjonging en sterk verminderde mogelijkheden voor kunstmatige verjongingsmethoden houdt een sterke beperking in voor mogelijkheden om de soortensamenstelling te sturen en adaptatie aan toekomstige klimaatveranderingen te vergroten.

---

## 4.4 Dood hout en afbraak

Wanneer geen hout meer wordt geoogst, neemt de dichtheid van het bos toe en zal uiteindelijk sterfte optreden van sterk beconcurrerde bomen. Ook zal geen hout meer worden afgevoerd van bomen die als gevolg van een verstoring (storm, insecten etc.) zijn gestorven. Uitstel van oogst zal dus leiden tot een toename van de doodhoutvoorraad. De koolstof die ligt opgeslagen in dit dode hout komt vervolgens langzaam vrij door afbraak van het hout. Een klein deel van deze koolstof zal als organische stof aan de bodemkoolstofvoorraad kunnen worden toegevoegd.

In de huidige studie is op twee verschillende manieren gekeken naar de afbraak van dood hout. In het LogLife-project zijn stamdelen van een groot aantal soorten onder vergelijkbare omstandigheden gevolgd bij hun afbraak over een beperkte periode van vier jaar. Daarbij is naar het dichtheidsverlies gekeken. Dit geeft de meest directe indruk van de snelheid waarmee dood hout afbreekt en de organische stof weer wordt omgezet in CO<sub>2</sub>. Uit de gegevens van de bosreservaten is het mogelijk een benadering te krijgen van de snelheid waarmee nieuw dood hout wordt gevormd bij uitblijven van oogst en de veranderingen in het doodhoutvolume over een periode van dertig jaar. Beide methoden geven verschillende resultaten.

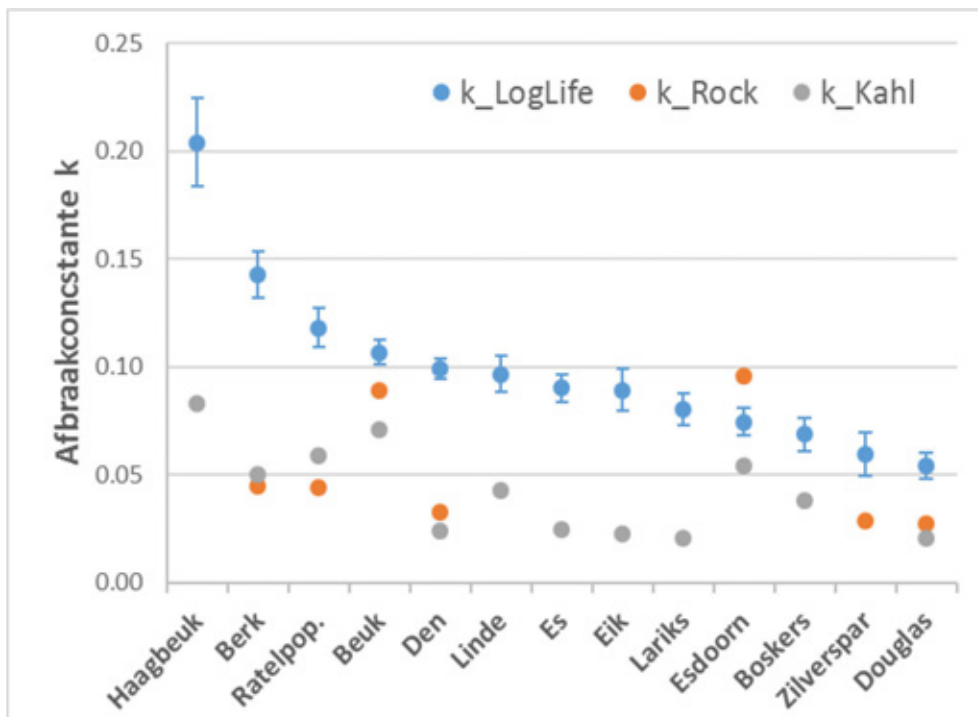
### 4.4.1 Toename van de voorraad dood hout

Bij instelling van de bosreservaten was in de meeste bostypen weinig dood hout aanwezig. De naaldhoutopstanden in Het Leesten werden voor instelling van het reservaat regulier beheerd, waardoor weinig natuurlijke sterfte optrad door concurrentie. Vooral bij grove den en lariks was waarschijnlijk fors gedund, gezien het relatief lage stamtal. Bruikbaar hout van eventuele dode bomen uit de opstanden werd waarschijnlijk geoogst. Na het stoppen van beheer nam de doodhoutvoorraad in de douglas, lariks en grove dennenopstanden toe van 2-6 m<sup>3</sup> in 1988, tot 26-83 m<sup>3</sup> in 2018/2019. In deze periode was de sterfte in lariks nog geen 10% van het stamtal (Figuur 6), terwijl voor de rijke grove dennen de sterfte 43% was. In de beukenbossen van het Pijpebrandje was de sterfte voor een belangrijk deel het gevolg van sterfte in eik. Van de eiken uit de eerste opname in 1988 was gemiddeld per steekproefpunt 70% niet meer in leven bij heropname in 2018. In diezelfde periode was het sterftcijfer onder beuk 17% (data niet getoond).

Ook de oogst- en sterftekansen die in EFISCEN Space worden gebruikt, geven interessante informatie (Figuur 4). In de beheerde situatie is alleen in de lagere diameterklassen sterfte van enige betekenis te vinden, omdat hier nog niet ingegrepen wordt door het beheer. Als de bomen wat dikker worden (10-20 cm), worden de sterftekansen laag tot zeer laag en domineert de kans om geoogst te worden, waarbij de patronen verschillen per boomsoort. De sterfte in de onbeheerde situatie is slechts marginaal hoger dan de sterfte in de beheerde situatie. De sterfte in de onbeheerde situatie is afgeleid uit alle beschikbare metingen in bosreservaten in Nederland, maar omdat het daarbij vaak gaat om bossen met slechts een korte geschiedenis van niet meer oogsten, is dit nog steeds niet goed vergelijkbaar met een natuurlijke situatie. Ook missen hier de waarnemingen van sterfte in bomen met zeer hoge diameters, omdat dit soort situaties in Nederland haast niet voorkomt. Voor het modelleren van de overgang van beheerd naar onbeheerd bos zijn de op deze wijze afgeleide patronen echter uitermate geschikt. De sterfte in de simulaties liep uiteen van 1,4 m<sup>3</sup>/ha/jr in de lariks tot 3 m<sup>3</sup>/ha/jr in de douglas en rijke grove den, en sluit goed aan bij de waarnemingen. Voor modellering over langere periodes en dichtere bossen is echter een dichtheidsafhankelijke sterfte nodig en een model dat sterfte door ouderdom kan simuleren.

### 4.4.2 LogLife

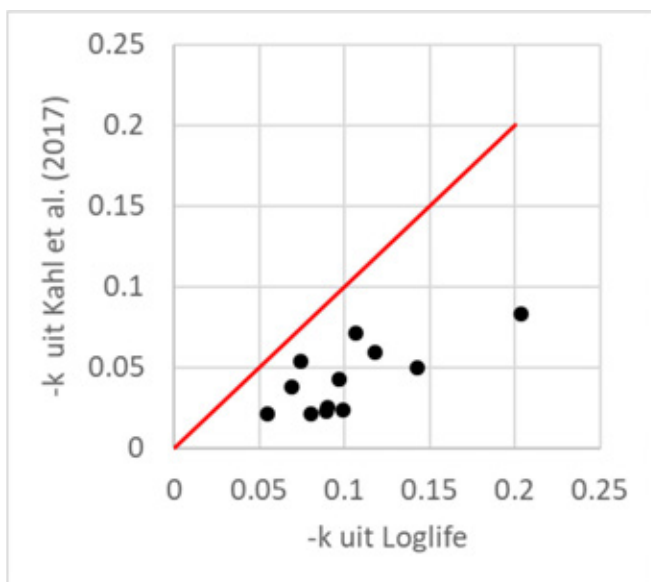
Veel van de berekende k-waarden uit het LogLife-project zijn hoger dan elders gevonden waarden in de literatuur. Alleen de gevonden waarde voor k voor esdoorn was lager dan in de literatuur is aangegeven (Figuur 26). De overwegend hogere waarden voor de afbraakconstante k uit het LogLife-project zijn waarschijnlijk het gevolg van enerzijds de kortere termijn waarop de afbraak is gevolgd, en anderzijds van de afwijkende afbraakmilieus.



**Figuur 26** Vergelijking tussen de gevonden afbraakconstanten uit LogLife ( $k_{\text{LogLife}}$ ) en afbraakconstanten uit de literatuur.  $K_{\text{Rock}}$  zijn waarden voor  $k$  uit de compilatie van Rock et al. (2008) met stammen rond 20 cm diameter.  $K_{\text{Kahl}}$  zijn waarden uit de studie van Kahl et al. (2017) van zes jaar afbraak onder experimentele omstandigheden in Duitsland. De foutenbalken voor  $k_{\text{loglife}}$  geven het 95%-betrouwbaarheidsinterval aan van de geschatte waarde voor  $k$ .

In de vergelijking met afbraaksnelheden uit de door Rock et al. (2008) verzamelde data uit de literatuur werden de grootste verschillen gevonden voor berk, grove den en ratelpopulier (Figuur 26). De gegevens voor grove den en berk (Krankina & Harmon, 1994) en voor ratelpopulier (Tarasov & Birdsey, 2001) zijn afkomstig uit NW-Rusland, een regio met een sterk verschillend klimaat. De veel lagere jaartemperatuur daar zal leiden tot een tragere afbraak.

Kahl et al. (2017) gebruikten stammen rond de 30 cm diameter en bepaalden de afbraak over een periode van zes jaar. De afbraakconstanten die zij vonden, waren significant ( $r = 0.735$ ,  $p < 0.01$ ) gecorreleerd met  $k$ -waarden voor twaalf soorten uit LogLife (Figuur 27). Ook hier waren alle gevonden  $k$ -waarden lager dan in LogLife. Het patroon tussen de soorten is dus hetzelfde, maar de afbraak gaat in de Loglife-studie sneller.



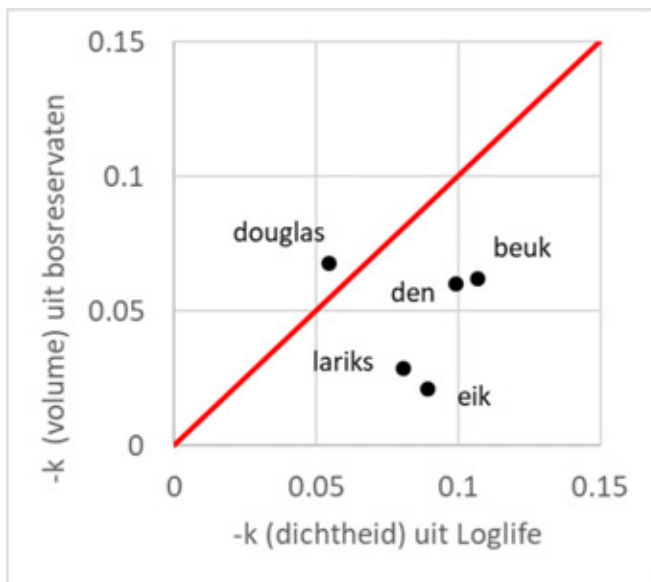
**Figuur 27** Correlatie tussen de afbraakconstanten (-k) gevonden in het LogLife-project en die uit de studie van Kahl et al. (2017). In het geval van grove den wordt vergeleken met Corsicaanse den uit het LogLife-project. De rode lijn geeft de 1:1-verhouding weer.

Ook het afbraakmilieu speelt een belangrijke rol in de snelheid waarmee organismen het hout afbreken. De brandnetelvegetatie in de opstand in Flevoland zal hebben gezorgd voor een vochtiger microklimaat, wat in principe gunstiger is voor afbraak. Op Schovenhorst lagen de stammen in een kortere vegetatie in een lariksbos, wat vooral in de zomer zal leiden tot drogere omstandigheden. Dit heeft echter niet geleid tot verschillen in afbraaksnelheid (Figuur 15). Overigens bestaan er grote verschillen in afbraaksnelheden tussen de verschillende stammen binnen dezelfde soort (zie de grote standaardfouten van de gemiddelden in Figuur 15). Naar verwachting zal de afbraaksnelheid van de bestudeerde soorten over de langere termijn iets lager liggen dan de hier gevonden waarden, vooral bij kernhoutvormende soorten.

Voor het schatten van de afbraaksnelheid is gebruikgemaakt van een eenvoudige, maar veelgebruikte exponentiële functie (naar Olson, 1963). Een dergelijke functie veronderstelt een gelijke afbraaksnelheid tijdens de verschillende afbraakstadia. Dit is waarschijnlijk niet altijd realistisch, gezien verschillen in houtkenmerken binnen de boom (bijvoorbeeld een verdeling in spinhout en kernhout) en verschillen in afbraakorganismen binnen de verschillende afbraakstadia (bijvoorbeeld insecten in vroegere versus schimmels en bacteriën in latere stadia). De overwegend hogere afbraaksnelheid die in de huidige studie is gevonden, kan dus deels worden verklaard uit het feit dat het spinhout sneller wordt afgebroken dan kernhout. Omdat de afbraak slechts over vier jaar is gevolgd, leidt dit tot een gemiddeld snellere afbraak dan wanneer over een langere tijd wordt gekeken waarin het spinhout reeds goeddeels is verdwenen en het meer resistente kernhout wordt afgebroken.

#### 4.4.3 Afbraaksnelheid dood hout in bosreservaten

Op grond van de veranderingen in de dimensies van het dode hout in de bosreservaten kon per cohort dood hout de volumeafbraak worden gevolgd in de tijd. De hieruit berekende afbraakconstanten verschilden aanzienlijk met de waarden uit het LogLife-project, met uitzondering van douglas (Figuur 28). Er bestaat geen correlatie tussen de afbraakconstanten berekend op basis van volumeafname en die berekend op basis van dichtheidsverlies in het LogLife-project (Figuur 28). De afbraak van dood hout zoals bepaald uit de bosreservaten gaat dus sneller dan afgeleid uit de LogLife-studie.



**Figuur 28** Correlatie tussen de afbraakconstanten (-k) gevonden in het LogLife-project (op basis van houtdichtheid) en die berekend uit de afname van het doodhoutvolume in de bosreservaten. In het geval van grove den wordt vergeleken met Corsicaanse den uit het LogLife-project. De rode lijn geeft de 1:1-verhouding weer.

Uit de gegevens over dood hout in de Nederlandse bosreservaten hebben van Hees & Clercx (1999) berekend hoelang het duurt voordat een stamstuk volledig is verteerd. Voor de liggende stamdelen met een diameter van 20 cm (overeenkomstig de condities in LogLife) werd een verteringstijd van 22 jaar (beuk), 32 jaar (berk) en 35 jaar (grove den) gevonden. Wanneer we uitgaan van 95% vertering als maat voor de totale vertering uit Hees & Clercx (1999), is de bijbehorende afbraakconstante voor beuk -0.1 en voor grove den -0.065. Voor grove den komt dit goed overeen met de schatting uit de huidige studie (Tabel 7), maar voor beuk is de geschatte verteringssnelheid in de huidige studie lager.

## 4.5 Koolstofvoorraad in de bodem

De gemeten hoeveelheden koolstof in en op de bodem waren sterk variabel. De bodemgesteldheid lijkt een groot effect te hebben op de koolstofvoorraad en leidt tot grote verschillen tussen opstanden (vooral bij grove den) op de relatief jonge bodems van voormalige stuifzandgebieden en de opstanden op de in bodemgenetisch opzicht goed ontwikkelde holt- en humuspodzolen. Tussen opstanden op de leemhoudende, rijkere holtpodzolgronden en die op de arme haarpodzolgronden lijken de verschillen in koolstofvoorraad minder opvallend.

Een aanzienlijk deel van de koolstof ligt opgeslagen in de ectorganische lagen op de bodem (de F- en H-lagen). Dit is typisch voor de bossen op droge zure zandgronden en gedomineerd door boomsoorten met slecht afbreekbaar strooisel. De zure omstandigheden leiden tot een lage activiteit van bodemfauna, waardoor organisch materiaal slechts zeer traag in de minerale bodem wordt verwerkt, de strooiselafbraak vooral door schimmels plaatsvindt en het organische materiaal accumuleert op de minerale bodem. Naast het ontstaan van dikke ectorganische humusprofielen leidt de trage afbraak tevens tot bodemverzuring, wat nog eens versterkt wordt door de verzurende effecten van stikstofdepositie. De veelvuldig aangetroffen uitlogingshorizonten, zelfs in de relatief rijkere holtpodzolgronden op de leemhoudende stuwwalgronden, zijn een duidelijke indicatie voor de doorgaande verzuring van de bosbodems op de zandgronden.

De accumulatie van koolstof in de vorm van ectorganische lagen op de bodem leidt ertoe dat een flink aandeel van de bodemkoolstof zich als labiele koolstof in het ecosysteem bevindt. Deze voorraad kan zich snel vormen uit de afbraak van jaarlijks vallend bladstrooisel en ander organisch materiaal, maar



---

evengoed kan het ook weer snel mineraliseren als de omstandigheden zich wijzigen, bijvoorbeeld wanneer het kronendak zich opent of wanneer er bodemverstoring plaatsvindt. De ectorganische fractie is daarmee erg gevoelig voor verandering op de korte termijn. Dit bleek ook duidelijk uit de verschillen tussen metingen in de beheerde en onbeheerde bossen.

Alle monsterplots overziend, ligt onder de beheerde opstanden minder koolstof vastgelegd dan in vergelijkbare onbeheerde opstanden. De oorzaak ligt enerzijds in de mineralisatie-bevorderde roering van het humusprofiel en de humushoudende ondergrond door aan bosbouw gerelateerde activiteiten en anderzijds in het oogsten van bomen, waardoor de strooiselproductie, en daarmee de toevoer van vers organisch materiaal, vermindert. De variatie in bodemkoolstof is echter groot en wordt voor een belangrijk deel bepaald door de eigenschappen van de ondergrond (profielopbouw van de minerale bodem). Hoe dan ook vormen de resultaten uit deze studie een aanwijzing dat de koolstofvoorraad in de bodem negatief wordt beïnvloed door regulier bosbeheer.

Uit de opnames komt ook duidelijk naar voren dat de verstoring door wroetactiviteiten van wilde zwijnen leidt tot een afname van de koolstofvoorraad, vooral onder opstanden met adelaarsvaren in de ondergroei. Eerder onderzoek op de Veluwe (Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996) vond geen effect van wroeten op de hoeveelheid organische stof in de bodem. Een opmerkelijk verschil is de veel intensievere wroetactiviteiten in douglas- en lariksbossen die in de huidige studie zijn aangetroffen. Hoewel in de huidige studie geen structureel onderzoek is gedaan naar de intensiteit van wroeten, lijkt de mate van bodemverstoring door wild zwijn sterk te zijn toegenomen. Studies uit andere landen naar de effecten van wroetactiviteit door wild zwijn laten een gevarieerd beeld zien van effecten op koolstofvoorraden in de bodem. In Zwitserland vonden Wirthner et al. (2012) een verhoogde hoeveelheid koolstof in de minerale bodem als gevolg door wroeten, wat verklaard werd door de inbreng van ectorganische lagen in de onderliggende minerale bodem. Dit leidde tot verhoogde mineralisatie van koolstof en daarmee verhoogde koolstofuitstoot (Risch et al., 2010). Macci et al. (2012) en Mohr et al. (2005) vonden geen overalffect van wroeten op het organischestofgehalte in de minerale bodem in respectievelijk Italië en Duitsland.

Hierbij dient te worden aangetekend dat de meeste hierboven genoemde studies uitgaan van het koolstofgehalte of organischestofgehalte in de minerale bodem. Hierdoor komen de effecten op koolstofvoorraad die ligt opgeslagen in de ectorganische lagen niet in beeld. Juist die ectorganische lagen vormen een aanzienlijke koolstofvoorraad in de bestudeerde bostypen. Door het wroeten verdwijnt de F+H-laag, die wordt gemengd met de bovengrond van de minerale bodem en aldaar snel mineraliseert. Het mineralisatie-effect lijkt het hoogst direct na de verstoring. In de loop der tijd zal de mineralisatie afnemen en bij uitblijven van verdere verstoring zal waarschijnlijk enig herstel optreden in de koolstofvoorraad, in eerste instantie door de opbouw van een nieuwe F+H-laag. Verstoring van de bodem in een verder verleden lijkt minder invloed op de koolstofvoorraad te hebben. Gezien het grote effect van wroetactiviteiten van wilde zwijnen op de bodemkoolstofvoorraad lijkt nader onderzoek gewenst naar de grootte van dit effect en naar de hersteltijd.

De hoeveelheid organische stof in het bosesysteem, en met name de koolstof opgeslagen in de bodem, is sterk afhankelijk van het uitgevoerde beheer. Hoe intensiever het beheer, hoe meer koolstof uit de bodem zal mineraliseren tot CO<sub>2</sub> als gevolg van de directe bodemverstoring en verminderde input van organisch materiaal. Verlenging van de omlooptijd zal leiden tot een verhoging van de gemiddelde hoeveelheid opgeslagen koolstof in de bodem (Jandl et al., 2007).

Voor een gegeven boomsoort heeft dunning nauwelijks effect op de koolstofvoorraad in de minerale bodem, maar de oogstmethoden zijn wel van belang: de oogst van tak- en tophout leidt tot afname van de koolstofvoorraad in het bovenste deel van de minerale bodem (Johnson & Curtis, 2001).

---

## 4.6 Opslag in producten en substitutie-effect

Een belangrijk onderdeel van de analyse in dit rapport is wat er gebeurt als hout geogst wordt: wat voor effect heeft dit op de biomassa, wat gebeurt er met het geogste hout, hoeveel koolstof wordt er opgeslagen in de producten en hoeveel substitutie levert het gebruik van deze producten op? Hier gaan we nader in op elk van deze processen. We doen dit aan de hand van de oogst van 4,4 m<sup>3</sup> stamhout van douglas. Bij een houtdichtheid van 450 kg/m<sup>3</sup> en een koolstofgehalte van 51% staat dit gelijk aan 1 ton koolstof (tC) in de stambiomassa. Voor de verwerking van de producten volgen we de redenering van de productenmodule van CO2Fix, voor de parameters gebruiken we de waarden zoals gegeven in den Ouden (2020). Om meer inzicht te krijgen in de verblijftijd van koolstof in de producten, volgen we een geogste hoeveelheid hout van respectievelijk vezelhout en zaaghout (Figuur 29).

### 4.6.1 Effect van oogst op koolstofopslag in biomassa

Als een boom omgezaagd wordt, neemt de hoeveelheid opgeslagen koolstof in de levende biomassa van het bos af. Dit betreft niet alleen de koolstof in het stamhout, maar ook in takken, wortels en gebladerte. Volgens Tabel 14 is de totale boombiomassa per kuub spilhout 0,681 ton droge stof. Bij een oogst van 4,4 m<sup>3</sup> hout betekent dit bij 51% koolstofinhoud dus een afname in de levende biomassa van 1,53 tC, waarvan 1 tC in het spilhout en 0,53 tC in takken, bladeren en wortels. Deze hoeveelheid wordt toegevoegd aan het strooisel. Het grootste deel hiervan zal binnen een tiental jaren verteren en een klein deel zal voor langere tijd worden vastgelegd als bodemkoolstof. De effecten op strooisel en bodemkoolstof zijn in de modelstudie echter niet expliciet meegenomen, maar uit de metingen blijkt dat onbeheerd bos een hogere voorraad in strooisel en bodem heeft dan beheerd bos.

### 4.6.2 Wat gebeurt er met het hout?

De voorraad staand hout wordt uitgedrukt als spilhoutvolume, terwijl geogst hout wordt uitgedrukt in werkhoutvolume. Het verschil bestaat uit het volume hout in de stobbe en valkerf en in de top. Meestal wordt afgekort op een diameter van 7 cm. Het volume- en dus massaverlies wordt hier op 5% gesteld. Het geogste hout wordt daarna ingedeeld in de sortimenten rondhout of vezelhout. Van het rondhout nemen we aan dat 80% naar de zaaghoutindustrie gaat en 20% naar de plaathoutindustrie. Van het vezelhout nemen we aan dat 80% naar de plaathoutindustrie gaat 20% als brandhout wordt verwerkt. Beide industrieën leveren producten op met een lange, middellange of korte levensduur. De verhoudingen worden beïnvloed door de efficiëntie waarmee producten gemaakt worden, het type product dat gemaakt wordt en wat er met het afval gebeurt. De productcategorieën hebben een halfwaardetijd van respectievelijk dertig, vijftien en één jaar. Dit betekent in het geval van een halfwaardetijd van dertig jaar dat de helft van het betreffende product nog in gebruik is na dertig jaar. De rest is dan gerecycled of als afval verwerkt. Van brand- en energiehout wordt aangenomen dat deze direct verbrand worden.

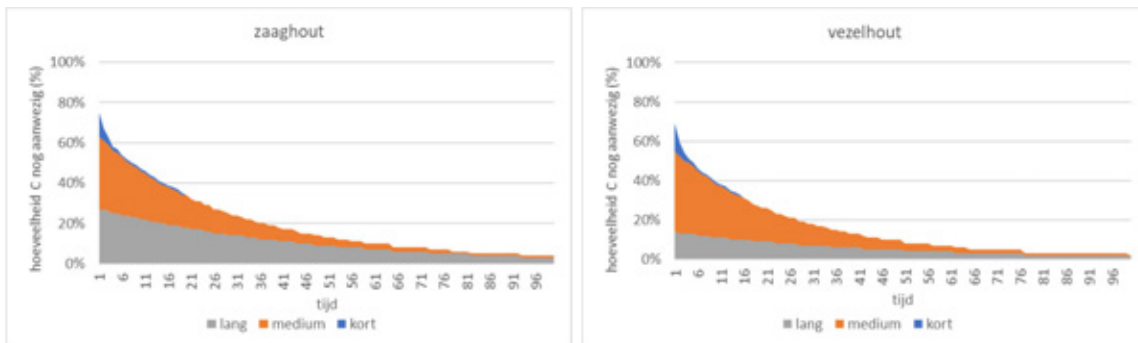
Als al het afgevoerde hout (0,95 tC) als rondhout wordt verwerkt, is na het productieproces 0,27 tC aanwezig in producten met een lange levensduur, 0,36 tC in producten met middellange levensduur en 0,12 tC in producten met een korte levensduur. Daarbij is 0,2 tC in afvalproducten terechtgekomen, waarbij wordt aangenomen dat deze worden gebruikt voor de productie van energie. Als al het afgevoerde hout als vezelhout wordt verwerkt, is na het productieproces 0,14 tC aanwezig in producten met een lange levensduur, 0,41 tC in producten met middellange levensduur en 0,14 tC in producten met een korte levensduur. Daarbij is 0,27 tC in afvalproducten terecht gekomen. De verblijftijd van koolstof in de producten wordt verlengd door de producten te recyclen. Aangenomen wordt dat de niet-gerecyclede producten worden verbrand waarbij energieopwekking plaatsvindt.

### 4.6.3 Substitutie

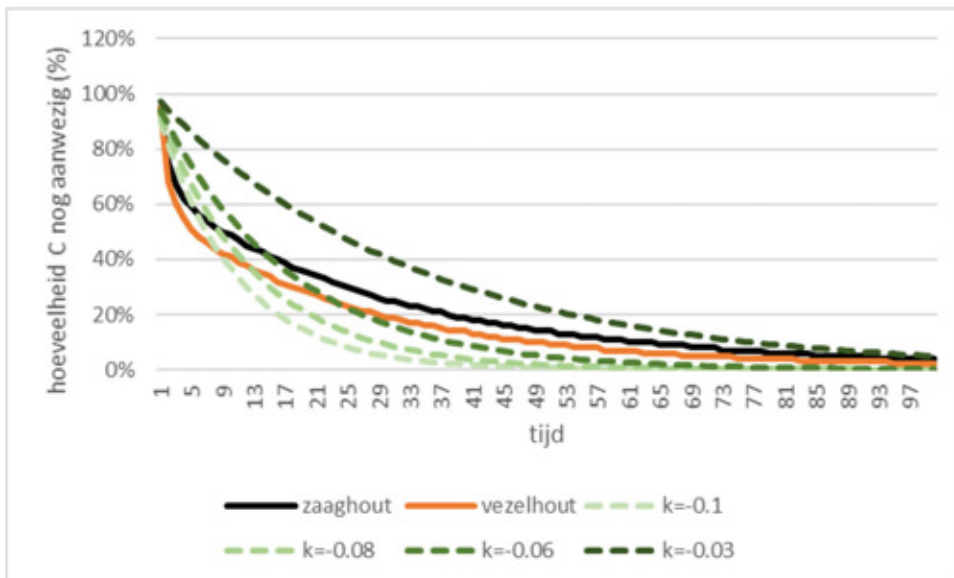
In deze studie is gebruikgemaakt van een substitutie factor van 1,2 voor houtproducten en 0,5 voor bio-energie (Leskinen et al., 2018). De substitutiefactor voor producten wordt toegepast op de hoeveelheid koolstof die in producten wordt vastgelegd in het primaire productieproces. De substitutiefactor houdt hier dus impliciet rekening met het substitutie-effect van gerecyclede producten en het substitutie-effect van energieproductie bij verbranding van producten. Bij verwerking van rondhout treedt dus een product substitutie-effect op van  $0,75 \times 1,2 = 0,9$  tC, en een energiesubstitutie-effect van  $0,2 \times 0,5 = 0,1$  tC. Bij

verwerking van vezelhout treedt een productsubstitutie-effect op van  $0,69 \times 1,2 = 0,83$  tC, en een energiesubstitutie-effect van  $0,27 \times 0,5 = 0,14$  tC.

Doordat er bij de verwerking van vezelhout minder verliezen optreden, wordt er in zijn geheel meer koolstof in producten opgeslagen, die gemiddeld een wat kortere levensduur hebben. Daardoor is het verschil in koolstofopslag tussen zaaghout en vezelhout in de tijd niet heel erg groot (Figuur 30). Het is interessant om deze opslagcurves te vergelijken met de opslag van koolstof in dood hout. Beuk en den hadden in de LogLife-studie een afbraakconstante van  $-0.1$ . In dat geval is de hoeveelheid koolstof in het dode hout al na een aantal jaren lager dan de hoeveelheid koolstof in houtproducten (Figuur 30). Bij veel soorten (den, beuk, douglas in de reservaten) lag de afbraakconstante rond de  $-0.06$ . In dat geval is pas na twintig jaar de voorraad in producten hoger dan die in het dode hout. De laagste afbraakconstante werd gevonden voor lariks in de reservaten ( $-0.29$ ). Bij een dergelijke constante blijft de hoeveelheid koolstof in het dode hout groter dan die in producten voor een periode van ten minste honderd jaar.



**Figuur 29** Hoeveelheid koolstof resterend in producten van verschillende levensduur over de tijd, afhankelijk van het geogste sortiment.



**Figuur 30** Hoeveelheid koolstof resterend in producten bij benutting als zaaghout en vezelhout, vergeleken met doodhoutcurves bij verschillende afbraakconstanten.

De hoeveelheid koolstof in de producten is sterk afhankelijk van de aannames over gezaagde sortimenten, productie verliezen, levensduur en mate van hergebruik. In de simulaties is ervan uitgegaan dat twee derde van het hout dikker dan 40 cm als zaaghout wordt benut en de rest als vezelhout. Uit gegevens van Probos (Martijn Boosten, pers. comm.) blijkt dat in de praktijk 40% van het naaldhout als zaaghout wordt verkocht en 35% als vezelhout. De rest gaat weg als papierhout (15%) of energiehout (10%). Bij loofhout gaat het grootste deel weg als brandhout (61%), slechts

---

13% wordt als zaaghout verkocht, 16% als vezelhout en 10% als papierhout (10%). Vooral bij loofhout betekent dit dat de actuele opslag in producten veel lager zal zijn dan in Figuur 30 en dat de vergelijking met laten liggen in het bos nog minder gunstig uitpakt.

Door houtproducten te recyclen, kan de verblijfstijd van koolstof in producten nog verder verlengd worden.

Het voordeel van het gebruik van hout is dat er uitstoot wordt vermeden doordat er geen alternatieven geproduceerd of gebruikt hoeven te worden. De literatuur geeft een grote spreiding in substitutiefactoren, afhankelijk van de specifieke toepassing en keuzes over alternatieve materialen of brandstoffen. Ook verschillen de gebruikte berekeningsmethoden en zijn uitkomsten sterk afhankelijk van de onderliggende aannames en de effecten die in de levenscyclusanalyse worden meegenomen. In veel gevallen betreft dit het productieproces zelf (de oogst en verwerking van hout), waardoor indirecte effecten op het klimaatstelsel buiten beschouwing worden gelaten (Royne et al., 2016). Het gaat daarbij onder andere om de gevolgen van de oogstmethoden, zoals bodemverstoring en albedo-effecten (Luyssaert et al., 2018). Aangezien de voorraad koolstof in de houtproducten relatief klein is, is het cumulatieve substitutie-effect de factor die ervoor zorgt dat op termijn de koolstofimpact van het beheerde bos groter wordt dan die van het onbeheerde bos. De substitutiefactor is daarmee een zeer bepalende parameter in de vergelijking. Bij een hogere factor zal het omslagpunt eerder bereikt worden. Afgezien van de onzekerheid over de exacte hoogte is het dus wenselijk om in de beheerde situatie het totale substitutie effect zo groot mogelijk te laten zijn. Dit kan onder andere door productie verliezen te beperken, zo min mogelijk hout rechtstreeks als energiehout te gebruiken en hout bij voorkeur te gebruiken voor het vervangen van materialen met een zeer hoge CO<sub>2</sub>-belasting. Innovatie in de houtketen, waarbij verwerkingstechnieken en producten worden ontwikkeld met een hoge substitutiewaarde, kan een zeer grote bijdrage leveren aan het verhogen van de mitigatiecapaciteit van bossen en de daaruit voortkomende grondstoffen.

## 4.7 Onzekerheden

In alle situaties in de bosreservaten was het koolstofeffect in de onbeheerde situatie in eerste instantie groter dan in de beheerde situatie, maar is de verwachting dat op de lange termijn het effect in de beheerde situatie groter wordt. De termijn waarop dit gebeurt, is zeer onzeker, en hangt vooral af van de ontwikkeling van de voorraad in de onbeheerde situatie en van de grootte van het substitutie-effect. Voor de ontwikkeling van de voorraad is in deze studie gebruikgemaakt van het EFISCEN Space-model (Arets & Schelhaas, 2019). Het gebruikte model bleek de groei van onbeheerd bos redelijk goed te kunnen simuleren, maar de mate waarin de onbeheerde voorraadontwikkeling werd voorspeld, verschilde per boomsoort (zie Bijlage 3). Dit komt vooral doordat de hoogteontwikkeling op de rijkere groeiplaatsen sneller verloopt dan gemiddeld voor Nederland, zoals EFISCEN Space aanneemt. Een volumetarief expliciet voor deze groeiplaats zou dat kunnen verhelpen. Omdat zowel in de beheerde als in de onbeheerde situatie met hetzelfde volumetarief wordt gerekend, zal dit de vergelijking echter niet beïnvloeden. De simulaties zonder beheer zijn slechts over een periode van vijftig jaar gedaan. Op nog langere termijn gaan sterfte en ingroei een grote rol spelen. Sterfte is nu gesimuleerd als een vast percentage bomen dat dood gaat, afhankelijk of de opstand beheerd wordt of niet. De sterfte zal waarschijnlijk nog gaan toenemen als de opstanden nog dichter en ouder worden. Over sterfte onder deze omstandigheden is nauwelijks iets bekend, wat vooral onzekerheid geeft voor de maximaal te behalen voorraden. Natuurlijke verstoringen spelen hierbij ook een belangrijke rol, maar zijn geen onderdeel van het model. Ook natuurlijke ingroei wordt nog niet gemodelleerd, maar heeft een groot effect op de voorraad op de lange termijn. De gesimuleerde voorraad in de beheerde situatie is onder meer afhankelijk van het gevoerde beheer. Met name de tijd tussen oogst en ingroei van de verjonging en de rotatielengte spelen hierbij een rol. Het beheer zoals hier gebruikt, geeft in grote lijnen een realistische ontwikkeling van de voorraad. Een meer nauwkeurige benadering van het beheer is mogelijk, maar zal geen doorslaggevende invloed hebben op de uitkomsten van deze studie.

Met behulp van de metingen van verteringssnelheden zoals gedaan in het LogLife-programma en in de reservaten zou aan de simulaties nog een schatting kunnen worden toegevoegd van de hoeveelheid dood hout en de voorraad koolstof daarin. Naar verwachting zal dit de conclusies niet beïnvloeden.

Ook zou het toevoegen van modellering van de koolstofopslag in de bodem wenselijk zijn, maar ook hier geen doorslaggevende invloed hebben op de conclusies met betrekking tot de huidige onderzoeksvraag. Op de lange termijn is de toevoer van organische stof naar de bodem en de vastlegging in stabiele koolstofverbindingen wel een belangrijk element in de totale koolstofvastlegging in het boscysteem.

Een ander punt van aandacht is dat verschillende methodes verschillende waarden hanteren voor een aantal cruciale parameters. De houtdichtheden uit het vademecum zijn bijvoorbeeld 7-13% hoger voor de hier bestudeerde soorten dan de IPCC Good Practice Guidance voorschrijft. Ook de hoeveelheid biomassa in stam, takken, wortels en bladeren per m<sup>3</sup> hout verschilt aanzienlijk tussen de waarden die in het LULUCF-systeem gebruikt worden en de gemiddelde waarden zoals berekend uit de EFISCEN Space-resultaten (deze studie) en EFISCEN (Schelhaas et al., 2020) op vergelijkbare inputdatasets (Tabel 14).

**Tabel 14** Gewicht van de gehele boom (stam, takken, wortels en bladeren, in ton drooggewicht) per m<sup>3</sup> hout zoals gebruikt in het LULUCF-systeem (Arets et al., 2019), berekend uit de output van EFISCEN voor Nederland (Schelhaas et al., 2020) en berekend uit de output van EFISCEN Space (deze studie).

	LULUCF	EFISCEN	EFISCEN Space
Acer spp	1.002		
Alnus spp	0.903	0.650	
Betula spp	0.838	0.737	
Broadleaved other	0.908	0.835	
Coniferous other	0.685		
Fagus sylvatica	1.473	0.842	0.868
Fraxinus excelsior	1.209	0.923	
Larix spp	0.644	0.892	0.694
Picea spp	0.651	0.775	
Pinus other	0.531	0.881	
Pinus sylvestris	0.558	0.800	0.707
Populus spp	0.628	0.502	
Pseudotsuga menziesii	0.783	0.796	0.681
Quercus spp	1.479	0.862	
Robinia pseudoacacia	1.445		
Tilia	1.500		
total	0.879	0.822	

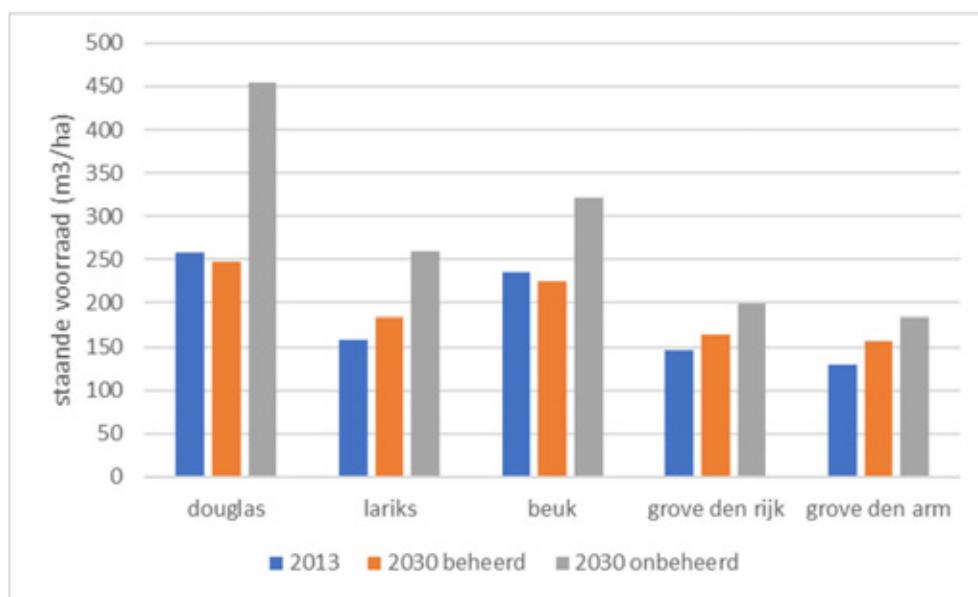
## 4.8 Opschaling

Uit de analyses kwam duidelijk naar voren dat het uitstellen van de oogst voor meerdere decennia leidt tot extra vastlegging van CO<sub>2</sub> in biomassa in het bos, in alle onderzochte situaties in de reservaten. De hoeveelheid koolstof in producten in de beheerde situatie plus het substitutie-effect, is lager dan de extra hoeveelheid CO<sub>2</sub> die in de biomassa wordt opgeslagen in de onbeheerde situatie. In de beheerde situatie worden bomen geoogst waardoor de CO<sub>2</sub>-opname van deze bomen stopt. Door het optreden van zaagverliezen komt maar een relatief klein deel van de vastgelegde koolstof in producten terecht. De resterende bomen nemen maar beperkt meer CO<sub>2</sub> op door de verminderde concurrentie. Bij het uitblijven van dunning neemt de groei van de individuele bomen over het algemeen wel iets af, maar een groot deel van de bomen blijft leven. Hierdoor blijft alle reeds opgeslagen koolstof opgeslagen en wordt bovendien nog extra koolstof vastgelegd.

Opvallend is dat de mortaliteit niet veel toenam ten opzichte van de beheerde situatie. Het Nederlandse bos lijkt gemiddeld genomen vrij open, waarbij het wegnemen van een aantal bomen niet of beperkt leidt tot toegenomen bijgroei in de overblijvende bomen, en geen mortaliteit voorkomt. Pas als het bos heel dicht is, en dunning leidt tot een afname van mortaliteit zonder dat de groei van het

bos als geheel minder wordt, is op de korte termijn beheren gunstig ten opzichte van niet beheren. De toename in biomassa lijkt niet leeftijdsafhankelijk te zijn; zelfs de oude beuken in Pijpebrandje laten nog steeds een accumulatie zien. Daarmee lijkt deze maatregel toepasbaar op het gehele Nederlandse bos.

De gemiddelde levende voorraad van het Nederlandse bos is het vorige decennium toegenomen van 195 m<sup>3</sup>/ha in 2001-2005 tot 217 m<sup>3</sup>/ha in 2012-2013 (Schelhaas et al., 2014). De bijgroei nam daarbij langzaam af. Ongeveer 60% van de bijgroei wordt benut door hout te oogsten, zodat de levende voorraad nog verder zal toenemen. Projecties met EFISCEN Space laten zien dat onder ongewijzigd beheer de voorraad in 2030 toe zou kunnen nemen tot ruim 250 m<sup>3</sup>/ha (Arets en Schelhaas, 2019). In de simulaties op de steekproefpunten van de NBI is deze toename wat lager, omdat overal een multifunctioneel beheer verondersteld wordt (Figuur 31). Voor beuk en douglas neemt de voorraad zelfs iets af in verband met de onevenwichtige leeftijdsopbouw. Bij niet meer beheren stijgt vooral de voorraad bij douglas sterk, en in iets mindere mate bij lariks en beuk. De bosreservaten geven een indruk van de voorraadniveaus die in de verschillende bostypen haalbaar zijn, en laten zien dat een flinke verdere stijging haalbaar is. Voor het inschatten van de koolstofeffecten op de langere termijn is het cruciaal om inzicht te krijgen in de gemiddelde voorraden in onbeheerd bos. Die informatie ontbreekt nog.



**Figuur 31** Gemiddelde staande voorraad voor alle NBI-steekproefpunten voor douglas, lariks en beuk (allen op rijk zand), en grove den op rijk zand en arm zand, gesimuleerd met EFISCEN Space met en zonder multifunctioneel beheer.

## 4.9 Conclusies maatregel 'Uitstel van houtoogst'

De houtvoorraad van het Nederlandse bos kan nog flink stijgen. Op langere termijn zal de voorraadtoename afvlakken tot een maximum, maar hoe hoog dit maximum ligt, is niet bekend. Op de korte termijn kan door het uitstellen van de houtoogst een aanzienlijke hoeveelheid extra koolstof worden vastgelegd in de biomassa van het bos. Over een periode van zeventien jaar uitstel van oogst wordt naar schatting gemiddeld jaarlijks 4-31 tCO<sub>2</sub>/ha extra vastgelegd in de levende biomassa van het bos (gegevens voor respectievelijk douglas op leemhoudende stuwwalgronden en grove den op droge zandgronden, zie Tabel 12). Voor een betrouwbare schatting van de totale hoeveelheid extra vastlegging in het Nederlandse bos moet de dataset worden uitgebreid met andere voor Nederland belangrijke boomsoorten (zoals eik) en een breder scala aan groeiplaatsen. Uiteraard kan er ook voor gekozen worden op slechts een deel van het bosoppervlak de oogst uit te stellen. In dat geval zal het gemiddelde effect bij benadering proportioneel zijn met het betreffende percentageoppervlak waarop niet meer wordt geoogst en afhankelijk zijn van de betreffende boomsoortensamenstelling en groeiplaatskwaliteit.

---

Op de lange termijn is de meeste winst in CO<sub>2</sub>-effecten te behalen als gevolg van het substitutie-effect van het gebruik van houtige producten. Door hout in te zetten als grondstof kan gebruik van koolstof-intensieve producten worden vermeden. Dit substitutie-effect is cumulatief, waardoor dit naar de toekomst toe alleen maar groter wordt. Dit in tegenstelling tot de koolstofopslag in het bos, dat aan een maximum is gebonden. Het verschil in grootte van het koolstofreservoir tussen beheerde en onbeheerde bossen (de extra opslag van koolstof bij uitstellen van oogst) zal op de langere termijn altijd worden overschreden door dit substitutie-effect. De snelheid waarmee een nettowinst wordt bereikt, is afhankelijk van de mate waarin de toepassing van hout leidt tot vermeden uitstoot, en eventuele groeireducties in het bos bij uitblijven van dunning. Daarmee ligt een belangrijke sleutel bij innovatie in de verwerking en toepassing van hout, zodat niet alleen de verblijftijd van koolstof in producten verlengd wordt (bijvoorbeeld in langlevende constructies), maar vooral ook toepassingen worden gevonden als alternatief voor koolstof-intensieve producten. Dit geldt vooral voor loofhout, dat nu nog maar zeer beperkt wordt verwerkt tot producten met hoge substitutiewaarden.

Verdere onzekerheden in de schatting van de hoogte en dynamiek in koolstofvoorraden liggen bij de afbraaksnelheden van dood hout en de opbouw van organisch materiaal in en op de bodem. Dit onderzoek laat zien dat afbraaksnelheden sterk variëren tussen boomsoorten en dat schattingen sterk uiteenlopen tussen studies, afhankelijk van methoden en de context waarin wordt gemeten. Ook de koolstofvoorraden in de bodem zijn zeer variabel. Wat vooral ontbreekt, is inzicht in de snelheid waarmee stabiele koolstofvoorraden in de bodem worden opgebouwd, afhankelijk van boomsoort, groeiplaats en beheer. Ook de gevolgen van intensief wroeten door wild zwijn heeft nadere aandacht nodig. Voor beide aspecten is nader onderzoek zeer gewenst.

Een tijdelijk uitstel van de oogst zal geen grote effecten hebben op de bijgroei van het huidige bos en de huidige toekomstbomen. Individuele bomen handhaven een hoge bijgroei over een veel langere periode dan vroeger gedacht, zoals onder andere de beuken in Pijpebrandje laten zien. In jong bos kan niet-ingrijpen wel tot een verlies van kwaliteit leiden als in de concurrentiefase niet wordt ingegrepen. Vanaf de vroege boomfase zal het tijdelijk uitstellen van oogst nauwelijks effect hebben op de groei van individuele toekomstbomen, zodat bij een latere oogst (binnen enkele decennia) nauwelijks productieverlies zal worden geleden.

Het uitstellen van oogst op langere termijn, en dan in het bijzonder het volledig stoppen met de houtoogst, zal uiteindelijk leiden tot een sterk afwijkende bosstructuur. De impact daarvan is variabel. De aanvankelijke verdonkering van het bos kan leiden tot een afname van kruidachtigen, terwijl de toename van dikke levende en dode bomen, samen met een stabiel bosklimaat, juist weer zorgen voor een toename in de diversiteit van mossen en korstmossen (Kaufman et al., 2018). De langetermijneffecten van een spontane bosontwikkeling zijn nauwelijks bekend en zullen in de toekomst, onder een opwarmend klimaat, ook zelf weer veranderen. De bosreservaten bieden een uitgelezen kans dit te volgen, als referentie voor de ontwikkelingen in de overige bossen. Het is van groot belang het huidige netwerk van bosreservaten in stand te houden en te onderhouden.

Een groeiende biobased economy is gebaat bij een veerkrachtig bos als bron voor duurzame grondstoffen en een sterke en innovatieve houtsector om deze grondstof zo effectief en efficiënt mogelijk te verwerken tot producten met een hoge substitutiewaarde. Uitstel van de houtoogst kan op kleine schaal een bijdrage leveren aan tijdelijke extra invang van CO<sub>2</sub>. Toepassing op grote schaal zal leiden tot een acute en sterke afname van de binnenlandse houtproductie, krimp in de sector en verlies aan expertise en productiepotentieel. Bovendien leidt uitstel van beheer tot een verminderde kans om door gerichte verjongingsmethoden de soortensamenstelling van het bos te sturen en zo het adaptatievermogen van bossen te vergroten. Dit vormt een belangrijke belemmering voor de langetermijnbijdrage die houtoogst en -gebruik kan leveren aan klimaatmitigatie, en het vergroten van het adaptatieve vermogen van bossen in het licht van toekomstige klimaatverandering. Uitstel van de oogst lijkt daarom op de lange termijn niet verstandig als maatregel voor het verminderen van de CO<sub>2</sub>-concentratie in de atmosfeer.

---

# Literatuur

- Arets, E.J.M.M. & M.J. Schelhaas, 2019. National Forestry Accounting Plan, Submission of the Forest Reference Level 2021-2025 for the Netherlands. Dutch Ministry of Agriculture, Nature and Food quality (LNV).
- Arets, E.J.M.M., J.W.H. van der Kolk, G.M. Hengeveld, J.P. Lesschen, H. Kramer, P.J. Kuikman & M.J. Schelhaas, 2019. Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands Methodological background, update 2019. WOt-technical report 16. Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu), Wageningen.
- Bakker de, H. & J. Schelling, 1989. Systeem van bodemclassificatie voor Nederland. Centrum voor Landbouwpublikaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen.
- Berg, B. & McLaugherty, 2008. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2nd ed. Springer, Berlin.
- Bijlsma, R.J., 2008. Bosreservaten: koplopers in de natuurlijke ontwikkeling van het Nederlandse boslandschap. Alterra-rapport 1680 Alterra, Wageningen.
- Bijlsma R.J. & A.P.P.M. Clercx, 2019. Dutch forest reserves database and network. DOI: 10.17026/dans-2bd-kskz
- Boosten, M., A. de Jong, M.J. Schelhaas, G.J. Nabuurs D. Borgman & J. Kremers, 2017. Gereedschapskist klimaatslim bosbeheer. Rapport voor Ministerie LNV. Probos, WUR, Borgman.
- Bouriaud, O., A. Don, I. A. Janssens, G. Marin & E.-D. Schulze 2019. Effects of forest management on biomass stocks in Romanian beech forests. *Forest Ecosystems* 6:19.
- Van Calster, H., L. Baeten, K. Verheyen, L. De Keersmaecker, S. Dekeyser, J.E. Rogister & M. Hermy, 2008. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256: 519-528.
- Commarmot, B., H. Bachofen, Y. Bundziak, A. Bürgi, B. Ramp, Y. Shparyk, D. Sukhariuk, R. Viter & A. Zing, A., 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow Landscape Research* 79: 45-56.
- Cornelissen J.H.C., U. Sass-Klaassen, L. Poorter, K. van Geffen, R.S.P. van Logtestijn, J. van Hal, L. Goudzwaard, F.J. Sterck, R.K.W.M. Klaassen, G.T. Freschet, A. van der Wal, H. Eshuis, J. Zuo, W. de Boer, T. Lamers, M. Weemstra, V. Cretin, R. Martin, J. den Ouden, M.P. Berg, R. Aerts, G.M.J. Mohren & M.M. Hefting, 2012. Controls on coarse wood decay in temperate tree species: Birth of the LOGLIFE experiment. *Ambio* 41: 231-245.
- De Keersmaecker, L., H. Baete, P. Van de Kerckhove, B. Christiaans, M. Esprit & K. Vandekerckhove, 2002. Bosreservaat Kerssaelaerspleyn (Zonienwoud), Monitoring van de vegetatie en de dendrometrische gegevens in de kernvlakte en de steekproefcirkels, Monitoringsrapport, IBW Bb 02.002.
- Delft, B, van, R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekking & J. Sevink, 2006. Field guide humus forms. Description and classification of humus forms for ecological applications. Alterra Wageningen, Universiteit van Amsterdam.
- Edmonds, R. L. & A. Eglitis, 1989. The role of Douglas-fir beetle and wood borers in the decomposition of and nutrient release from Douglas-fir logs. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 853 - 859.
- Forrester, D.I., I.H.H. Tachauer, P. Annighoefer, I. Barbeito, H. Pretzsch, R. Ruiz-Peinado, H. Stark, G.o Vacchiano, T. Zlatanov, T. Chakraborty, S. Saha & G.W. Sileshi, 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.
- Foster, J.R. & G.E. Lang, 1982. Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 12:617-626.
- Freund, J.A., J.F. Franklin & J.A. Lutz, 2015. Structure of early old-growth Douglas-fir forests in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 335: 11-25.
- Fujimori, T., S. Kawanabe, H. Saito, C.C. Grier & T. Shidei, 1976. Biomass and Primary Production in forests of three major Vegetation zones of the Northwestern united States. *Journal Japanese Forest Society* 58: 360-373.



- Glatthorn, J., E. Feldmann, V. Pichler, M. Hauck & C. Leuschner 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. *Ecosystems* 21: 704–722.
- Green, R.N., R.L. Trowbridge & K. Klinka, 1993 Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms. *Forest science. Monograph* 29.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. & E. Hazebroek, 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71–80.
- Harmon, M.E., W.K. Ferrell & J.F. Franklin, 1990. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science* 247: 699–702.
- Hees, A. van & S. Clercx, 1999. Dood hout in de bosreservaten. *De Levende Natuur* 100: 168–172.
- Hommel, P.W.F.M., R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, J. den Ouden, R.W. de Waal & M.F. Wallis de Vries, 2016. Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten praktijkproeven: omvorming van voormalig middenbos naar gevarieerd opgaand bos. Rapport 2016/OBN206-HE, VBNE, Driebergen.
- Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D.W. Johnson, K. Minkinen & K.A. Byrne 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253–268.
- Jansen, J.J., A. Oosterbaan, G.M.J. Mohren & J. den Ouden, 2018. Groei en productie van Japanse lariks in Nederland. FEM Groei en productie rapport 2018-1, 120 pp.
- Jansen, J.J., H. Schoonderwoerd, G.M.J. Mohren & J. den Ouden, 2016. Groei en productie van douglas in Nederland. Becking's dunningsproeven ontsloten. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- Johnson, D.W. & P.S. Curtis, 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140: 227–238.
- Järvenpää, M., A. Repo, A., Akujärvi, M. Kaasalainen & J. Liski, 2015. Bayesian calibration of Yasso15 soil carbon model using global-scale litter decomposition and carbon stock measurements. Oral presentation at the 5th Nordic–Baltic Biometric Conference, Reykjavik, June 8–10 2015. Geraadpleegd op <http://math.tut.fi/inversegroup/material/jarvenpaa2015bayesian.pdf>
- Kahl T., T. Arnstadt, K. Baber, C. Bäessler, J. Bauhus, W. Borken, F. Buscot, A. Floren, C. Heibl, D. Hessenmöller, M. Hofrichter, B. Hoppe, H. Kellner, D. Krüger, K.E. Linsenmair, E. Matzner, P. Otto, W. Purahong, C. Seilwinder, E.-D. Schulze, B. Wende, W.W. Weisser & M.M. Gossner, 2017. Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology and Management* 391: 86–95.
- Kaufmann, S., M. Hauck & C. Leuschner, 2018. Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology* 106:2421–2434.
- Klaassen, R.K.W.M. (ed.), 2018. *Houtvademecum*, 11e editie. Centrum Hout, Almere.
- Koop, H., 1981. Vegetatiestructuur en dynamiek van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Pudoc, Wageningen. 112 pp.
- Krankina, O.N. & M.E. Harmon, 1994. The impact of intensive forest management on carbon stores in forest ecosystems. *World Resource Review* 6: 161–177.
- Leskinen, P., G. Cardellini, S. González-García, E. Hurmekoski, R. Sathre, J. Seppälä, C. Smyth, T. Stern & P.J. Verkerk. 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. *From Science to Policy* 7. European Forest Institute, Joensuu.
- Luyssaert, S., G. Marie, A. Valade, Y.-Y. Chen, S. Njakou Djomo, J. Ryder, J. Otto, K. Naudts, A.S. Lansø, J. Ghattas & M.J. McGrath, 2018. Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* 562: 259–262.
- Macci, C., S. Doni, G. Bondi, D. Davini, G. Masciandaro & A. Pistoia, 2012. Effects of wild boar (*Sus scrofa*) grazing on soil properties in Mediterranean environment. *Catena* 98: 79–86.
- Marshall, D.D., J.F. Bell & J.C. Tappeiner, 1992. Levels-of-growing stock cooperative study in Douglas-fir. Report No. 10 the Hoskins study, 1963–83. Res. Pap. PNW-RP-448. Portland, OR. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 65 p.
- Mohr, D., L.W. Cohnstaedt & W. Topp, 2005. Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil biology & Biochemistry* 37: 693–700.
- Nabuurs, G. J. & G.M.J. Mohren, 1993. Carbon stocks and fluxes in Dutch forest ecosystems. IBN Research Report 93/1. IBN-DLO, Wageningen.
- O'Hara, K.L., 1989. Stand growth efficiency in a Douglas fir thinning trial. *Forestry* 62: 409–418.

- 
- Olson, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- Ouden, J. den, 2020. Bles-app 4.0. Handleiding en documentatie. Wageningen University, Wageningen.
- Ouden, J. den, P.W.F.M. Hommel, K.A.O. Eichhorn & F.S. van Westreenen, 2015. Ongelijkvormig hooghout: een alternatief voor het traditionele middenbosbeheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen? *De Levende Natuur* 116: 236-242.
- Petritan, A.M., I.A. Biris, O. Merce, D.O Turcu & I.C. Petritan, 2012. Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management* 280: 140-149.
- Risch, A.C., S. Wirthner, M.D. Busse, D.S. Page-Dumroese & M. Schütz, 2010. Grubbing by wild boars (*Sus scrofa* L.) and its impact on hardwood forest soil carbon dioxide emissions in Switzerland. *Oecologia*, 164: 773-784.
- Rock, J., F.-W. Badeck & M.E. Harmon, 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research* 127:301-313.
- Roozen, A.J.M., 1984. Bosreservaten bij de Stichting Het Geldersch Landschap. Beheer van bossen met accent natuurbehoud.
- Røyne, F., D. Peñaloza, G. Sandin, J. Berlin & M. Svanstrom, 2016. Climate impact assessment in life cycle assessments of forest products: implications of method choice for results and decisionmaking. *Journal of Cleaner Production* 116 90-99.
- Schelhaas, M.J., P.W. van Esch, T.A. Groen, B.H.J. de Jong, M. Kanninen, J. Liski, O. Masera, G.M.J. Mohren, G.J. Nabuurs, T. Palosuo, L. Pedroni, A. Vallejo & T. Vilén, 2004. CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1068. 82 p.
- Schelhaas, M.J., A.P.P.M. Clerkx, W.P. Daamen, J.F. Oldenburger, G. Velema, P. Schnitger, H. Schoonderwoerd & H. Kramer, 2014. Zesde Nederlandse Bosinventarisatie; Methoden en basisresultaten. Alterra rapport 2545, Wageningen.
- Schelhaas M.J., J. Paulo, D.W. van der Werf & I. van der Wyngaert, 2020 (in prep). Uncertainty analysis of the EFISCEN model.
- Schulp, C.J.E., G.J. Nabuurs, P.H. Verburg & R.W. De Waal, 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256: 482-490.
- Spies, T.A. & J.F. Franklin, 1991. The structure of natural young, mature and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington, General Technical Report PNW-GTR-285, U.S. Department of Agriculture, Forest Service Pacific Northwest Research Station Portland, Oregon.
- Staring Centrum, 1991. Bodemkaart van Nederland. Schaal 1 : 50 000. Algemene begrippen en indelingen. Wageningen.
- Tarasov, M.E. & R.A. Birdsey, 2001. Decay Rate and Potential Storage of Coarse Woody Debris in the Leningrad Region. *Ecological Bulletins* 49: 137-147.
- Vandekerkhove, K., 2019. Status and development of old-growth elements and biodiversity during secondary succession of unmanaged temperate forests. Doctoraatsscriptie 2019(1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Von Oheimb, G., C. Westphal, H. Tempel & W. Hardtle, W., 2005. Structural pattern of a near natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany), *Forest Ecology and Management* 212: 253-263.
- Wijdeven, S.M.J., 2003. Stand dynamics in Fontainebleau. Dynamics in beech forest structure and composition over 17 years in La Tillaie forest reserve, Fontainebleau, France, Alterra rapport 1124, Alterra, Wageningen. 56 pp.
- Wirthner, S., M. Schütz, D.S. Page-Dumroese, M.D. Busse, J.W. Kirchner & A.C. Risch, 2012. Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? *Canadian Journal of Forest Research* 42: 585-592.

# Bijlage 1 Stamtal, grondvlak en staand volume in drie opnamejaren

Overzicht van alle gemeten steekproefcirkels in drie bosreservaten. Reeks geeft aan of het betreffende plot in de eerste, tweede of derde opnameronde is meegenomen (zie tekst). Het kiemjaar is afgeleid van opstandleggers, maar geven voor de oudere bossen (met name beuk in Pijpebrandje en grove den in de Tongerense Hei) slechts een indicatie, omdat deze bossen een gemengde leeftijdsopbouw hebben.

Reservaat	Plot	Kiem- jaar	Hoofdboomsoort  Opname:	Stamtal (N/ha)			Grondvlak (m <sup>2</sup> /ha)			Levende voorraad (m <sup>3</sup> /ha)		
				1	2	3	1	2	3	1	2	3
Pijpebrandje	B12	1830	Beuk	300		200	27		33	270		339
Pijpebrandje	C09	1830	Beuk	240		200	27		38	297		401
Pijpebrandje	C11	1830	Beuk gemengd	300	260	240	27	33	37	254	367	410
Pijpebrandje	D06	1830	Beuk	320		200	26		32	245		350
Pijpebrandje	D08	1945	Lariks	340		320	21		42	215		530
Pijpebrandje	D09	1945	Lariks	560	540	480	27	36	51	276	421	658
Pijpebrandje	D10	1945	Lariks	460		380	22		40	229		528
Pijpebrandje	D12	1830	Beuk gemengd	320	280	380	31	32	39	278	320	404
Pijpebrandje	E03	1830	Beuk	380	320	280	30	33	40	311	369	462
Pijpebrandje	E05	1830	Beuk	340	340	260	37	38	45	368	397	447
Pijpebrandje	E11	1945	Lariks	380		400	21		47	207		597
Pijpebrandje	F02	1830	Beuk	260	260	240	39	49	56	471	604	677
Pijpebrandje	F04	1830	Beuk gemengd	140		160	23		29	263		326
Pijpebrandje	F09	1945	Lariks	460	460	420	21	29	44	224	339	592
Pijpebrandje	F10	1945	Lariks	380	380	300	23	30	40	240	369	551
Pijpebrandje	F12	1930	Douglas	560	560	580	28	40	59	301	463	690
Pijpebrandje	F13	1930	Douglas gemengd	800		660	22		53	212		654
Pijpebrandje	G03	1830	Beuk	220		200	21		32	196		306
Pijpebrandje	G09	1945	Lariks	440		360	26		53	268		722
Pijpebrandje	G11	1930	Douglas gemengd	360	340	320	32	43	56	337	475	684
Pijpebrandje	G13	1930	Douglas gemengd	260		160	37		46	383		535
Pijpebrandje	H04	1830	Beuk	220	200	140	27	31	36	250	310	358
Pijpebrandje	H12	1830	Beuk gemengd	660	600	660	21	28	29	152	225	273
Pijpebrandje	H13	1830	Beuk	200		220	27		38	263		372
Pijpebrandje	J03	1830	Beuk	540	540	440	31	35	42	269	335	413
Pijpebrandje	J05	1830	Beuk	180	180	160	32	42	45	359	513	523
Pijpebrandje	J11	1830	Beuk	260	240	140	22	24	22	200	233	200
Pijpebrandje	K12	1830	Beuk gemengd	240	220	180	20	23	22	182	223	232
Pijpebrandje	K14	1830	Beuk	180		140	28		29	315		301
Pijpebrandje	L04	1830	Beuk gemengd	340	280	240	23	23	26	227	224	283
Pijpebrandje	L06	1830	Beuk	320		240	30		44	296		496
Pijpebrandje	L07	1830	Beuk	360		260	28		33	272		376
Pijpebrandje	L13	1830	Beuk	300		280	39		52	386		573
Pijpebrandje	M06	1830	Beuk	400	400	360	43	52	59	500	663	737
Pijpebrandje	M12	1830	Eik	420	380	200	20	21	25	172	197	229
Pijpebrandje	M14	1830	Eik	740		700	29		39	254		401
Pijpebrandje	N05	1830	Beuk	360	260	240	37	40	53	343	473	646
Pijpebrandje	N13	1830	Eik	280		260	18		20	157		165
Pijpebrandje	O07	1830	Beuk	240	240	240	34	38	48	368	439	547
Pijpebrandje	O08	1830	Beuk	160		100	30		29	326		325
Het Leesten	C06	1944	Douglas	640	620	440	32	51	66	305	607	867
Het Leesten	C07	1944	Douglas	620		520	35		76	325		1005
Het Leesten	C08	1944	Douglas	620	540	480	36	52	78	346	627	1031
Het Leesten	D04	1945	Douglas	500	500	400	31	47	63	292	585	844
Het Leesten	D08	1944	Douglas	640	620	480	34	50	66	320	566	897
Het Leesten	D10	1960	Douglas	2380	1800	960	39	54	68	297	573	820

Reservaat	Plot	Kiem- jaar	Hoofdboomsoort	Stamtal (N/ha)			Grondvlak (m <sup>2</sup> /ha)			Levende voorraad (m <sup>3</sup> /ha)			
				Opname:	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Het Leesten	D12	1960	Douglas		1900		1120	33		77	266		852
Het Leesten	E04	1945	Douglas		600		420	35		76	350		1011
Het Leesten	E05	1945	Douglas		480	480	400	39	62	84	366	769	1185
Het Leesten	E08	1945	Lariks gemengd		660	600	580	31	43	63	312	474	836
Het Leesten	E11	1960	Douglas		1640		820	31		64	237		814
Het Leesten	E13	1945	Lariks		540	540	540	19	26	36	169	269	411
Het Leesten	F02	1959	Grove den		1180	900	520	22	27	29	128	216	271
Het Leesten	F14	1960	Douglas		2080	1640	1200	33	47	77	264	494	885
Het Leesten	F17	1945	Lariks		660	620	620	25	34	52	234	396	668
Het Leesten	G01	1941	Grove den		660	580	680	20	26	27	173	243	225
Het Leesten	G12	1946	Lariks		840	840	880	25	34	49	228	417	592
Het Leesten	G13	1946	Lariks		760		660	22		42	196		513
Het Leesten	G17	1945	Douglas		660	500	400	33	44	69	319	520	899
Het Leesten	G19	1949	Grove den		1080	840	780	28	30	31	230	269	291
Het Leesten	H02	1941	Grove den		660	760	680	25	32	35	224	357	308
Het Leesten	H04	1959	Grove den		1640	1160	640	23	29	34	147	246	334
Het Leesten	H05	1959	Grove den		1640	1020	740	23	26	37	143	208	354
Het Leesten	H10	1946	Lariks		560	920	1320	19	29	49	168	311	573
Het Leesten	H12	1946	Lariks		780	780	760	24	34	48	211	394	607
Het Leesten	H19	1945	Lariks		640	580	760	22	29	48	196	337	598
Het Leesten	J02	1941	Grove den		600		860	20		30	183		286
Het Leesten	J06	1957	Grove den		1980	1160	780	30	30	34	196	254	328
Het Leesten	J07	1957	Grove den		1820	1340	740	29	37	38	199	306	358
Het Leesten	J09	1944	Douglas		600	520	440	41	54	77	423	637	1008
Het Leesten	J13	1948	Lariks		600	600	760	24	34	53	228	457	759
Het Leesten	J15	1943	Douglas		620	520	380	48	61	69	490	776	946
Het Leesten	K10	1938	Grove den		660	1940	880	25	39	42	199	375	421
Het Leesten	K11	1938	Grove den		660		760	26		30	203		287
Het Leesten	K14	1943	Douglas		660	660	540	41	56	82	422	719	1108
Het Leesten	K16	1943	Douglas		520		360	35		62	355		845
Het Leesten	K18	1945	Grove den		900	800	860	24	30	33	201	298	352
Het Leesten	L17	1943	Douglas		640	580	460	40	56	79	403	712	1093
Het Leesten	M13	1937	Lariks		640	600	660	24	30	45	226	353	565
Tongerense Hei	B04	1900	Grove den			300	700		15	30		101	214
Tongerense Hei	D06	1900	Grove den			320	480		18	36		127	300
Tongerense Hei	F10	1900	Grove den			260	300		19	31		144	264
Tongerense Hei	H02	1900	Grove den			1100	500		15	24		90	206
Tongerense Hei	H04	1900	Grove den			680	420		22	27		122	211
Tongerense Hei	H10	1900	Grove den			320	220		21	30		126	205
Tongerense Hei	K08	1900	Grove den			400	320		24	29		173	254
Tongerense Hei	K14	1900	Grove den			260	340		18	26		134	216
Tongerense Hei	M06	1900	Grove den			480	420		20	32		142	286
Tongerense Hei	P04	1900	Grove den			580	520		24	33		175	291
Tongerense Hei	R10	1900	Grove den			340	160		16	15		103	117
Tongerense Hei	T10	1900	Grove den			280	760		15	27		111	209

## Bijlage 2 Karakteristieken bodem bij opname bodemkoolstof

Enkele karakterieken van de bodem bij opname van de bodemkoolstof. De grindigheid is gemeten naar het percentage matig tot sterk grindige monsterpunten binnen 20 cm. Uitloging is gemeten naar het voorkomen van uitspoelingslagen (AE of E) in de bovengrond.

Bostype	Locatie	Lemigheid	Vergraven bovengrond	Recente zwijnenactiviteit	Uitloging bovengrond	Grindigheid
Douglas	Speulderbos	zwak lemig	34%	6%	36%	67%
Douglas	Ugchelen	zwak lemig	53%	11%	31%	80%
Douglas	Speulderbos (2006)	zwak tot sterk lemig	24%	13%	47%	50%
Lariks	Speulderbos	12-15%	32%	28,3%	23%	50%
Lariks	Amerongen	13-14%	25%	0%	31%	17%
Lariks	Pijpebrandje (2006)	12-18%	24%	7%	63%	21%
Beuk	Speulderbos	zwak lemig	9%	4%	30%	80%
Beuk	Pijpebrandje (2006)	zwak tot sterk lemig	8%	1%	33%	18%
Grove den (rijk)	Ugchelen	zwak lemig	14%	14%	39%	67%
Grove den (rijk)	Het Leesten	zwak lemig	11%	3%	3%	50%
Grove den (rijk)	Speulderbos (2006)	zwak lemig-sterk lemig	26%	8%	44%	21%
Grove den (arm)	Lierderbos	leemarm	6%	0%	65%	0%
Grove den (arm)	Nunspeet	leemarm	77%	9%	100%	50%
Grove den (arm)	Tongeren	leemarm	3%	8%	100%	80%

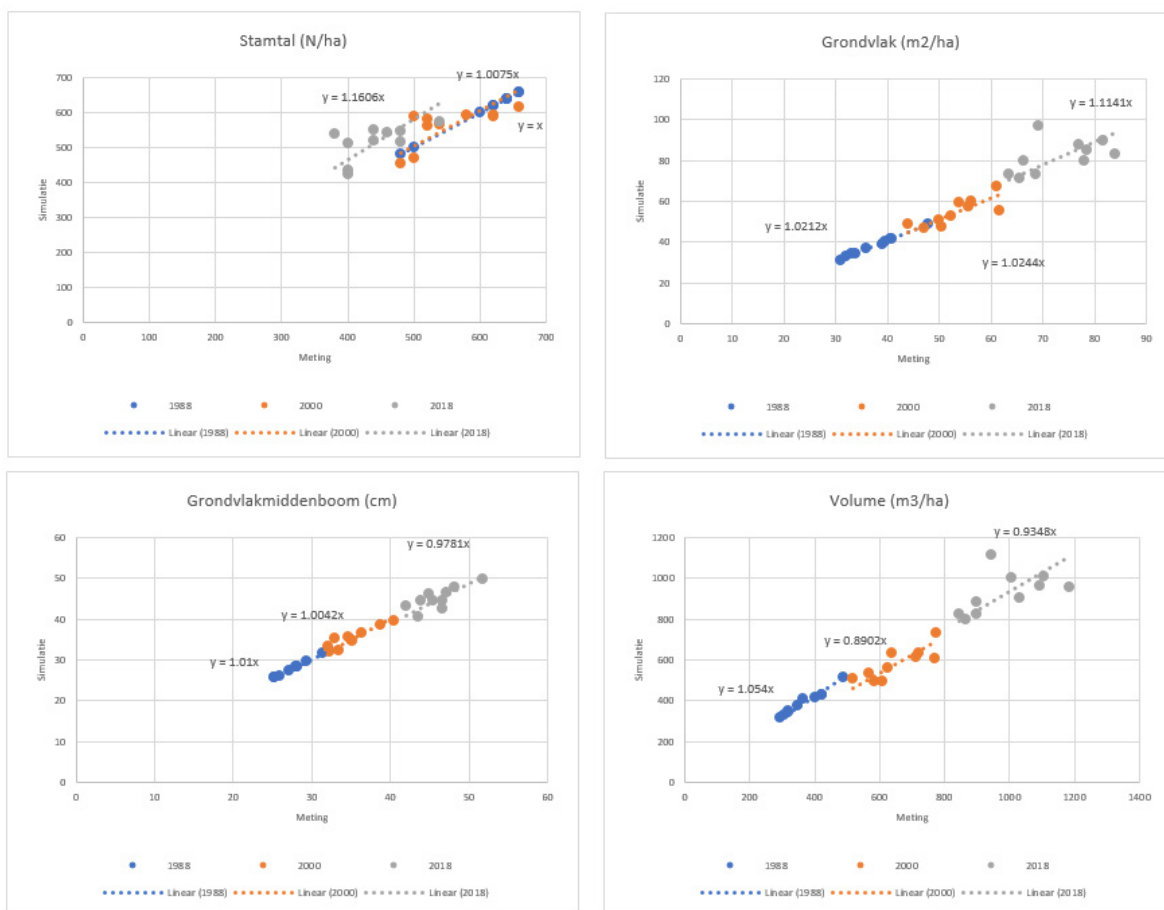
C/N-getallen van de organische stof van de verschillende plots. Hoe hoger de waarde, des te trager de afbraak van organische stof verloopt. De C/N-verhouding voor de Douglas opstand in Pijpebrandje is niet beschikbaar.

Locatie	Opstand	C/N-getal				
		F	H	F+H	0-10 cm	10- 20 cm
Speulderbos	Beuk (beheerd)	23,0	21,9	22,5	21,5	27,3
Ugchelen	Douglas (beheerd)	23,3	24,0	23,7	24,3	27,0
Speulderbos	Lariks (beheerd)	-	-	25,1	22,6	22,4
	verstoord	-	-	-	21,5	17,7
	weinig verstoord	-	-	25,1	23,1	24,8
Amerongen	Lariks (beheerd)	24,5	23,3	25,1	23,8	25,6
Het leesten	Grove den (onbeheerd)	26,1	24,5	25,3	24,1	23,9
Ugchelen	Grove den (beheerd)	26,1	26,2	26,2	26,8	27,3
Nunspeet	Grove den (beheerd)	28,6	26,7	27,7	28,7	31,8
Tongerense heide	Grove den (onbeheerd)	28,8	26,9	27,9	30,4	35,8
Lierderbos	Grove den (beheerd)	25,8	26,4	26,1	20,2	17,4

# Bijlage 3 Validatie EFISCEN Space

## Douglas

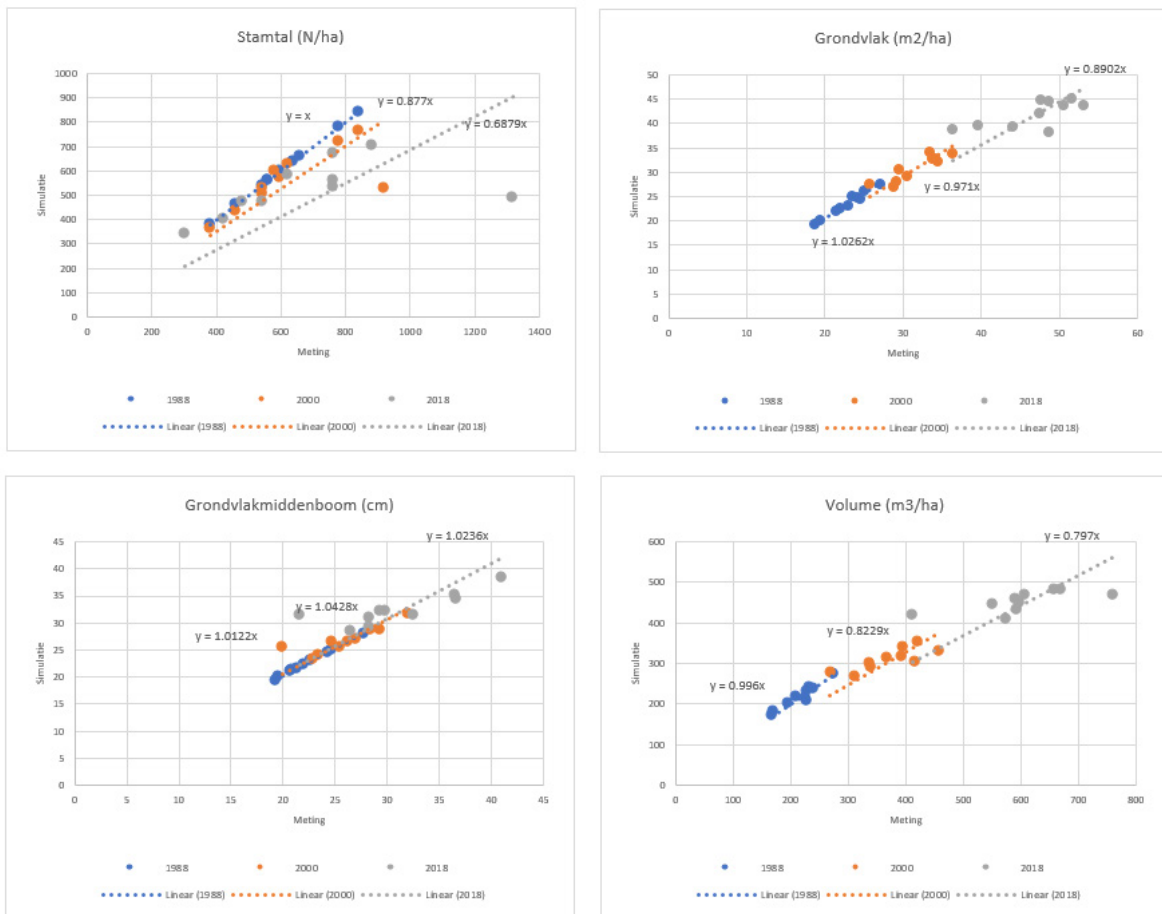
Voor de geselecteerde steekproefcirkels die worden gedomineerd door Douglas zijn de metingen in 1988 genomen als beginsituatie voor het model EFISCEN Space. Vervolgens zijn deze steekproefcirkels gesimuleerd tot 2018 en zijn de gesimuleerde situaties vergeleken met de metingen in 2000 en 2018. De beginsituatie in 1988 wordt door het model goed gesimuleerd (Figuur 32). Gedurende de simulatie overschat het model het stamtal doordat de mortaliteit te laag ligt, ondanks dat de sterfte gebaseerd is op de waargenomen patronen in de bosreservaten. In 2000 geeft het model ongeveer 1% meer bomen dan gemeten en in 2018 16% meer. De gesimuleerde gemiddelde diameter (grondvlakmiddenboom) ligt echter wat lager dan gemeten, waardoor het totale grondvlak redelijk gesimuleerd wordt voor 2000 en ongeveer 11% te hoog in 2018. Het totale volume is iets onderschat in 2000, maar komt dichterbij de gemeten situatie in 2018, met een onderschatting van 7%. Daarmee komt de simulatie van totaal grondvlak en volume behoorlijk goed overeen met de gemeten waarden. Resultaten voor langere simulaties zijn echter in hoge mate onzeker doordat er geen groei- en sterftegegevens bekend zijn van oudere onbeheerde Douglasbossen in Nederland en Europa.



**Figuur 32** Modelsimulaties voor de geselecteerde steekproefcirkels gedomineerd door douglas, vergeleken met de metingen voor 1988, 2000 en 2018.

## Japanse lariks

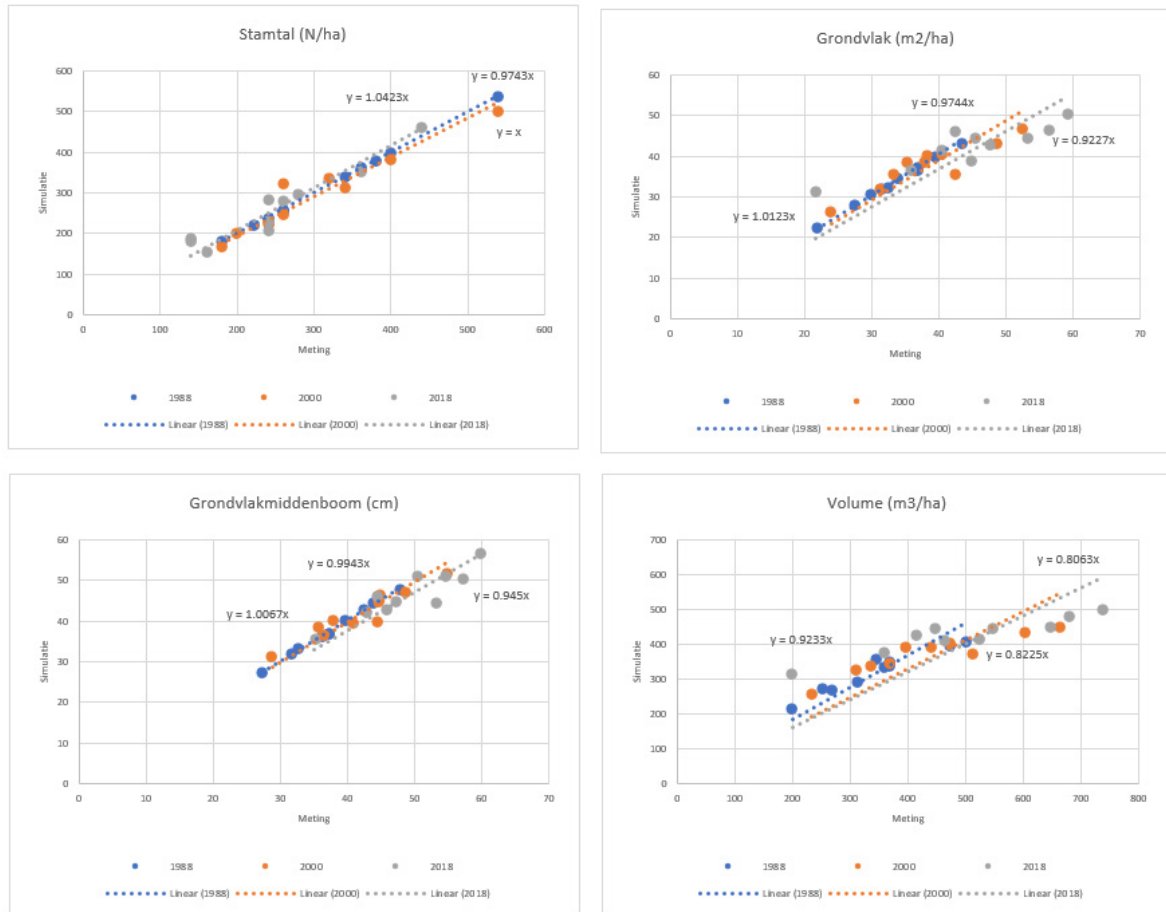
Voor alle geselecteerde steekproefcirkels die worden gedomineerd door Japanse lariks zijn de metingen in 1988 genomen als beginsituatie voor het model EFISCEN Space. Vervolgens zijn deze steekproefcirkels gesimuleerd tot 2018 en zijn de gesimuleerde situaties vergeleken met de metingen in 1998/2000 en 2018. De beginsituatie in 1988 wordt door het model goed gesimuleerd (Figuur 33). Het gesimuleerde stamtaal wordt onderschat door het model. Dit komt geheel voor rekening van steekproefcirkel H10 uit Het Leesten waar verjonging optreedt, terwijl EFISCEN Space nog geen verjongingsmodule heeft. Als we deze cirkel eruit laten, komt de simulatie goed overeen met de meting, met 1,3% overschatting in 2000 en 4,3% onderschatting in 2018. De simulatie van dbh en grondvlak komen ook goed overeen met maximaal ongeveer 11% afwijking. Het volume wordt met zo'n 18% onderschat in 1998/2000 en in 2018 met ongeveer 20%. Dit komt waarschijnlijk doordat de actuele hoogtegroei op de rijkere gronden hoger is, terwijl EFISCEN Space (impliciet) uitgaat van de gemiddelde dbh-hoogterelatie, zoals afgeleid van alle gemeten lariksen in Nederland uit de bosinventarisatie.



**Figuur 33** Modelsimulaties per geselecteerd steekproefcirkel gedomineerd door Japanse lariks, vergeleken met de metingen voor 1988, 2000 en 2018.

## Beuk

Voor alle geselecteerde steekproefcirkels die worden gedomineerd door beuk zijn de metingen in 1988 genomen als beginsituatie voor het model EFISCEN Space. Vervolgens zijn deze steekproefcirkels gesimuleerd tot 2018 en zijn de gesimuleerde situaties vergeleken met de metingen in 2000 en 2018. De simulatie van stamtal, grondvlak en grondvlakmiddenboom volgt de metingen behoorlijk goed, terwijl het volume wordt onderschat (Figuur 34). De onderschatting is in 1988 8% en loopt op tot bijna 20% in 2018. Waarschijnlijk zijn de beuken op deze rijkere gronden hoger dan de gemiddelde waargenomen beuk in de bosinventarisatie.

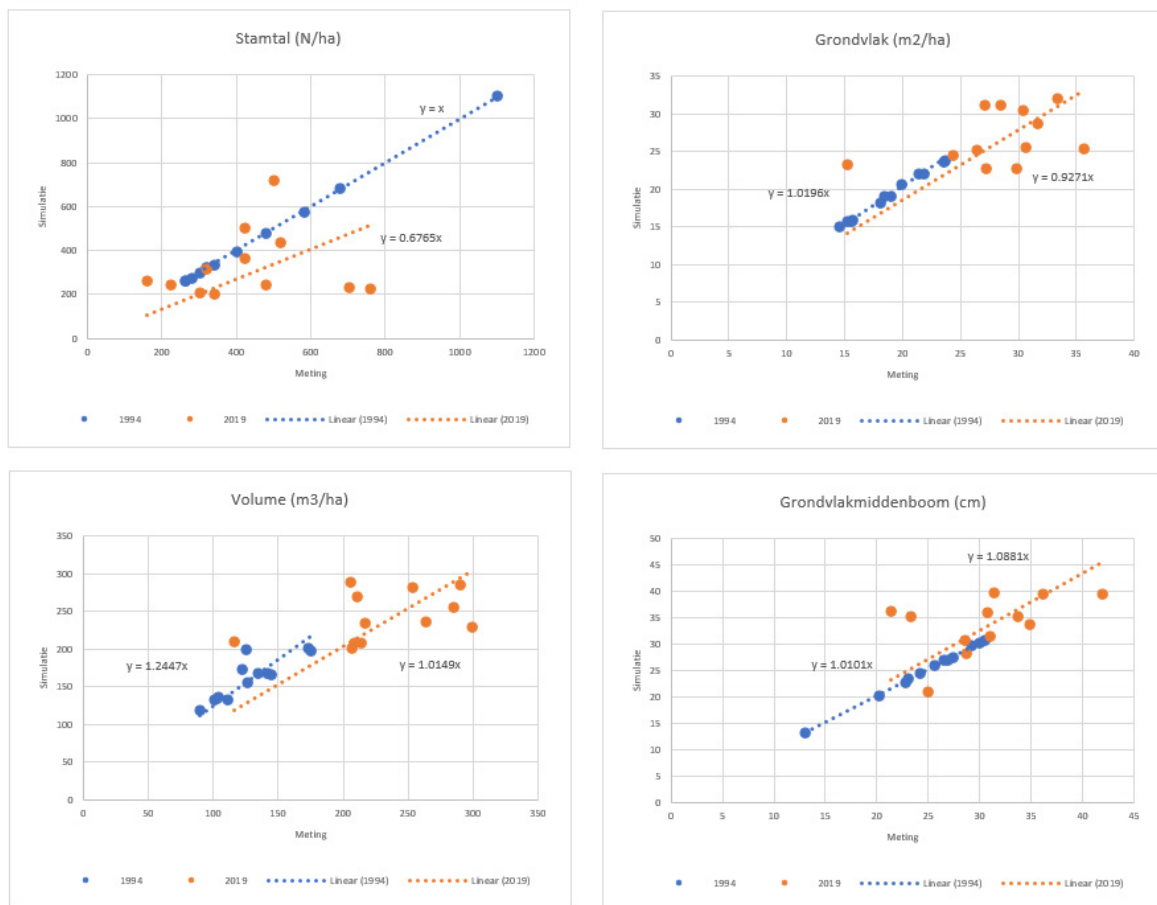


**Figuur 34** Modelsimulaties per geselecteerde steekproefcirkel gedomineerd door beuk, vergeleken met de metingen voor 1988, 2000 en 2018.



### Grove den (arm)

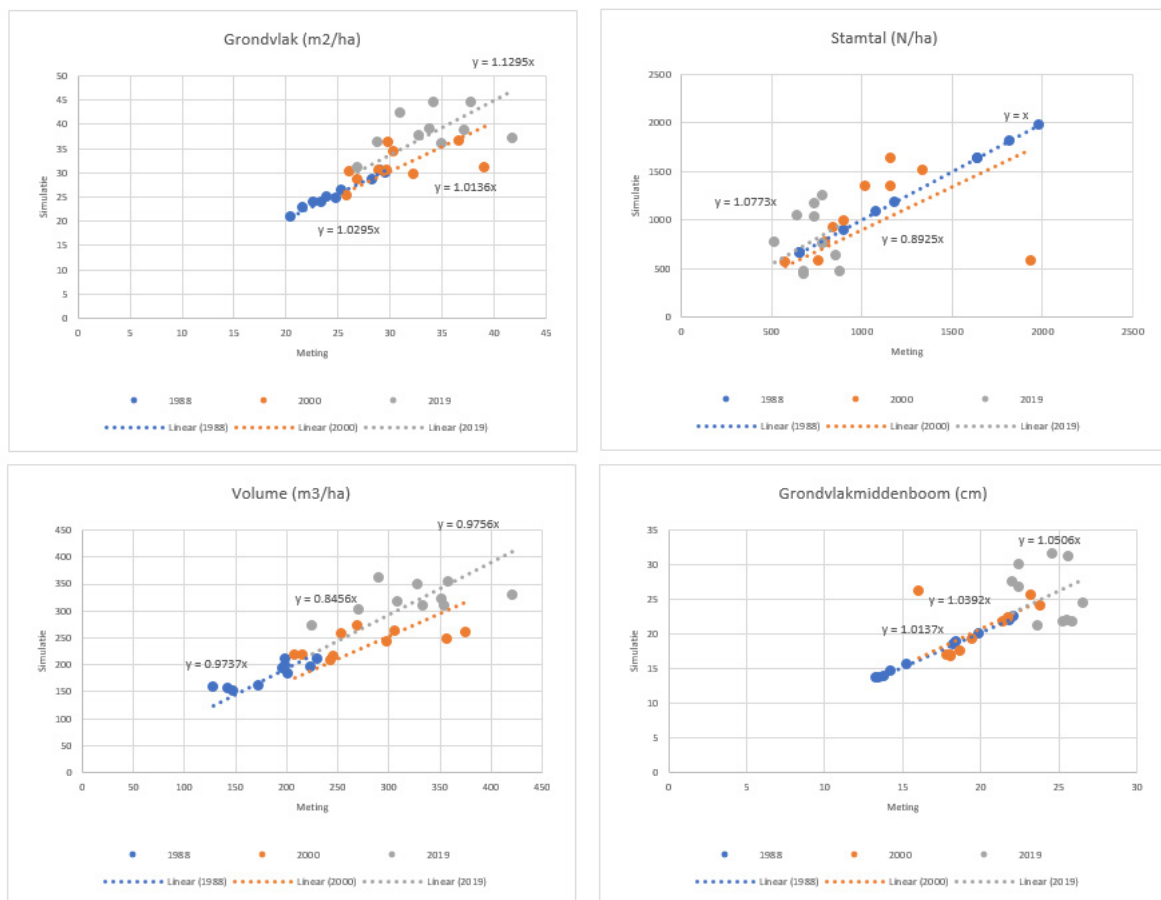
Voor de geselecteerde steekproefcirkels op arme gronden die worden gedomineerd door grove den zijn de metingen in 1994 genomen als beginsituatie voor het model EFISCEN Space. Vervolgens zijn deze steekproefcirkels gesimuleerd tot 2019 en zijn de gesimuleerde situaties vergeleken met de metingen in 1994 en 2019. De beginsituatie in 1994 wordt door het model goed gesimuleerd, alleen het volume wordt overschat met ongeveer 24%. Dit komt doordat de grove dennen minder hoog zijn dan de gemiddelde waargenomen grove den in de bosinventarisatie. Dit kan komen door de arme groeiplaats of doordat de dennen in redelijk vrije stand opgegroeid zijn nadat ze zich spontaan in de heide hadden gevestigd. Het stamtal wordt in 2019 door de simulatie met 32% onderschat. Dit is het gevolg van regeneratie in de steekproefcirkels, waar nog geen rekening mee wordt gehouden in het model EFISCEN Space. Als gevolg daarvan wordt het grondvlak onderschat met 7%, en de grondvlakmiddenboom overschat met 8%. Het volume wordt in 2019 nog maar met 1% overschat als gevolg van een overschatting van het volume van grove den en het ontbreken van het volume in de jonge bomen.



**Figuur 35** Modelsimulaties per geselecteerde steekproefcirkel op arme gronden gedomineerd door grove den, vergeleken met de metingen voor 1994 en 2019.

## Grove den (rijk)

Voor de geselecteerde steekproefcirkels op rijke gronden die worden gedomineerd door grove den zijn de metingen in 1988 genomen als beginsituatie voor het model EFISCEN Space. Vervolgens zijn deze steekproefcirkels gesimuleerd tot 2019 en zijn de gesimuleerde situaties vergeleken met de metingen in 2000 en 2019. De beginsituatie in 1988 wordt door het model goed gesimuleerd. Het stamtal wordt in 2000 met 11% onderschat door het model. Dit komt door regeneratie in de steekproefcirkels, waar nog geen rekening mee wordt gehouden in het EFISCEN Space-model. In 2019 is deze verjonging echter weer verdwenen en wordt het stamtal iets overschat (7%). Het grondvlak wordt in 2000 met 1% overschat en in 2019 met 13%, door het te hoge stamtal. Waarschijnlijk is hoogtegroeï van de grove dennen op deze rijke groeiplaatsen meer dan gemiddeld. In 1988 is het gesimuleerde volume redelijk goed met 3% onderschatting. Bij een correct gesimuleerd stamtal (afgezien van de verjonging) en grondvlak in 2000 wordt het volume met 15% onderschat door de simulatie. In 2019 is de onderschatting nog maar 2%, maar wel bij een te hoog stamtal en grondvlak.



**Figuur 36** Modelsimulaties per geselecteerde steekproefcirkel op rijke gronden gedomineerd door grove den, vergeleken met de metingen voor 1988, 2000 en 2019.



---

Wageningen Environmental Research  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
T 0317 48 07 00  
[www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research)

Wageningen Environmental Research  
Rapport 2994  
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, 5.000 medewerkers en 12.000 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.





To explore  
the potential  
of nature to  
improve the  
quality of life



---

Wageningen Environmental Research  
Postbus 47  
6700 AB Wageningen  
T 317 48 07 00  
[www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research)

Rapport 2994  
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, 5.000 medewerkers en 12.000 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.

