



HOEVEEL KOOLSTOF SLAAT EEN AGROFORESTRY-SYSTEEM OP?

augustus 2023

ILVO

Instituut voor Landbouw-,
Visserij- en Voedingsonderzoek

Contact

Paul Pardon
Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek
Burgemeester Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke
paul.pardon@ilvo.vlaanderen.be

Foto's ©

ILVO tenzij anders vermeld

Teksten mogen worden overgenomen, mits duidelijke bronvermelding

Pardon, P., 2023. Hoeveel koolstof slaat een agroforestry-systeem op? Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO), Merelbeke, België. 24 p.

Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door de auteurs met de grootste zorg en zorgvuldigheid voorbereid. Noch de auteurs, noch enige andere personen die betrokken werden bij de creatie, productie of totstandkoming van deze publicatie of de informatie die erin vervat zit, kan op enige wijze verantwoordelijk of aansprakelijk gesteld worden voor de volledigheid of bruikbaarheid van enige informatie vervat in deze publicatie, noch kunnen ze aansprakelijk gesteld worden voor enige directe of indirecte schade die voortvloeit uit het gebruik van de informatie die beschikbaar gesteld wordt door deze publicatie.

Financiering



Europees Landbouwfonds
voor Plattelandsontwikkeling:
Europa investeert
in zijn platteland



VLAAMSE
LAND
MAATSCHAPPIJ

provincie
Oost-Vlaanderen

Het project LIFE CarbonCounts werd gedeeltelijk gefinancierd door het EU-LIFE-programma (Grant Agreement LIFE20 PRE/BE/019) en het Vlaams Klimaatfonds.

Leeswijzer

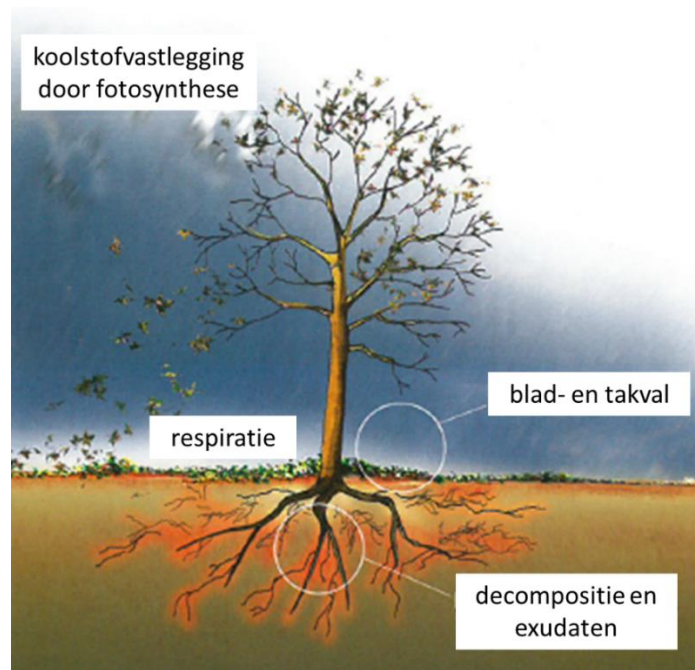
Agroforestry kan een belangrijke bijdrage leveren aan koolstofvastlegging in de landbouw. De exacte hoeveelheid koolstof en de snelheid waarmee deze vastgelegd wordt is echter afhankelijk van een groot aantal factoren. Belangrijke aspecten hierbij zijn de boomdensiteit, het plantverband en het beheer van bomen en perceel. In dit rapport wordt een onderscheid gemaakt tussen systemen met hoofdzakelijk hoogstammige bomen in combinatie met akkerland ("silvicultureel") of grasland ("silvopastoraal"). In de praktijk komt dit in de gematigde streken vaak overeen met respectievelijk alley cropping percelen waarbij de bomen in rijen staan met een relatief grote afstand tussen deze rijen, en boomgaarden waarbij de bomen meer homogeen over het perceel verspreid zijn. Daarnaast wordt de dense aanplant van niet-opgesnoeide bomen en struiken in lijnverband beschouwd, hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen houtkanten en hagen. Bij inschatting van het koolstofopslagpotentieel wordt wegens de grote variatie best met een range gewerkt. Voor elk van de bovenvermelde systemen worden getracht een indicatie van deze range te geven o.b.v. cijfers uit meta-analyses en systeem-specifieke praktijkproeven.

Inhoud

Leeswijzer	1
1 Inleiding.....	3
1.1 Alley cropping (silvicultureel).....	8
1.1.1 bodem	8
1.1.2 Biomassa	8
1.2 Boomgaarden (silvopastoraal)	10
1.2.1 Bodem	10
1.2.2 Biomassa	11
1.3 Houtkanten	13
1.3.1 Bodem	13
1.3.2 Biomassa	14
1.4 Hagen/heggen.....	18
1.4.1 Bodem	18
1.4.2 Biomassa	20
1.5 Besluit	21
Referenties	22

1 Inleiding

Agroforestry wordt beschouwd als een belangrijke tool om de koolstofstock in het landbouwlandschap te verhogen (Drexler et al., 2021; Mayer et al., 2022; Zomer et al., 2016). Daarbij kan een aanzienlijke hoeveelheid koolstof (C) worden vastgelegd in de biomassa van de houtige component. Doorgaans wordt verondersteld dat het koolstofgehalte in deze houtige biomassa ongeveer 50% bedraagt, mede afhankelijk van bijvoorbeeld de boomsoort en de beschouwde delen (bijvoorbeeld stam versus twijgen) (Lamlom & Savidge, 2003). De totale hoeveelheid C die zo wordt vastgelegd is afhankelijk van de systeemeigenschappen maar kan de vastlegging in de houtige biomassa in bossen benaderen of zelfs overtreffen. Zo schatten Wellbrock et al. (2017) de totale koolstofstock van bos in Duitsland op 224 ton C ha⁻¹, waarvan 103 ton in de houtige biomassa. De jaarlijkse toename in deze houtige stock werd geschat op 1.0 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Zoals verder zal blijken is deze grootteorde van vastlegging geen uitzondering in agroforestry-systemen (AFS). Zo vergeleken Sharrow & Ismail (2004) een bosaanplant met een AFS, beide met douglas (*Pseudotsuga menziesii*) van 11 jaar oud. Zij vonden voor de bosaanplant bij een plantverband van 4.2 x 4.2 m een jaarlijkse sequestratiewaarde van 1.1 ton C ha⁻¹ in de biomassa van de boomcomponent en 0.44 ton C ha⁻¹ in deze van de struiklaag. In het silvopastoraal AFS met (plantverband 7 m x 2.5 m) bleken de bomen een 25% grotere DBH (diameter op borsthoogte) en 12% grotere hoogte. Gedurende de eerste 11 jaar na aanplant bleek het AF-systeem 0.74 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ meer op te slaan dan de bosaanplant, waarvan een groot deel in de houtige biomassa.

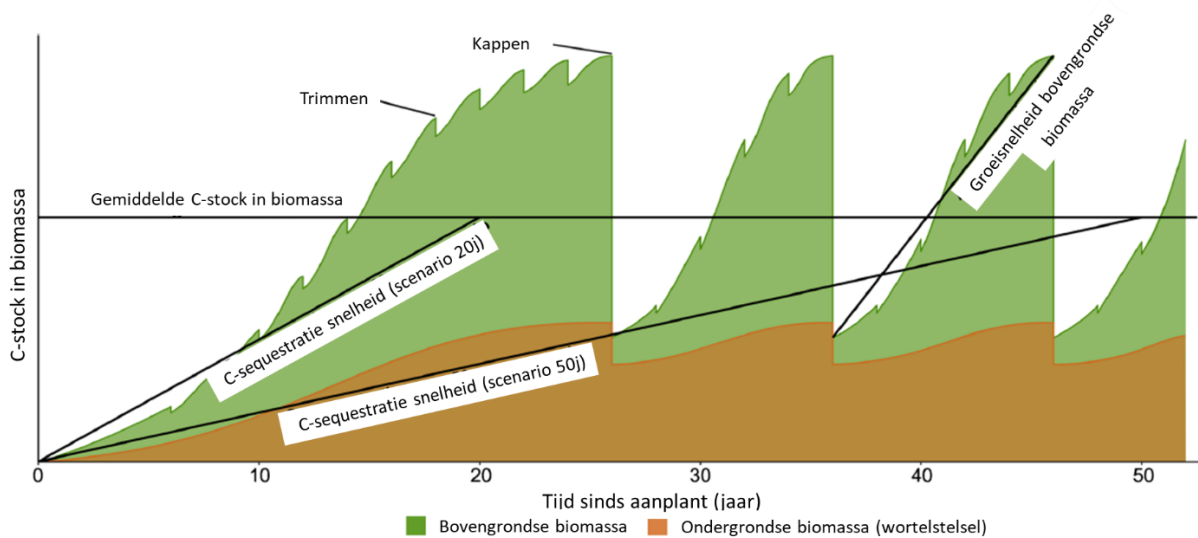


Figuur 1: Koolstofsequestratie door houtige gewassen in agroforestrypercelen (aangepast van Dupraz & Liagre (2008)).

De aanwezigheid van houtige gewassen kan anderzijds ook een positief effect op het bodemkoolstofgehalte uitoefenen door de bijkomende aanvoer van organische stof onder vorm van blad –en takval, snoeiresten, het afscheiden van wortel-exudaten en vertering van (fijne) wortels (Figuur 1) (Cardinael, Umulisa, et al., 2018; De Stefano & Jacobson, 2018). In vergelijking met bijvoorbeeld bossen komen deze laatste processen bovendien ook in dieper gelegen bodemlagen voor omdat in AFS de boom- en/of struikwortels vaak sterker naar deze diepere lagen gestuwd worden door bodembewerkingen zoals ploegen of door competitie met de éénjarige landbouwteelten (Cardinael et al., 2015; Shi et al., 2018). Zoals aangegeven door Cardinael et al. (2017, 2018) kan ook de kruid/struiklaag van de boomcomponent in AFS hiertoe bijdragen. In een meta-analyse van Mayer et al. (2022) werd het effect van AFS op bodemkoolstof in de gematigde streken geanalyseerd. Hierbij bleek het bodemkoolstofgehalte in de 0-20 cm en 20-40 cm bodemlaag bij respectievelijk 70 en 81% van de studies hoger te zijn in AFS in vergelijking met boomloze referentiesituaties. De gemiddelde koolstofstock in de 0-20 bodemlaag bedroeg 47.1 ± 29.2 ton ha^{-1} in het AFS versus 40.1 ± 24.2 ton ha^{-1} in de controlesituatie. In de 20-40 bodemlaag bedroegen deze stocks respectievelijk 31.7 ± 11.8 ton ha^{-1} versus 28.6 ± 11.4 ton ha^{-1} . In deze bodemlagen werd respectievelijk een sequestratiesnelheid van 0.21 ± 0.79 ton ha^{-1} jaar $^{-1}$ en 0.15 ± 0.26 ton ha^{-1} jaar $^{-1}$ waargenomen. Ter vergelijking, de sequestratiesnelheid in de minerale bodem (0-30cm diepte) van bos in Duitsland werd door Wellbrock et al. (2017) geschat op 0.4 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$. Andere koolstofverhogende beheermaatregelen in de gangbare landbouwpraktijk zoals het gebruik van groenbedekkers, toepassing van stalmest of biochar kunnen resulteren in een stijging van respectievelijk 0.32 ± 0.08 , 0.16 en 1.6 ± 5.14 ton SOC ha^{-1} jaar $^{-1}$ (Poeplau & Don, 2015; Tiefenbacher et al., 2021). Overgang van gangbare naar biologische landbouw met combinatie van compost en groenbedekkers zorgde voor een stijging van 2.57 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$ na de eerste rotatie in de studie van Kauer et al. (2015). Uiteraard kunnen deze beheermaatregelen ook in agroforestrypercelen toegepast worden om een gecombineerd effect te bewerkstelligen en de koolstofopslag verder te verhogen.

Toch is het effect van het aanplanten van agroforestry op het bodemkoolstofgehalte niet steeds zo éénduidig. De exacte hoeveelheid koolstof die uiteindelijk doorheen de tijd in de houtige biomassa en bodem van een AFS wordt opgeslagen afhankelijk is van een groot aantal factoren. Zo kunnen houtige elementen, afhankelijk van de specifieke omstandigheden en de locatie in het perceel, een positieve dan wel negatieve invloed uitoefenen op de groei van het naburige landbouwgewas. Dit respectievelijk door creatie van een gunstig microklimaat en door anderzijds competitie voor licht, water en/of nutriënten. Dit kan op zijn beurt een effect uitoefenen op de input van organische stof door het landbouwgewas (Mayer et al. 2022). Daarnaast wordt in geval van grasland in bepaalde gevallen een initiële daling vastgesteld veroorzaakt door de bodemverstoring die optreedt bij het planten van de

bomen. Bovendien is de toename in bodemkoolstof niet oneindig aangezien deze doorheen de tijd evolueert naar een (situatie-afhankelijk) evenwicht. Bij verderzetting van het huidige beheer en behoud van de houtige component blijft bij bereiken van dit evenwicht de vastgelegde koolstofstock in principe behouden maar wordt netto geen extra koolstof meer gecaptureerd, beperkte fluctuaties hierbij buiten beschouwing gelaten ten gevolge van onder meer periodieke beheersmaatregelen (Figuur 2). Indien echter het beheer wijzigt dan evolueert het bodemkoolstofgehalte naar een nieuw evenwicht. Zo blijkt dat bij het verwijderen van houtkanten de gerealiseerde stijging in bodemkoolstof over een periode van maximaal 60 jaar opnieuw teniet gedaan wordt (Van Den Berge et al., 2021).



Figuur 2: Evolutie van de koolstofstock in bodem en houtige biomassa in functie van de tijd en het beheer (Drexler et al., 2021).

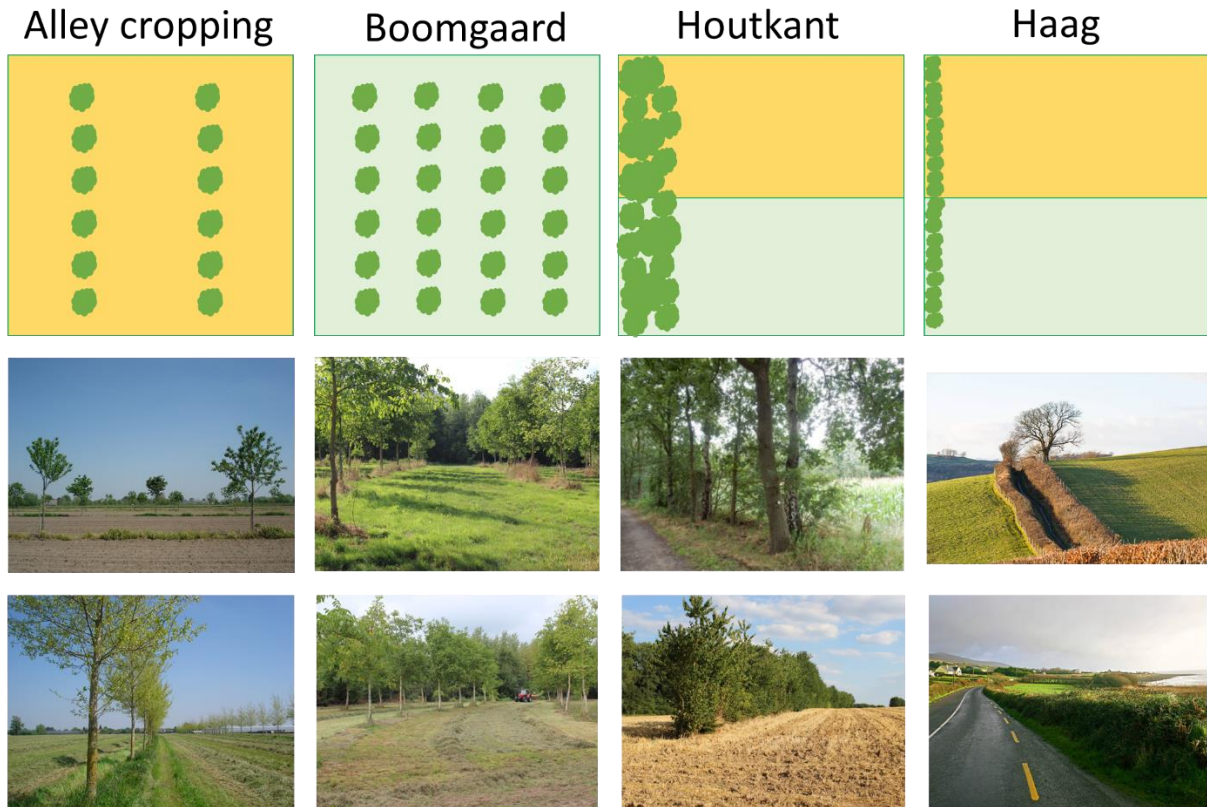
Een volgende invloedrijke factor is het geldende klimaat (Feliciano et al., 2018; Shi et al., 2018). Zo worden bijvoorbeeld doorgaans hogere stijgingen in bodemkoolstofgehalte in AFS waargenomen in tropische en subtropische klimaatzones, wellicht door de hogere primaire productie en de daaraan gerelateerde input van organische stof in deze klimaatzones (Mayer et al., 2022; Poeplau et al., 2011). Bijkomende bepalende factoren zoals vermeld door Mayer et al. (2022) en Ma et al. (2020) zijn het bodemtype en de boomsoort. Zo bleek in de studie van Mayer et al. (2022) de bodemkoolstofstock significant gecorreleerd te zijn met het kleigehalte. Mayer et al. (2022) stelden verder vast dat de koolstofsequestratiesnelheid in de bestudeerde bodemlagen (0-20 en 20-40cm) hoger was in systemen met loofbomen in vergelijking met naaldhout (Tabel 1). Dit was volgens de auteurs te wijten aan het grotere wortelstelsel en de diepere beworteling in geval van loofbomen enerzijds, en anderzijds de productie van een grote hoeveelheid strooisel van goede kwaliteit en afbreekbaarheid in vergelijking met strooisel afkomstig van naaldbomen. Daarnaast zal de boomsoort ook bovengronds

een bepalend effect hebben op de mate van koolstofopslag door mogelijke verschillen in groeisnelheid en houtdensiteit.

Tabel 1: Sequestratiesnelheid bodemkoolstof in agroforestryssystemen met loofhout versus naaldhout in de gematigde streken (ton SOC ha⁻¹ jaar⁻¹)(Mayer et al., 2022).

Bodemlaag (cm)	Boom type	Aantal observaties	gemiddelde	SD	min	max	p-waarde
0-20	Loofhout	51	0.27	0.82	-1.94	3.80	0.227
	naaldhout	10	-0.07	0.56	-1.34	0.45	
20-40	Loofhout	18	0.20	0.23	-0.27	0.72	0.969
	naaldhout	8	0.05	0.31	-0.56	0.37	

Veel hangt tenslotte af van de boomdensiteit en de ruimtelijke organisatie. In de praktijk bestaan een uitgebreid aantal types en tussenvormen, desalniettemin kunnen voor de gematigde streken enkele overkoepelende systemen aangeduid worden die het vaakst worden aangetroffen (Figuur 3). We onderscheiden hierbij enerzijds systemen met een relatief laag aantal opgesnoeide hoogstammige bomen, doorgaans met productie van kwaliteitshout en/of vruchten als doel. Bij **alley cropping** percelen is deze boomcomponent georganiseerd in rijen in het perceel met een vrij grote tussenafstand om compatibel te zijn met een hoge mechanisatiegraad van de landbouwteelt. Bij **boomgaarden** zijn de bomen homogeen verspreid over het perceel aanwezig. Anderzijds onderscheiden we lijnvormige systemen met een vrij dense menging van bomen en struiken die niet opgesnoeid worden waaronder houtkanten en hagen. **Houtkanten** bestaan uit een menging van (opgaande) bomen en struiken. **Hagen** bestaan uit een rij bomen en/of struiken waarvan de afmetingen door intensieve snoei beperkt gehouden worden (bijvoorbeeld 1 à 2m breed en 1à 2m hoog). Beide laatstgenoemde vindt men meestal terug aan de rand van het perceel. Hierbij kan verder onderscheid gemaakt worden tussen **silviculturele systemen**, waarbij de landbouwcomponent bestaat uit akkerbouw zoals hoofdzakelijk het geval is in alley cropping systemen, en **silvopastorale systemen** waarbij grasland aanwezig is (al dan niet met begrazing) zoals vaak het geval is in boomgaarden. Zoals hierboven vermeld bestaan er echter veel tussenvormen, denk onder meer aan rijen van hoogstammige bomen op de perceelsrand, of hagen en/of houtkanten in alley cropping percelen.



Figuur 3: Frequent voorkomende types agroforestry in de gematigde streken.

In wat volgt wordt voor bovengenoemde AFS en voor gematigde klimaatcondities een inschatting gemaakt van het koolstofopslagpotentieel op basis van gegevens uit de literatuur (niet exhaustief) en simulaties. Enerzijds worden resultaten uit meta-analyses voorgesteld, anderzijds worden specifieke studies toegelicht. Sommige van de laatstgenoemde studies kunnen ook opgenomen zijn in de meta-analyses, deze resultaten zijn dus niet geheel onafhankelijk. Er wordt telkens een onderscheid gemaakt tussen de bodemcomponent en de houtige biomassa. Hierbij dient men zich bewust te zijn van de grenzen van het beschouwde systeem. Hoewel de grootste stijging in bodemstock vaak in de bovenste bodemlagen verwacht wordt, kan namelijk ook in de diepere lagen nog een effect van de boomcomponent aanwezig zijn. In de realiteit zien we dat deze laatste echter vaak niet mee bemonsterd worden. Daarnaast wordt in een AFS zowel een effect verwacht in de bodemzone van de boomcomponent zelf als in de zone van de naburige akkerbouw- en/of graslandzone. Nochtans worden deze in de literatuur niet consequent allebei bestudeerd. Analoog beperken bepaalde studies zich tot de boomcomponent bij analyse van de houtige biomassa, daar waar in principe ook de struik- en/of kruidlaag beschouwd dient te worden. Voorgaande in combinatie met de vele invloed hebbende randfactoren leidt ertoe dat het aangeraden is om bij schattingen te werken met een range waarbinnen de te verwachten waarde met enige zekerheid zal liggen.

1.1 Alley cropping (silvicultureel)

1.1.1 Bodem

In hun meta-analyse rapporteren Mayer et al. (2022) voor alley cropping systemen een sequestratiesnelheid in de 0-40 cm bodemhorizont van 0.49 ton C ha⁻¹. Dit is gelijkaardig aan de bevinding van Cardinael et al. (2018) die een sequestratie van 0.51 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ noteren voor systemen in de koele gematigde streken van Europa bij een densiteit van 99 bomen ha⁻¹. In warme gematigde streken van Europa en bij een iets lagere boomsdensiteit van 88±50 bomen ha⁻¹ geven zij een lagere waarde van 0.28±0.16 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ aan. Als gemiddelde waarde voor de gematigde streken besluiten Cardinael et al. (2018) 0.47±1.34 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Vergelijkbare waarden werden gemeten door Cardinael et al. (2017) bij de studie van vijf alley cropping percelen met walnoot (*Juglans* spp.) in Frankrijk. De percelen waren 6 tot 41 jaar oud, de afstand tussen de rijen varieerde tussen de 16 en de 60 m wat de gangbare range is voor intercropping afstand voor dit type systeem in de gematigde streken. Hier bleken, mede in functie van de bemonsteringsdiepte, de sequestratiesnelheden te variëren tussen 0.09±0.33 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ en 0.56±0.24 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. De gemiddelde sequestratiesnelheid in de bodem (0-30 cm) bedroeg 0.24 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ (i.e. inclusief één silvopastoraal perceel naast de 5 silviculturele percelen).

In Pardon et al. (2017) werd de akkerbouwzone (0-23 cm diepte) bemonsterd nabij mature populierenrijen met gemiddelde leeftijd van 25 jaar. Dezelfde metingen werden uitgevoerd in een controle-situatie zonder bomen. De waargenomen koolstofstocks in de akkerbouwzone bedroegen 45.1 ton C ha⁻¹ en 39.8 ton C ha⁻¹, respectievelijk. Dit komt overeen met een sequestratiesnelheid van 0.21 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. De bodem in de boomstroken zelf werd hierbij echter niet bemonsterd. Ook Peichl et al. (2006) vonden een vrij sterke stijging in bodemkoolstof in een alley cropping perceel met populieren van 15 jaar oud met een plantdensiteit van 111 bomen ha⁻¹. Over het totale perceel bedroeg de gemiddelde stock 78.5 ton C ha⁻¹ ten opzichte van 65 ton C ha⁻¹ in de controlesituatie. In een even oude aanplant fijnspar (*Picea abies*) met dezelfde boomsdensiteit bedroeg de bodemstock slechts 66 ton C ha⁻¹. In 2012 werden deze percelen op 25 jarige leeftijd opnieuw bemonsterd tot 40 cm bodemdiepte en bedroegen de koolstofstocks 86.86 en 78.29 ton C ha⁻¹, in vergelijking met 71.08 ton C ha⁻¹ in het controleperceel (Wotherspoon et al., 2014). Bijkomend werden gelijkaardige percelen bestudeerd die beplant waren met Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), zwarte walnoot (*Juglans nigra*) en Westerse levensboom (*Thuja occidentalis*). Ook hier waren de bodemkoolstofstocks aanzienlijk hoger dan het controleperceel en bedroegen respectievelijk 83.23, 76.84 en 83.77 ton C ha⁻¹.

1.1.2 Biomassa

Uitgaande van een boomsdensiteit van 202±269 vermeld Cardinael et al. (2018) voor silviculturele alley cropping systemen een sequestratiesnelheid in de bovengrondse biomassa gelijk aan 0.91±0.91 ton C

ha⁻¹ jaar⁻¹ en 0.23±0.25 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ in ondergrondse houtige biomassa. Bemerkt overigens dat Cardinael et al. (2018) dit type systeem als “*silvoarable agroforestry system*” aanduiden. De term “*alley cropping*” definiëren zij als systemen die hoofdzakelijk in de Tropen voorkomen met een hoge dichtheid van voornamelijk struiken die regelmatig worden gesnoeid. De gemiddelde sequestratiesnelheid in de totale houtige biomassa van vijf percelen met *Juglans* spp. in de eerder vermelde studie van Cardinael et al. (2017) bedroeg 0.65 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Indien rekening gehouden wordt met de lagere boomsdichtheid van gemiddeld 76 bomen ha⁻¹ is deze waarde met andere woorden gelijkaardig aan deze van Cardinael et al. (2018). Anderzijds was er tussen de percelen onderling wel een vrij grote variatie aanwezig gaande van 0.004±0.0004 tot 1.85±0.27 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 2). Voor *Populus* spp. en fijnspar van 13 jaar oud noteren Peichl et al. (2006) totale koolstofstocks bij een dichtheid van 111 bomen ha⁻¹ van respectievelijk 15.1 en 6.4 ton C ha⁻¹, of dus sequestratiesnelheden van 1.16 en 0.49 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Op 25-jarige leeftijd bedroegen deze waarden 1.06 en 0.52 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹, waarvan respectievelijk 78% en 73% in bovengrondse biomassa (Wotherspoon et al., 2014). Op de percelen met Amerikaanse eik, zwarte walnoot en Westerse levensboom bedroegen deze sequestratiesnelheden 0.62, 0.59 en 0.65 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹, waarvan respectievelijk 74, 81 en 82% bovengronds.

Tabel 2: Koolstofvastlegging in bodem en houtige biomassa in silviculturele alley cropping systemen.

	Aantal bomen ha ⁻¹	Bodemdiepte (cm)	BODEM		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Opmerkingen
			koolstofstock (ton C ha ⁻¹)			
			<i>AF</i>	<i>Controle</i>		
Pardon et al. 2017		0-23	45.1	39.8	0.21	Enkel in akkerbouwzone gemeten, gem. 25j oude populieren
Cardinael et al. (2018)	260±208				0.47±1.34	
	99				0.51	Koele gematigde streken
	88±50				0.28±0.16	Warme gematigde streken
Cardinael et al. (2017)	34	0-30	46.7 ±1.0	45.0 ±1.1	0.29±0.24	Inter-row 24, hybrid juglans, 6j
	35	0-30	40.7 ± 0.9	40.1 ±1.7	0.09 ±0.33	Ir 18, hybrid juglans, 6j
	102	0-20	60.9±0.9	42.1±0.8	0.46±0.03	Ir 16, hybrid juglans, 41j
	100	0-60	78.6 ±1.4	68.6 ±4.1	0.56 ±0.24	Ir 18, hybrid juglans, 18j
	110	0-100	116.4 ±0.7	110.1 ± 0.3	0.35 ±0.04	Ir 60, hybrid juglans, 18j

Peichl et al. (2006)	111	0-20	78.5	65	0.90	15j, Populus spp.
	111	0-20	66	65	0.07	15j, Picea abies
Mayer et al. (2022)		0-20			0.26 ± 1.15	
		20-40			0.23 ± 0.25	
HOUTIGE BIOMASSA						
	Aantal bomen ha ⁻¹	Stock (ton C ha ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)		Opmerkingen
		bovengronds	ondergronds	bovengronds	ondergronds	
Cardinael et al. (2018)	202±269			0.91±0.91	0.23±0.25	
Wotherspoon et al., 2013	111			0.83	0.23	populus
				0.46	0.16	Quercus rubra
				0.48	0.11	Juglans nigra
				0.38	0.14	Picea abies
				0.53	0.12	Thuja occidentalis
Cardinael et al. (2017)	34	0.017±0.002	0.01		0.004 ±0.0004	Inter-row 24, hybrid juglans, 6j
	35	0.073±0.007	0.03		0.02 ± 0.001	Ir 18, hybrid juglans, 6j
	102	19.85±1.52	5.55		0.62 ± 0.10	Ir 16, hybrid juglans, 41j
	100	26.64 ±1.99	6.61		1.85 ±0.27	Ir 18, hybrid juglans, 18j
	110	10.88 ± 0.86	2.99		0.77±0.11	Ir 60, hybrid juglans, 18j
Peichl et al. (2006)	111		15.1		1.16	13j, Populus spp
	111		6.4		0.49	13j, Picea abies

1.2 Boomgaarden (silvopastoraal)

1.2.1 Bodem

Het geobserveerde effect van silvopastorale systemen op de bodemkoolstofstock blijkt uiteenlopend te zijn (Tabel 3). Zo geven Mayer et al. (2022) een daling aan in de 0-40 bodemhorizont gelijk aan 0.20 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Dergelijke dalingen worden onder meer in verband gebracht met de eventuele bodemverstoringen bij aanplant van de bomen (Lorenz & Lal, 2014). Ook Fornara et al. (2018) vonden een lagere koolstofstock in een silvopastoraal systeem met 26 jaar oude essen (initieel 400 bomen ha⁻¹, later gedund tot 170) ten opzichte van grasland, hoewel dit verschil niet significant bleek. De koolstof in het silvopastoraal perceel bleek echter wel van stabielere aard te zijn. Cardinael et al. (2017) vonden in Frankrijk bij een boomgaard van 26 jaar oude zoete kers (*Prunus avium*) met een plantdensiteit van 200 bomen ha⁻¹ dan weer een stijging in bodemkoolstof. Deze steeg van 156.5±2.7 ton C ha⁻¹ in de controle-situatie naar 169.3±6.5 ton C ha⁻¹ in het agroforestryperceel, wat overeenkomt met een

sequestratiesnelheid van 0.49 ± 0.27 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Bij overgang van akkerland naar silvopastorale agroforestry met aanplant van 1667 ± 962 bomen vermelden Cardinael et al. (2018) op basis van hun meta-analyse een jaarlijkse vastlegging van 1.93 ± 1.54 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Hier werd echter een verschil duidelijk naar gelang de beginsituatie, plantdensiteit en omgevingscondities. In een koel gematigd klimaat blijkt de overgang van grasland naar een silvopastoraal systeem met 283 ± 133 bomen ha⁻¹ jaarlijks 0.31 ± 0.48 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ op te slaan. In een warm gematigd klimaat met een vergelijkbare densiteit van 303 ± 379 bomen ha⁻¹ blijkt deze overgang echter te resulteren in een daling en netto koolstofuitstoot van -0.42 ± 0.41 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹.

1.2.2 Biomassa

Uitgaande van een boomdensiteit van 854 ± 903 ha⁻¹ vermeld Cardinael et al. (2018) voor silviculturele alley cropping systemen een sequestratiesnelheid in de bovengrondse biomassa gelijk aan 2.33 ± 1.94 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ en 0.70 ± 0.68 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ in ondergrondse houtige biomassa. Cardinael et al. (2017) noteren een waarde van 1.76 ± 0.25 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ voor de totale biomassa, dit echter bij een veel lagere boomdensiteit van ongeveer 200 ha⁻¹. Dold et al. (2019) vonden in een silvopastoraal systeem met Amerikaanse eik een toename van 0.75 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Voor pecannoot (*Carya illinoensis*) bedroeg dit 0.20 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Voor douglas spar (*Pseudotsuga menziesii*) bij een densiteit van 570 bomen ha⁻¹ vonden Sharrow & Ismail (2004) een toename van 1.99 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ over de eerste 11 jaar na aanplant.

Tabel 3: Koolstofvastlegging in bodem en houtige biomassa in silvopastorale boomgaarden.

BODEM						
	Aantal bomen ha ⁻¹	Bodemdiepte (cm)	Stock (ton C ha ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Opmerkingen
			AF	Controle		
Cardinael et al. (2018)	1667 ± 962	0-23	45.1	39.8	1.93 ± 1.54	
Cardinael et al. (2017)	200	0-50	169.3 ± 6.5	156.5 ± 2.7	0.49 ± 0.27	Prunus avium, 26jr
Mayer et al. (2022)		0-20			-0.17 ± 0.50	
		20-40			-0.03 ± 0.26	
Fornara et al. (2018)	Van 400 naar 170	0-20	78.1	85.1		Fraxinus, 26 jr

HOUTIGE BIOMASSA					
	Aantal bomen ha ⁻¹	Stock (ton C ha ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	
		bovengronds	ondergronds	bovengronds	ondergronds
Cardinael et al. (2018)	854 ± 903			2.33 ± 1.94	0.70 ± 0.68

Cardinael et al. (2017)	200	36.69±0.53	9.13	1.76± 0.25	Prunus avium, 26jr
Sharrow and Ismail 2004	570	18.92	2.97	1.99	Douglas (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)

1.3 Houtkanten

De rapportering van koolstofopslagwaarden in houtkanten (ENG “Hedgerows”) in de literatuur dient met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. De invulling van de boomcomponent is over de verschillende studies heen namelijk zeer divers en niet consistent. Daarbij wordt niet steeds een onderscheid gemaakt tussen houtkanten en hagen, is het niet steeds duidelijk over welke boomdensiteit het gaat en/of wat de breedte van de houtige strook is, wat de boomsoorten zijn, alsook wat de leeftijd van het systeem is en de daaraan gelinkte sequestratiesnelheid, in welke mate een struiklaag aanwezig is, etc. Zo worden in bepaalde studies m.b.t. houtkanten ook hagen meegenomen (e.g. Cardinael et al., 2018) of opgesnoeide bomenrijen zonder ondergroei (e.g. Van Vooren et al., 2017). Eveneens wordt niet steeds een onderscheid gemaakt tussen houtkanten nabij akkerland versus nabij grasland.

1.3.1 Bodem

In hun meta-analyse in de gematigde streken vonden Drexler et al. (2021) een bodemkoolstofstock die 17 ± 12 ton C ha⁻¹ hoger was onder houtkanten dan in het naburige akkerland (Tabel 4). Dit kwam overeen met een stijging in bodemkoolstofgehalte van gemiddeld genomen 32 ± 23 % en een sequestratiesnelheid van 0.7 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. De beschouwde bodemdiepte bedroeg gemiddeld 28.4 cm. Een gelijkaardige stijging werd vastgesteld in de meta-analyse van Cardinael et al. (2018) waar voor houtkanten nabij akkerland in koele gematigde streken van Europa een sequestratie van 0.68 ± 0.34 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ werd gevonden, dit bij een boomdensiteit van 125 bomen ha⁻¹. In warme gematigde streken in Europa daalde deze waarde naar 0.15 ± 0.23 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹. Over alle meegenomen studies heen vonden Cardinael et al. (2018) voor de gematigde streken een gemiddelde waarde van 0.45 ± 0.40 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹, dit bij een gemiddelde plantdensiteit van 320 ± 347 bomen ha⁻¹. Volgens Drexler et al. (2021) zijn de genoteerde stijgingen van een gelijkaardige grootteorde zoals de stijging bij omzetting van akkerland naar bos. In vergelijking met naburige graslanden vonden de auteurs echter geen significante verhoging. De auteurs verwijzen naar gelijkaardige vaststellingen door Beckert et al. (2015), De Stefano & Jacobson (2018) en Fornara et al. (2018) welke ook geen significant effect van agroforestry waarnamen bij aanplant op grasland. Bij bemonstering van de 0-23cm bodemlaag in houtkanten en naburige boomloze referentiegrasstroken in Vlaanderen werden door Van Den Berge et al. (2021) koolstofstocks van 81.7 ± 28.8 Mg C ha⁻¹ en 56.6 ± 14.5 Mg C ha⁻¹ waargenomen, respectievelijk. Dit vertegenwoordigt een hogere stijging dan deze genoteerd door Drexler et al. (2021), wat enigszins markant is gezien het in de studie van Van Den Berge et al. (2021) grasland betreft. Hier dient opnieuw gewezen op potentiële verschillen in structuur en leeftijd van de houtkant, alsook bijkomende variabelen zoals verschillen in bodemtype.

Van Vooren et al. (2018) bemonsterde de stijging in bodemkoolstof in landbouwpercelen naast houtkanten om de afstandsafhankelijkheid van het effect te bepalen. Op een afstand van 1, 10 en 30 m van de houtkant werden respectievelijk volgende koolstofstocks vastgesteld: 41.74 ± 4.91 , 38.76 ± 4.15 en 38.49 ± 5.43 ton ha^{-1} . Viaud & Kunnemann (2021) bestudeerden een set landbouwpercelen nabij houtkanten in Frankrijk met leeftijden variërend tussen 20 en 120 jaar. In hun onderzoek werd de bodem bemonsterd op een afstand 1, 3, 6 en 18m van het centrum van de houtkant. Ook hier bleek een hoger bodemkoolstofgehalte aanwezig nabij de houtkant in vergelijking met de verste bemonsterde afstand. Daarbij wordt een koolstofsequestratie van 0.034 tot 0.096 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$ genoteerd. De houtkant zelf werd in deze studies niet mee bemonsterd. Hoewel in de eigenlijke houtkant de grootste stijging in bodemkoolstof verwacht kan worden, blijkt ook in naburige percelen dus een (beperkt) effect aanwezig.

1.3.2 Biomassa

De gemiddelde koolstofstock in de bovengrondse biomassa van houtkanten bedroeg 47 ± 29 ton C ha^{-1} in de studie van Drexler et al. (2021). Om de ondergrondse biomassa te schatten werd uitgegaan van een root:shoot ratio gelijk aan 0.94 ± 0.26 zoals vermeld door Axe et al. (2017), wat overeenkomt met 44 ± 28 ton C ha^{-1} . Naar schatting van Drexler et al. (2021) bereiken de houtkanten deze waardes ca. 20 jaar na aanplant. Bijgevolg bekomen ze een koolstofsequestratiesnelheid in de houtige biomassa gelijk aan 5.2 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$. Indien verondersteld wordt dat de houtkanten ca. 50 jaar nodig hebben om tot eerder genoemde waardes te bekomen daalt deze sequestratiesnelheid tot 2.1 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$ (Figuur 2). De bestudeerde houtkanten hadden een gemiddelde breedte van 4.0 ± 2.1 m en een gemiddelde hoogte van 5.0 ± 1.6 m. De waardes genoteerd voor de gematigde streken door Cardinael et al. (2018) liggen lager met sequestratiesnelheden gelijk aan 0.87 ± 0.75 en 0.23 ± 0.19 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$ in de boven- en ondergrondse biomassa, respectievelijk. Of dus een totale sequestratie in de biomassa van ca. 1.1 ton C ha^{-1} jaar $^{-1}$. Deze vrij grote range aan C-opslagpotentieel van houtkanten naargelang de specifieke omstandigheden werd ook vastgesteld in de studie van Van Den Berge (2021) waar de volume-aanwas van een aantal houtkanten in Vlaanderen met variërende boomsamenstelling werd opgemeten door middel van boorstalen. Daaruit werd een sequestratiesnelheid in bovengrondse biomassa tussen 0.7 en 4.3 ton C km^{-1} jaar $^{-1}$ afgeleid (Figuur 4). Van Den Berge (2021) bepaalde in deze houtkanten tevens de staande koolstofstock door het uitvoeren van hoogte- en diametermetingen. Deze varieerde tussen 18.8 en 100.7 ton C km^{-1} . Indien we opnieuw uitgaan van een omlooptijd van 20 jaar komt dit overeen met een sequestratie tussen 0.94 en 5.0 ton C km^{-1} jaar $^{-1}$.



eik & berk (2.6 ± 1.7 ton C km⁻¹ jaar⁻¹)



eik (4.3 ± 1.1 ton C km⁻¹ jaar⁻¹)



hakhout eik & els (1.2 ± 0.5 ton C km⁻¹ jaar⁻¹)



hakhout els (0.7 ± 0.5 ton C km⁻¹ jaar⁻¹)

Figuur 4: Illustratie van bestudeerde houtkanten door Van Den Berge (2021) en respectievelijke koolstofopslag in de bovengrondse houtige biomassa.

Gelijkaardige waarden werden bekomen door Viaud & Kunnemann (2021) bij het opmeten van de bovengrondse biomassa van 12 houtkanten. Dominante soorten in de houtkanten waren tamme kastanje (*Castanea sativa*), vlier (*Sambucus nigra*), zomereik (*Quercus robur*), haagbeuk (*Carpinus betulus*), hazelaar (*Corylus Avellana*), es (*Fraxinus excelsior*), beuk (*Fagus sylvatica*), lijsterbes (*Sorbus aucuparia*), gladde iep (*Ulmus minor*), veldesdoorn (*Acer campestre*) en meidoorn (*Crataegus monogyna*). De resulterende bovengrondse koolstofstock varieerde van 12 tot 216 ton C km⁻¹. Het beheer, de boomsdichtheid en de ouderdom werden als verklarende factoren gezien voor deze brede range. De gemiddelde leeftijd van de houtkant was 60 jaar en varieerde zoals hoger vermeld tussen 12 en 120 jaar. De termijn sinds de laatste snoei varieerde tussen de 15 en 120 jaar, de meeste houtkanten werden echter niet meer gesnoeid sinds aanplant. Op basis van de specificaties m.b.t. leeftijd en snoei in de publicatie van Viaud & Kunnemann (2021) kan een gemiddelde sequestratiesnelheid in bovengrondse biomassa van 1.6 ton C km⁻¹ jaar⁻¹ afgeleid worden, alsook een minimum- en maximumwaarde van 0.6 en 3.6 ton C km⁻¹ jaar⁻¹, respectievelijk. Ondergrondse houtige biomassa werd niet opgemeten, de auteurs veronderstelden echter een root:shoot ratio gelijk aan 28 %. Ook De

Waele (2023) stelde een aanzienlijke range in koolstofstock in de houtige biomassa van houtkanten vast tussen 11 en 312 ton C km⁻¹ (of 16.7 tot 201.3 ton C ha⁻¹).

Tabel 4: Koolstofvastlegging in bodem en houtige biomassa in houtkanten.

BODEM					
	Bodem- diepte (cm)	Bodemkoolstofstock (ton C ha ⁻¹)		Sequestratie- snelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Opmerkingen
		<i>AF</i>	<i>Controle</i>	<i>AF</i>	
Cardinael et al. (2018)				0.45±0.40	Gem. in de gematigde streken, Boomdensiteit 320±347 per ha, akkerland
				0.68±0.34	Koel gematigde streken in Europa, 125 bomen per km, akkerland
				0.15±0.23	Warme gematigde streken in Europa, 125 bomen per ha, akkerland
Mayer et al. (2022)	0-20			0.32 ± 0.26	
	20-40			0.28 ± 0.15	
Drexler et al. (2021)		Stijging van 17±12 ton C ha ⁻¹		0.7	Akkerland
Van Den Berge et al 2021	0-23	81.7±28.8	56.6±14.5		
Viaud & Künnemann (submitted)	0-30	84.8	63.2		
	30-60	46.8	31.5		
	60-90	23.8	14.2		
HOUTIGE BIOMASSA					
	Stock (*ton C ha ⁻¹ , * ton C km ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (*ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹ , * ton C km ⁻¹ jaar ⁻¹)		
	<i>bovengronds</i>	<i>ondergronds</i>	<i>bovengronds</i>	<i>ondergronds</i>	
Cardinael et al. (2018)			*0.87±0.75	*0.23±0.19	Boomdensiteit 816±853 per ha
Drexler et al. (2021)	*47±29	*44±28	*5.2 of *2.1		Afh. of leeftijd tot maturiteit 20 of 50j verondersteld wordt (grasland en akkerland)
Van Den Berge (2021)			× 0.94 tot × 5.0		Algemeen, obv omlooptijd 20j verondersteld
			× 2.6 ±1.7		Hedgerow (oak-birch)
			× 4.3 ±1.1		Tree row (oak)
			× 1.2 ±0.5		Hedgerow (coppiced alder-oak)
			× 0.7 ±0.5		Tree row (coppiced alder)
					Volume increment: 3.1 ±2.1 m ³ /km.j

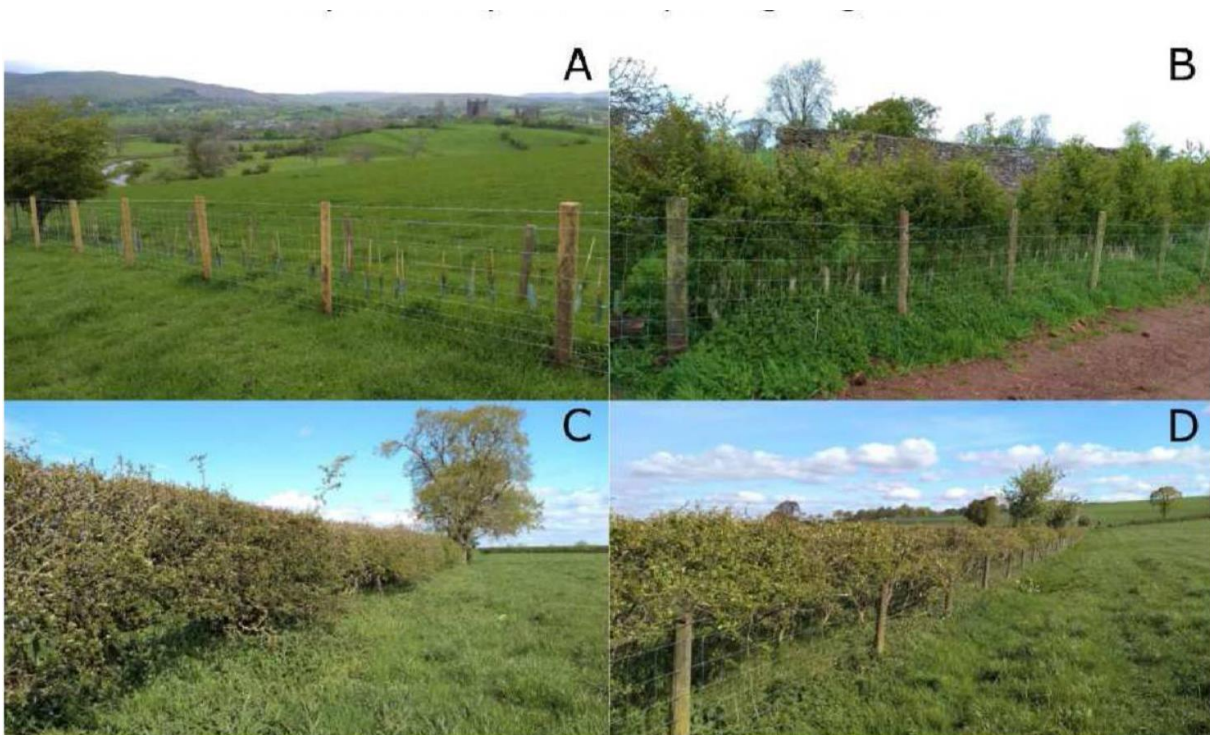
Viad & Künemann (submitted)	x 71±59	x 1.6	Algemeen
	x 94	x 3.1	<i>Castanea sativa</i> <i>Sambucus nigra</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Corylus avellana</i>
	x 25	x 1.3	<i>Castanea sativa</i> , <i>Corylus avellana</i>
	x 216	x 3.6	<i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Fagus sylvatica</i>
	x 119	x 2.6	<i>Robinia Pseudacacia</i>
	x 26	x 1.0	<i>Quercus robur</i>
	x 79	x 0.7	<i>Carpinus betulus</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Sorbus aucuparia</i>
	x 18	x 0.9	<i>Carpinus betulus</i>
	x 12	x 0.6	<i>Carpinus betulus</i> , <i>Ulmus minor</i>
	x 46	x 2.3	<i>Corylus avellana</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Crataegus monogyna</i>
	x 25	x 1.7	<i>Quercus robur</i>
	x 85	x 0.7	<i>Quercus robur</i> , <i>Crataegus monogyna</i>
	x 102	x 0.9	<i>Crataegus monogyna</i>

1.4 Hagen/heggen

1.4.1 Bodem

Hoewel ze soms onder één noemer worden geplaatst, kan een onderscheid gemaakt worden tussen hagen en/of heggen enerzijds en houtkanten anderzijds. Eerstgenoemde zijn doorgaans kleiner van omvang, en door hun primaire functie als veekering bevatten ze vaak meer soorten met stekels of doornen in vergelijking met houtkanten.

Biffi et al. (2022) bemonsterden de 0-50 bodemlaag van 32 hagen in Engeland, omgeven door hoofdzakelijk grasland. De dominante soorten in de hagen waren meidoorn (ca 70%) en sleedoorn (*Prunus spinosa*, ca 15%). In mindere mate kwamen ook hazelaar (1%), vlier (1%), klimop (*Ilex aquifolium* L., <1%) en hondsroos (*Rosa canina* L., <1%) voor. De hagen werden opgedeeld in vier leeftijdscategorieën in functie van hun ouderdom bij de bodemstaalname: 2 tot 4 jaar oud, 3 tot 9 jaar oud, meer dan 9 jaar oud en tenslotte een laatste set van 8 hagen die enkele tientallen tot honderden jaren oud waren (Figuur 5). In de hagen was het bodemkoolstofgehalte gemiddelde genomen 33% hoger in vergelijking met de naburige landbouwpercelen. Voor de vier bovengenoemde leeftijdsklassen bedroeg deze stijging respectievelijk 3.3, 14.4, 45.2 en 57.2%. De auteurs leidden daarbij volgende sequestratiesnelheden af: 3.71, 2.69, 1.48 en 1.22 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹, respectievelijk. Dit komt overeen met 0.56, 0.40, 0.22 en 0.18 ton C km⁻¹ jaar⁻¹ indien uitgegaan wordt van een haagbreedte gelijk aan 1.5 m. Deze waarden zijn met andere woorden vrij hoog in vergelijking met de hoger beschreven observaties voor houtkanten.



Figuur 5: Typevoorbeelden van hagen zoals bestudeerd door Biffi et al. (2022). Leeftijdsklasse: "A" 2-4 jaar; "B" 3-9 jaar; "C" > 9 jaar; "D" enkele tientallen tot honderden jaren.



Figuur 6: Typevoorbeelden van hagen zoals bestudeerd door Blair (2021).

1.4.2 Biomassa

Axe et al. (2017) bemonsterden 3 hagen met hoofdzakelijk meidoorn en sleedoorn in het Verenigd Koninkrijk (dewelke reeds aanwezig waren op kaartmateriaal in de 19^{de} eeuw). Bij een hoogte van 3.5m werd een koolstofstock in de bovengrondse staande biomassa waargenomen van 42 ± 3.78 ton C ha⁻¹ of 14.0 ton C km⁻¹. Indien gesnoeid tot een hoogte van 2.7 m daalden deze waarden tot 40.6 ± 4.47 ton C ha⁻¹ of 11.4 ton C km⁻¹. Bij snoei tot 1.9m daalden deze waarden verder tot 32.2 ± 2.76 ton C ha⁻¹ of 9.9 ton C km⁻¹. De koolstof opgeslagen in ondergrondse biomassa was gelijk aan 38.2 ± 3.66 ton C ha⁻¹ of 11.5 ton C km⁻¹. De root:shoot ratio varieerde tussen 0.55 en 1.26 met een gemiddelde waarde van 0.94. Deze vrij hoge waarde dient wellicht ook in verband gebracht te worden met de hoge leeftijd van de hagen in deze studie en de regelmatige snoei van de bovengrondse biomassa. Blair (2021) vond een sequestratiesnelheid van 1.2 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ voor gelijkaardige hagen met meidoorn en sleedoorn in het Verenigd Koninkrijk (Figuur 6). Dit ligt in de buurt van de schatting van Falloon et al. (2004) van 1.0 ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ voor hagen die 1.5m breed zijn en beperkt in hoogte.

Tabel 5: Koolstofvastlegging in bodem en houtige biomassa in hagen.

BODEM					
	Bodem- diepte (cm)	Stock (ton C ha ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Opmerkingen
		<i>AF</i>	<i>Controle</i>	<i>AF</i>	
Biffi et al. 2022	0-50	164.0	124.9		Algemeen hagen
		129.0	124.9	3.71	2-4j
		142.8	124.9	2.69	3-9j
		181.3	124.9	1.48	>9j
		196.3	124.9	1.22	"oud"
HOUTIGE BIOMASSA					
	Stock (*ton C ha ⁻¹ , x ton C km ⁻¹)		Sequestratiesnelheid (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)		
	<i>bovengronds</i>	<i>ondergronds</i>	<i>bovengronds</i>		
Axe et al. 2017		*38.2±3.66 x11.5			meidoorn en sleedoorn, plantjaar 1801 of voor 1894
	*42±3.78 x14.0				meidoorn en sleedoorn, plantjaar 1801 of voor 1894, 3.5m hoog
	*40.6±4.47 x11.4				meidoorn en sleedoorn, plantjaar 1801 of voor 1894, 2.7m hoog
	*32.2±2.76 x9.9				meidoorn en sleedoorn, plantjaar 1801 of voor 1894, 1.9m hoog
Blair (2021)			1.174		
Falloon et al. (2004)			1.0		Hagen 1.5m breed, beperkte hoogte

1.5 Besluit

De hoeveelheid koolstof die door een agroforestry-systeem vastgelegd wordt, wordt bepaald door een groot aantal factoren waarvan het design en beheer een belangrijke rol spelen. Op basis van laatstgenoemde werd in bovenstaande tekst een onderscheid gemaakt tussen vier vaak voorkomende agroforestry-types. Ook binnen elk van deze systemen blijken bijkomende factoren voor een grote variatie aan uiteindelijke opgeslagen koolstofhoeveelheid te zorgen. Een veralgemenende waarde per systeem geven is dan ook niet eenvoudig en in de praktijk ook niet steeds even nuttig. Beter is om een range te bepalen waarbinnen de C-opslag vermoedelijk zal liggen. In onderstaande tabel worden de min. en max. waarden weergegeven zoals afgeleid uit de in dit rapport beschouwde literatuur. Op basis van deze cijfers kan besloten worden dat agroforestry, ondanks de grote variatie, een substantiële bijdrage kan leveren tot het verhogen van koolstof in het landbouwlandschap, dit zowel o.v.v. bodemkoolstof als in houtige biomassa.

C-sequestratie (ton C ha ⁻¹ jaar ⁻¹)		Bodem		Houtige biomassa	
		min	max	min	max
Hoogstammig, individueel	Silvicultureel	0.07	0.90	0.004 ±0.0004	1.85 ±0.27
	Silvopastoraal	-0.17 ± 0.50	1.93±1.54	1.76± 0.25	3.03
Dens, lijnverband	houtkant	0.15±0.23	0.7	0.6 *ton C km ⁻¹ jaar ⁻¹	5.0 *ton C km ⁻¹ jaar ⁻¹
	haag	1.22	3.71	1	1.174

Opm.: ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ betreft voor houtkanten en hagen enkel de oppervlakte onder de houtkant/haag zelf, vandaar de vrij hoge cijfers. Voor hoogstammen betreft dit doorgaans het volledige agroforestryperceel.

Referenties

- Axe, M. S., Grange, I. D., & Conway, J. S. (2017). *Carbon storage in hedge biomass-a case study of actively managed hedges in England 2*.
- Beckert, M. R., Smith, P., Lilly, A., & Chapman, S. J. (2015). Soil and tree biomass carbon sequestration potential of silvopastoral and woodland-pasture systems in North East Scotland. *Agroforestry Systems*, *90*(3), 371–383. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9860-4>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Grayson, R. P., & Ziv, G. (2022). Soil carbon sequestration potential of planting hedgerows in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, *307*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114484>
- Blair, J. (2021). *The effects of grassland management practices, and the role of hedgerows, on farmland carbon sequestration and storage*. Doctoral Thesis.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E., & Chenu, C. (2017). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *236*, 243–255. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>
- Cardinael, R., Guenet, B., Chevallier, T., Dupraz, C., Cozzi, T., & Chenu, C. (2018). High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system - Combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences Discussions*, *3*, 1–57. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-125>
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J., & Jourdan, C. (2015). Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, *391*(1–2), 219–235. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2422-8>
- Cardinael, R., Umulisa, V., Toudert, A., Olivier, A., Bockel, L., & Bernoux, M. (2018). Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environmental Research Letters*, *13*(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaeb5f>
- De Stefano, A., & Jacobson, M. G. (2018). Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems*, *92*(2), 285–299. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9>
- De Waele, R. (2023). *Het potentieel van houtkanten voor koolstofopslag in agroforestry-systemen*. Univerisiteit Gent.
- Dold, C., Thomas, A. L., Ashworth, A. J., Philipp, D., Brauer, D. K., & Sauer, T. J. (2019). Carbon sequestration and nitrogen uptake in a temperate silvopasture system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *114*(1), 85–98. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09987-y>
- Drexler, S., Gensior, A., & Don, A. (2021). Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, *21*(74). <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01798-8>/Published
- Dupraz, C., & Liagre, F. (2008). *Agroforesterie - Des arbres et des cultures*. Editions France Agricole.

- Falloon, P., Falloon, P., Powlson, D., & Smith, P. (2004). Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management*, 20(2), 240–247. <https://doi.org/10.1079/sum2004236>
- Feliciano, D., Ledo, A., Hillier, J., & Nayak, D. R. (2018). Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.032>
- Fornara, D. A., Olave, R., Burgess, P., Delmer, A., Upson, M., & McAdam, J. (2018). Land use change and soil carbon pools: evidence from a long-term silvopastoral experiment. *Agroforestry Systems*, 92(4), 1035–1046. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0124-3>
- Kauer, K., Tein, B., Sanchez de Cima, D., Talgre, L., Eremeev, V., Loit, E., & Luik, A. (2015). Soil carbon dynamics estimation and dependence on farming system in a temperate climate. *Soil and Tillage Research*, 154, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.010>
- Lamlom, S. H., & Savidge, R. A. (2003). A reassessment of carbon content in wood: Variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy*, 25(4), 381–388. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00033-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00033-3)
- Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 443–454. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>
- Ma, Z., Chen, H. Y. H., Bork, E. W., Carlyle, C. N., & Chang, S. X. (2020). Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(10), 1817–1828. <https://doi.org/10.1111/geb.13145>
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A., & Kögel-Knabner, I. (2022). Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 323. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107689>
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., & Verheyen, K. (2017). Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247(June), 98–111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018>
- Peichl, M., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., Huss, J., & Abohassan, R. A. (2006). Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66(3), 243–257. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>
- Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 200, pp. 33–41). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., & Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>

- Sharrow, S. H., & Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60(2), 123–130.
<https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41>
- Shi, L., Feng, W., Xu, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation and Development*, 29(11), 3886–3897. <https://doi.org/10.1002/ldr.3136>
- Tiefenbacher, A., Sandén, T., Haslmayr, H.-P., Miloczek, J., Wenzel, W., & Spiegel, H. (2021). *Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis*.
<https://doi.org/10.3390/agronomy110>
- Van Den Berge, S. (2021). *Role of hedgerow systems for biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes* [Doctoral thesis]. Universiteit Gent.
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanneste, T., Vos, F., & Verheyen, K. (2021). Soil carbon of hedgerows and ‘ghost’ hedgerows. *Agroforestry Systems*, 95(6), 1087–1103.
<https://doi.org/10.1007/s10457-021-00634-6>
- Van Vooren, L., Reubens, B., Ampoorter, E., Broekx, S., Pardon, P., Waes, C. Van, & Verheyen, K. (2018). Monitoring the Impact of Hedgerows and Grass Strips on the Performance of Multiple Ecosystem Service Indicators. *Environmental Management*, 1–19.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., & Verheyen, K. (2017). Ecosystem service delivery of agri-environment measures: a synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 244, 32–51.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015>
- Viaud, V., & Kunnemann, T. (2021). Additional soil organic carbon stocks in hedgerows in crop-livestock areas of western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107174>
- Wellbrock, N., Grüneberg, E., Riedel, T., & Polley, H. (2017). *Carbon stocks in tree biomass and soils of German forests*. <https://doi.org/10.1515/forj-2017-13>
- Wotherspoon, A., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., & Voroney, R. P. (2014). Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 88(4), 631–643.
<https://doi.org/10.1007/s10457-014-9719-0>
- Zomer, R. J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., Van Noordwijk, M., & Wang, M. (2016). Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6.
<https://doi.org/10.1038/srep29987>