



Vlaanderen

is landbouw & zeevisserij



ILVO Mededeling D/2025/11

November 2025

**Effectieve organische koolstofinput aan bodems
door akkerbouwgewassen, grassen
en groenbedekkers**

ILVO

Instituut voor Landbouw-,
Visserij- en Voedingsonderzoek

www.ilvo.vlaanderen.be

Financiering

EJP SOIL has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme: Grant agreement No 862695



Effectieve organische koolstofinput aan bodems door akkerbouwgewassen, grassen en groenbedekkers

ILVO MEDEDELING D/2025/11

November 2025

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2025/10.970/11

DOI 10.5281/zenodo.17569683

Auteurs

Peter Maenhout ¹

Maarten De Boever ¹

Mia Tits ²

Joost Salomez ³

Steven Sleutel ⁴

Greet Ruysschaert ¹

Leescomité: Laura De Mets ^{5,6}, Karoline D'Haene ¹, Victor Vaernewyck ^{5,7}

¹ Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO)

² Bodemkundige Dienst van België (BDB)

³ Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving

⁴ Vakgroep Omgeving, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Universiteit Gent

⁵ Agentschap Landbouw en Zeevisserij

⁶ Departement Omgeving, Afdeling Gebiedsontwikkeling, Omgevingsplanning en -projecten

⁷ Vlaams Actieplatform Carbon Removals & Carbon Farming

Inhoud

1.	Inleiding	1
2.	Humificatiecoëfficiënten / Koolstofstabiliteit	4
I.	Humificatiecoëfficiënten	4
A.	Inleiding.....	4
B.	Basiscijfers humificatiecoëfficiënten	4
C.	Recentere (experimentele) studies over humificatiecoëfficiënten	6
i.	Literatuurstudie naar gewasspecifieke data voor energiegewassen	6
ii.	Incubatie-experimenten met groenbedekkers in Vlaanderen.....	7
iii.	Incubatie-experimenten met groenbedekkers in Nederland	7
iv.	Incubatie-experimenten met akkerbouwgewassen in Vlaanderen	8
v.	Incubatie-experimenten met akkerbouwgewassen in Nederland.....	9
vi.	Afbreekbaarheid van bovengrondse en ondergrondse resten van maïs.....	10
vii.	Humificatiecoëfficiënten op basis van Europese veldexperimenten.....	10
viii.	Bijdrage van ondergrondse gewasresten aan koolstofopbouw in de bodem	11
D.	Aangepaste humificatiecoëfficiënten gebruikt in de Demetertool en Code van goede praktijk bodembescherming (2015)	13
E.	Algemene evaluatie hc-waarden.....	14
II.	Koolstofmodellen en het gebruik van DPM/RPM ratio's.....	17
A.	Gebruik van RothC in koolstoftools binnen Vlaanderen	17
B.	Onderbouwing update DPM/RPM ratio.....	18
3.	Bovengrondse en ondergrondse biomassa en shoot:root ratio.....	19
I.	Shoot:root (S:R) ratio.....	19
II.	Allocatie van koolstof naar verschillende gewasdelen via de methode van Bolinder	23
4.	Koolstofinput en EOC.....	25
I.	Granen	26
II.	Maïs	32
III.	Wortel- en knolgewassen.....	36
A.	Aardappel.....	36
B.	Suikerbiet	39
C.	Voederbiet.....	41
IV.	Grassen.....	44
V.	Groenbedekkers	49
A.	Algemene aanpak en conclusies	49
i.	Algemene aanpak	49
ii.	Beknopte conclusie groenbedekkers.....	50

B.	Resultaten voor elk van de vier groenbedekertypes.....	51
i.	Gele mosterd	51
ii.	Italiaans raaigras	56
iii.	Winterrogge.....	61
iv.	Japanse haver	66
C.	Vertaling naar andere groenbekkers.....	71
5.	Besluit en samenvatting	73
6.	Referenties.....	78

Lijst van tabellen

Tabel 1: Humificatiecoëfficiënten afgeleid uit veldproeven door Hofman en Van Ruymbek (1980)	5
Tabel 2: Humificatiecoëfficiënten gemeten in een incubatie experiment door Vossen (2017)	9
Tabel 3: Gemiddelde hc-waarden en 95% betrouwbaarheidsinterval afgeleid van Dechow et al. (2019) (Dechow, 2022, pers. mededeling).....	11
Tabel 4: Aandeel van bovengrondse en ondergrondse C-aanvoer door planten die bijdraagt tot de vorming van BOC, zoals afgeleid uit landbouvveldstudies met gebruik van stabiele C-isotopenbenaderingen. (bron: Jackson et al., 2017)	12
Tabel 5: Overzicht humificatiecoëfficiënten	16
Tabel 6: Totale, bovengrondse en ondergrondse droge stof opbrengsten (kg DS/ha) en verhouding bovengrondse/ondergrondse biomassa (shoot:root ratio) voor verschillende groenbedekkers uit verschillende studies. In de kolom ‘experimenteel’ duiden we aan wanneer de data afkomstig zijn van veldmetingen. Bij de andere bronnen is dat niet steeds duidelijk.	19
Tabel 7: Relatieve alloactiecoëfficiënten (Rp, Rs, Rr, Re) voor verschillende gewassen, met het bijhorende aandeel (Sp, Ss, Sr, Se) van de koolstof van een fractie dat naar de bodem terugkeert. De subscript p, s, r, e duiden respectievelijk het product, het bovengrondse residu, de wortels, en de rhizodepositie aan. Meer toelichting voor de diverse situaties bij grassen worden voorzien in Hoofdstuk 4.IV Grassen (Bolinder et al., 2007, Dechow et al., 2019, Wiesmeier et al., 2014). (*) In het geval van het afvoeren van het stro bij graangewassen wordt er uitgegaan van een stoppel die 15% van het bovengrondse residu bedraagt en in de bodem terecht komt.	24
Tabel 8: Koolstofaanvoer door stro van graangewassen zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.	28
Tabel 9: Koolstofaanvoer van gewasdelen en corresponderende EOC-waarden voor diverse graangewassen: winterarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale en spelt. De koolstofaanvoer van de gewasdelen werd bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)), volgens Bolinder et al. (2007), volgens cijfers aangeleverd door PPO (2003) en volgens cijfers van of berekend (125% van PPO (2003) gegevens) voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015). Behalve voor de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (hc ondergrondse gewasdelen: 0,637; hc bovengrondse gewasdelen: 0,20) werd de EOC bepaald met humificatiecoëfficiënten van 0,44 voor ondergrondse gewasdelen en 0,26 voor bovengrondse gewasdelen (zie Hoofdstuk 2). Deze cijfers werden vergeleken met waarden bekomen in deze studie (Voorstel EOC-studie), zoals beschreven in dit EOC-rapport. Bij deze laatste werd ook rhizodepositie in rekening gebracht, net zoals bij de cijfers bekomen volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)).	31
Tabel 10: EOC-aanvoer voor korrelmaïs inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.	34

Tabel 11: EOC-aanvoer voor snijmaïs inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer voor bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.	35
Tabel 12: Koolstofaanvoer door gewasresten van aardappelen zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.	36
Tabel 13: EOC-aanvoer door aardappelen inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.	38
Tabel 14: Koolstofaanvoer door gewasresten van suikerbieten zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.	39
Tabel 15: EOC-aanvoer door suikerbieten inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.	41
Tabel 16: Koolstofaanvoer door gewasresten van voederbieten zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.	42
Tabel 17: EOC-aanvoer voor voederbieten inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer voor bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.	43
Tabel 18: Opbrengst (a: Statbel, b: expertgemiddelde) met stoppel (ton C/ha; berekend op basis van de allocatiefactoren van Bolinder et al. (2007)) met oogstverliezen (ton C/ha), koolstof aanwezig in wortels (Cr), koolstof aanwezig in rhizodepositie (Ce) en EOC-waarden berekend op basis van de methode van Bolinder et al. (2007). Dit gebeurde met zowel S:R-ratio's van Bolinder et al.(2007) als met S:R-ratio's van Wiesmeier et al. (2014) en dit voor verschillende situaties.	48
Tabel 19: EOC zoals berekend voor gescheurd en blijvend grasland in het jaar van zaai, na 1 jaar, na 2 jaar en na 3 jaar. Deze EOC werd bepaald op basis van gegevens van koolstofaanvoer (bovengrondse en ondergrondse) zoals weergegeven door PPO (2003), allocatiefactoren zoals bepaald door Bolinder et al. (2007) en dit in combinatie met een humificatiecoëfficiënt van 0,44 voor ondergrondse en 0,26 voor bovengrondse gewasdelen. De totale OC-aanvoer en de ondergrondse OC-aanvoer voor het geval van blijvend grasland en gescheurd grasland worden ook weergegeven (ton C/ha). Ondergrondse gewasdelen stemmen in het geval van grasland dat blijft aanliggen overeen met de rhizodepositie, bij scheuren is dit de som van rhizodepositie en wortels.	48
Tabel 20: Koolstofinput (ton/ha) van de vier types groenbedekkers in functie van de zaaiperiode (vroeg, gemiddeld, laat) op basis van de verzamelde data uit Hoofdstuk 4.V.B . De gebruikte hc-waarden zijn 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa.	50

- Tabel 21: Totale biomassa (kg DS /ha) van **gele mosterd** bepaald in het najaar (november) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)..... 51
- Tabel 22: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **gele mosterd** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar (november). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie) 53
- Tabel 23: Totale biomassa (kg DS /ha) van **Italiaans raaigras** bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)..... 56
- Tabel 24: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **Italiaans raaigras** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie) 58
- Tabel 25: Totale biomassa (kg DS /ha) van **Winterrogge** bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)..... 61
- Tabel 26: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **winterrogge** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers voor Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)..... 63
- Tabel 27: Totale biomassa (kg DS /ha) van **Japanse haver** bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)..... 66
- Tabel 28: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **Japanse haver** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)..... 68

Tabel 29: Indeling van groenbedekkers in types groenbedekker gebaseerd op expert-inschatting: gele mosterd (GM), Italiaans raaigras (IR), winterrogge (WR), Japanse haver (JH) of gemiddelde van de 4 types (G4). De gehanteerde EOC-waarden (kg/ha) volgens de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor de 4 types groenbedekkers alsook de in deze studie bepaalde EOC (kg/ha) voor een vroege, gemiddelde en late zaai voor deze 4 types groenbedekkers. De gehanteerde EOC (kg C/ha) volgens de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor de andere groenbedekkers op basis van de welke de in deze studie bepaalde EOC (kg C/ha) voor een vroege, gemiddelde en late zaai.....	71
Tabel 30: Nieuwe EOC-waarden voor de in deze EOC-studie onderzochte gewassen (uitgezonderd groenbedekkers) vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)). Deze laatste EOC-waarden waren tot 2022 ook de basis voor de Demeter-tool.....	75
Tabel 31: Nieuwe EOC-waarden voor de in deze EOC-studie onderzochte types groenbedekker vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)). Deze laatste EOC-waarden waren tot 2022 ook de basis voor de Demeter-tool.....	77

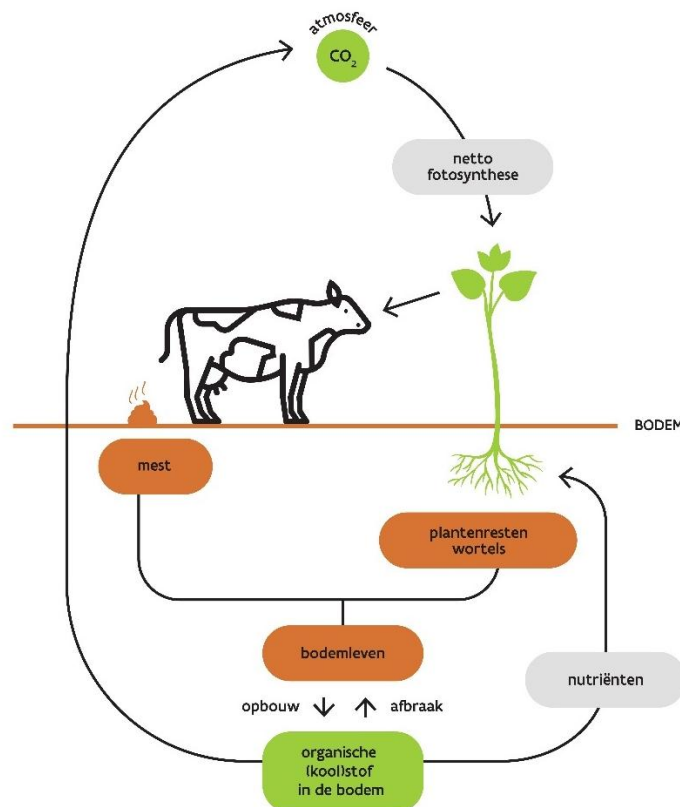
Lijst van figuren

- Figuur 1: Koolstofcyclus in de bodem..... 1
- Figuur 2: Relatie tussen verdelingscoëfficiënten en humificatiecoëfficiënten zoals in deze studie gebruikt voor ondergrondse biomassa met een verdeling van de koolstofinput over DPM en RPM in het interval [humref_1; humref_2] en over RPM en HUM in het interval [humref_2; humref_3] (humref_2 = 0.772). Bij een humref lager dan humref_1 (zijnde 0.252) gaat alles naar de DPM fractie, bij een humref gelijk aan Humref_2 gaat alles naar de RPM fractie. (Bron: Dechow et al., 2019)..... 18
- Figuur 3: Een illustratie van de voorgestelde C pools bij twee gewassen, voor het kwantificeren van de jaarlijkse C-allocatie in gewassen. C_P = C in 'product (bijv. graan, voeder, knollen); C_S = C in bovengrondse gewasresten (bijv. stro, kaf); C_R = C in wortels (exclusief de fractie die als 'product' wordt aangeduid); C_E = extra C in wortels. (met inbegrip van alle van de wortels afgeleide materialen die gewoonlijk niet wordt teruggevonden in de "wortel"-fractie). Voor voedergewassen (niet weergegeven), is C_P de C in alle bovengrondse plantendelen (d.w.z. $C_S = 0$) (Ongewijzigd overgenomen uit Bolinder et al. (2007)). 24
- Figuur 4: Bijdrage van gewasdelen aan de totale koolstofaanvoer voor diverse graangewassen: wintertarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale en spelt. Deze werden bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)), volgens Bolinder et al. (2007), volgens cijfers aangeleverd door PPO (2003) en volgens cijfers van of berekend (125% van PPO (2003) gegevens) voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015). De cijfers worden vergeleken met eigen berekeningen (Voorstel EOC-studie) zoals beschreven in dit EOC-rapport. 26
- Figuur 5: Koolstofaanvoer via stro voor de bestudeerde graangewassen (wintertarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale, spelt) volgens verschillende bronnen of bepaald volgens verschillende methoden: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)) met referentieopbrengsten en met de opbrengst volgens Statbel, volgens Wiesmeier et al. (2014) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)) met de opbrengst volgens Statbel, strodata uit Statbel, PPO (2003) zoals gerapporteerd door BDB en UGent (2006). De waarden voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015) bedragen 125% van de waarden van PPO (2003). 27
- Figuur 6: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van **gele mosterd** in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden bepaald in het najaar (november) en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 21). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. 52
- Figuur 7: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door **gele mosterd** (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden bepaald in het najaar (november) en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 21). 52
- Figuur 8: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg DS/ha) van **Italiaans raaigras** in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 23). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's

bepaald in het voorjaar Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.....	57
Figuur 9: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door Italiaans raaigras (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 23).	57
Figuur 10: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van winterrogge in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 25). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's bepaald in het voorjaar Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.....	62
Figuur 11: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door winterrogge (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 25).	62
Figuur 12: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van Japanse haver in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 27). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's bepaald in het voorjaar Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.....	67
Figuur 13: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door Japanse haver (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 27).	67
Figuur 14: Nieuwe EOC-waarden zoals bepaald in deze EOC-studie voor de bestudeerde gewassen (behalve groenbedekkers, grassen en klavers) vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (2014)). Deze laatste EOC-waarden werden bekomen met de koolstof-aanvoercijfers die tot 2022 gebruikt werden in de Demetertool...	74

1. Inleiding

Bodemorganische stof (BOS) bestaat uit complexe koolstofverbindingen ($\pm 50\%$ van BOS bestaat uit organische koolstof = BOC) en is de motor van een goede bodemkwaliteit. Het heeft een positieve impact op heel wat chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen en -processen. Een voorbeeld hiervan is dat meer BOS leidt tot een grotere stabiliteit van de bodemaggregaten, waardoor de bodem minder gevoelig is voor verslechting en erosie. Door BOS worden nutriënten alsook de zuurtegraad gebufferd. Een deel van de BOS wordt jaarlijks door het bodemleven afgebroken (mineralisatie), waardoor voedingsstoffen vrijgesteld worden voor planten en de koolstof (C) wordt omgezet in CO_2 . Elk jaar moet er dus opnieuw organisch materiaal worden toegevoegd aan de bodem (koolstofinput) om het BOS-gehalte op peil te houden (Figuur 1).



Figuur 1: Koolstofcyclus in de bodem

De input van vers organisch materiaal in de bodem kan afkomstig zijn van de toediening van organische meststoffen en bodemverbeteraars (zoals compost, stalmest, houtsnippers en drijfmest), gewasresten en wortellexudaten (koolstofverbindingen die de wortels uitscheiden en als voedingstof gebruikt worden door het bodemleven in de wortelzone). Gewasresten bestaan uit de afgestorven wortels die in de bodem achterblijven en plantendelen die bij de oogst niet afgevoerd worden van het veld, zoals stoppels, bietenbladeren, aardappelloof en in sommige gevallen stro van granen. Dit vers organisch materiaal wordt door bodemmicro-organismen gebruikt als voedselbron. Een deel wordt daarbij afgebroken tot minerale voedingsstoffen en CO_2 . Een ander deel blijft achter in de bodem onder de

vorm van particulier organisch materiaal en een laatste deel wordt omgezet in eerst levende en daarna dode microbiële biomassa en complexe organische moleculen. Deze laatste twee processen dragen uiteindelijk bij aan de opbouw van de bodemorganische stof.

De kwaliteit en afbreekbaarheid is erg afhankelijk van het type vers organisch materiaal. De fractie van de organische koolstof (OC), afkomstig van dit organisch materiaal, die 1 jaar na toediening nog in de bodem achterblijft, is de **effectieve organische koolstof (EOC)**, ook bepaald door de **humificatiecoëfficiënt (hc)** (zie Vergelijking 1).

Vergelijking 1:

$$\text{EOC (ton C/ha)} = \text{koolstofinput (ton C/ha)} \times \text{hc}$$

EOC is een vaak gebruikt concept in België, Nederland en ook daarbuiten. In Vlaanderen is er een officiële EOC lijst die wordt gebruikt bij het opstellen van adviezen indien het koolstofgehalte van een landbouwbodem, gemeten in het kader van de conditionaliteiten van het Gemeenschappelijk landbouwbeleid (GLB), onder de vooropgestelde drempelwaarden ligt. Deze lijst wordt gepubliceerd in de “Code van goede praktijk bodembescherming”. EOC-waarden werden in de loop van de tijd door diverse projecten gebruikt, bijvoorbeeld in het NEMO project (Van Opstal et al., 2014).

Belangrijk om hierbij te vermelden is dat EOC niet gelijk is aan de hoeveelheid koolstof die voor langere tijd in de bodem blijft opgeslagen. Ook na het eerste jaar zullen de afbraak- en omzettingsprocessen verdergaan. Om het lange-termijneffect van de aanbreng van organisch materiaal te simuleren, zijn lange-termijnveldproeven en modellen nodig zoals het RothC model (Coleman en Jenkinson, 2014). Dit model werd in 2009 op vraag van de afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse Overheid als basis gebruikt voor de Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006), waarmee projecties van de impact van bodembeheer op de koolstofvoorraad in de bodem kunnen worden gemaakt.

In 2014 werd, als opvolger en uitbreiding van de Koolstofsimulator, de online Demetertool gelanceerd door de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) en Universiteit Gent (UGent). In de Koolstofsimulator en de Demetertool kunnen organische koolstofinputs uit gewassen, organische meststoffen en bodem verbeterende middelen geselecteerd worden zodat ook hun bijdrage tot de lange-termijn bodemkoolstofbalans berekend kan worden. Daarbij wordt evenwel niet de hc-waarde gehanteerd om de afbreekbaarheid van die koolstofinputs te specificeren, maar een model-specifieke kwaliteitsparameter (de zgn. DPM/RPM verhouding bepalend voor verdeling van de koolstofinput over verschillende model C-pools en beschreven in Hoofdstuk 2.II). BDB en UGent (2006) stelden een relatie op tussen hc en die parameter.

De oorspronkelijke lijst met EOC-waarden (BDB en UGent, 2006) was (deels) afgeleid van een excel bestand uit 2003 met koolstofinputwaarden afkomstig van Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO) in Nederland. Van deze lijst was geen achtergronddocument meer te vinden. Het is dus onduidelijk waarop deze cijfers gebaseerd werden. Afhankelijk van het project en de betrokken partijen, werd de lijst doorheen de tijd aangepast waardoor er verschillende lijsten circuleerden. Het was hierbij niet steeds duidelijk waarop de EOC-cijfers gebaseerd waren of waarom ze waren aangepast. Bij aanvang van deze studie was de officiële lijst gebruikt in Vlaanderen deze van de “Code van goede praktijk bodembescherming” versie februari 2015. Deze lijst werd ook gepubliceerd in de brochure “Organische stof in de bodem: Sleutel tot bodemvruchtbaarheid” van de Dienst Land- en Bodembescherming (LNE, 2014). Deze lijst werd voor 2022 ook gebruikt in de Demetertool.

De **hoofddoelstelling** van dit rapport is dan ook om, aan de hand van beschikbare literatuur en proefveldgegevens, koolstofinputs, humificatiecoëfficiënten en **EOC-waarden van gewassen** te evalueren, te updaten en te documenteren. Deze bevindingen werden afgetoetst met afgevaardigden van betrokken overheidsdiensten en kennisinstellingen.

De resultaten van deze studie vormden inmiddels de basis van een nieuwe lijst¹² met EOC-waarden voor gewassen, die gedragen wordt door alle partijen (Code van goede praktijk bodembescherming, versie 2024) en van de lijst met EOC-waarden gebruikt voor de ecoregeling “Verhogen organische koolstofgehalte”. Deze laatste lijst is ook de basis voor de koolstofinputwaarden gebruikt voor de ‘koolstofool’ die ingebouwd is in het Bodempaspoort en die gebruik maakt van het RothC model (Beirinckx et al., 2023). Dit document functioneert dan ook als achtergronddocument bij deze lijsten. In dit rapport komen echter niet alle gewassen aan bod. Aanvulling naar meer gewassen gebeurde op basis van expertinschatting, maar deze uitbreiding vormt geen onderdeel van dit rapport.

Dit EOC-rapport is opgedeeld in verschillende hoofdstukken. Hoofdstuk 2 is een literatuurstudie waarin de humificatiecoëfficiënten worden geëvalueerd. In Hoofdstuk 3 worden gegevens over de verhouding tussen bovengrondse en ondergrondse biomassa van landbouwgewassen in kaart gebracht en wordt achtergrond verschaft bij de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007). De data en berekeningsmethodes van Hoofdstuk 3 worden toegepast in Hoofdstuk 4. Daar worden beschikbare biomassa- en koolstofaanvoergegevens van diverse gewassen (incl. groenbedekkers) en de bepaling van de EOC-waarden beschreven. Voor vier types groenbedekkers wordt een analyse gemaakt van hun biomassa in functie van het zaaitijdstip. In het afsluitend Hoofdstuk 5 worden de belangrijkste conclusies herhaald en samenvattende tabellen en figuren voorzien.

¹ [Code van goede praktijk bodembescherming - versie juli 2024](https://reflabos.vito.be/2024/Code_van_goede_praktijk_bodembescherming_definitief_juli_2024.pdf):

https://reflabos.vito.be/2024/Code_van_goede_praktijk_bodembescherming_definitief_juli_2024.pdf

² Dit EOC-rapport vormt de basis voor de ecoregeling “Verhogen van het organische koolstofgehalte – maatregel 1: teeltplan”.

2. Humificatiecoëfficiënten / Koolstofstabiliteit

1. Humificatiecoëfficiënten

A. Inleiding

De humificatiecoëfficiënt (hc) geeft weer welke fractie van de koolstofinput door gewassen of organische meststoffen na één jaar nog in de bodem achterblijft. De doelstelling van dit hoofdstuk is te achterhalen waarop de cijfers, die nu vaak gebruikt worden in Vlaanderen, gebaseerd zijn en na te gaan of er op basis van de beschikbare (nieuwere) literatuur redenen zouden zijn om de hc-waarden aan te passen.

Sectie B start met een beschrijving van oudere studies, die nog vaak de basis vormen van veelgebruikte hc-waarden. In sectie C worden recentere studies samengevat, gebaseerd op experimentele data. Sectie D geeft weer hoe de hc-waarden zijn aangepast in de Demetertool. In sectie E geven we een algemene evaluatie van de hc-waarden en wordt finaal de onderbouwing voor de nieuw geselecteerde hc-waarden beschreven.

B. Basiscijfers humificatiecoëfficiënten

Het concept humificatiecoëfficiënt werd reeds geïntroduceerd door **Hénin en Dupuis** in 1945 (Hénin & Dupuis, 1945). Zij stelden een vergelijking op om de evolutie van het bodemorganische-stofgehalte (humus) te voorspellen uit de jaarlijkse input van vers organisch materiaal, de humificatiecoëfficiënt ($k_1=hc$) van dat toegediende organisch materiaal en de afbraaksnelheid van al het organisch materiaal dat langer dan één jaar in de bodem achterblijft (k_2) (Van Dijk, 1980).

In de vroege jaren '60 probeerde **Kortleven** (1963) de humificatiecoëfficiënt van vers organisch materiaal af te leiden door het fitten van de vergelijking van Hénin en Dupuis (1945) aan resultaten van lange-termijn(veld)experimenten, waarbij verondersteld werd dat er een evenwicht werd bereikt in de bodem koolstofvoorraad en dat de jaarlijkse afbraak van bodemorganische stof (k_2) 2% bedraagt. Hieruit leidde men af dat de gemiddelde humificatiecoëfficiënt van organische inputs 0,40 bedraagt. Later werd dit nog verfijnd door ook rekening te houden met een inerte fractie van bodemorganische stof. Kortleven (1963) leidde hieruit af dat de afbraaksnelheid (k_2) van BOS aanzienlijk kon variëren, namelijk tussen 1,5 en 2,5%. Deze indirecte benadering om de humificatiecoëfficiënt te schatten, wordt echter als onnauwkeurig beschouwd omdat er geen onderscheid gemaakt werd tussen de verschillende types van vers organisch materiaal zoals wortels, stoppel, groenbedekkers en stalmest (Van Dijk, 1980).

Kolenbrander (1969, 1970, 1974) leidde hc-waarden direct af uit data van pot- en veldexperimenten, waarbij de afbraak van een eenmalige dosis van organisch materiaal werd opgevolgd in de tijd (bv. over een periode van tien jaar in veldexperimenten). Aangezien er bij eenzelfde type organisch materiaal weinig variatie werd gevonden in de resultaten van verschillende pot- of veldexperimenten concludeerde Kolenbrander dat de drie hoofdfactoren voor de opbouw van organische stof de volgende zijn: de hoeveelheid organische input, het type organische input en de duur van het experiment. Gebaseerd op dit onderzoek publiceerde Kolenbrander (1974) humificatiecoëfficiënten voor plantenbladeren ('*plant foliage*') (0,20), groenbedekkers (2 delen bovengronds, 1 deel wortels) (0,25), graanstro (0,30), wortels van gewassen (0,35), stalmest (0,50), strooisel van loofbomen (0,60), strooisel van coniferen (0,65), zaagsel (0,75) en veenmos (0,85) (Van Dijk, 1980).

In België berekenden **Hofman en Van Ruymbeke** (1980) humificatiecoëfficiënten aan de hand van een veldexperiment dat 12 jaar (1962 tot 1974) liep op een leembodem. Het initiële organische-stofgehalte

in de bodem bedroeg 2,08%. Er werden vier organische-stofbehandelingen aangelegd (zie Tabel 1). Elke behandeling bevatte elk jaar tegelijk de gewassen van de 3-jarige rotatie: suikerbiet, wintertarwe en wintergerst. Gebaseerd op de vergelijking van Hénin en Dupuis (1945) en met een veronderstelde jaarlijkse mineralisatie van 1,75% van BOS kon de humificatiecoëfficiënt van de verschillende behandelingen worden afgeleid (Tabel 1). De humificatiecoëfficiënten liggen, behalve voor behandeling R, in grote mate in lijn met de humificatiecoëfficiënten afgeleid van Kolenbrander (1974), maar uit de studie van Hofman en Van Ruymbeke kunnen geen aparte hc-waarden voor diverse inputs van gewasresten afgeleid worden. Voor stalmest werd dit wel gedaan door de vergelijking tussen behandelingen G en F. De hc van stalmest werd hierdoor ingeschat op **0,518**. Dit is dus in lijn met de hc van stalmest van Kolenbrander (1974).

Tabel 1: Humificatiecoëfficiënten afgeleid uit veldproeven door Hofman en Van Ruymbeke (1980)

Behandeling		Humificatiecoëfficiënt
Co	Controle – organische-stofinput van wortel en stoppel van granen, blad en kop van de bieten en opslag van wintergerst	0,264
G	Groenbedekker Italiaans raaigras na de oogst van gerst	0,305
R	Groenbedekker + gewasresidu (tarwe- en gerststro en kop en blad van suikerbiet)	0,171
F	Groenbedekker + stalmest (30 ton/ha per rotatie)	0,373

Voor de **Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)** werd uitgegaan van een hc van 0,35 voor wortelresten en van 0,2-0,3 voor bovengrondse plantendelen. Een hc van 0,3 werd toegekend aan stroresten en van 0,2 aan bladachtige gewasresten. Voor sommige resten, zoals graszaadhooi en zomerkoolzaad, werd voor een tussenliggende waarde van 0,25 gekozen. Volgens Gobin et al. (2013) zijn deze hc-waarden gebaseerd op de publicatie *Consulentschap in algemene dienst voor bodemaangelegenheden in de landbouw (1980). Organische stof in de akkerbouw. Vlugschrift voor de landbouw nr. 317*. Deze publicatie vermeldt de herkomst van de cijfers echter niet. De cijfers voor wortels, groene biomassa en stro komen echter overeen met de cijfers van Kolenbrander (1974). Om te komen tot een hc-waarde per gewas werd voor ieder gewas een verdeling opgesteld tussen de relatieve aanvoer van wortelresten ($OC_{\text{ondergronds}}$) ten opzichte van bovengrondse plantenresten ($OC_{\text{bovengronds}}$) op basis van cijfers van Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO, 2003). Zo kon er voor elk gewas een gewogen gemiddelde hc voor alle oogstresten worden berekend. Deze berekeningen zijn gedetailleerd in Tabel 27 van BDB en UGent (2006) en gebeurden volgens

Vergelijking 2:

Vergelijking 2:

$$hc_{\text{gem}} = \frac{hc_{\text{bovengronds}} * OC_{\text{bovengronds}} + hc_{\text{ondergronds}} * OC_{\text{ondergronds}}}{OC_{\text{bovengronds}} + OC_{\text{ondergronds}}}$$

Voor een aantal ontbrekende gewassen werden enkele veronderstellingen gemaakt. Zo werd een hc voor groenbedekkers van 0,3 verondersteld als gemiddelde van grasland en luzerne. Voor wortel werd een hc bepaald van 0,25. Hiervoor werd verwezen naar de hc voor groen loof zoals bepaald door Kolenbrander (1974), maar groene loofresten krijgen bij Kolenbrander normaal een humificatiecoëfficiënt van 0,20.

Het **Handboek voor de Akkerbouw en Groenteteelt in de Vollegrond (PAGV, 1989)** gebruikte dezelfde cijfers als Kolenbrander (1974) en ook in meer recente bronnen in Nederland worden nog steeds vergelijkbare cijfers gebruikt. **Conijn en Lesschen** vergeleken in **2015** hc-cijfers gebruikt in zes verschillende bronnen, waarvan er vier hc-waarden vermelden voor gewasresten, zijnde Hendriks (2011), Janssen (2002), INAGRO (2011) en Kolenbrander (1969). Hoewel niet alle gebruikte cijfers identiek zijn en Conijn en Lesschen (2015) niet teruggaan naar de oorspronkelijke bronnen, besluiten ze wel dat de cijfers nog steeds gebaseerd zijn op deze uit de jaren '60 en '70, voornamelijk de cijfers van Kolenbrander. Dit klopt aangezien Hendriks (2011) de waarden van BDB en UGent (2006) overnam die in lijn lagen met Kolenbrander (zie hoger), de cijfers van INAGRO (2011) overeenstemmen met deze van de Code van Goede Praktijk Bodembescherming versie 2009. Deze laatste is op zijn beurt eveneens gebaseerd zijn op BDB en UGent (2006). Daarnaast zou Janssen (2002) zich rechtstreeks baseren op de veldexperimenten van Kolenbrander (1969). Aangezien Conijn en Lesschen (2015) weinig tot geen nieuwe experimentele data vonden, stelden ze voor verder te onderzoeken of deze data nog steeds geldig zijn onder de huidige omstandigheden.

Ook in het Nederlandse **Handboek Bodem en Bemesting (2018)** worden de cijfers van Kolenbrander (0,20 voor bovengrondse resten; 0,30 voor stro en 0,35 voor wortels) nog gehanteerd en daarom besluiten **Harms et al. (2019)**, die de EOC-waarden van gewasresten van akkerbouwgewassen en groenbedekkers actualiseerden, dat deze hc-waarden nog steeds geldig zijn. Harms et al. (2019) focussen zich bij hun actualisatie dan ook op de koolstofinput door gewasresten en groenbedekkers. Hun hypothese is dat die veranderd zouden kunnen zijn doorheen de tijd vanwege veredeling voor hogere opbrengsten, een veranderde oogstindex of een veranderde verhouding tussen bovengrondse en ondergrondse biomassa (shoot:root ratio).

C. Recentere (experimentele) studies over humificatiecoëfficiënten

i. Literatuurstudie naar gewasspecifieke data voor energiegewassen

Gobin et al. (2013) voerden in opdracht van LNE-ALBON (nu Departement Omgeving – VPO) een studie uit naar de gevaren en opportuniteiten van bio-energieproductiesystemen op de organische-koolstofvoorraden in Vlaamse bodems. Een onderdeel van de studie was het evalueren van de hc-waarden gebruikt in de Koolstofsimulator. In deze studie werden de factoren die de afbraak van gewasresten bepalen aangehaald. Deze zijn onder andere de omgevingsfactoren zoals bodemtype, beschikbaarheid van N in de bodem, weersomstandigheden, het contact van de resten met de bodem (afhankelijk van de strategie van onderwerken) en de samenstelling van de gewasresten. Gobin et al. (2013) vatten literatuurgegevens samen van incubatieproeven en van de biochemische samenstelling van verschillende plantendelen, afkomstig van verschillende gewassen. De auteurs wijzen erop dat de omstandigheden van een incubatieproef een impact hebben op het resultaat, denk aan het gebruikte bodemtype, het al dan niet verkleinen van gewasresten, de stikstofbeschikbaarheid, de gekozen temperatuur en vochtgehalte. De resultaten moeten vervolgens ook nog vertaald worden naar veldomstandigheden, wat echter niet eenduidig kan. Binnen eenzelfde studie geven de resultaten van incubatie-experimenten een goede indicatie van de relatieve verschillen in afbraaksnelheden tussen plantendelen en -soorten. Voor eenzelfde plantendeel/soort geven de verschillen tussen de studies een indicatie van de te verwachten variabiliteit naargelang de omstandigheden. Uit de resultaten van Johnson et al. (2007) bijvoorbeeld blijkt dat maïsresten trager afbreken dan de plantendelen van vingergras (switchgrass) en dat maïswortels trager afbreken dan bovengrondse gewasresten van maïs. Uit de resultaten van de biochemische samenstelling blijken grote verschillen tussen de gewassen qua ligninegehalte en biodegradeerbaarheid gebaseerd op celwandcomponenten. Corbeels et al. (1999) stelden een methode op om afbreekbaarheid te baseren op biochemische samenstelling, wat

vervolgens zou omgezet kunnen worden naar hc. Gobin et al. (2013) stellen echter dat er meer onderzoek nodig is om deze benadering te valideren voor Vlaamse veldomstandigheden. Voor de verdere studie werkten Gobin et al. (2013) dan ook verder met de waarden gebruikt in de Koolstofsimulator. Ze bevelen verder onderzoek aan naar de bepaling van hc-waarden per gewas en per gewasdeel voor bodems en veldomstandigheden representatief voor Vlaanderen. In het buitenland werd soortgelijk onderzoek voor toevoeging van stro en extern organisch materiaal onder meer uitgevoerd door Peltre et al. (2012).

ii. Incubatie-experimenten met groenbedekkers in Vlaanderen

In 2012 voerden **De Waele et al. (2014)**, in het kader van **het vanggewassenproject** in opdracht van de VLM, een incubatieproef uit met vier types groenbedekkers³ (gele mosterd, Italiaans raaigras, Japanse haver, grasklaver) en twee bodemtypes. De bodems waren afkomstig van twee proeven in Lemberge (zandleem) en Rukkelingen-Loon (leem). Van deze twee proeven werden bodemstalen genomen van de 0-30 cm laag onder de verschillende groenbedekkers (0 N bemesting). Er was telkens een behandeling zonder inwerking van bovengrondse biomassa (controle⁴) en een behandeling met inwerking van verse bovengrondse biomassa. De ingewerkte biomassa was afkomstig van het proefveld in Lemberge (oogst 17/01/2012). De incubatie werd uitgevoerd in drie herhalingen in buisjes met 305 g droge grond, een vochtgehalte van 16,8% (op droge grond) en een temperatuur van 15°C. De incubatieproef duurde 87 dagen, behalve voor Japanse haver waarvoor een langere incubatieperiode nodig was om tot een stabilisatie te komen. Voor Japanse haver werd de incubatie stopgezet na 191 dagen. Om tot een humificatiecoëfficiënt te komen, werden de mineralisatiecurves aangepast voor de temperatuur in het veld (maandgemiddeldes), gebruikmakend van een M10-model met een snelle en een trage fractie van het organisch materiaal. Hierbij werd verondersteld dat de groenbedekker op 1 januari wordt ondergewerkt en na 1 jaar mineralisatie werd de resterende koolstof en dus de humificatiecoëfficiënt berekend. De humificatiecoëfficiënt van de bovengrondse biomassa was het hoogst voor Japanse haver (0,48-0,56) en het laagst voor gele mosterd (0,26-0,33). De humificatiecoëfficiënten waren steeds iets hoger voor de leem- dan voor de zandleembodem.

iii. Incubatie-experimenten met groenbedekkers in Nederland

Norén et al. (2021) evalueerden of de Effectieve Organisch Materiaal (EOM)-cijfers-cijfers voor groenbedekkers, gebruikt in Nederland, aangepast moesten worden wegens het introduceren van nieuwe soorten en variëteiten en het veredelen naar meer biomassa, hetgeen de bovengrondse:ondergrondse (shoot:root) biomassa verhouding kan beïnvloeden. Naast het verzamelen van biomassagegevens werden ook incubatie-experimenten uitgevoerd. Wortels en bovengrondse biomassa werden apart geïncubeerd. De onderzochte groenbedekkers waren bladrammenas, Japanse haver, wikke, Afrikaantjes en gele mosterd. Verder werd ook een mengsel met drie soorten en een mengsel met 12 soorten geïncubeerd. Elke groenbedekker werd ook nog eens geïncubeerd bij twee verschillende groeistadia met een verschil in zaaidatum van ongeveer 50 dagen.

³ Groenbedekkers worden ook vanggewassen genoemd indien de focus ligt op de opname van reststikstof in de bodem.

⁴ Een belangrijke kanttekening bij experimenten waar de afbraak van organisch materiaal opgevolgd wordt door te vergelijken met een dergelijke controle is dat er ook priming kan optreden bij het toevoegen van organisch materiaal. Zo toonde Fontaine et al. (2004) in labo experimenten aan dat het toevoegen van een verse vorm van koolstof (cellulose geëxtraheerd van tarwestro) kan leiden tot een versnelde koolstofafbraak en dus ook koolstofverliezen.

Verder waren er ook twee zogenaamde referentiebehandelingen, namelijk blad van Engels raigras (als representatief beschouwd voor groene bovengrondse biomassa met veronderstelde hc-waarde van 0,20) en tarwestro (met veronderstelde hc-waarde van 0,30). De incubatie werd uitgevoerd in twee series, waarvan de eerste 84 dagen duurde en de tweede 140 dagen. De gewasresten werden gedurende 24 uur vooraf gedroogd bij 70°C en vervolgens gemalen. De incubaties werden uitgevoerd in een zandbodem. De incubatietemperatuur werd ingesteld op 20°C. Voor de omrekening naar hc (fractie die achterblijft na 1 jaar) werd een temperatuurfunctie (Janssen, 1996) gebruikt en een gemiddelde jaartemperatuur van 9°C.

De gemiddelde hc-waarde voor bovengrondse biomassa bedroeg $0,32 \pm 0,03$ (95% betrouwbaarheidsinterval) en voor wortels $0,36 \pm 0,09$. Na verwijdering van outliers bedroeg de hc-waarde voor wortels $0,43 \pm 0,07$. Regressiemodellen wezen uit dat het ontwikkelingsstadium een significante factor is, terwijl soort en plantendeel (bovengronds vs. ondergronds) dit niet bleken te zijn⁵. Als de resultaten van alle soorten samen worden bekeken, dan is de hc voor bovengrondse biomassa met een waarde van 0,32 significant hoger dan de gebruikelijke hc-waarde gebruikt in Nederland, nl 0,20. De hc voor wortelbiomassa (0,36) is niet significant verschillend van de huidige gebruikte waarde (0,35), ook niet als de hogere hc wordt gebruikt waarbij de outliers zijn weggelaten (0,43).

Hoewel er voor bovengrondse biomassa een hogere hc werd gevonden dan nu wordt gebruikt, besluiten de auteurs toch **met de oude waarde van 0,20 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor wortels verder te werken**. Norén et al. (2021) beargumenteerden dit met het beperkt aantal herhalingen per behandeling en met het feit dat enkel een zandbodem werd gebruikt. Daarnaast trekken ze ook in twijfel of het resultaat van incubatie-experimenten wel representatief is voor veldomstandigheden door het gebruik van gedroogde en vermalen gewasresten en een constante incubatietemperatuur en -vochtgehalte. De hc-waarden voor de referenties stro en blad van Engels raigras bedroegen in het experiment respectievelijk 0,40 en 0,29. De gebruikelijk hc voor stro is 0,30 en werd bepaald in oude veldexperimenten. Norén et al. (2021) veronderstelden dat de oude waarde voor stro correct was voor veldomstandigheden. Daarom stelden ze dat een correctiefactor vereist is om hc-coëfficiënten bepaald via incubatie-experimenten te kunnen vertalen naar veldomstandigheden. De gemeten hc-waarden werden dan ook vermenigvuldigd met een factor 0,747 (=0,3/0,4). Hierdoor werd de gemiddelde hc voor bovengrondse biomassa (0,22) gelijkaardig aan de 'oude' waarde van 0,2 terwijl de gemiddelde waarde voor wortels lager wordt (0,25 vs. 0,35). Zonder validatie met nieuwe veldexperimenten stellen de auteurs dat het moeilijk is te besluiten dat deze transformatie meer nauwkeurige cijfers oplevert dan de incubatie-experimenten. Norén et al. (2021) adviseren daarom om voor groenbedekkers de bestaande hc-waarden verder te gebruiken en meer uitgebreid onderzoek af te wachten.

iv. Incubatie-experimenten met akkerbouwgewassen in Vlaanderen

Vossen (2017) bepaalde EOC-waarden voor vijf belangrijke teelten in Vlaanderen: erwten, wintertarwe, aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs. Hiertoe werd, op een oppervlak van 1 m² en op 3 plaatsen in het perceel, net voor de oogst de biomassa van de bovengrondse gewasresten en de wortels in de bouwvoor bepaald. Bij wintertarwe en erwten werden echter niet van het volledige oppervlak de

⁵ Belangrijk om hierbij om te merken is dat uit de literatuur blijkt dat op langere termijn (zie ook Hoofdstukken 2.I.C.vi en 2.I.C.viii) de stabiliteit van C aangevoerd uit ondergrondse plantenresten tot wel drie keer groter is dan die van C aangevoerd uit bovengrondse plantenresten (Rasse et al., 2005). Deze grootteorde in relatieve efficiëntie van koolstofinputs van boven- en ondergrondse plant-C aanvoer wordt ook bevestigd door recenter onderzoek in Vlaanderen bij maïs (Xu et al., 2019; 2021).

wortels bemonsterd. Om de humificatiecoëfficiënten te bepalen, werden incubatie-experimenten opgezet met vier herhalingen en dit zowel met een zand- als een leembodem. De gewasresten werden vooraf gedroogd en gemalen. In de incubatie-experimenten die 79 tot 83 dagen duurden, werden de wortels gemengd met stoppel en bovengrondse gewasresten. Er kon dus geen onderscheid gemaakt worden tussen de verschillende plantendelen. De hc-waarden waren een stuk hoger dan de hc-waarden gebruikt in de Koolstofsimulator, maar benaderden goed de hc-waarden gebruikt in de Code van goede praktijk Bodembescherming (2015) (zie 2.1.D voor meer uitleg over deze bron), hoewel ze nog iets hoger lagen (Tabel 2). Behalve bij tarwe met stro afgevoerd bleek er geen verschil in mineralisatiesnelheid tussen een zand- en een leembodem.

Tabel 2: Humificatiecoëfficiënten gemeten in een incubatie experiment door Vossen (2017)

Gewas	Gemeten hc (leem-zand)	Hc Koolstofsimulator BDB en UGent (2006)	Hc Code van goede praktijk bodembescherming (2015)
Erwt	0,35-0,32	0,24	0,30
Tarwe (stro ingewerkt)	0,38-0,39	0,31	0,36
Tarwe (stro afgevoerd)	0,44-0,32	0,31	0,41
Aardappelen	0,35-0,32	0,23	0,30
Suikerbieten (met blad en kop)	0,35-0,35	0,22	0,29
Korrelmaïs	0,38-0,37	0,31	0,34

v. Incubatie-experimenten met akkerbouwgewassen in Nederland

Norén et al. (2022) evalueerden en actualiseerden de in Nederland gebruikte EOM-cijfers voor akkerbouwgewassen op basis van data uit de literatuur en uit experimenten. In hun studie werd, op een analoge manier als bij Norén et al. (2021) voor groenbedekkers, een incubatie-experiment uitgevoerd met als doel hc-coëfficiënten te kunnen bepalen. Dit gebeurde voor korrelmaïs, kuilmaïs, aardappelen, suikerbiet, gras (zaad), uien en wintertarwe. Opnieuw werden incubaties opgezet voor zowel bovengrondse als ondergrondse gewasresten. Voor aardappelen werden ook de achterblijvende krielaardappelen in beschouwing genomen. Wat bovengrondse biomassa van maïs betreft, werd voor korrelmaïs de kolf niet in beschouwing genomen en voor kuilmaïs enkel de stoppel. De incubatie-experimenten werden uitgevoerd in een zandbodem. Er werd een onderscheid gemaakt tussen niet-graangewassen en graangewassen voor het bepalen van de humificatiecoëfficiënt van bovengrondse biomassa. Bij deze laatsten werden naast wintertarwe ook kuilmaïs en korrelmaïs beschouwd.

De gemiddelde hc-waarde voor bovengrondse biomassa bedroeg voor de niet-graangewassen $0,40 \pm 0,12$ (95% betrouwbaarheidsinterval), voor de graangewassen $0,48 \pm 0,06$ en voor wortels $0,45 \pm 0,15$. Krielaardappelen zijn niet verrekend in dit laatste gemiddelde, deze hadden een hc van 0,26. Over alle gewassen heen bedroeg de hc voor bovengrondse en ondergrondse gewasresten respectievelijk 0,44 en 0,42.

De bekomen hc-waarden zijn dus hoger dan de veelgebruikte waarden van Kolenbrander (zie Hoofdstuk 2.1.B), zijnde 0,20 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor wortels. De auteurs geven aan dat dit gerelateerd kan zijn aan het feit dat laatstgenoemde cijfers gebaseerd zijn op veldexperimenten terwijl in de studie van Norén et al. (2022) met incubatieproeven gewerkt werd⁶. De bekomen hc-

⁶ Dit suggereert dat een hc bekomen via een incubatieproef toch vaak vrij hoog is dan wanneer deze bekomen wordt via een veldproef.

waarden zijn ook hoger dan die bekomen door Norén et al. (2021), wat toegeschreven wordt aan het plantmateriaal dat in deze studie rijper was en bijgevolg een hoger ligninegehalte kan hebben, wat de afbraak bemoeilijkt. Ook werd in deze studie meer plantmateriaal toegevoegd, wat op zijn beurt ook een invloed op de afbraak kan hebben. Met hun onderzoek met 2 Vlaamse bodems suggereren Mendoza et al. (2025) echter dat de dosis toegevoegde koolstof geen effect heeft op de afbraakkinetiek. Dat de hc voor granen voor bovengrondse biomassa zeer dicht aanleunt bij die van de ondergrondse biomassa schrijven de Norén et al. (2022) toe aan het hogere ligninegehalte van de gewasresten. De lage hc specifiek voor de ondergrondse biomassa van krielaardappelen (0,26) en bieten (0,07; vooral worteltopjes) zou dan weer kunnen toegeschreven worden aan een hoger gehalte makkelijk afbreekbare koolhydraten.

De auteurs wijzen erop dat de resultaten aantonen dat de variatie tussen gewassen aanzienlijk is. Dit suggereert dat differentiatie in hc tussen gewassen op basis van experimenten aangewezen kan zijn. Door de grote variatie en het lage aantal herhalingen adviseren de auteurs **met de oude waarde van 0,20 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor wortels verder te werken.**

vi. Afbreekbaarheid van bovengrondse en ondergrondse resten van maïs

Op basis van drie Europese lange-termijnexperimenten (Vlaanderen, Italië, Duitsland) waarin korrelmaïs werd vergeleken met snijmaïs onderzocht Xu (2019) in haar doctoraatsonderzoek de bijdrage van bovengrondse biomassa van maïs aan de opbouw van BOS ten opzichte van de bijdrage van wortels. Ze concludeerde dat er in drie van de vier onderzochte paren geen verschil was in BOC inhoud (%) tussen de behandelingen met korrelmaïs en met snijmaïs, hoewel er bij korrelmaïs grote hoeveelheden blad- en stengel materiaal aan de bodem werden toegevoegd. De relatieve bijdrage van wortels was gemiddeld 3,5 keer hoger dan van bovengrondse biomassa voor de opbouw van BOC per massa-equivalent van koolstof toegevoegd aan de bodem. Deze resultaten werden in grote lijnen bevestigd door een heranalyse van 31 velden met snijmaïs en 29 velden met korrelmaïs in Vlaanderen waar al in 1990 een onderzoek was uitgevoerd, in combinatie met een incubatie-experiment. De conclusie was dat de verandering in BOC afkomstig van maïs tussen de velden met korrelmaïs en snijmaïs niet significant verschillend was. De schijnbare humificatiecoëfficiënt (op langere termijn, niet te vergelijken met de hc gebruikt voor de berekening van EOC) bedroeg voor ondergrondse koolstofinputs (wortels + rhizodepositie) 0,11 en voor bovengrondse resten slechts 0,04. De koolstof afkomstig van ondergrondse koolstofinputs bleek dus op langere termijn bijna drie keer stabiel te zijn. In een eerste experiment waar hoeveelheden werden toegediend aan de bodem, overeenkomstig gemeten biomassa's van gewasresten, was de meeste koolstof afkomstig van wortels gemineraliseerd na een jaar in het veld, terwijl bovengrondse resten slechts voor twee derden waren gemineraliseerd. Dit laatste werd toegeschreven aan een dosis die 12 maal hoger lag voor de bovengrondse biomassa. Indien een gelijke dosis koolstof werd aangebracht (tweede experiment) was er geen significant verschil meer tussen de mineralisatie van wortels en bovengrondse biomassa van maïs na één jaar metingen in het veld.

vii. Humificatiecoëfficiënten op basis van Europese veldexperimenten

Dechow et al. (2019) kwantificeerden de koolstofinputs en humificatiecoëfficiënten van bovengrondse en ondergrondse gewasresten met het RothC-model gecombineerd met twee empirische benaderingen om de verdeling tussen bovengrondse en ondergrondse koolstofinputs van gewassen in te schatten, namelijk de fractiebenadering van Bolinder et al. (2007) (zie Hoofdstuk 3.II) en de

regressiebenadering van Franko (1997). Ze maakten hiervoor gebruik van 439 BOC dataseries afkomstig van 36 lange-termijnveldexperimenten op akkerland in hoofdzakelijk Duitsland en Noord Europa.

Preliminare en nog ongepubliceerde 'ruwe data' van de studie Dechow et al. (2019) werden in 2014 reeds gebruikt om meer actuele hc-waarden op te stellen voor boven- en ondergrondse plantendelen in de Demetertool (versie voor juni 2022). Hierbij was de hc van bovengrondse plantendelen 0,20 en van wortels 0,637 (zie Hoofdstuk 2.1.D).

De auteurs van dit EOC-rapport konden in 2022 niet enkel informatie halen uit het gepubliceerde artikel van Dechow et al. (2019), maar verkregen ook bijkomende informatie (Dechow, 2022, pers. mededeling). Op basis hiervan bekwamen we de hc-waarden voor stro, groene biomassa en wortels zoals weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3: Gemiddelde hc-waarden en 95% betrouwbaarheidsinterval afgeleid van Dechow et al. (2019) (Dechow, 2022, pers. mededeling).

Plantendeel ¹	hc - fractiebenadering	hc - regressiebenadering
Stro ¹	0,259 (0,254-0,270)	0,265 (0,255-0,287)
Groene biomassa ²	0,261 (0,255-0,280)	0,261 (0,254-0,281)
Wortels ³	0,435 (0,396-0,476)	0,475 (0,426-0,520)

¹in het artikel wordt dit 'straw' genoemd, dit is de bovengrondse biomassa van granen, maïs en raapzaad (Dechow, 2022, pers. comm.)

²in het artikel wordt dit 'green manure' genoemd, maar in feite gaat het om bovengrondse resten van suikerbiet, aardappel, tijdelijk grasland, vlinderboemigen etc. (Dechow, 2022, pers. comm.).

³dit geldt niet alleen voor de wortels, maar ook voor rhizodepositie (Dechow, 2022, pers. comm.).

Voor stro en groene biomassa werd een hc⁷ bekomen van 0,26 voor zowel de fractiebenadering als de regressiebenadering. In de studie van Peltre et al. (2012) was de hc voor stro hoger (0,35-0,40). Dit kan toe te schrijven zijn aan het feit dat Peltre et al. (2012) zich baseerden op vier experimenten en enkel op de variabele van het stro toedienen. Bij Dechow et al. (2019) waren meer experimenten betrokken en waren er bijgevolg meer ruisfactoren ingesloten. Tabel 3 geeft hc-waarden weer van 0,435 en 0,475 voor wortels en rhizodepositie voor respectievelijk de fractiebenadering en de regressiebenadering.

De stabiliteit van ondergrondse koolstofinputs is dus hoger dan deze van bovengrondse koolstofinputs (zie ook Hoofdstuk 2.1.C.viii). Dechow et al. (2019) wijzen er wel op dat de koolstofinput van ondergrondse biomassa niet was gemeten in de gebruikte veldproeven, maar gekwantificeerd door zich te baseren op gewasopbrengsten en vaste allocatiefractionen en diepteverdelingen. Opmetingen van de volledige ondergrondse koolstofinput van planten zijn immers erg schaars, omdat dit dure en complexe ¹³C-labeling van het groeiende gewas vergt en verdere opvolging van de bijdrage tot BOC a.d.h.v. een stabiele-C-isotopenbenadering. Een overzicht van schaarse experimentele bepalingen van de ondergrondse plant koolstofinput wordt verder gegeven in de hiernavolgende sectie (2.1.C.viii).

viii. Bijdrage van ondergrondse gewasresten aan koolstofopbouw in de bodem

De publicatie van Dechow et al. (2019) onderscheidt zich doordat deze zich baseert op een groot aantal Europese veldproeven. De door deze auteurs bekomen hc's voor ondergrondse biomassa (Tabel 3) zijn

⁷ In Dechow et al. (2019) wordt gesproken over de referentie humificatiecoëfficiënt (humref). Deze vertegenwoordigt de fractie van een bepaalde koolstofinput die één jaar na toepassing nog in de BOC pools van het RothC (DPM, RPM, BIO, HUM) blijft, waarbij uitgegaan wordt van constante referentieomstandigheden doorheen die periode (temperatuurrepons = 1; vochtrespons = 1; kleigehalte = 23.4%).

echter een stuk lager (0,435-0,475) dan deze die initieel gebruikt werd (0,637) door de VLM en UGent voor de Demetertool en de Dienst Land en Bodembescherming voor de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Deze laatste waarde was gebaseerd op basis van nog ongepubliceerde data van Dechow et al. (2019) (zie Hoofdstuk 2.1.C.vii en 2.1.D). Een hogere hc voor ondergrondse biomassa ten opzichte van de eerder gebruikte hc van 0,35 (op basis van de studies van Kolenbrander) is te verantwoorden, zoals hieronder wordt onderbouwd.

De laatste 2 decennia toonde onderzoek aan dat klassieke aannames rond de bijdrage van bovengrondse en ondergrondse koolstofaanvoer van planten tot opbouw en onderhoud van BOC wellicht onjuist waren. Klassiek werd verondersteld dat wortels een humificatiecoëfficiënt (hc) hebben van 0,3-0,35 en groene plantendelen een hc van 0,2-0,25. Een tiental Europese en Amerikaanse onderzoeken waarbij gebruik werd gemaakt van stabiele C-isotopen toonden echter aan dat de stabiliteit van ondergronds aangevoerde C in de bodem tenminste twee, tot wel drie keer groter is dan die van C aangevoerd uit bovengrondse plantenresten (Rasse et al., 2005). Recenter onderzoek bevestigde deze grootteorde in relatieve efficiëntie van koolstofinputs van boven- en ondergrondse plant-C aanvoer voor maïs in Vlaanderen (Xu et al., 2019; 2021).

Jackson et al. (2017) maakten een samenvatting van alle bestaande proeven waarin in het veld het aandeel van ondergrondse C-aanvoer (ondergrondse koolstofinputs in Tabel 4) werd bepaald op basis van ofwel het natuurlijk contrast in de C^{13}/C^{12} verhouding van C_4 gewassen (vb. maïs) t.o.v. historisch uit C_3 vegetatie opgebouwde bodem-OC, ofwel door het $^{13}CO_2$ -pulse labelen van groeiende planten. Hieruit blijkt dat er een grote spreiding bestaat op de conversie-efficiëntie van ondergrondse C-aanvoer door planten tot BOC. Evenwel bevestigde de meta-analyse van Jackson et al. (2017) opnieuw de conclusie van Rasse et al. (2005), namelijk dat ondergrondse plant koolstofinputs disproportioneel meer bijdragen aan de vorming van BOC. Als mediane ratio [ondergrondse koolstofaanvoer omzetting in BOC] : [bovengrondse koolstofaanvoer omzetting in BOC] rapporteerden Jackson et al. (2017) zelfs een vijfvoudig hogere efficiëntie van ondergrondse C-aanvoer door planten. Sinds 2005 is er internationaal dan ook een consensus ontstaan over de grotere bijdrage van ondergrondse C-aanvoer door planten tot BOC, maar mechanistisch inzicht bleef beperkt.

Tabel 4: Aandeel van bovengrondse en ondergrondse C-aanvoer door planten die bijdraagt tot de vorming van BOC, zoals afgeleid uit landbouwweldstudies met gebruik van stabiele C-isotopenbenaderingen. (bron: Jackson et al., 2017)

Gewas of behandeling	Ondergrondse koolstofinputs overblijvend in het BOC	Bovengrondse koolstofinputs overblijvend in het BOC	Ratio	Referentie ⁸
Conventionele landbouw	35%	4,8%	7,4	Kong & Six 2010
Landbouw met lage inputs	65%	4,9%	13,2	Kong & Six 2010
Biologische landbouw	91%	3,6%	25,6	Kong & Six 2010
C_3 en C_4 gewassen gemengd	36%	4,0%	9,0	Ghafoor et al. 2017
Bemeste C_3 en C_4 gewassen gemengd	18%	10%	1,8	Ghafoor et al. 2017
Maïs	61%	5,0%	12,2	Mazzilli et al. 2015
Soja	80%	3,0%	26,7	Mazzilli et al. 2015

⁸ Referenties: zie Jackson et al. (2017)

Gewas of behandeling	Ondergrondse koolstofinputs overblijvend in het BOC	Bovengrondse koolstofinputs overblijvend in het BOC	Ratio	Referentie ⁸
Rogge als groenbedekker, 5 maand	26%	5,2%	5,0	Austin et al. 2017
Rogge als groenbedekker, 12 maand	27%	3,5%	7,7	Austin et al. 2017
Rogge als groenbedekker	24%	5,9%	4,1	Austin et al. 2017
Maïs	21%	12%	1,7	Bolinder et al. 1999
Maïs	38%	11%	3,5	Balesdent & Balabane 1996
Maïs	73%	14%	5,1	Clapp et al. 2000
Maïs, bemest	58%	16%	3,6	Clapp et al. 2000
Wikke	49%	13%	3,8	Puget & Drinkwater 2001
Maïs	34%	8,0%	4,3	Barber 1979
C ₃ en C ₄ gewassen gemengd	39%	17%	2,3	Kätterer et al. 2011
Gemiddelde, mediaan	46%, 39%	8,3%, 6,6%	8,1, 5,0	

Een belangrijke observatie is dat een dergelijk groot contrast in de omzettingsefficiëntie van wortel en bovengrondse koolstof nooit werd teruggevonden in bodem-incubatie experimenten. Dit duidt sterk op het belang van in-situ onderzoek van wortelgroei in de bodem. Ondergrondse C-aanvoer gebeurt immers niet enkel door het achterblijven van wortelbiomassa zelf, maar ook door rhizodepositie. Dergelijke rhizodepositie omvat zowel actieve exudatie van allerlei stoffen door planten alsook de achterblijvende fijne plantenwortelfragmenten tijdens de groei van het gewas. De bijdrage van dergelijke vnl. intrinsiek biochemisch labiele C-aanvoer tot stabiele BOC wordt wellicht verklaard door sterkere interactie tussen rhizodepositie-C en reactieve bodemmineralen en een hogere omzetting per eenheid C in microbiële C (Sokol et al., 2019). Cortufo et al. (2013) poneerden reeds dat het organisch materiaal dat aan een hoge benuttingsefficiëntie wordt gebruikt door de microbiële gemeenschap in de bodem net leidt tot meer microbiële necromassa en vervolgens BOC: de zgn. MEMS theorie (Microbial Efficiency-Matrix Stabilization).

De ontstane wetenschappelijke consensus omtrent de allicht disproportionele bijdrage van ondergrondse C-aanvoer door planten tot de vorming van BOC gaf ook aanleiding tot een herbekijken van bestaande BOC-simulatiemodellen (zie verder). Zo werd het veelgebruikte RothC-model door het Duitse Thünen instituut (Dechow et al., 2019) onlangs opnieuw geparameteriseerd op basis van een uitgebreide (zie hoger) numerieke analyse van Europese lange-termijnexperimenten. De best gefitte waarde voor de hc van koolstofinputs door wortels bleek inderdaad meer dan anderhalf keer groter dan die van bovengrondse plantendelen.

D. Aangepaste humificatiecoëfficiënten gebruikt in de Demetertool en Code van goede praktijk bodembescherming (2015)

De hc-cijfers werden geactualiseerd voor de Demetertool door VLM en UGent, als opvolger van de Koolstofsimulator. De hieruit volgende geactualiseerde EOC-waarden werden gepubliceerd in de "Code

van goede praktijk bodembescherming” versie februari 2015 en werden ook overgenomen in de brochure “Organische stof in de bodem: Sleutel tot bodemvruchtbaarheid” van de Dienst Land- en Bodembescherming (LNE, 2014). Dit waren tot 2022 nog steeds de ‘officiële’ cijfers gebruikt voor Vlaanderen.

De veranderingen waren gebaseerd op enkele aanpassingen in koolstofaanvoer door gewassen en nieuwe inzichten voor humificatiecoëfficiënten. Hiervoor werden nog niet gepubliceerde cijfers gebruikt van Dechow (zie 2.1.C.vii), die zich baseerde op data van veldexperimenten, namelijk een hc voor wortelresten van 0,637 en 0,2 voor bovengrondse plantenresten. Bepalend voor de uiteindelijke afbreekbaarheid van alle gewasresten is dan voornamelijk de verdeling tussen boven- en ondergrondse koolstofinput. Per gewas werd vervolgens opnieuw een **gewogen gemiddelde hc**

Vergelijking 2) voor de totale oogstresten berekend (S. Sleutel, pers. mededeling, 2020). Uit Tabel 3 blijkt dat de hc-cijfers voor wortelresten later naar beneden werden bijgesteld door Dechow et al. (pers. communicatie 2022) (zie Tabel 3) ten opzichte van de niet-gepubliceerde cijfers, zijnde naar 0,435-0,475 en die van bovengrondse plantenresten naar 0,26. Dit nieuwer inzicht werd in 2022 gebruikt om de cijfers in de Demetertool opnieuw bij te stellen (zie Hoofdstuk 2.1.E), en in 2024⁹ om de Code van Goede Praktijkbodembescherming bij te werken volgens de inzichten bekomen in dit EOC-rapport.

E. Algemene evaluatie hc-waarden

Tabel 5 geeft een overzicht van hc-waarden gevonden voor verschillende plantendelen in de literatuur. Veel studies grijpen terug naar waarden uit Kolenbrander (1974). Deze cijfers werden ook overgenomen in de Koolstofsimulator (behalve voor groenbedekkers) en vormen ook nog steeds de basis voor de cijfers gebruikt in Nederland (Handboek Bodem en Bemesting, 2018; Harms et al., 2019).

In de Koolstofsimulator (werking volgens principes van RothC model) werden hc-waarden van 0,2 gebruikt voor bovengrondse groene biomassa, 0,3 voor stro en 0,35 voor wortels. Op basis van ongepubliceerde data van Dechow (pers. communicatie in 2014 met S. Sleutel, UGent) gebruikte de VLM voor de Demetertool (tot juni 2022) en de Dienst Land en Bodembescherming LNE (2014) voor de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) slechts één enkele hc-waarde voor bovengrondse biomassa (ook stro) van 0,2 voor de bepaling van EOC-waarden. Daarnaast werden de humificatiecoëfficiënten voor **wortels** sterk verhoogd (0,637 vs. 0,35). Deze hc-waarde voor wortelresten uit de Demetertool was eveneens gebaseerd op nog niet gepubliceerde cijfers van Dechow. Studies wijzen inderdaad uit dat de afbreekbaarheid van wortelresten een stuk lager is dan van bovengrondse biomassa (o.a. Xu, 2019; zie ook Hoofdstuk 2.1.C.viii). Op basis van de uiteindelijke publicatie van Dechow et al. (2019) en persoonlijke communicatie in 2022 met Dechow et al. bleek, gebaseerd op een reeks lange-termijnveldexperimenten uit Europa, de hc voor wortels toch iets lager te zijn (ca 0,435-0,475), maar nog steeds hoger dan de waarden vooropgesteld door Kolenbrander (1974). De waarden voorgesteld in Tabel 3, op basis van input van Dechow et al. , liggen in lijn met de humificatiecoëfficiënten bekomen door Norén et al. (2022) van $0,45 \pm 0,15$ voor akkerbouwgewassen en Norén et al. (2021) van $0,43 \pm 0,07$ (wanneer geen outliers beschouwd worden) voor groenbedekkers.

De veel gebruikte hc-waarde voor **stro** (0,30) komt vrij goed overeen met de waarden uit lange-termijnveldexperimenten en naar voor geschoven door Dechow et al. (0,26), maar is iets lager

⁹ [Code van goede praktijk bodembescherming - versie juli 2024:](https://reflabos.vito.be/2024/Code_van_goede_praktijk_bodembescherming_definitief_juli_2024.pdf)

https://reflabos.vito.be/2024/Code_van_goede_praktijk_bodembescherming_definitief_juli_2024.pdf

dan het cijfer gevonden door Peltre et al. (2012) (0,35-0,40). Peltre et al. (2012) baseerden zich op studies van lange-termijnveldexperimenten in noordelijk Europa. Zij beschouwden slechts vier studies waarbij wel de ruisfactoren kleiner moeten zijn omdat dit specifiek over experimenten ging met de factor 'al dan niet afvoeren van stro' als onderzoeksonderwerp. Deze liggen een stuk lager dan de humificatiecoëfficiënt vastgesteld door Norén et al. (2022) voor bovengrondse biomassa van enkele graangewassen ($0,48 \pm 0,06$).

In zowel de incubatie-experimenten van De Waele et al. (2014) en Norén et al. (2021) als in de studies gebaseerd op lange-termijnveldexperimenten van Dechow et al. (Tabel 3) en Peltre et al. (2012) waren de vastgestelde hc-waarden voor de **bovengrondse biomassa van groenbedekkers** hoger dan de gebruikelijke hc voor bovengrondse groene biomassa (0,20). Terwijl De Waele et al. (2014) een vrij grote variabiliteit vaststelden tussen verschillende gewassen, was dit bij Norén et al. (2021) veel minder het geval. Norén et al. (2021) stellen dat de door hen afgeleide hc-waarden voor bovengrondse ($0,32 \pm 0,03$) en ondergrondse biomassa ($0,43 \pm 0,07$ wanneer geen outliers beschouwd worden; zie ook hoger) slechts in beperkte mate afwijken van de referentiewaarden van 0,2 en 0,35 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa van groenbedekkers. Daarnaast geven zij aan dat hun studie niet voldoende uitgebreid is om een gedegen basis te hebben waarop de hc-waarden kunnen aangepast worden. Bij De Waele et al. (2014) was er een groot verschil tussen de groenbedekkersoorten. Vooral de bovengrondse biomassa van Japanse haver bleek veel trager af te breken.

Besluit

In de Demetertool (tot juni 2022) en ter bepaling van de EOC-waarden in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) werd de hc-waarde van 0,20 voor bovengrondse biomassa en 0,637 voor ondergrondse biomassa gebruikt, in lijn met de initiële nog niet gepubliceerde regressiebenadering van Dechow et al. (2019).

Aangezien de uitgebreide studie van Dechow et al. (2019), gebaseerd op een groot aantal veldexperimenten, beslisten we in deze EOC-studie verder te werken met de hc's uit de studie van Dechow, maar dan met de waarden van de gepubliceerde studie (2019; 2022 pers. mededeling; Hoofdstuk 2.I.C.vii). In de studie van Dechow et al. (2019) werden twee benaderingen gebruikt. We stellen voor om verder te werken met de hc-waarden afkomstig van de fractiebenadering, omdat dit het best aansluit bij de methode van Bolinder et al. (2007) voor de verdeling van de koolstofinput over de verschillende plantendelen, die we ook in deze studie gebruiken (zie Hoofdstuk 3.II). Deze hc-waarden zijn **0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor wortels en rhizodepositie** (Tabel 3).

In lijn met wat we voorstellen in dit rapport, werden de hc-waarden in de Demetertool in juni 2022 aangepast naar 0,26 en 0,44 voor respectievelijke bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Tabel 5: Overzicht humificatiecoëfficiënten

Plantendeel	Kolenbrander (1974)	Koolstofsimulator BDB en UGent (2006)	Demetertool (voor juni 2022) en Code van goede praktijk bodem-bescherming (2015)	Handboek Bodem en Bemesting (2018)	De Waele et al. (2014)	Norén et al. (2021, 2022)	Peltre et al. (2012)	1. Dechow et al. (2019) (90% betrouwbaarheids-interval) – 2. Dechow et al. (2022) persoonlijke communicatie
Groene massa (gewasresten bovengronds)	0,20	0,20	0,20	0,20		0,44 [0,40±0,12 (niet-granen); 0,48±0,06 (granen)]		-
Stro	0,30	0,30	0,20	0,30			0,35-0,40	1. 0,27-0,30 / 0,27-0,35 – 2. 0,26
Graszaadhooi en koolzaadstro		0,25						
Wortels (ondergrondse gewasresten)	0,35	0,35	0,637	0,35		0,42 [0,45±0,15; 0,26 (krielaardappelen)]		1. 0,43/0,47 - 2. 0,44
Groenbedekkers (bovengronds + wortels)	0,25	0,30						
Groenbedekkers (bovengronds)				0,20	gele mosterd: 0,26-0,33; Italiaans raaigras: 0,38-0,40; Japanse haver: 0,48-0,56; grasklaver: 0,30-0,34	0,32±0,03	0,26	1. 0,27-0,30 / 0,27-0,3 - 2. 0,26
Groenbedekkers (wortels)						0,36±0,09 (0,43±0,07 na verwijderen outliers)		
Opmerking	Cijfers geciteerd in Van Dijk (1980) / groenbedekkers: 2/3 bovengronds, 1/3 wortels verondersteld		Gebaseerd op ongepubliceerde data van Dechow et al.		eerste cijfer: zandleem bodem, tweede: leem bodem	Gemeten waarden met 95% betrouwbaarheidsinterval - verder in het rapport wordt de waarden van Handboek Bodem en Bemesting (2018) gehanteerd	Cijfers geciteerd in Dechow et al. (2019)	1. a-b / c-d a-b en c-d zijn 90% betrouwbaarheidsintervallen. Cijfers voor '/' zijn afkomstig van een benadering met een fractie allocatie; cijfers na '/' van een regressieallocatie

II. Koolstofmodellen en het gebruik van DPM/RPM ratio's

Om een inschatting te verkrijgen van de bijdrage van koolstof uit oogstresten aan de BOC op lange termijn, kan gebruik gemaakt worden van modellen. Het RothC-model is een internationaal veel gebruikt model en is ook de basis van de Demetertool en de Koolstofsimulator. Dit model gaat uit van het bestaan van vijf koolstofpools in de bodem: afbreekbaar organisch materiaal (Decomposable Plant Material, DPM), resistent organisch materiaal (Resistant Plant Material, RPM), inert organisch materiaal (IOM), microbiële biomassa (BIO) en gehumificeerd organisch materiaal (HUM). De verdeling van vers organisch materiaal dat toegevoegd wordt aan de bodem (gewasresten en organische toedieningen) over deze pools gebeurt niet op basis van hun humificatiecoëfficiënt maar op basis van hun DPM/RPM-verhouding, waarbij voorstalmest ook 2% standaard toegewezen wordt aan de HUM-pool. De DPM/RPM-verhouding is een inschatting van de afbreekbaarheid van het toegevoegde organisch materiaal en volgens Coleman en Jenkinson (2014; basispublicatie van het RothC model) bedraagt de DPM/RPM-verhouding voor de meeste landbouwgewassen en grasland 1,44. Dat houdt in dat 59% van het plantenmateriaal bestaat uit DPM en 41% uit RPM.

A. Gebruik van RothC in koolstoftools binnen Vlaanderen

Bij de ontwikkeling van de koolstofsimulator maakten BDB en UGent (2006) inschattingen van EOC-waarden voor gangbare landbouwgewassen op basis van literatuurgegevens. Belangrijke bronnen hierbij waren het werk van Mulier et al. (2006) en Herelixka et al. (2002) die zelf ook een synthese hadden gemaakt van verschillende literatuurbronnen en aangevuld met cijfers van PPO (2003). De standaard DPM/RPM-verhouding voor landbouwgewassen van 1,44 werd door BDB en UGent (2006) aangepast voor elk gewas. Dit gebeurde op basis van humificatiecoëfficiënten. Voor wortelresten werd een hc van 0,35 gehanteerd, voor bovengrondse plantendelen werd afhankelijk van het type plantenmateriaal een hc van 0,2 of 0,25 of 0,3 gebruikt (zie ook Tabel 5). De verdeling tussen aanvoer van wortelresten ten opzichte van bovengrondse plantenresten werd voor ieder gewas bepaald volgens PPO (2003). Op basis hiervan kon per gewas een gemiddelde hc voor de totale oogstresten worden berekend. Op basis van de voorgestelde DPM/RPM door RothC voor groene plantendelen, stalmest en compost, en in Vlaanderen gebruikte hc's stelden UGent en BDB in 2006 bij de ontwikkeling van de Koolstofsimulator een empirische relatie op tussen hc en DPM/RPM (Vergelijking 3, Vergelijking 4):

Vergelijking 3:

$$\text{DPM/RPM} = -2,174 \cdot \text{hc} + 2,020 \quad (\text{voor } \text{hc} < 0,92)$$

Vergelijking 4:

$$\text{DPM/RPM} = 1 \quad (\text{voor } \text{hc} > 0,92)$$

Deze relatie liet BDB en UGent (2006) toe de DPM/RPM verhoudingen voor diverse gewassen te bepalen.

Bijkomend aan de koolstof aangebracht door gewasresten houdt RothC ook rekening met de aanvoer van koolstof door **rhizodepositie** (uitscheiding van organische verbindingen door wortels en afsterven van worteldelen tijdens de groei). BDB en UGent (2006) stelden op basis van de beperkte literatuur voor om een rhizodepositie van 0,4 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ te veronderstellen voor alle gewassen, met een hc van 0,05. Voor groenbedekkers werd een rhizodepositie van 0,2 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ gebruikt.

B. Onderbouwing update DPM/RPM ratio

Binnen de huidige studie wordt voorgesteld de DPM/RPM-verhouding van het gewas te bepalen op basis van Dechow et al. (2019) met behulp van onderstaande vergelijkingen **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** - Vergelijking 7):

Vergelijking 5:

$$\frac{DPM_{\text{geheel gewas}}}{RPM_{\text{geheel gewas}}} = \frac{DPM_{\text{bovengrondse biomassa}} + DPM_{\text{ondergrondse biomassa}}}{RPM_{\text{ondergrondse biomassa}}}$$

Hierbij wordt verondersteld dat de bovengrondse biomassa enkel bestaat uit DPM en geen RPM (zie ook Hoofdstuk 2.1.C.viii). Voor de verdeling tussen DPM, RPM en HUM, stelden Dechow et al. (2019) regressievergelijkingen op in functie van hc (humref genoemd in de studie van Dechow et al. 2019) (Figuur 2). Voor een hc die zich situeert tussen $humref_1$ (0.252) en $humref_2$ (0.772) worden volgende vergelijkingen gebruikt.

Vergelijking 6:

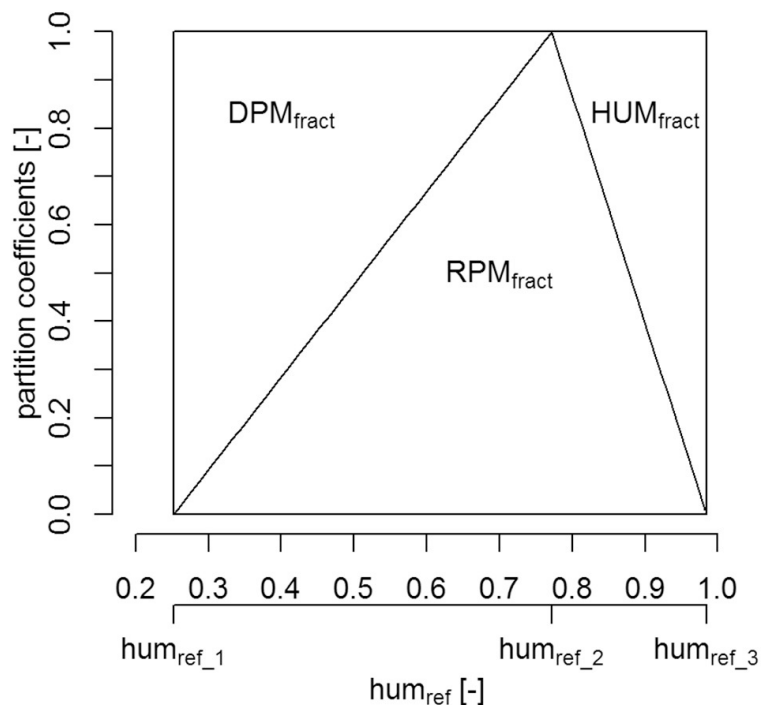
$$RPM_{\text{fract}} = 1.925 * hum_{\text{ref}} - 0.485 \quad (0.252 < hum_{\text{ref}} < 0.772)$$

Vergelijking 7:

$$DPM_{\text{ondergrondse biomassa}} = 1 - RPM_{\text{ondergrondse biomassa}}$$

Met

hum_{ref} : de humificatiecoëfficiënt van de fractie (wortels: 0,44). Voor een hc van 0.44 bedraagt de DPM/RPM-verhouding dus 1,76.



Figuur 2: Relatie tussen verdelingscoëfficiënten en humificatiecoëfficiënten zoals in deze studie gebruikt voor ondergrondse biomassa met een verdeling van de koolstofinput over DPM en RPM in het interval $[humref_1; humref_2]$ en over RPM en HUM in het interval $[humref_2; humref_3]$ ($humref_2 = 0.772$). Bij een $humref$ lager dan $humref_1$ (zijnde 0.252) gaat alles naar de DPM fractie, bij een $humref$ gelijk aan $Humref_2$ gaat alles naar de RPM fractie. (Bron: Dechow et al., 2019)

3. Bovengrondse en ondergrondse biomassa en shoot:root ratio

1. Shoot:root (S:R) ratio

Bij het berekenen van de koolstofaanvoer door gewassen dient rekening gehouden te worden met zowel de aanvoer van bovengrondse als ondergrondse gewasdelen. Terwijl data voor bovengrondse gewasdelen beschikbaar zijn voor verscheidene gewassen, is dit voor de ondergrondse gewasresten veel minder het geval en is ook niet steeds duidelijk tot op welke diepte de ondergrondse gewasresten bemonsterd werden. In Hoofdstuk 4.V wordt de impact van de zaaidatum op de biomassa-productie van groenbedekkers onderzocht omdat een latere inzaaidatum over het algemeen de biomassa-productie verlaagt. Hierbij is het belangrijk dat ook de biomassa van ondergrondse gewasresten in rekening gebracht wordt, mede omdat wortels een stabielere koolstofbron kunnen betekenen. In Tabel 6 brachten we op basis van literatuur beschikbare data van bovengrondse en ondergrondse droge stof opbrengst voor verschillende groenbedekkers samen. Op basis hiervan konden we een shoot:root (ofwel bovengrondse:ondergrondse biomassa) ratio bepalen. Wanneer voor een groenbedekker uit meerdere studies een dergelijke ratio afgeleid kon worden, werd eveneens een gemiddelde shoot:root ratio bepaald. Deze gemiddelde ratio's worden in Hoofdstuk 4.V gebruikt om de ondergrondse biomassa te bepalen bij studies waarin enkel bovengrondse biomassa beschikbaar was.

Tabel 6: Totale, bovengrondse en ondergrondse droge stof opbrengsten (kg DS/ha) en verhouding bovengrondse/ondergrondse biomassa (shoot:root ratio) voor verschillende groenbedekkers uit verschillende studies. In de kolom 'experimenteel' duiden we aan wanneer de data afkomstig zijn van veldmetingen. Bij de andere bronnen is dat niet steeds duidelijk.

Groenbedekker	Totale droge stofopbrengst (kg/ha)	Bovengrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Ondergrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Shoot:root ratio (-)	Experimenteel	Bron
Gele mosterd	3900	3100	800	3,9:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
	5000	4400	600	7,3:1	x	Hoek et al. (2006)
	4570	3412	1158	2,9:1	x	Coorevits (2009)
	3310	1930	1379	1,4:1	x	De Waele et al. (2014)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)				3,9:1	
Bladrammenas	3900	3100	800	3,9:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*

Groenbedekker	Totale droge stofopbrengst (kg/ha)	Bovengrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Ondergrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Shoot:root ratio (-)	Experimenteel	Bron
	6000	5000	1000	5,0:1	x	Hoek et al. (2006)
	5600	4700	900	5,2:1	x	Thorup-Kristensen, (2001)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			4,7:1		
Italiaans raaigras	4200	2500	1700	1,5:1	/	Reheul (2004)
	5900	3200	2700	1,2:1	x	Hoek et al. (2006)
	3690	2777	913	3,0:1	x	Coorevits (2009)
	2103	1132	971	1,2:1	x	Hilhorst & Verloop (2009) winter 2006
	5400	3500	1900	1,8:1	x	Thorup-Kristensen, (2001)
	517	117	400	0,3:1	x	Hilhorst & Verloop (2009) winter 2007
	4500	2500	2000	1,3:1	/	Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
	2505	1031	1473	0,7:1	x	De Waele et al. (2014)
	3466	1427	2039		x	De Waele et al. (2014)
	2550	1570	980	1,6:1	/	Verhelst (2011)
766	318	448	0,7:1	x	Vandermoere (2013)	
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			1,3:1		
Engels raaigras	4200	2200	2000	1,1:1	/	Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*

Groenbedekker	Totale droge stofopbrengst (kg/ha)	Bovengrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Ondergrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Shoot:root ratio (-)	Experimenteel	Bron
Westerwolds raaigras	4100	2400	1700	1,4:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
Phacelia	3000	2300	700	3,3:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
	4700	4200	500	8,4:1	x	Thorup-Kristensen, (2001)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			5,9:1		
Japanse haver	4902	2179	2723	0,8:1	x	De Waele et al. (2014)
	4911	2183	2728		x	De Waele et al. (2014)
Klaver	3600	2500	1100	2,3:1	/	Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
Alexandrijnse klaver	2800	2200	600	3,7:1	/	Reheul (2004)
Winterrogge	3400	2800	600	4,7:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
	4000	2200	1800	1,2:1	x	Hoek et al. (2006)
	1235	836	399	2,1:1	x	Hilhorst & Verloop (2009) winter 2006
	740	74	666	0,1:1	x	Hilhorst & Verloop (2009) winter 2007

Groenbedekker	Totale droge stofopbrengst (kg/ha)	Bovengrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Ondergrondse droge stofopbrengst (kg/ha)	Shoot:root ratio (-)	Experimenteel	Bron
	3735	2855	880	3,3:1 3,2:1	/	Verhelst (2011)
	1032	525	507	1,0:1	x	Vandermoere (2013)
	3100	2100	1000	2,1:1	x	Thorup-Kristensen, (2001)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			2,1:1		
Wikken	3000	2500	500	5,0:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
					x	Hoek et al. (2006)
	4300	3700	600	6,2:1	x	Thorup-Kristensen, (2001)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			5,6:1		
Lupine	3100	2500	600	4,2:1	/	Reheul (2004); Hermans et al. (2010); Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
Bladkool	3500	2700	800	3,4:1	/	Reheul (2004)
	4000	3000	1000	3,0:1	/	Tirez (2007), Bonthuis et al. (2007)*
	1284	647	637	1,0:1	x	Hilhorst & Verloop (2009) winter 2006
	4000	3000	1000	3,0:1	/	Hermans et al. (2010)
	Shoot:root ratio gemiddeld (-)			2,6:1		
Gras-klaver				0,4:1		De Waele et al. (2014)

*Bonthuis et al. (2007) geeft aan dat vermelde cijfers hoog ingeschatte gemiddelden zijn en niet noodzakelijk representatief zijn voor individuele praktijkpercelen.

II. *Allocatie van koolstof naar verschillende gewasdelen via de methode van Bolinder*

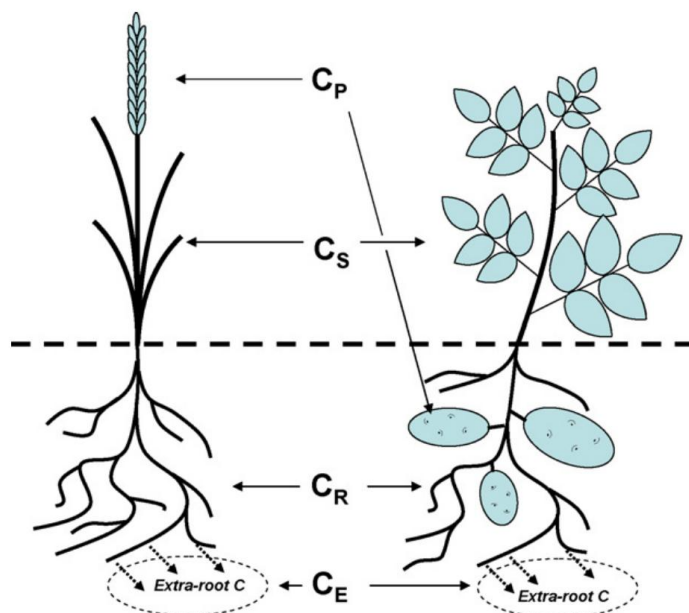
Niet alle studies waarin de koolstofaanvoer via gewassen naar de bodem bepaald wordt, richten zich op het in kaart brengen van ondergrondse biomassa of de bijdrage van eventuele gewasresten. Bolinder et al. (2007) ontwikkelden een methode voor het bepalen van hoeveel koolstof, die een plant opneemt als CO₂ uit de lucht, naar de verschillende plantdelen en rhizodepositie gaat. Hiervoor gebruiken ze zogenaamde *C-allocatiecoëfficiënten* voor verschillende gewas types zoals diverse graangewassen, korrelmaïs, kuilmaïs, sojaboon, grasland en vlinderbloemigen. De studie is gebaseerd op veldexperimenten in Canada en de VS (in een klimaatzone representatief voor Canada) waarbij bovengrondse:ondergrondse biomassaverhoudingen (shoot:root ratio) werden bepaald dicht bij het moment van de oogst. De auteurs benadrukken wel dat de methode generiek is en kan aangepast worden aan de lokale omstandigheden (met lokale S:R-waarden). Dit is wat Wiesmeier et al. (2014) bijvoorbeeld deden voor Beieren, Duitsland (zie Tabel 7). De koolstof opgenomen door fotosynthese (netto primaire productie) wordt verdeeld over de volgende pools of fracties (zie ook Figuur 3): Cp koolstof in het geoogste product, Cs koolstof in bovengronds gewasresidu, Cr = koolstof in wortels (of delen van wortels die bij metingen uit de bodem geëxtraheerd kunnen worden) die niet geoogst worden, Ce = extra wortel-C zoals wortels die afsterven doorheen het jaar en wortel-exudaten (alle wortel-afgeleide materialen die gewoonlijk niet teruggevonden worden bij het fysisch uitzeven van wortelmateriaal). De Ce-fractie is min of meer equivalent met wat men vaak 'rhizodepositie' noemt, waaronder zowel de aanbreng via wortel-exudaten als via afstervende wortels tijdens de groei verstaan wordt. Ondanks het feit dat deze koolstofaanvoer zeer moeilijk te kwantificeren is, is het intussen wel gekend dat deze rhizodepositie een niet te verwaarlozen bijdrage levert aan de totale koolstof aanvoer. Bolinder et al. (2007) veronderstellen dan ook dat deze koolstofinput 65% van de Cr-fractie bedraagt. Meer details over deze allocatiemethode zijn terug te vinden in Bolinder et al. (2007).

De pools worden afgeleid van data zoals de gewasopbrengst, de oogstindex en de S:R ratio. Voor de S:R werd een vrij groot aantal gegevens verzameld. De auteurs wijzen erop dat de onzekerheid gerelateerd aan het aandeel ondergrondse koolstof substantieel is. Dit komt tot uiting in variantiecoëfficiënten van S:R ratios van 50% voor eenjarige gewassen en 75% voor meerjarige voedergewassen. De voor deze studie gehanteerde relatieve allocatiecoëfficiënten (R) worden weergegeven in Tabel 7. Naast de allocatiecoëfficiënten definiëren Bolinder et al. (2007) ook de parameter S, welke het aandeel van de koolstof in een fractie weergeeft die terugkeert naar de bodem. Bij de oogst van hooi gaan Bolinder et al. (2007) er van uit dat het hooi slechts 85% uitmaakt van de bovengrondse productie en dat 15% achterblijft als strooisel en oogstverliezen (zie Tabel 7). In het geval van snijmaïs wordt verondersteld dat 5% van de bovengrondse biomassa als stoppel achterblijft. Dezelfde auteurs gaan er voor graangewassen van uit dat de bovengrondse biomassa-resten voor 15% uit stoppel bestaat en het andere deel stro is.

De methode van Bolinder werd gebruikt in Hoofdstuk 4, als één van de bronnen voor het inschatten van koolstofaanvoer naar de bodem.

Tabel 7: Relatieve alloactiecoëfficiënten (R_p , R_s , R_r , R_e) voor verschillende gewassen, met het bijhorende aandeel (S_p , S_s , S_r , S_e) van de koolstof van een fractie dat naar de bodem terugkeert. De subscripts p , s , r , e duiden respectievelijk het product, het bovengrondse residu, de wortels, en de rhizodepositie aan. Meer toelichting voor de diverse situaties bij grassen worden voorzien in Hoofdstuk 4.IV Grassen (Bolinder et al., 2007, Dechow et al., 2019, Wiesmeier et al., 2014). (*) In het geval van het afvoeren van het stro bij graangewassen wordt er uitgegaan van een stoppel die 15% van het bovengrondse residu bedraagt en in de bodem terecht komt.

Gewas		R_p	R_s	R_r	R_e	S_p	S_s	S_r	S_e	Bron
Wintertarwe		0,322	0,482	0,118	0,078	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Zomertarwe		0,322	0,482	0,118	0,078	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Wintergerst		0,451	0,400	0,090	0,059	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Zomergerst		0,451	0,400	0,090	0,059	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Rogge		0,335	0,482	0,110	0,073	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Dechow et al., 2019
Haver		0,319	0,283	0,241	0,157	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Triticale		0,260	0,506	0,142	0,092	0,00	1,00 (0,15*)	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Korrelmaïs		0,386	0,386	0,138	0,090	0,00	1,00	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Snijmaïs		0,772	0,000	0,138	0,090	0,05	0,00	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
Aardappel		0,727	0,232	0,025	0,016	0,00	1,00	1,00	1,00	Dechow et al., 2019
Suikerbiet		0,619	0,353	0,017	0,011	0,00	1,00	1,00	1,00	Dechow et al., 2019
Voederbiet		0,619	0,353	0,017	0,011	0,00	1,00	1,00	1,00	Dechow et al., 2019
Grassen	Gras alle studies-jaar van blijven	0,441	0,000	0,339	0,220	0,15	0,00	0,00	1,00	Bolinder et al., 2007
	Gras alle studies-jaar van vernietigen	0,441	0,000	0,339	0,220	0,25	0,00	1,00	1,00	Bolinder et al., 2007
	Gras jaar zaai - Oost canada	0,571	0,000	0,260	0,169	0,15	0,00	0,00	1,00	Berekend op basis van Bolinder et al., 2007
	Gras productiejaar 1 - Oost Canada	0,459	0,000	0,328	0,213	0,15	0,00	0,00	1,00	Berekend op basis van Bolinder et al., 2007
	Gras productiejaar 2 - Oost Canada	0,267	0,000	0,444	0,289	0,15	0,00	0,00	1,00	Berekend op basis van Bolinder et al., 2007
	Field Grass - Bavaria Germany 1995-2010	0,299	0,000	0,350	0,351	0,15	0,00	0,00	1,00	Wiesmeier et al., 2014
	Grasslands - Bavaria Germany 1995-2010	0,444	0,000	0,336	0,220	0,15	0,00	0,00	1,00	Wiesmeier et al., 2014



Figuur 3: Een illustratie van de voorgestelde C pools bij twee gewassen, voor het kwantificeren van de jaarlijkse C-allocatie in gewassen. C_p = C in 'product (bijv. graan, voeder, knollen); C_s = C in bovengrondse gewasresten (bijv. stro, kaf); C_r = C in wortels (exclusief de fractie die als 'product' wordt aangeduid); C_e = extra C in wortels. (met inbegrip van alle van de wortels afgeleide materialen die gewoonlijk niet wordt teruggevonden in de "wortel"-fractie). Voor voedergewassen (niet weergegeven), is C_p de C in alle bovengrondse plantendelen (d.w.z. $C_s = 0$) (Ongewijzigd overgenomen uit Bolinder et al. (2007)).

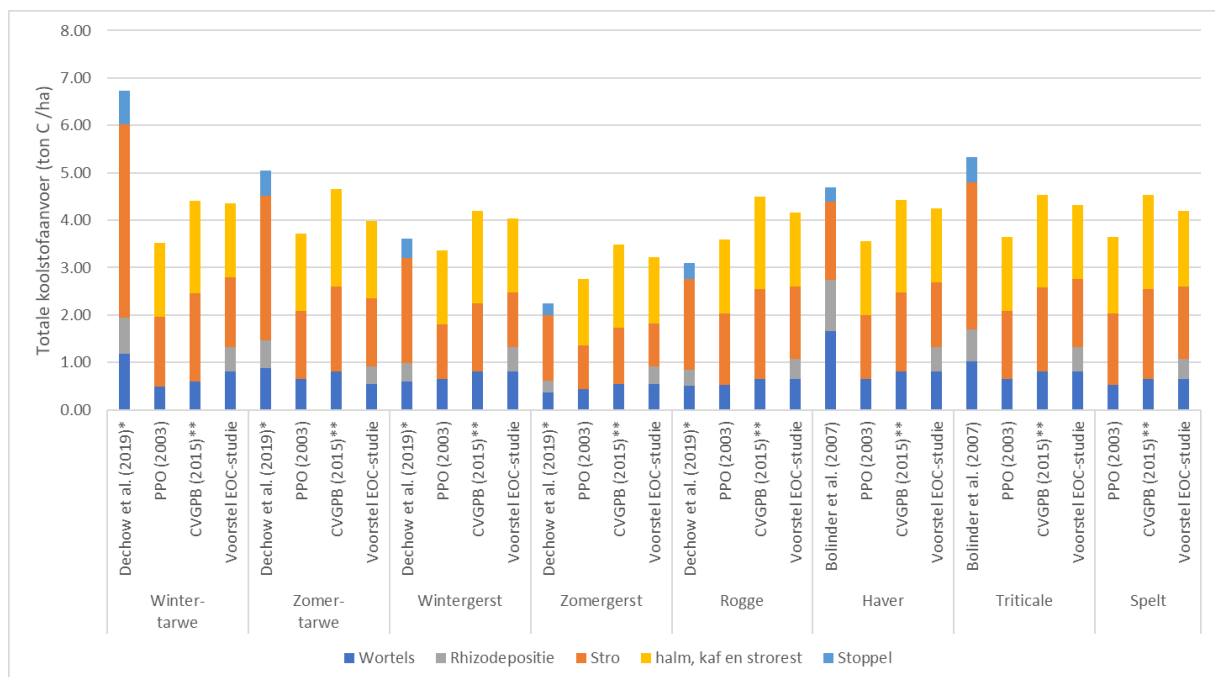
4. Koolstofinput en EOC

Om de EOC-aanvoer door een gewas aan de bodem te kunnen bepalen, zijn niet enkel de humificatiecoëfficiënten (Hoofdstuk 2) vereist, maar ook data van koolstofaanvoer van de diverse gewasdelen. Binnen dit hoofdstuk wordt voor verschillende akkerbouwgewassen een evaluatie uitgevoerd van de beschikbare koolstofaanvoergegevens zoals gebruikt door PPO (2003), BDB en UGent (2006) (cfr. Koolstofsimulator), Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (cfr. Demeter tool voor 2022) en eventueel andere beschikbare literatuur. Deze worden vergeleken met de koolstofaanvoergegevens zoals bepaald kon worden op basis van opbrengstgegevens met behulp van de methode van Bolinder et al. (2007) (Hoofdstuk 3.II). Hiervoor werden referentieopbrengsten (<https://landbouwcijfers.vlaanderen.be/>) gehanteerd en wanneer deze niet beschikbaar waren, werd gebruik gemaakt van Statbel gegevens. De referentieopbrengsten werden geraadpleegd in 2022 en zijn een weergave van het gemiddelde¹⁰ van de vijf laatst beschikbare jaren. Wanneer opbrengstgegevens uit veldproeven beschikbaar waren, werden deze gebruikt. Op deze laatste werd wel een correctie van 15% toegepast omdat veldproeven doorgaans in optimalere groeiomstandigheden doorgaan dan in de praktijk. Wanneer de aanvoer van gewasresten of de opbrengst uitgedrukt werd als droge stof (DS), werd deze met een conversiefactor 2,5 omgerekend naar organische koolstof (OC) ($DS = 2,5 \times OC$). Organische stof werd met de conversiefactor 2 omgerekend naar organische koolstof ($OS = 2 \times OC$) naar analogie met BDB en UGent (2006) die EOS (effectieve organische stof) met de conversiefactor 2 omrekenen naar EOC. De evaluatie van de verschillende bronnen van koolstofaanvoer door gewasresten liet toe om representatieve gegevens te selecteren om EOC-cijfers te berekenen. Voor de groenbedekkers werd een afwijkende aanpak gehanteerd (zie Hoofdstuk 4.V).

¹⁰ Berekend als een olympisch gemiddelde waarbij de waarde van het beste en het slechtste jaar buiten beschouwing gelaten worden.

I. Granen

De methode van Bolinder et al. (2007) (zie Hoofdstuk 3.II) laat toe de koolstofopname van planten te alloceren aan verschillende plantenfracties via zgn. allocatiefactoren. Voor granen (Figuur 4, Figuur 5) gebeurt dit aan de hand van de 'Harvest index'¹¹, de S:R (shoot:root ofwel bovengronds:ondergronds) verhoudingen en de graanopbrengst. Bolinder et al. (2007) gebruikten data afkomstig van Canada en de VS. De allocatiefactoren van Bolinder et al. (2007) voor granen werden ook gebruikt in deze EOC-studie. Voor tarwe, gerst en rogge gebruiken we in dit rapport de allocatiefactoren uit de Europese studie van Dechow et al. (2019). Deze zijn grotendeels overgenomen van Bolinder et al. (2007). Zij maakten geen onderscheid tussen de zomer- en wintervariant van tarwe en gerst. De methode veronderstelt dat voor graangewassen de bovengrondse biomassa-resten (dus zonder de korrel) voor 15% uit stoppel bestaat en het andere deel stro is. Voor de ondergrondse biomassa wordt (nog) geen correctie gemaakt voor bemonsteringsdiepte. Als opbrengstcijfers voor graangewassen gebruikten we de referentieopbrengsten¹² en corrigeerden deze korrelopbrengst voor 15% vocht (expertinschatting ILVO) om de droge stofopbrengst te bekomen. Voor rogge was geen referentieopbrengst voorhanden en gebruikten we de gemiddelde opbrengst voor de periode 2012-2020 volgens Statbel, eveneens met een 15% vochtcorrectie.

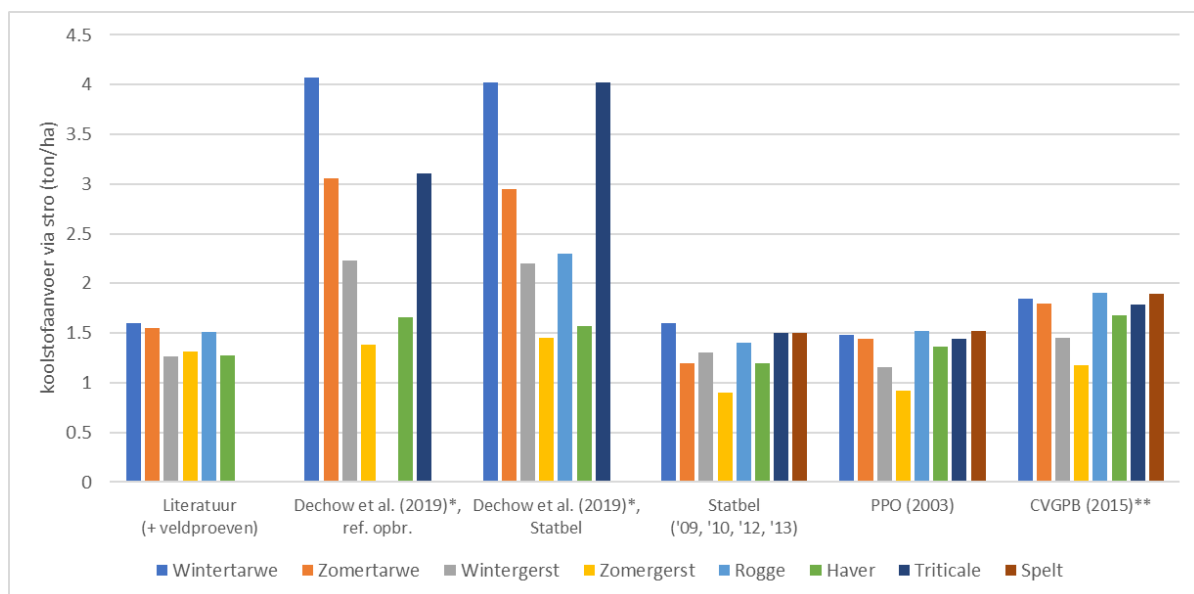


Figuur 4: Bijdrage van gewasdelen aan de totale koolstofaanvoer voor diverse graangewassen: wintertarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale en spelt. Deze werden bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)), volgens Bolinder et al. (2007), volgens cijfers aangeleverd door PPO (2003) en volgens cijfers van of berekend (125% van PPO (2003) gegevens) voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015). De cijfers worden vergeleken met eigen berekeningen (Voorstel EOC-studie) zoals beschreven in dit EOC-rapport.

¹¹ Harvest index = Droge stof granen : droge stof bovengrondse biomassa

¹² <https://landbouwcijfers.vlaanderen.be/>, geraadpleegd in 2022

De bekomen waarden voor de bijdrage van gewasdelen aan de totale koolstofaanvoer werden vergeleken (Figuur 4) met de koolstofinputdata uit PPO (2003), waar een onderscheid werd gemaakt tussen de fracties 'stro', 'kaf, halm en strorest' en 'wortel' en met data uit voornamelijk Vlaamse en Nederlandse literatuur (inclusief veldproeven). Dit betrof voornamelijk data over de (koolstofinput door) strobiomassa (Figuur 5). Voor wintertarwe konden hiervoor de meeste gegevens teruggevonden worden. De gemiddelde aanbreng van koolstof door stro van wintertarwe bedraagt op basis van data afkomstig van veldmetingen $1,66 \pm 0,42$ ton C/ha. Dit gemiddelde blijft zo goed als ongewijzigd (1,64 ton C/ha) wanneer ook nog andere bronnen uit de literatuur, met soms onduidelijke herkomst van de cijfers, in rekening worden gebracht (Tabel 8). Op basis van de Statbel gegevens voor stro (gemiddelde 2009,2010,2012,2013) (Figuur 5) wordt eveneens een gemiddelde bekomen van 1,6 ton C/ha voor wintertarwe. De literatuur- en Statbelcijfers sluiten vrij goed aan bij het cijfer van PPO (2003), namelijk 1,5 ton C/ha, en het cijfer dat af te leiden valt uit de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (125% van PPO-cijfers, nl. 1,9 ton C/ha), maar is veel lager dan de stro input bepaald op basis Dechow et al. (2019) volgens de methode van Bolinder et al. (2007) (4,02-4,07 ton C/ha). Wat betreft de koolstofinput door stro voor de andere graangewassen liggen de Statbel gegevens, de PPO (2003) cijfers en de cijfers uit de literatuur en veldproeven in lijn met elkaar (Figuur 5). De cijfers die af te leiden zijn uit de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor stro (Figuur 5) zijn 25% hoger dan de PPO (2003) cijfers. De koolstofinputs bekomen voor stro met de methode van Bolinder et al. (2007) zijn systematisch nog hoger (behalve voor haver en rogge), hoewel het verschil relatief minder was dan voor wintertarwe. Uit bovenstaande besluiten we dat de **cijfers van PPO (2003)** een representatieve weergave zijn van de koolstofinput door **stro** voor Vlaanderen.



Figuur 5: Koolstofaanvoer via stro voor de bestudeerde graangewassen (wintertarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale, spelt) volgens verschillende bronnen of bepaald volgens verschillende methoden: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)) met referentieopbrengsten en met de opbrengst volgens Statbel, volgens Wiesmeier et al. (2014) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)) met de opbrengst volgens Statbel, strodata uit Statbel, PPO (2003) zoals gerapporteerd door BDB en UGent (2006). De waarden voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015) bedragen 125% van de waarden van PPO (2003).

Tabel 8: Koolstofaanvoer door stro van graangewassen zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.

Graangewas	Koolstofinput (ton/ha)	Oorsprong gegevens	Bron
Wintertarwe	1,49	Veldgegevens (Berekend, Inagro 2000)	Gobin et al. (2013)
	2,43	Veldgegevens uit literatuur (Berekend, Geypens et al, (1996 en 1997)	Gobin et al. (2013)
	1,62	Veldgegevens (Inagro 2000)	Gobin et al. (2013)
	1,43	Literatuur (FOD economie, 2011)	Gobin et al. (2013)
	1,60	Literatuur	Herelixka et al. (2002)
	1,78	Onbekend	Zwart et al. (2004)
	1,61	Veldgegevens (Berekend, GFT-proef, 1997-2020)	Coussement et al. (2021)
	1,17	Veldgegevens (Berekend, Biochar proef 2017)	ILVO
	1,65	Literatuur (Handboek bodem en bemesting, 2018)	Harms et al. (2019)
	1,62	Veldgegevens	Taghizadeh-Toosi en Christensen (2021)
Gemiddelde Wintertarwe	1,64		
Zomertarwe	1,50	Onbekend	Zwart et al. (2004)
	1,70	Literatuur (Van Dijk et al. (2005) – klei)	Gobin et al. (2013)
	1,40	Literatuur (Van Dijk et al. (2005) – zand)	Gobin et al. (2013)
	1,60	Literatuur (Handboek bodem en bemesting, 2018)	Harms et al. (2019)
Gemiddelde Zomertarwe	1,55		
Wintergerst	1,13	Veldgegevens (Berekend, Biochar proef 2018)	ILVO
	1,30	Literatuur (Handboek bodem en bemesting, 2018)	Harms et al. (2019)

Graangewas	Koolstofinput (ton/ha)	Oorsprong gegevens	Bron
	1,37	Literatuur (FOD economie,2011)	Gobin et al. (2013)
Gemiddelde Wintergerst	1,27		
Zomergerst	0,98	Literatuur (FOD economie,2011)	Gobin et al. (2013)
	1,30	Onbekend	Zwart et al. (2004)
	1,68	Veldgegevens (Berekend, Biochar proef, 2012-2013; Bopact proef, 2012,2016, 2020)	ILVO
Gemiddelde Zomergerst	1,32		
Rogge	1,28	Literatuur (FOD economie,2011)	Gobin et al. (2013)
	1,74	Onbekend	Zwart et al. (2004)
Gemiddelde Rogge	1,51		
Haver	1,42	Literatuur (KWIN 2006 & 2012)	Gobin et al. (2013)
	1,12	Literatuur (FOD economie,2011)	Gobin et al. (2013)
Gemiddelde Haver	1,27		

De koolstofaanvoer van de fractie 'kaf, halm, strorest' uit PPO (2003) is gelijkaardig of zelfs hoger dan de strofractie (Figuur 4). Er zijn echter te weinig gegevens over de fracties 'kaf, halm, strorest' voorhanden om deze cijfers te verifiëren. In de studie van Taghizadeh-Toosi en Christensen (2021) bekomt men voor wintertarwe een koolstofinput van 0,4 ton C/ha voor het kaf, 0,6 ton C/ha voor de stoppel en 1,6 ton C/ha voor het stro. De som van kaf en stoppel (1,0 ton C/ha) is een stuk lager dan de 1,56 ton C/ha van de fractie 'kaf, halm, strorest' uit PPO (2003) (Figuur 4). Het is dus mogelijk dat de fractie '**kaf, halm, stroresten**' bij PPO (2003) en dus ook bij de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (=+25%) een overschatting is. Meer onderzoek is echter nodig om dit na te gaan. Het gebrek aan gegevens zorgt ervoor dat de **inschatting door PPO (2003)** de best beschikbare gegevens aanlevert. Rekening houdend met de representativiteit van de cijfers van PPO (2003) voor stro, is het te verantwoorden ook de cijfers van PPO (2003) voor 'halm/kaf/stroresten' te gebruiken bij de bepaling van de EOC-waarden. De totale koolstofinput door bovengrondse gewasresten ('stro' + 'kaf, halm, strorest') blijft echter lager dan deze bekomen met de methode van Bolinder et al. (2007) voor winter- en zomertarwe.

Afhankelijk van het type graangewas is de wortelbiomassa bepaald via de methode van Bolinder et al. (2007) hoger of lager dan de **wortelbiomassa** uit PPO (2003) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Als bij de methode van Bolinder et al. (2007) ook de rhizodepositie (65% van de wortelbiomassa; Bolinder et al. (2007)) in rekening wordt gebracht is de ondergrondse koolstofinput altijd hoger dan bij PPO en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Net

zoals bij bovengrondse gewasresten bedragen de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) 125% van de PPO-waarden. Deze consequente en relatief hogere inschatting van de wortelbiomassa door de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) tegenover PPO (2003) lijkt gerechtvaardigd omdat aangenomen kan worden dat wortelbiomassa algemeen onderschat wordt doordat het ook experimenteel zeer uitdagend is om de gehele wortelbiomassa in kaart te brengen. Verder is het ook niet steeds duidelijk tot op welke diepte de koolstofinput van wortels in rekening gebracht wordt. Waar Bolinder et al. (2007) standaard koolstofinputs van wortels tot op 40 cm diep berekenden is de diepte niet duidelijk voor PPO (2003). De wortelbiomassa situeert zich bij wintergerst en wintertarwe respectievelijk hoger en lager dan bij zomergerst en zomertarwe, zowel in de cijfers van PPO (2003) als afgeleid voor de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Deze lagere ondergrondse biomassa voor wintertarwe is opmerkelijk omdat het aannemelijk lijkt dat wintergranen leiden tot een grotere wortelbiomassa dan zomergranen. We stellen daarom voor om de ondergrondse biomassa van wintertarwe gelijk te stellen aan die van wintergerst en die van zomertarwe aan zomergerst.

We berekenden de koolstofinput op basis van PPO (2003) voor zowel stro als halm/kaf/stroresten en de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor wortels. We telden hierbij de rhizodepositie op, die 65% van koolstofinput door de wortels bedraagt (zie 'Voorstel EOC-studie' in Figuur 4). De koolstofinput voor wintertarwe, zomertarwe en triticale die we op deze manier hebben berekend, blijkt een (heel) stuk lager dan de koolstofinput bekomen met de methode van Bolinder et al. (2007). Voor wintergerst en haver bekwamen we gelijkaardige cijfers voor koolstofaanvoer, terwijl deze voor zomergerst en rogge hoger zijn dan deze bekomen met de methode van Bolinder et al. (2007). We gebruikten de vernieuwde humificatiecoëfficiënten (0,44 voor ondergrondse biomassa en 0,26 voor bovengrondse biomassa; zie Hoofdstuk 2) in combinatie met de hierboven beschreven OC-input cijfers om EOC te berekenen. In Tabel 9 zijn de EOC-cijfers te vinden, alsook de koolstofinput cijfers die gebruikt werden als basis voor Figuur 4.

Conclusie:

Omdat de koolstofinput gegevens voor stro volgens PPO (2003) in lijn liggen met de gegevens teruggevonden in Statbel en de literatuur, inclusief veldproeven (Figuur 5), stellen we voor om de cijfers betreffende de OC-input van PPO (2003) als basis te gebruiken voor de bovengrondse gewasresten (stro en halm + kaf + strorest). Wat de ondergrondse gewasresten betreft, stellen we, in afwachting van beter onderbouwde data, voor om de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) te gebruiken, die 125% bedragen van de waarden aangereikt door PPO (2003) omdat het bekend is dat wortelbiomassa over het algemeen onderschat wordt en moeilijk te meten is. Voor wintertarwe en zomertarwe werd hierop een uitzondering gemaakt. Het is namelijk aannemelijk dat wintergranen een grotere biomassa aanleveren dan zomergranen en dus ook een grotere ondergrondse biomassa. Dit wordt voor wintertarwe en zomertarwe niet weerspiegeld in de cijfers van PPO (2003) en dus ook niet in de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Daarom werd de ondergrondse biomassa van wintertarwe gelijkgesteld aan die van wintergerst en die van zomertarwe aan zomergerst. Op deze manier wordt voor wintertarwe en wintergerst een grotere ondergrondse biomassa in rekening gebracht dan voor respectievelijk zomertarwe en zomergerst. Naast deze wortelbiomassa brengen we ook rhizodepositie in rekening (65% van koolstofinput door wortels). De vergelijking tussen de verschillende methodes is te zien in Figuur 4 en Tabel 9. Op basis van deze OC-input en de vernieuwde humificatiecoëfficiënten (0,44 voor ondergrondse biomassa en 0,26 voor bovengrondse biomassa) kunnen we EOC-waarden berekenen (Tabel 9).

EOC-rapport

Tabel 9: Koolstofaanvoer van gewasdelen en corresponderende EOC-waarden voor diverse graangewassen: wintertarwe, zomertarwe, wintergerst, zomergerst, rogge, haver, triticale en spelt. De koolstofaanvoer van de gewasdelen werd bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen: volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)), volgens Bolinder et al. (2007), volgens cijfers aangeleverd door PPO (2003) en volgens cijfers van of berekend (125% van PPO (2003) gegevens) voor CVGPB (2015) (**Code van goede praktijk bodembescherming, 2015). Behalve voor de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (hc ondergrondse gewasdelen: 0,637; hc bovengrondse gewasdelen: 0,20) werd de EOC bepaald met humificatiecoëfficiënten van 0,44 voor ondergrondse gewasdelen en 0,26 voor bovengrondse gewasdelen (zie Hoofdstuk 2). Deze cijfers werden vergeleken met waarden bekomen in deze studie (Voorstel EOC-studie), zoals beschreven in dit EOC-rapport. Bij deze laatste werd ook rhizodepositie in rekening gebracht, net zoals bij de cijfers bekomen volgens Dechow et al. (2019) (*op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007)).

Gewas	Bron	Opbrengst	Stro	Stoppel	Halm/kaf/strorest	Wortels	Rhizodepositie	EOC - stro laten liggen	EOC - stro afvoeren
		ton DS/ha	ton C/ha	ton C/ha	ton C/ha	ton C/ha	ton C/ha	ton C/ha	ton C/ha
Winter-tarwe	Dechow et al. (2019) ^{**a}	8,0	4,07	0,72		1,17	0,78	2,10	1,04
	PPO (2003)		1,48		1,56	0,48		1,00	0,62
	CVGPB (2015) ^{**}		1,85		1,95	0,80		1,58	1,04
	Voorstel EOC-studie		1,48		1,56	0,80	0,52	1,37	0,99
Zomer-tarwe	Dechow et al. (2019) ^{**a}	6,0	3,05	0,54		0,88	0,58	1,58	0,78
	PPO (2003)		1,44		1,64	0,64		1,08	0,71
	CVGPB (2015) ^{**}		1,80		2,05	0,55		1,66	1,10
	Voorstel EOC-studie		1,44		1,64	0,55	0,36	1,20	0,83
Wintergerst	Dechow et al. (2019) ^{**a}	7,4	2,23	0,39		0,59	0,39	1,11	0,53
	PPO (2003)		1,16		1,56	0,64		0,99	0,69
	CVGPB (2015) ^{**}		1,45		1,95	0,80		1,50	1,09
	Voorstel EOC-studie		1,16		1,56	0,80	0,52	1,29	0,99
Zomergerst	Dechow et al. (2019) ^{**a}	4,6	1,39	0,24		0,37	0,24	0,69	0,33
	PPO (2003)		0,91		1,40	0,44		0,80	0,56
	CVGPB (2015) ^{**}		1,18		1,75	0,55		1,21	0,87
	Voorstel EOC-studie		0,91		1,40	0,55	0,36	1,00	0,76
Rogge	Dechow et al. (2019) ^{**b}	3,9	1,91	0,34		0,51	0,34	0,96	0,46
	PPO (2003)		1,52		1,56	0,52		1,03	0,63
	CVGPB (2015) ^{**}		1,90		1,95	0,65		1,58	1,02
	Voorstel EOC-studie		1,52		1,56	0,65	0,42	1,27	0,88
Haver	Bolinder et al. (2007) ^a	5,5	1,66	0,29		1,66	1,08	1,71	1,28
	PPO (2003)		1,36		1,56	0,64		1,04	0,69
	CVGPB (2015) ^{**}		1,68		1,95	0,80		1,58	1,09
	Voorstel EOC-studie		1,36		1,56	0,80	0,52	1,34	0,99
Triticale	Bolinder et al. (2007) ^a	4,7	3,10	0,55		1,02	0,67	1,69	0,89
	PPO (2003)		1,44		1,56	0,64		1,06	0,69
	CVGPB (2015) ^{**}		1,79		1,95	0,80		1,62	1,09
	Voorstel EOC-studie		1,44		1,56	0,80	0,52	1,36	0,99
Spelt	PPO (2003)		1,52		1,60	0,52		1,04	0,64
	CVGPB (2015) ^{**}		1,89		2,00	0,65		1,60	1,01
	Voorstel EOC-studie		1,52		1,60	0,65	0,42	1,28	0,89

^aBerekening gebeurde op basis van de Referentieopbrengsten

^bBerekening gebeurde op basis van de opbrengsten volgens Statbel 2012-2020

II. Maïs

Bij maïs moeten we een onderscheid maken tussen de koolstofaanvoer door korrelmaïs en deze door snijmaïs. Waar bij snijmaïs enkel de wortels en een beperkte bovengrondse stoppel overblijven, blijven bij korrelmaïs ook de gehakselde stengel, bladeren en schutbladeren achter op het veld. Dit zorgt voor een grotere aanvoer van gewasresten en koolstofaanvoer bij korrelmaïs in vergelijking met snijmaïs.

De methode van Bolinder et al. (2007) maakt het mogelijk om via allocatiefactoren de koolstofinput van verschillende bovengrondse en ondergrondse plantendelen te bepalen (Zie Hoofdstuk 3.II). Met een gemiddelde droge stofopbrengst van 7,6 ton/ha (Statbel periode 2012-2020, Vlaanderen¹³) levert korrelmaïs volgens deze methode een koolstofaanvoer van 4,83 ton C/ha, waarvan 1,09 ton C/ha via het wortelstelsel, 0,71 ton C/ha via rhizodepositie en 3,04 ton C/ha via de gehakselde bovengrondse gewasresten en stoppel (zie Tabel 10). Voor snijmaïs bekomt men via dezelfde methode en uitgaande van een droge stofopbrengst van 14,6 ton/ha (Statbel periode 2012-2020 gegevens Vlaanderen¹⁴) een totale koolstofaanvoer van 2,01 ton/ha, waarvan 0,29 ton C/ha voor de stoppel, 1,04 ton C/ha voor het wortelstel en 0,68 ton C/ha via rhizodepositie (zie Tabel 11).

Deze koolstofinput voor **bovengrondse gewasresten bij korrelmaïs** (3,04 ton C/ha) is 36% groter dan de 2,24 ton C/ha die PPO (2003) rapporteert. Op basis van de literatuur blijkt echter dat de waarde van 3,04 ton C/ha zeker geen overschatting is (Gobin et al., 2013; Vandermoere, 2018). Gobin et al. (2013) verzamelden een groot aantal gegevens van veldmetingen (o.a. Vandecasteele, 2012; rassenproeven ILVO; Zwart, 2004). De literatuurdatabank schommelen voor bovengrondse koolstofinput namelijk tussen 3,00 en 5,04 ton C/ha. Hierbij is vermoedelijk geen rekening gehouden met de bijdrage van de stoppel, ook al is dat niet altijd duidelijk af te leiden. In het geval van **snijmaïs** resteert na oogst enkel de stoppel als **bovengrondse biomassa**. Bolinder et al. (2007) veronderstellen dat de stoppel 5% van de bovengrondse biomassa ('product' fractie, zie Hoofdstuk 3.II, Tabel 7) bedraagt, wat resulteert in 0,29 ton C/ha. Er zijn echter weinig tot geen studies om dit te verifiëren. PPO (2003) gaan uit van een bijdrage van 0,24 ton C/ha door de stoppel. Dat is 43% minder dan de literatuurgegevens van Herelixka (2002) die rekening houdt met een koolstofaanvoer van 0,46-0,48 ton C/ha. Herelixka (2002) verzamelde data uit België en de ons omringende landen.

PPO (2003) gaat uit van een **wortelbiomassa** van 0,88 ton C/ha voor korrelmaïs (Tabel 10) en 0,68 ton C/ha voor snijmaïs (Tabel 11). Ook voor de gegevens van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) werd uitgegaan van een hogere wortelbiomassa voor korrelmaïs dan voor snijmaïs. De verschillen tussen de koolstofaanvoer door het wortelstelsel van korrelmaïs (1,09 ton C/ha) en snijmaïs (1,04 ton C/ha) berekend volgens Dechow et al. (2019) op basis van de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007) zijn kleiner. De veldmetingen van Xu (2019), gebaseerd op rassenproeven (snijmaïs) op drie locaties in Vlaanderen, leverden een gemiddelde koolstofaanvoer door wortels van 0,55 ton C/ha op, met een range tussen 0,46 en 0,66 ton C/ha. Xu (2019) geeft aan dat deze cijfers eerder aan de lage kant zijn en wijt dit aan een hoge plantdichtheid, met een kleine zaaiafstand zowel in de rij als tussen de rijen. Deze cijfers zijn gebaseerd op uitgegraven bodemkolommen van 30 cm diep en een lengte van 10 cm in de rij en een breedte van 30 cm dwars op de rij. Een andere verklaring is mogelijks ook dat niet de volledige tussenrijafstand en worteldiepte werd bemonsterd. Bijhorende wortelscans tonen namelijk duidelijk aan dat lateraal niet het volledige wortelstelsel werd bemonsterd. De waarden bekomen via de methode van Bolinder et al. (2007) zijn gebaseerd op S:R-waarden met wortelbiomassa's gemeten tot op diverse dieptes variërend tussen 15 en 152 cm. Voor dit rapport zijn

¹³ Omdat de referentieopbrengst (<https://landbouwcijfers.vlaanderen.be/>) voor snijmaïs en korrelmaïs eenzelfde waarde bedraagt, wat weinig aannemelijk lijkt, werd geopteerd om de Statbel gegevens te hanteren.

¹⁴ Zie voetnoot 13.

voornamelijk de wortels in de bovenste 30 cm van belang aangezien de afbraak plaatsvindt in de bouwvoor en deze diepte ook de standaard is voor koolstofmodellering.

Volgens Amos en Walters (2006) concentreert meer dan 80% van de biomassa van maïswortels zich in de bovenste 30 cm van de bodem. Wanneer de cijfers bekomen met de methode van Bolinder et al. (2007) hiervoor gecorrigeerd worden en verondersteld wordt dat koolstof afkomstig van de wortelbiomassa in de bouwvoor 80% bedraagt van de waarden voorgesteld door Bolinder et al. (2007), dan bekomt men voor korrelmaïs en snijmaïs een koolstofinput door wortels van respectievelijk 0,87 ton C/ha en 0,83 ton C/ha (zie Tabel 10 en Tabel 11), wat aansluit bij de oorspronkelijke waarden van PPO (2003), namelijk 0,88 ton C/ha. De waarden voorgesteld door Herelixka (2002) zijn iets hoger: er sprake van zowel 1,00 als 1,63 ton C/ha aangeleverd door maïswortels (er werd geen onderscheid gemaakt tussen korrel- en snijmaïs). Er wordt niet gespecificeerd voor welke diepte deze waarden representatief zijn. Echter, wanneer de opbrengstcijfers van de veldmetingen van Xu (2019) gebruikt worden om via de methode van Bolinder et al. (2007) de theoretische koolstofaanvoer via het wortelstelsel te berekenen, dan levert dit een bijdrage van 1,61 ton C/ha of 1,29 ton C/ha na correctie voor de diepte (0-30 cm diepte), welke beiden sterk afwijken van de 0,55 ton C/ha gemeten in de veldproeven. Dit wijst erop dat de S:R-verhoudingen bekomen op basis van de Vlaamse veldproeven, opgevolgd door Xu (2019), afwijken van de S:R-verhoudingen gebruikt door Bolinder et al. (2007). Zowel de data van Xu (2019) als worteldata van Bolinder et al. (2007) zijn gebaseerd op veldmetingen. Het is echter moeilijk te bepalen of de verschillen te wijten zijn aan andere bodemeigenschappen, klimatologische omstandigheden, gebruikte rassen of landbouwpraktijken dan wel aan andere meetmethoden. Nog hogere waarden voor de C-aanvoer uit wortels worden bekomen door de methode van Bolinder et al. (2007) toe te passen met de allocatiefactoren uit de studie van Wiesmeier et al. (2014). Hiermee worden C-aanvoerwaarden berekend van 2,16 en 1,97 ton C/ha (1,73 en 1,58 ton C/ha met correctie voor de diepte 0-30 cm) voor respectievelijk korrelmaïs en snijmaïs.

De spreiding op de cijfers voor de koolstofaanvoer van wortels op basis van literatuur is dus groot. Men zou er kunnen voor kiezen om de waarden bekomen via de methode van Bolinder et al. (2007) en de opbrengstgegevens volgens Statbel, gecorrigeerd voor diepte, te gebruiken (0,87 ton C/ha voor korrelmaïs en 0,83 ton C/ha voor snijmaïs). Deze sluiten aan bij de cijfers gebaseerd op PPO (2003). Echter, de koolstofinput zoals bepaald door Xu (2019) van 0,55 ton C/ha is gebaseerd op de meest representatieve proefveldgegevens voor Vlaanderen, waardoor we de voorkeur geven aan deze gegevens. We stellen daarenboven voor om deze waarde zowel voor korrelmaïs als voor snijmaïs te gebruiken aangezien er momenteel onvoldoende onderbouwning is om een differentiatie te rechtvaardigen. De koolstofinput zoals bepaald door Xu (2019) houdt echter nog geen rekening met rhizodepositie. Op basis van de wortelbiomassa zoals bepaald door Xu (2019) levert dit, naar analogie met Bolinder et al. (2007) een koolstofaanvoer door **rhizodepositie** (65% van wortel fractie) op van 0,36 ton/ha voor zowel korrelmaïs als snijmaïs. De totale koolstofaanvoer uit ondergrondse gewasresten op basis van de cijfers van Xu (2019) bedraagt zo 0,91 ton/ha.

Conclusie:

We stellen voor om de EOC-waarden voor maïs te berekenen aan de hand van de koolstofaanvoer door bovengrondse biomassa zoals bekomen via de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007) en opbrengsten afkomstig van Statbel (eerder een conservatieve inschatting van opbrengst). De bovengrondse biomassa van maïs is een stuk hoger dan de oorspronkelijke PPO (2003) cijfers, maar uit veldgegevens blijkt dat dit zeker geen overschatting is.

Als wortelbiomassa stellen we voor om zowel voor snijmaïs als korrelmaïs de wortelbiomassa zoals bepaald op basis van de data uit Vlaamse veldproeven van Xu (2019) te gebruiken (0,55 ton C/ha)

en de koolstofaanvoer via rhizodepositie te berekenen als 65% van deze wortelbiomassa. Op basis van deze gegevens en de nieuwe humificatiecoëfficiënten (Hoofdstuk 2) bekomen we een EOC voor snijmaïs van 0,48 ton C/ha en voor korrelmaïs van 1,19 ton C/ha.

Tabel 10: EOC-aanvoer voor korrelmaïs inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Korrelmaïs	C-input bovengron ds (ton/ha)	C-input wortels (ton/ha)	C-input rhizodepositi e (ton/ha)	C-input excl E (ton/ha)	C-input incl E (ton/ha)	EOC excl E (ton/ha)	EOC incl E (ton/ha)
Voorstel EOC-studie Bolindermethode met wortelbiomassa Xu (2019)*	3,04	0,55	0,36	3,59	3,95	1,03	1,19
Bolindermethode zonder correctie wortelbiomassa*	3,04	1,09	0,71	4,13	4,83	1,27	1,58
Bolindermethode Met correctie wortelbiomassa*	3,04	0,87	0,56	3,91	4,47	1,17	1,42
PPO (2003)	2,24	0,88		3,12		0,97	1,22
Code van goede praktijk bodembescherming (2015)				3,89		1,33	
Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)				3,2		0,99	

* Berekend met opbrengsten voor Vlaanderen voor de periode 2012-2020 (Statbel)

** Niet gedocumenteerde wijziging tegenover Code van goede praktijk bodembescherming 2015

Tabel 11: EOC-aanvoer voor snijmaïs inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer voor bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Snijmaïs	C-input bovengronds (ton/ha)	C-input wortels (ton/ha)	C-input rhizodepositie (ton/ha)	C-input excl E (ton/ha)	C-input incl E (ton/ha)	EOC excl E (ton/ha)	EOC incl E (ton/ha)
Voorstel EOC-studie Bolindermethode met wortelbiomassa Xu (2019)*	0,29	0,55	0,36	0,84	1,2	0,32	0,48
Bolindermethode zonder correctie wortelbiomassa*	0,29	1,04	0,68	1,33	2,01	0,53	0,83
Bolindermethode Met correctie wortelbiomassa*	0,29	0,83	0,54	1,12	1,67	0,44	0,68
PPO (2003)	0,24	0,68		0,92		0,36	0,56
Code van goede praktijk bodembescherming (2015)				1,11		0,64	
Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)				1,25		0,43	

* Berekend met opbrengsten voor Vlaanderen voor de periode 2012-2020 (Statbel)

** Niet gedocumenteerde wijziging tegenover Code van goede praktijk bodembescherming 2015

III. Wortel- en knolgewassen

A. Aardappel

Gewasresten die na de oogst van aardappelen achterblijven zijn het loof, overblijvende krielaardappelen en wortelresten, maar er moet ook rekening gehouden worden met rhizodepositie. Net zoals bij granen of maïs (Hoofdstuk4.I en II) kan de aanvoer van koolstof via deze bovengrondse en ondergrondse gewasresten ook voor aardappelen bepaald worden via de allocatiemethode van Bolinder (Bolinder et al., 2007). Voor aardappelen maakten we hiervoor gebruik van de allocatiefactoren zoals gepubliceerd in Dechow et al. (2019) die zich op hun beurt baseerden op de studie van Bolinder et al. (2015) (zie ook Tabel 7). Bij de berekeningen vertrekken we vanaf de gewasopbrengst. Voor aardappelen gebruikten we de referentieopbrengst, die voor niet-vroege aardappelen 40,76 ton/ha¹⁵ bedraagt. Dit komt neer op 8,97 ton DS/ha (met een verondersteld droge stofgehalte van 22% (Belgium greenhouse gas inventory 1990-2022 (2024) Tabel 5.26) en 3,59 ton C/ha.

Via de Bolinder-methode bekomen we zo een inschatting van de koolstofinput door **bovengrondse biomassa** van 1,14 ton C/ha. Dit is hoger dan de inschatting voor loofresten van 0,88 ton C/ha door PPO (2003) en 1,01 ton C/ha door Zwart et al. (2004) (Tabel 12). Naast loofresten hanteert PPO (2003) ook nog een cijfer voor 'oogstresten zonder blad' (0,12 ton C/ha) waarvan we veronderstellen dat dit eveneens over bovengrondse biomassa gaat. Dit brengt de totale koolstofinput door bovengrondse biomassa bij PPO (2003) op 1,0 ton C/ha. Herelixka et al. (2002) wijzen waarden van 0,91-1,54 ton C/ha toe aan loof op basis van hun literatuuronderzoek. Gelijkaardige cijfers worden teruggevonden in proefveldgegevens waarbij bladmassa bepaald werd (Coussement et al., 2021): algemeen situeren deze zich rond 1 ton C/ha (met echter ook een lage uitschieter naar 0,13 ton C/ha maar dit cijfer betreft hoogstwaarschijnlijk niet de gehele loof-massa bij rooien). Uit dit alles besluiten we dat de totale koolstofaanvoer door bovengrondse gewasresten van 0,88 ton C/ha zoals aangegeven door PPO (2003), zelfs wanneer ook de 'oogstresten zonder blad' in beschouwing zouden genomen worden, in een onderschatting resulteren. Daarom suggereren we de **1,14 ton C/ha** te hanteren zoals bepaald met de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007) op basis van de allocatiefactoren gerapporteerd door Dechow et al. (2019).

Tabel 12: Koolstofaanvoer door gewasresten van aardappelen zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.

Plantendeel	Koolstofinput (ton/ha)	Oorsprong gegevens	Bron
Loof	0,88	Onbekend	PPO (2003)
Loof	1,01	Onbekend	Zwart et al. (2004)
Loof	0,33-1,54	Literatuur	Herelixka et al. (2002)
Loof	0,13-1,05	Gemiddelde veldgegevens uit literatuur	Coussement et al. (2021)
Oogstresten zonder blad	0,12	Onbekend	PPO (2003)
Wortelresten (oogstresten)	0,15	Onbekend	Zwart et al. (2004)
Wortelresten	0,24	Onbekend	PPO (2003)
Kriel	0,25	Onbekend	Zwart et al. (2004)

¹⁵ Agentschap Landbouw en Zeevisserij – Landbouwcijfers: www.vlaanderen.be/landbouwcijfers, geraadpleegd in 2022

Bolinder et al. (2015) gaan er eveneens van uit dat 5% van de aardappelen niet te oogsten is (o.a. zeer kleine **krielaardappelen**). Gebruik makend van de referentieopbrengsten resulteert dit in een bijkomende koolstofinput van **0,18 ton C/ha**. Dit is iets lager dan de 0,25 ton C/ha zoals bepaald door Zwart et al. (2004). De waarde bekomen met de methode van Bolinder et al. (2007) op basis van de allocatiefactoren gerapporteerd door Dechow et al. (2019) (0,18 ton C/ha) beschouwen we als aannemelijk.

De koolstofinput door de **wortelbiomassa** van **0,12 ton C/ha** bekomen via de allocatiemethode van Bolinder et al. (2007) op basis van de allocatiefactoren gerapporteerd door Dechow et al. (2019) (Tabel 13) en de referentieopbrengsten sluit zeer nauw aan bij de 0,15 ton C/ha zoals bepaald door Zwart et al. (2004) maar bedraagt wel slechts 50% van de 0,24 ton C/ha die PPO vastlegde. Wanneer eveneens de **0,08 ton C/ha** door **rhizodepositie** (65% van de C-aanvoer door wortels) in acht wordt genomen, bekomt men een koolstofaanvoer van 0,20 ton C/ha voor ondergrondse gewasresten.

Conclusie:

Naast een bovengrondse koolstofinput van 1,14 ton C/ha, een input via wortels van 0,12 ton C/ha en rhizodepositie van 0,08 ton C/ha, houden we bij de EOC voor aardappelen ook rekening met een aandeel niet-oogstbare krielaardappelen van 5% (0,18 ton C/ha). Deze krielaardappelen beschouwen we als bovengrondse oogstresten, omdat we veronderstellen (in navolging van Norèn et al. (2022)) dat de hc van bovengrondse biomassa meer representatief is voor kleine krielaardappelen¹⁶ dan de hc van ondergrondse biomassa. Dit resulteert in een EOC van **0,43 ton C/ha**. Deze EOC-waarde stemt zeer goed overeen met de EOC van 0,44 ton C/ha¹⁷ zoals naar voor geschoven door Mulier et al. (2006), is iets hoger dan die gebruikt in de Koolstofsimulator (0,40 ton C/ha) maar iets lager dan die gehanteerd in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (0,47 ton C/ha) (Tabel 13).

¹⁶ Norèn et al. (2022) geeft aan dat de lage hc specifiek voor de ondergrondse biomassa van krielaardappelen (0,26) zou kunnen toegeschreven worden aan een hoger gehalte makkelijk afbreekbare koolhydraten (zie ook Hoofdstuk 2.I.C.v).

¹⁷ Bepaald als 50% van de aanvoer aan effectieve organische stof van 875 kg/ha

Tabel 13: EOC-aanvoer door aardappelen inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Aardappelen	C-input bovengronds ¹⁸ (ton/ha)	C-input wortels (ton/ha)	C-input rhizodepositie (ton/ha)	C-input excl E (ton/ha)	C-input incl E (ton/ha)	EOC excl E (ton/ha)	EOC incl E (ton/ha)
Voorstel EOC-studie Bolindermethode, met 5% achterblijvende krielaardappelen*	1,14 (+0,18 achterblijvende kriel)	0,12	0,08	1,45	1,52	0,40	0,43
Bolindermethode *	1,14 (zonder kriel)	0,12	0,08	1,27	1,34	0,35	0,39
PPO (2003)	0,12** + 0,88	0,24		1,24		0,37	
Code van goede praktijk bodembescherming (2015)				1,56		0,47	
Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)				1,76		0,4	

* Berekend met Referentieopbrengsten landbouwteelten voor Vlaanderen

(www.landbouwcijfers.vlaanderen.be; geraadpleegd in 2022)

**gedefinieerd als oogstresten zonder blad

¹⁸ Aangegeven koolstofinput waarden omvatten geen koolstofinput vanwege kriel. Deze laatste koolstofinput wordt expliciet aangegeven en dient opgeteld te worden bij de koolstofinput bovengronds.

B. Suikerbiet

Na het rooien van suikerbieten blijven doorgaans de bladresten en de kop van de biet als voornaamste gewasrest op het veld achter met ook in mindere mate fijnere wortels. De methode van Bolinder et al. (2015) laat ook voor suikerbieten toe om de koolstofaanvoer via bovengrondse en ondergrondse gewasresten te bepalen. De referentieopbrengst voor suikerbieten in Vlaanderen bedraagt 81,72 ton/ha¹⁹, waarbij een droge stofgehalte van 26% verondersteld wordt (Belgium greenhouse gas inventory 1990-2022 (2024), Tabel 5.26). Dit stemt overeen met 21,25 ton DS/ha en 8,5 ton C/ha.

De koolstofaanvoer die via bovengrondse gewasresten aangeleverd wordt, bedraagt volgens de methode van Bolinder et al. (2015) en op basis van bovenstaande opbrengstcijfers 4,85 ton C/ha. Onder deze **bovengrondse biomassa** wordt zowel de bladbiomassa als de overblijvende kop verstaan. PPO (2003) rapporteert een oogstrest van bovengrondse biomassa van **2,12 ton C/ha** (i.e. 2,0 ton C/ha voor *kop + blad* en 0,12 ton C/ha voor 'oogstrest zonder blad' (Tabel 14)). Het is belangrijk om voor de koolstofaanvoer van de bovengrondse biomassa ook rekening te houden met data verkregen vanuit het KBIVB en de suikerfabrieken (KBIVB, 2017) aangezien zij over representatieve praktijkdata beschikken. Het KBIVB en de suikerfabrieken leveren jaarlijks drie keer gegevens aan over de opbrengst (als verse biomassa) van suikerbieten maar ook over de verse biomassa *kop + blad*. Op basis van de gegevens van de 3de meting (machinale oogst, representatief voor reële opbrengst) van de periode 2007-2016 en met een verondersteld droge stofgehalte van 15% (Gobin et al., 2013), konden we berekenen dat gemiddeld 3,04 ton C/ha aangevoerd wordt via gewasresten van *kop + blad*. Dit duidt er ook op dat de zeer grote bovengrondse koolstofinput van 4,85 ton C/ha die voor suikerbieten bekomen wordt met de methode van Bolinder et al. (2015) op basis van de referentieopbrengsten eerder een overschatting zijn. Bovendien worden suikerbieten de laatste 10 jaar nagenoeg niet meer ontkopt (zgn. "micro-ontkopping") en blijven er dus veel minder koppen achter op het veld (Tits M., pers. Comm., 2025).

Tabel 14: Koolstofaanvoer door gewasresten van suikerbieten zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.

Plantendeel	Koolstofinput (ton/ha)	Oorsprong gegevens	Bron
Kop + blad	2,0	Onbekend	PPO (2003)
Oogstresten zonder blad	0,12	Onbekend	PPO (2003)
Kop + blad**	3,04	Veldgegevens (berekend, periode 2007-2016)	KBIVB, 2017
Wortelresten	0,24	Onbekend	PPO (2003)
Zijwortels	0,28	Literatuur	Herelixka et al. (2002)
Resten zonder blad en kop	0,32	Literatuur/expertise	BDB en UGent (2006)
Wortel (suikerbieten, oogstresten afgevoerd)	0,44	Literatuur/expertise	Code van goede praktijk bodem-bescherming (2015)

** De laatste 10 jaar wordt er nagenoeg niet meer ontkopt waardoor er veel minder koppen achterblijven op het veld.

¹⁹ Agentschap Landbouw en Zeevisserij – Landbouwcijfers: www.vlaanderen.be/landbouwcijfers, geraadpleegd in 2022

De koolstofbijdrage geleverd door **de wortels** en bepaald via de methode van Bolinder et al. (2015) en de referentieopbrengst op basis van de hierboven vermelde opbrengstcijfers bedraagt 0,23 ton C/ha zonder rhizodepositie en 0,38 ton C/ha met rhizodepositie. De ondergrondse koolstofinput gerapporteerd door andere bronnen (die rhizodepositie niet in rekening brengen) bedraagt 0,24 ton C/ha door PPO (2003), 0,28 ton C/ha door Herelixka et al. (2002), 0,32 ton C/ha door BDB en UGent (2006) en 0,44 ton C/ha door de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (0,44 ton C/ha). Wanneer men op basis van de **0,24 ton C/ha** zoals voorgesteld door PPO (2003) ook **rhizodepositie** bepaalt (**0,16 ton C/ha**), bekomt men een totale koolstofinput door ondergrondse biomassa van 0,4 ton C/ha.

De hoge bovengrondse koolstofinput van 4,85 ton C/ha voor suikerbieten zoals afgeleid met de methode van Bolinder et al. (2015) op basis van de referentieopbrengsten, leidt tot een zeer hoge EOC-waarde (1,43 ton C/ha) (Tabel 15). Dergelijk hoge EOC-waarden zouden er mede voor zorgen dat de onderlinge verhouding met bv. de EOC van granen sterk afwijkt tegenover deze zoals bepaald door PPO (2003) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Dit terwijl er op heden onvoldoende wetenschappelijke basis is om dit te onderbouwen. Daarom stellen we voor om de EOC te bepalen op basis van de cijfers van PPO (2003): 2,12 ton C/ha uit bovengrondse biomassa 'kop + blad' en 'oogstrest zonder blad'), 0,24 ton C/ha uit wortels en een rhizodepositie van 0,16 ton C/ha. Dit resulteert in een **EOC-waarde van 0,73 ton C/ha**.

Conclusie:

De koolstofaanvoercijfers van bovengrondse biomassa waren met de methode van Bolinder et al. (2015) heel hoog (4,85 ton C/ha). De cijfers van de suikerfabrieken en KBIVB voor bovengrondse resten waren aanzienlijk lager (3,04 ton C/ha). Toch veronderstellen we dat dit recent nog is gedaald doordat het ontkoppen op het veld intussen veel beperkter gebeurt (micro-ontkopping). Deze hogere waarden voor bovengrondse biomassa zou leiden tot hoge EOC-waarden die niet in verhouding zijn met de EOC-waarden voor granen. Daarom stellen we voor om met de waarden te werken van PPO (2003) en hier rhizodepositie bij op te tellen. De 2,12 ton C/ha voor bovengrondse biomassa 'kop + blad' en 'oogstrest zonder blad'), 0,24 ton C/ha uit wortels en een rhizodepositie van 0,16 ton C/ha resulteert in een **EOC-waarde van 0,73 ton C/ha**, wat iets lager is dan de EOC-waarde (0,81 ton C/ha) van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015).

Tabel 15: EOC-aanvoer door suikerbieten inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer door bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Suikerbieten	C-input bovengronds (ton/ha)	C-input wortels (ton/ha)	C-input rhizodepositie (ton/ha)	C-input excl E (ton/ha)	C-input incl E (ton/ha)	EOC excl E (ton/ha)	EOC incl E (ton/ha)
Voorstel EOC-studie	0,12** + 2,0	0,24	0,16	2,36	2,52	0,66	0,73
Bolindermethode*	4,85	0,23	0,15	5,08	5,23	1,36	1,43
PPO (2003)	0,12** +2,0	0,24		2,36		0,66	
Code van goede praktijk bodembescherming (2015)				2,78		0,81	
Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)				2,3		0,51	

* Berekend met Referentieopbrengsten landbouwteelten voor Vlaanderen

(www.landbouwcijfers.vlaanderen.be; geraadpleegd in 2022)

**gedefinieerd als oogstresten zonder blad

C. Voederbiet

Net zoals voor suikerbieten, kan voor voederbieten de koolstofaanvoer door de bovengrondse en ondergrondse gewasresten bepaald worden via de methode van Bolinder et al. (2015). Op basis van een opbrengst van 13,36 ton DS/ha ofwel een koolstofaanvoer van 5,34 ton C/ha zoals gerapporteerd door Statbel (gemiddelde 2012-2020), kan een koolstofaanvoer door gewasresten van 3,29 ton C/ha bepaald worden. Hiervan wordt 3,05 ton C/ha bijgedragen door de bovengrondse gewasresten, 0,15 ton/ha door de wortels en 0,09 ton C/ha via rhizodepositie.

De hierboven vermelde **totale koolstofaanvoer** door gewasresten van 3,29 ton/ha ligt hoger dan de waarden vermeld door Van Opstal et al. (2014), BDB en UGent (2006) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), die variëren van 2,3 tot 2,5 ton C/ha (Tabel 16). PPO (2003) vermeldt een totale bijdrage van 2,36 ton C/ha. Deze lagere waarde van PPO (2003) kan grotendeels toegeschreven worden aan de kleinere hoeveelheid koolstof die toegewezen wordt aan de **bovengrondse biomassa**, nl. 2 ton/ha tegenover 3,05 ton/ha. Deze waarde van 3,05 ton C/ha die met de methode van Bolinder et al. (2015) afgeleid werd van de droge stofopbrengst van voederbieten staat in sterk contrast met de koolstofaanvoer vermeld door handboek PAGV (1989) voor loof, nl. 1,54 ton/ha. Dit onderbouwt de vaststelling dat de allocatiefactoren van Bolinder et al. (2015) voor een overschatting van de koolstofaanvoer via bovengrondse biomassa zorgen, zoals ook al aangehaald werd voor suikerbieten. De 1,54 ton C /ha van handboek PAGV (1989) is vergelijkbaar met de 1,40 ton C/ha vermeld door De Ruijter et al. (2013) die hiermee hoogstwaarschijnlijk de aanvoer van de bovengrondse biomassa omschrijven. Deze waarde sluit nauw aan bij de koolstofaanvoer voor bovengrondse biomassa bekomen via rassenproeven (ILVO). Bij deze rassenproeven wordt de hoeveelheid verse bladbiomassa bepaald, die via de omrekening met een droge stofpercentage van 15% (bepaald op basis van de bladrestgegevens uit PPO (2003)) een gemiddelde koolstofaanvoer van **1,33 ton/ha** oplevert voor de periode 2014-2021. Deze waarde ligt lager dan de 2,0 ton C/ha zoals bepaald door PPO (2003) maar

aangezien de 1,33 ton C/ha bepaald werd op basis van een langjarig gemiddelde voor verschillende rassen en verschillende locaties, kan dit cijfer als representatief beschouwd worden. PPO (2003) schuift ook een koolstofinput van **0,12 ton C/ha** naar voor uit 'oogstresten zonder blad'. Indien men deze koolstofinput beschouwt als een input bovenop de 1,33 ton C/ha uit bovengrondse resten zoals bepaald in rassenproeven bekomt men een totaal van **1,45 ton C/ha**. Dit is vergelijkbaar met de 1,54 ton C/ha uit het handboek PAGV (1989) en de 1,40 ton C/ha zoals bepaald door De Ruijter et al. (2013).

Tabel 16: Koolstofaanvoer door gewasresten van voederbieten zoals weergegeven in of gebaseerd op de literatuur.

Plantendeel	Koolstofinput (ton/ha)	Oorsprong gegevens	Bron
Totale gewasrest	2,36	Literatuur, veldgegevens, expertise	Van Opstal et al. (2014)
Totale gewasrest (voederbiet met blad en kop)	2,3	Literatuur/expertise	BDB en UGent (2006)
Totale gewasrest	2,5	Literatuur	Code van goede praktijk bodembescherming (2015)
Kop + blad	2,0	Onbekend	PPO (2003)
Oogstresten zonder blad	0,12	Onbekend	PPO (2003)
Wortelresten	0,24	Onbekend	PPO (2003)
Loof	1,54	Onbekend	PAGV (1989)
Voederbiet (vermoedelijk bovengrondse gewasresten)	1,40	Literatuur	De Ruijter et al. (2013)
Blad	1,33	Veldgegevens (gemiddelde periode 2014-2021)	ILVO, rassenproeven
Wortelresten	0,32	Literatuur/expertise	BDB en UGent (2006)
Wortel (suikerbieten, oogstresten afgevoerd)	0,44	Literatuur	Code van goede praktijk bodembescherming (2015)

De koolstofaanvoer aangeleverd via de **wortels** en bepaald via de methode van Bolinder et al. (2015) bedraagt 0,15-0,16 ton C/ha en is lager dan de waarden vermeld door PPO (2003), BDB en UGent (2006) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), zijnde respectievelijk **0,24**, 0,32 en 0,44 ton C/ha. Echter, dit zijn relatief kleine verschillen ten opzichte van de bovengrondse biomassa. We stellen voor om de wortelbiomassa van PPO (2003) te gebruiken en hierbij de **rhizodepositie** op te tellen (**0,16 ton C/ha**). Zo bekomen we een totale koolstofinput uit ondergrondse biomassa van **0,40 ton C/ha**.

Met een aanvoer via de bovengrondse biomassa van 1,33 ton C/ha (op basis van rassenproeven) en 0,12 ton C/ha uit de 'oogstresten zonder blad' (PPO, 2003) in combinatie met een aanvoer van 0,4 ton C/ha uit de ondergrondse resten (zie hoger) bekomt men een EOC van **0,55 ton C/ha**. Deze stemt overeen met de EOC zoals gehanteerd in de koolstofsimulator (zie Tabel 17). Tegenover de EOC van 0,73 ton C/ha voor suikerbieten zou op deze manier een differentiatie in EOC bekomen worden tussen

voederbieten en suikerbieten die aannemelijk is, vanwege het (al dan niet beperkt) achterblijven van de koppen bij suikerbieten. Dergelijke differentiatie werd niet gemaakt in de cijfers van PPO (2003) maar wel in beperktere mate in de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Een EOC van 0,55 ton C/ha ligt wel een stuk lager dan de 0,73 ton C/ha zoals bepaald werd in Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor voederbieten.

Conclusie:

We stellen voor om voor voederbieten, net zoals voor suikerbieten, de gegevens van PPO (2003) te gebruiken als basis en voor de ondergrondse biomassa ook de rhizodepositie in rekening te brengen. Voor voederbieten beschikken we over representatieve data van de rassenproeven van ILVO voor de bovengrondse biomassa. We stellen voor om deze te gebruiken, maar er de fractie van PPO (2003) 'oogstrest zonder blad' bij op te tellen. Op deze manier bekomen we een EOC-waarde voor voederbieten van 0,55 ton C/ha. Hierdoor wordt differentiatie bekomen tussen voederbieten en suikerbieten. Dit is aannemelijk vanwege het (al dan niet beperkt) achterblijven van de koppen bij suikerbieten.

Tabel 17: EOC-aanvoer voor voederbieten inclusief en exclusief rhizodepositie (E) bepaald volgens verschillende methoden of op basis van verschillende bronnen. De bijhorende koolstofaanvoer voor bovengrondse en ondergrondse biomassa wordt weergegeven indien de data beschikbaar zijn. In dat geval (ook voor PPO (2003)) werd de EOC berekend met een humificatiecoëfficiënt van 0,26 en 0,44 voor respectievelijk bovengrondse en ondergrondse biomassa.

Voederbieten	C-input bovengronds (ton/ha)	C-input wortels (ton/ha)	C-input rhizodepositie (ton/ha)	C-input excl E (ton/ha)	C-input incl E (ton/ha)	EOC excl E (ton/ha)	EOC incl E (ton/ha)
Voorstel EOC-studie	0,12** + 1,33	0,24	0,16	1,69	1,85	0,48	0,55
Bolindermethode*	3,05	0,15	0,09	3,19	3,29	0,86	0,90
PPO (2003)	0,12**+ 2,0	0,24		2,36		0,66	
Code van goede praktijk bodembescherming (2015)				2,5		0,73	
Koolstofsimulator (BDB en UGent, 2006)				2,3		0,55	

*Berekend met opbrengsten voor Vlaanderen voor de periode 2012-2020 (Statbel)

**gedefinieerd als oogstresten zonder blad

IV. Grassen

De koolstofinput van tijdelijk of permanent grasland bepalen is niet voor de hand liggend. De bovengrondse biomassa wordt gemaaid en/of begraaasd en de stoppel en wortels blijven doorleven indien het grasland niet wordt vernietigd. De koolstofinput is afkomstig van rhizodepositie (=kleine wortels die afsterven en wortellexudaten), maaiverlies en delen van de stoppel of het blad die afsterven en op de bodem terecht komen. In het jaar dat een grasland wordt vernietigd, komt daar ook nog de koolstofinput van de stoppel en de wortels bij. In de meeste studies wordt niet duidelijk vermeld welke fracties precies in rekening gebracht worden en of het gaat over een grasland dat wordt aangehouden dan wel vernietigd.

De Koolstofsimulator maakte gebruik van de PPO (2003) cijfers die door PPO (2003) aangeduid werden onder de groenbemesters als 'groen br 1j, gras'. Voor deze categorie zijn echter ook cijfers beschikbaar voor 'groen br graszaai', 'groen br 2j, gras' en 'groen br 3j, gras'. Wij veronderstellen in ons rapport dat deze representatief zijn voor tijdelijk grasland in het jaar van zaai, en vervolgens het eerste, tweede en derde volledige productiejaar. In de cijfers van PPO (2003) wordt er een onderscheid gemaakt tussen bovengrondse en ondergrondse resten. De bovengrondse resten blijven vanaf het eerste volledige productiejaar gelijk, maar de ondergrondse koolstofinput neemt toe. Deze cijfers laten niet toe om een bovengrondse:ondergrondse biomassa (S:R) ratio van het gehele gewas te bepalen maar wel om de S:R-ratio van de gewasresten te bepalen, die 0,60 bedraagt voor het eerste productiejaar.

De methode van Bolinder et al. (2007) (zie ook Hoofdstuk 3.II) kan ook aangewend worden om de koolstofinput naar de bodem te berekenen van grassen en klaver, vertrekkend van de S:R-verhouding en de gewasopbrengst. Bolinder et al. (2007) onderscheiden algemeen vier fracties. Een eerste is de P-fractie, of het geoogste product. Voor grasland gaan de auteurs er van uit dat alle bovengrondse biomassa 'product' is en dat hiervan toch 15% als oogstrest op het veld achterblijft door 'litter fall' en oogstverliezen (aandeel Sp, zie ook Tabel 7). In het jaar dat het grasland wordt vernietigd blijft 25% achter (aandeel Sp, zie ook Tabel 7) omdat dan ook de stoppel (10% van bovengrondse biomassa) wordt ondergewerkt. Als grasland blijft aanliggen wordt de wortelfractie (R-fractie) niet opgenomen bij de koolstofinput, in het jaar van vernietigen wel. Bolinder houdt ook rekening met koolstofinput door rhizodepositie (E-fractie = 0,65 % van R-fractie).

De absolute waarde van de koolstofinput op basis van de benadering van Bolinder et al. (2007) hangt af van de gewasopbrengst. Er werd gerekend met twee waarden, namelijk het gemiddelde afkomstig van Statbel, i.e. 7 ton DS/ha (jaren 2009, 2010, 2012, 2013) voor tijdelijk afgemaaid grasland en een expert-gemiddelde, i.e. 11,5 ton DS/ha (A. De Vlieger, pers. med. 2018). We veronderstellen dat bij de opbrengstbepalingen geen oogstverliezen optreden, maar dat wel geen stoppel wordt gemaaid omdat die op het veld blijft staan. Om Cp (=volledige bovengrondse biomassa) vergelijkbaar te maken met Bolinder et al. (2007) hebben we daarom een correctie doorgevoerd door de opbrengst te delen door 0,9 (veronderstelling dat stoppel 10% is van de bovengrondse biomassa; Bolinder et al. (2007)) om zo tot de totale bovengrondse biomassa te komen. Wiesmeier et al. (2014) berekenden volgens de methode van Bolinder et al. (2007) de verhoudingen tussen de P-, S-, R- en E-fracties voor Beieren in Duitsland. Bij Wiesmeier et al. (2014) wordt de R-fractie ook nog met 15% verhoogd omdat er meestal maar tot 40 cm diep wordt gemeten. Bovendien werd de E-fractie gelijkgesteld met de R-fractie. Hierdoor is de ondergrondse koolstofinput bij Wiesmeier een heel stuk hoger dan bij Bolinder.

Gebruik makend van de hc zoals voorgesteld door Dechow et al. (2019) (zie Hoofdstuk 2.I.E) kunnen voor gras EOC-waarden berekend worden. Tabel 18 geeft voor verschillende situaties (1-7) de EOC-waarden weer berekend op basis van de methode van Bolinder et al. (2007), gebruik makend van 2 verschillende opbrengsten (7,8 en 12,8 ton C/ha). Dit gebeurde zowel op basis van de S:R-ratio's van

Bolinder et al. (2007) (situatie 1-5) als op basis van de S:R-ratio's van Wiesmeier et al. (2014) (situatie 6-7). Tabel 19 geeft dan weer de EOC-cijfers die berekend werden op basis van de koolstofinputs van PPO (2003) en de door Bolinder et al. (2007) gedefinieerde parameter S_i (zie ook Tabel 7), die weergeeft welk aandeel koolstof van een bepaalde pool of fractie i wordt teruggevoerd naar de bodem. Er werd dus niet vertrokken van een S:R-ratio maar van de hoeveelheid bovengrondse en ondergrondse gewasresten. Deze waarden beschouwen we als representatiever voor Vlaanderen dan de S:R-ratio's afgeleid door Bolinder et al. (2007). De bovengrondse koolstofinput van PPO (2003) vanaf jaar 1 (groen br 1j, gras: 0,67 ton C/ha) ligt binnen de range voor koolstofinput door de oogstverliezen (Tabel 18, situatie 1, 3-7: 0,47-0,77 ton C/ha) indien het grasland dat jaar niet gescheurd wordt, berekend op basis van de 2 verschillende opbrengsten. De ondergrondse koolstofinput (groen br 1j, gras: 1,11 ton C/ha) zoals voorgesteld door PPO (2003) sluit eerder aan bij de cijfers voor rhizodepositie bepaald op basis van de opbrengst volgens Statbel (situatie 1,3,4: 0,92-1,56 ton C/ha) dan bij de cijfers voor wortel zoals gebruikt bij de methode van Bolinder et al. (2007). Op basis hiervan veronderstellen we dat de PPO-cijfers representatief zijn voor grasland dat niet wordt gescheurd. Hieruit volgt dat de ondergrondse gewasresten zoals vermeld door PPO (2003) een weergave zijn van de rhizodepositie aangezien dit ook de afstervende wortelbiomassa omvat. De wortelbiomassa zelf moet bij scheuren wel verrekend worden (wortelbiomassa= rhizodepositie/0,65). In dat geval verhoogt volgens de redenering van Bolinder et al. (2007) eveneens de bovengrondse koolstofinput omdat dan ook de stoppel ingewerkt wordt. Deze wordt in rekening gebracht volgens

Vergelijking 8 - Vergelijking 13.

Vergelijking 8:

$$\text{Bovengrondse biomassa} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) = \text{Opbrengst} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) + \text{Verlies} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) + \text{Stoppel} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)$$

Met:

Vergelijking 9:

$$\text{Stoppel} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) = 0,1 * \text{Bovengrondse biomassa} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)$$

Vergelijking 10:

$$\text{Opbrengst} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) + \text{Verlies} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) = 0,9 * \text{Bovengrondse biomassa} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)$$

Waarbij:

Vergelijking 11:

$$\frac{\text{Verlies} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)}{\text{Opbrengst} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)} = \frac{15}{85}$$

Uit Vergelijking 10 en Vergelijking 11 volgt *Vergelijking 12:*

Vergelijking 12:

$$\text{Verlies} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) = 0,15 * (0,9 * \text{Bovengrondse biomassa} \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right))$$

Hierbij wordt verondersteld dat de cijfers aangeleverd door PPO (2003) voor bovengronds resten de parameter *Verlies* vertegenwoordigen. De koolstofinput vanwege de bovengrondse gewasresten bij het scheuren van grasland kan dan met behulp van de cijfers aangeleverd door PPO (2003) en volgende Vergelijking 13 afgeleid worden.

Vergelijking 13:

$$Verlies \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) + Stoppel \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) = Verlies \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right) + 0,1 * \frac{Verlies \left(\frac{\text{ton C}}{\text{ha}} \right)}{0,15 * 0,9}$$

Op basis van PPO (2003) werden via de redenering en allocatiefactoren van Bolinder et al. (2007) (zie hierboven) EOC-waarden berekend voor zowel gras dat blijft aanliggen als voor het scheuren van grasland. Vanwege de bijdragen van de wortelbiomassa en de stoppel bekomt men voor scheuren een hogere EOC-waarde dan voor gras dat reeds even lang aanligt maar niet gescheurd wordt (Tabel 19). Hetzelfde geldt voor de EOC-waarden bekomen op basis van de S:R-ratio's bepaald door Bolinder et al. (2007) (zie Tabel 18, situatie 1: 'gras alle studies-jaar van blijven' en situatie 2: 'gras alle studies – jaar van vernietigen'). We bepaalden op basis van de cijfers aangereikt door PPO (2003) en volgens de redeneringen hierboven beschreven niet enkel de EOC aangeleverd door aanliggend en gescheurd grasland 1 jaar na inzaai maar ook de EOC-aanvoer voor beide gevallen in jaar 2 en 3 (respectievelijk groen br 2j, gras en groen br 3j, gras) na inzaai (Tabel 19). De bekomen EOC-waarden voor grasland dat blijft aanliggen, zijn iets hoger dan de EOC-waarden voorgesteld door Mulier et al. (2006), nl. 0,58 ton C/ha (1-jarig), 1,26 ton C/ha (2-jarig) en 1,95 ton C/ha (3-jarig).

Uit de EOC-waarden voor grasland dat blijft aanliggen en voor grasland dat gescheurd wordt, blijkt dat eens grasland 2 jaar aanligt, dit elk jaar ongeveer evenveel (jaar 2: 1,44 ton C/ha) of meer (vanaf jaar3: 2,23 ton C/ha) EOC aanbrengt dan een grasland dat na 1 jaar aanliggen ingewerkt wordt (1,54 ton C/ha; Tabel 19). Inderdaad, doordat bij scheuren ook de stoppel en de wortels ingewerkt worden, leidt dit tot een **eenmalige** bijdrage aan de EOC-aanvoer. Deze koolstof die na 1 jaar overblijft (=EOC) vanwege scheuren, zal in de daaropvolgende jaren verder mineraliseren. In vergelijking met scheuren, levert blijvend grasland elk jaar een kleinere hoeveelheid koolstof aan uit bovengrondse en ondergrondse gewasresten. Echter, door deze jaarlijkse aanvoer zal blijvend grasland op lange termijn wel een sterkere bijdrage leveren aan de opbouw van het koolstofgehalte in de bodem. Zo vonden Van Eekeren et al. (2008) dat permanent grasland na 36 jaar voor een concentratie van 60,7 g organisch materiaal (OM) / kg droge bodem gezorgd had terwijl dit voor tijdelijk grasland 'slechts' 33,2 g OM / kg droge bodem bedroeg.

In tegenstelling tot de verfijning per jaar na inzaai zoals weergegeven in Tabel 19 gebruikt men in Zwitserland slechts 1 generieke koolstofaanvoer voor grasland die 2,51 ton C/ (ha*jaar) bedraagt (Wüst-Galley et al., 2020). Wanneer deze koolstofaanvoer vergeleken wordt met de koolstofaanvoer van de hier bekomen verfijning (Tabel 19), dan situeert deze zich tussen de aanvoer bij scheuren in het jaar van inzaai (1,52 ton C/ha) en de aanvoer bij scheuren na 1 jaar aanliggen (3,98 ton C/ha). Voor de situatie waarbij grasland blijft aanliggen situeert de 2,51 ton C/ha zich tussen de aanvoer bekomen na 1 jaar aanliggen (1,78 ton C/ha) en 2 jaar aanliggen (3,56 ton C/ha). De OC en EOC-cijfers in Tabel 19 voor blijvend en gescheurd grasland bij 3 jaar aanliggen kunnen als indicatief beschouwd worden maar vereisen verder onderzoek om de accuraatheid van deze vrij hoge waarden te bevestigen. Dergelijk hoge EOC-waarden worden algemeen ook niet bekomen op basis van de S:R-ratio's bepaald door Bolinder et al. (2007) (zie Tabel 18). Een uitzondering hierop is 'Field Grass' zoals bepaald door

Wiesmeier et al. (2014) die een EOC van 3,31 ton C/ha bekomt. Van Wiesmeier weten we echter dat er een relatief hoge rhizodepositie gehanteerd wordt (zie hoger).

Conclusie:

We stellen voor om de EOC-waarden (Tabel 19) te hanteren die berekend werden op basis van de koolstofinput van PPO (2003), de door Bolinder et al. (2007) gedefinieerde parameters Si (zie ook Tabel 7) en de nieuwe hc-waarden (met name 0,26 voor bovengrondse gewasresten en 0,44 voor ondergrondse gewasresten). We veronderstellen hierbij dat dit geldig is voor gras dat blijft aanliggen dat jaar. Op basis van de redenering van Bolinder et al. (2007) (zie hierboven) berekenden we eveneens de EOC voor de situatie waarbij het grasland dat jaar gescheurd zou worden. We stellen echter voor om enkel de EOC-cijfers voor blijvend grasland in beschouwing te nemen. Eventueel kan de EOC bij graszaai enkel worden gebruikt bij zaai in het najaar; deze waarden zijn lager dan de cijfers van Bolinder et al. (2007) in het jaar van 'establishment'.

We bepaalden op basis van de cijfers aangereikt door PPO (2003) en volgens de redeneringen hierboven beschreven niet enkel de EOC aangeleverd door aanliggend en gescheurd grasland 1 jaar na inzaai maar ook de EOC-aanvoer voor beide gevallen 2 en 3 jaar na inzaai (Tabel 19). De OC- en EOC-cijfers in Tabel 19 voor blijvend en gescheurd grasland bij 3 jaar aanliggen kunnen als indicatief beschouwd worden, maar vereisen verder onderzoek om de accuraatheid van deze vrij hoge waarden te bevestigen.

Bij de EOC-cijfers weergegeven in Tabel 19 moet een belangrijke kanttekening gemaakt worden. De EOC-bijdrage van gescheurd grasland ligt steeds hoger dan deze van blijvend grasland. Dit wordt veroorzaakt doordat bij scheuren ook de stoppel en de wortels EENMALIG een bijdrage leveren aan de EOC-aanvoer. Deze koolstof die na 1 jaar overblijft (=EOC) vanwege scheuren, zal in de daaropvolgende jaren verder mineraliseren. In vergelijking met scheuren, levert blijvend grasland elk jaar een kleinere hoeveelheid koolstof aan uit bovengrondse en ondergrondse gewasresten. Op lange termijn zal blijvend grasland op die manier een sterkere bijdrage leveren aan de opbouw van het koolstofgehalte in de bodem.

EOC-rapport

Tabel 18: Opbrengst (a: Statbel, b: expertgemiddelde) met stoppel (ton C/ha; berekend op basis van de allocatiefactoren van Bolinder et al. (2007)) met oogstverliezen (ton C/ha), koolstof aanwezig in wortels (Cr), koolstof aanwezig in rhizodepositie (Ce) en EOC-waarden berekend op basis van de methode van Bolinder et al. (2007). Dit gebeurde met zowel S:R-ratio's van Bolinder et al.(2007) als met S:R-ratio's van Wiesmeier et al. (2014) en dit voor verschillende situaties.

Methode Bolinder		Opbrengst + stoppel (ton C/ha)	Oogstverliezen (Cp* Sp; ton C/ha)	C in wortels (Cr; ton /ha)	C in rhizodepositie (Ce, ton /ha)	EOC (ton/ha; hc 0,26-0,44)
Situatie 1	Gras alle studies-jaar van blijven	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	2,39 ^a / 3,93 ^b	1,56 ^a / 2,56 ^b	0,81 ^a / 1,32 ^b
Situatie 2	Gras alle studies-jaar van vernietigen	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,78 ^a / 1,28 ^b	2,39 ^a / 3,93 ^b	1,56 ^a / 2,56 ^b	1,94 ^a / 3,19 ^b
Situatie 3	Gras jaar establishment - Oost Canada	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	1,41 ^a / 2,32 ^b	0,92 ^a / 1,51 ^b	0,53 ^a / 0,86 ^b
Situatie 4	Gras productiejaar 1 - Oost Canada	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	2,22 ^a / 3,65 ^b	1,44 ^a / 2,37 ^b	0,76 ^a / 1,24 ^b
Situatie 5	Gras productiejaar 2 - Oost Canada	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	5,19 ^a / 8,52 ^b	3,37 ^a / 5,54 ^b	1,60 ^a / 2,64 ^b
Situatie 6	'Field Grass'*. Wiesmeier et al. 2014**	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	4,28 ^a / 7,04 ^b	4,30 ^a / 7,06 ^b	2,01 ^a / 3,31 ^b
Situatie 7	'Grasslands'. Wiesmeier et al. 2014**	7,8 ^a / 12,8 ^b	0,47 ^a / 0,77 ^b	2,77 ^a / 4,55 ^b	1,81 ^a / 2,98 ^b	0,92 ^a / 1,51 ^b

* Tijdelijk grasland

** Er werden allocatiefactoren gehanteerd specifiek voor de regio Bavaria/Beieren (Duitsland) voor de periode 1995-2010

Tabel 19: EOC zoals berekend voor gescheurd en blijvend grasland in het jaar van zaai, na 1 jaar, na 2 jaar en na 3 jaar. Deze EOC werd bepaald op basis van gegevens van koolstofaanvoer (bovengrondse en ondergrondse) zoals weergegeven door PPO (2003), allocatiefactoren zoals bepaald door Bolinder et al. (2007) en dit in combinatie met een humificatiecoëfficiënt van 0,44 voor ondergrondse en 0,26 voor bovengrondse gewasdelen. De totale OC-aanvoer en de ondergrondse OC-aanvoer voor het geval van blijvend grasland en gescheurd grasland worden ook weergegeven (ton C/ha). Ondergrondse gewasdelen stemmen in het geval van grasland dat blijft aanliggen overeen met de rhizodepositie, bij scheuren is dit de som van rhizodepositie en wortels.

PPO (2003)	Totale C-input - blijven liggen (ton/ha)	C-input ondergronds - blijven liggen (ton/ha)	Totale C-input - scheuren (ton/ha)	C-input ondergronds - scheuren (ton/ha)	Voorstel EOC-studie - EOC - blijven liggen (ton/ha; hc 0,26-0,44)	EOC - scheuren (ton/ha; hc 0,26-0,44)
groen br graszaai	0,67	0,44	1,52	1,13	0,25	0,60
groen br 1j, gras	1,78	1,11	3,98	2,82	0,66	1,54
groen br 2j, gras	3,56	2,89	8,49	7,33	1,44	3,53
groen br 3j, gras	5,33	4,67	13,01	11,85	2,23	5,51

V. Groenbedekkers

De koolstofaanvoer in de bodem na het inwerken van groenbedekkers hangt mede af van de zaaidatum van het gewas (Harms et al., 2019) aangezien deze een sterke impact kan hebben op de gewasontwikkeling in het najaar. Desondanks wordt in koolstof-adviesystemen zoals de Koolstofsimulator en Demeter slechts gebruik gemaakt van één EOC-waarde voor groenbedekkers. Om het mogelijk te maken de koolstofaanvoer door een groenbedekker te differentiëren op basis van de zaaidatum, werd voor vier types groenbedekkers (gele mosterd, Italiaans raaigras, winterrogge en Japanse haver) de relatie tussen de koolstofaanvoer via het gewas en de zaaidatum onderzocht. In deel A lichten we de algemene aanpak en de conclusies toe. In deel B zijn de details voor elk van de onderzochte groenbedekkertypes te vinden en in deel C wordt uitgelegd hoe de resultaten werden vertaald naar andere groenbedekkertypes.

A. Algemene aanpak en conclusies

i. Algemene aanpak

Per type groenbedekker werden gegevens van zowel bovengrondse (S) als ondergrondse biomassa (R) uit verschillende studies (voornamelijk gebaseerd op veldmetingen uitgevoerd in het najaar en voorjaar) samengebracht. Indien er geen gegevens over wortelbiomassa voor handen waren, werden gemiddelde S:R-verhoudingen gebruikt (zie Hoofdstuk 3). Tabel 21, Tabel 23, Tabel 25 en Tabel 27 tonen voor de vier types groenbedekker (gele mosterd, Italiaans raaigras, winterrogge en Japanse haver) de gevonden gegevens qua zaaitijdstip (aantal dagen vanaf 1 juli), maand van de biomassabepaling, totale biomassa en totale bovengrondse biomassa. Figuur 6 tot en met Figuur 12 tonen de lineaire regressies tussen zaaitijdstip en totale biomassa voor de vier types groenbedekkers. Deze lineaire regressies laten toe de totale droge stofopbrengst voor diverse inzaaidatums te bepalen d.m.v. interpolatie. Door gebruik te maken van vaste ratio's droge stof : organische koolstof per type groenbedekker (gele mosterd: 2,54 kg DS/kg C; Italiaans raaigras: 2,53 kg DS/kg C; Japanse haver: 2,55 kg DS/kg C (De Waele et al., 2014) en winterrogge: 2,57 kg DS/kg C (Gobin et al., 2013)) was het mogelijk om de overeenkomende koolstofaanvoer te berekenen (Tabel 21, Tabel 23, Tabel 25 en Tabel 27). Voor elke groenbedekker werden EOC-waarden berekend met de hc-waarde van 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa. Hierbij werd ook de rhizodepositie (65% van de wortel-C) in rekening gebracht als bijkomende ondergrondse koolstofbron. Eveneens werd aan de hand van de determinatiecoëfficiënt (R^2) van elk van de lineaire regressies nagegaan welk aandeel van de variatie in droge stofaanvoer door de zaaidatum verklaard kan worden. De overige variatie kan dan verklaard worden door factoren zoals weersomstandigheden, verschillen in bodemtypes, bodemkwaliteit, bemesting en bodemvruchtbaarheid.

In Tabel 22, Tabel 24, Tabel 26 en Tabel 28 worden de bekomen EOC-waarden ook vergeleken met de cijfers uit de literatuur. Hiervoor werd ook de EOC bepaald met hc-waarde van 0,2 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor ondergrondse biomassa. Dit liet toe een betere vergelijking te maken met Nederlandse studies (Norén et al. 2021 en Harms et al. 2019) en de waarden gehanteerd in de koolstofsimulator. Er werd eveneens vergeleken met de EOC-waarden gebruikt door de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). De EOC-waarden werden eveneens bepaald in functie van de zaaiperiode en dit met een interval van een halve maand. Daarnaast werd een gemiddelde EOC bepaald voor de volledige zaaiperiode waarvoor we data hadden. Aangezien algemeen aangenomen wordt dat voor een goede ontwikkeling een groenbedekker dient ingezaaid te worden voor 1 september (naar analogie met Handboek Bodem en Bemesting, 2018) werd, gebruik makend van regressievergelijkingen, ook voor een inzaai voor 1 september (met de vroegste inzaai afhankelijk van het gewas) een EOC-waarde bepaald. Daarnaast werd ook de EOC-waarde bepaald voor een

aanbevolen zaaiperiode²⁰ die afhankelijk is van de groenbedekker en mede bepaald werd door de beschikbare droge stofdata en op basis van literatuur. Telkens werd hiervoor gebruik gemaakt van regressievergelijkingen.

ii. Beknopte conclusie groenbedekkers

Een inzaai voor 1 september zorgt algemeen voor een hogere potentiële droge stof- en EOC-aanvoer. Voor elk van de 4 types groenbedekkers blijkt dat deze EOC-aanvoer, berekend met de vernieuwde hc-waarden en rekening houdend met rhizodepositie, dicht aanleunt bij de EOC-waarde gebruikt in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015). Daarenboven zijn de bekomen EOC-waarden voor vroege zaai van gele mosterd en Italiaans raaigras ook gelijkaardig met de EOC gebruikt in de Koolstofsimulator (rekening houdend met een hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35).

Deze vaststellingen duiden erop dat de waarden gehanteerd in beide koolstof-adviesystemen hoogstwaarschijnlijk uitgaan van een optimale gewasgroei en biomassaproductie. Dit wordt bevestigd door de EOC-cijfers van Harms et al. (2019) voor een 'zeer goede' gewasgroei. In combinatie met de expliciet negatieve relatie die blijkt uit de regressies voor de vier types groenbedekkers in functie van zaaidatum (Figuur 6, Figuur 8, Figuur 10 en Figuur 12) pleit dit voor een differentiatie op basis van de zaaidatum. Uit onze studie bleek namelijk dat de variatie in totale droge stofopbrengst voor de groenbedekkers gele mosterd, Italiaans raaigras, winterrogge en Japanse haver voor 55 tot 67% kan verklaard worden door het zaaitijdstip. We hebben in deze studie uiteindelijk 3 zaaiperiodes gedefinieerd (Tabel 20): vroege, gemiddelde en late zaaiperiode. De gemiddelde EOC-waarde voor elke zaaiperiode werden berekend aan de hand van de regressievergelijkingen.

Op basis van de beschikbare data voor Italiaans raaigras (Tabel 23), winterrogge (Tabel 25) en Japanse haver (Tabel 27) werd nagegaan of een differentiatie nodig was voor de situatie waarbij deze groenbedekkers in het voorjaar doorgroeien. Op basis van de trendlijnen in Figuur 8, Figuur 10 en Figuur 12 kunnen we geen differentiatie op basis van tijdstip biomassabepaling doorvoeren. Het zou kunnen dat bij nog latere biomassabepalingen in het voorjaar wel een impact gevonden zou kunnen worden, maar de nodige data ontbreken momenteel.

Tabel 20: Koolstofinput (ton/ha) van de vier types groenbedekkers in functie van de zaaiperiode (vroeg, gemiddeld, laat) op basis van de verzamelde data uit Hoofdstuk 4.V.B. De gebruikte hc-waarden zijn 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa.

Groenbedekker	C-input (ton/ha); EOC (ton/ha)		
	Vroege zaai (tot en met 31 augustus)	Gemiddelde zaai (september)	Late zaai (vanaf 1 oktober)
Gele mosterd	2,18 ; 0,69	0,85 ; 0,29	0,08 ; 0,03
Italiaans raaigras	2,48 ; 0,92	1,29 ; 0,47	0,39 ; 0,14
Winterrogge	1,98 ; 0,71	1,22 ; 0,43	0,62 ; 0,21
Japanse haver	2,86 ; 1,09	1,51 ; 0,58	0,30 ; 0,11

²⁰ Het tijdsinterval dat elk van deze aanbevolen zaaiperiodes omvat werd bepaald aan hand van 1) zaaiperiodes zoals weergegeven in Flyer groenbedekkers VLM (2020) 2) Rassenlijst ILVO 3) Praktijkids Bemesting, 2014 4) beschikbare data gekoppeld aan de inzaaimomenten uit de geïdentificeerd veldproeven. Op basis van deze laatste data werden aanbevolen zaaiperiodes indien nodig beperkt om te extreme extrapolaties van EOC-waarden op basis van de bekomen lineaire regressies te voorkomen. Dit voorkomt dat deze studie te weinig onderbouwde EOC-waarden naar voor schuift in het geval van een heel vroege of late zaai.

B. Resultaten voor elk van de vier groenbedekertypes

i. Gele mosterd

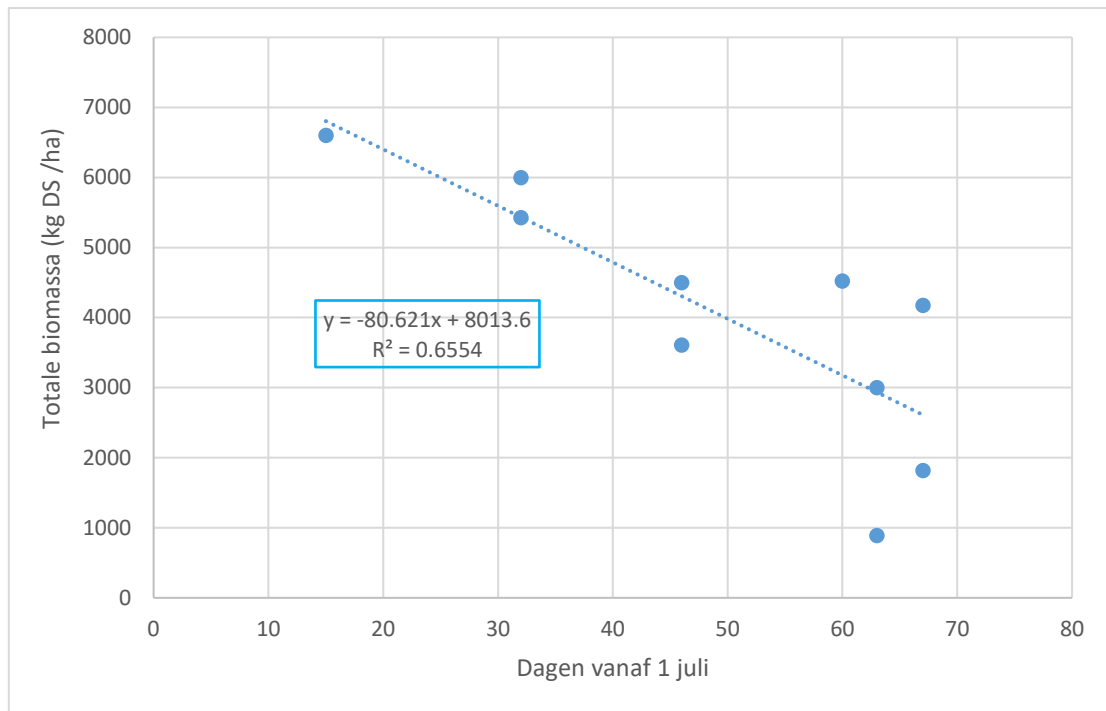
De voor gele mosterd teruggevonden literatuurgegevens qua zaaitijdstip, maand van de biomassabepaling, totale (bovengrondse) biomassa en de berekende koolstofaanvoer worden weergegeven in Tabel 21. De lineaire regressies tussen zaaitijdstip en totale biomassa alsook totale organische koolstof worden weergegeven in Figuur 6 en Figuur 7. De berekende EOC-waarden (hc-waarde: 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa inclusief rhizodepositie) worden in Tabel 22 vergeleken met de cijfers uit de literatuur. Hiervoor werd ook de EOC bepaald met hc-waarde van 0,2 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor ondergrondse biomassa.

Tabel 21: Totale biomassa (kg DS/ha) van gele mosterd bepaald in het najaar (november) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)

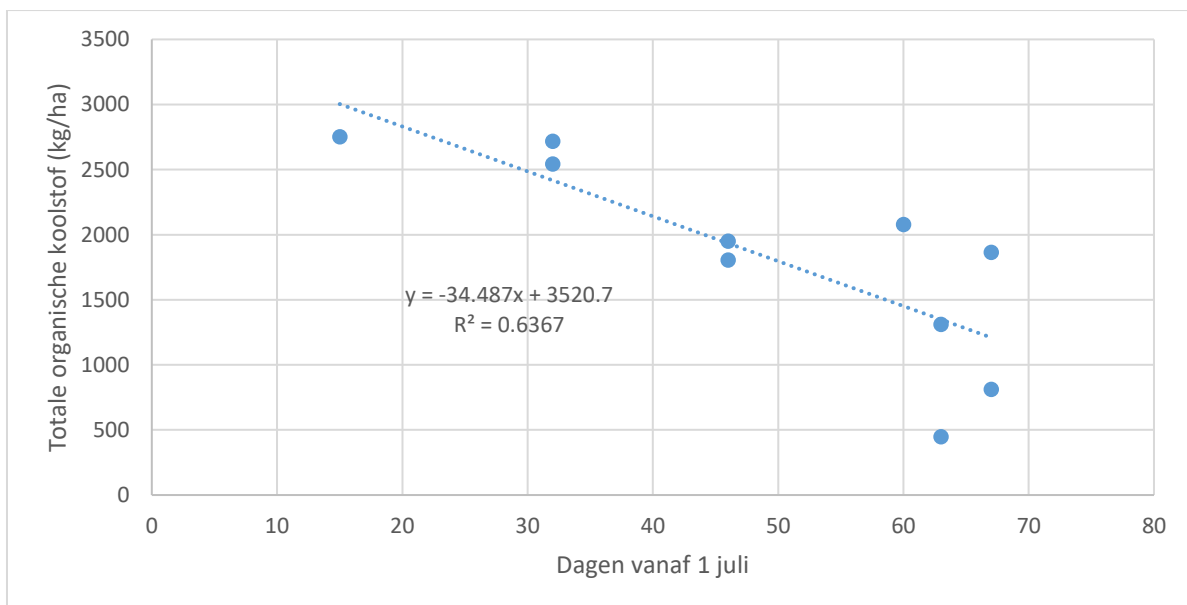
Bron	Zaaitijdstip (dagen vanaf 1 juli)	Tijdstip biomassa-bepaling	Totale biomassa (kg DS/ha; bovengronds + ondergronds)	Totale bovengrondse biomassa (kg DS/ha)	Totale OC (kg/ha)
Hoek et al. 2006	15	november	6600	6000	2752
Hoek et al. 2006	32	november	6000	5300	2541
Hoek et al. 2006	46	november	4500	3800	1951
Hoek et al. 2006	63	november	3000	2500	1309
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	32	november	5428	3166	2716
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	46	november	3609	2105	1806
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	63	november	892	520	446
Coorevits (2009)	60	november	4524	3365	2078
Biochar (2013) ^b	67	november	1820	1448	812
Bopact (2016) ^b	67	november	4178	3325	1863

^a De Waele et al. (2014)

^b Veldproef aangelegd bij ILVO



Figuur 6: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van **gele mosterd** in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden bepaald in het najaar (november) en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 21). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie.



Figuur 7: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door **gele mosterd** (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden bepaald in het najaar (november) en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 21).

EOC-rapport

Tabel 22: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **gele mosterd** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar (november). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)

	Zaaitijdstip						Volledige Zaaiperiode (2 ^{de} helft juli– 1 ^{ste} helft sept)	Zaai voor 1 sept (vanaf 1 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (1 aug – 15 sept)
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt			
Voorstel EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; incl. RD)	847 (929-766)	684 (755-612)	531 (612-449)	367 (439-295)	219 (295-142)	66 (132- 0)	607 (847-367)	602 (755-449)	525 (755-295)
EOC-studie: EOC (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)	555 (611-499)	443 (492-394)	338 (394-283)	227 (276-178)	125 (178-73)	33 (66-0)	391 (555-227)	387 (492-283)	335 (492-178)
EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; excl. RD)	714 (786-642)	570 (633-507)	435 (507-363)	291 (354-228)	160 (228-92)	42 (83-0)	502 (714-291)	498 (633-363)	430 (633-228)
EOC-studie: OC (incl. RD)	2727 (3003-2452)	2176 (2417-1934)	1658 (1934-1383)	1107 (1348-865)	607 (865-348)	157 (313-0)	1917 (2727-1107)		
CVGPB (2015) (excl. RD)									
OC (kg/ha)					1660				
EOC (kg/ha) (hcS 0,2; hcR: 0,637)					630				
Koolstofsimulator (excl. RD)									
OC (kg/ha)					1360				
EOC (kg/ha) (hcS 0,3; hcR: 0,3)					410				
EOC Harms et al. (2019)** (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)									478 (575-380)

	Zaaitijdstip						Volledige Zaaiperiode (2 ^{de} helft juli– 1 ^{ste} helft sept)	Zaai voor 1 sept (vanaf 1 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (1 aug – 15 sept)
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt			
EOC Norén et al. (2021) (hcS 0,32; hcR: 0,43; excl. RD)	900	630	380	250	180	130	468 [*]	505 ^{***}	420 ^{****}

^{*} Gemiddelde voor zaaiperiode 2^{de} helft juli – 1^{ste} helft september

^{**} Optimaal zaaitijdstip = range goed-heel goed); late zaai = slecht

^{***} Zaaiperiode: 1^{ste} helft augustus-2^{de} helft augustus

^{****} Zaaiperiode: 1^{ste} helft aug-1^{ste} helft september

Bespreking EOC-waarden:

De binnen deze studie geselecteerde data zijn afkomstig van veldproeven waarbij gele mosterd werd ingezaaid vanaf de 2^{de} helft van juli t.e.m. de 1^{ste} helft van september. Gebruik makend van een **hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35** resulteert dit in een gemiddelde EOC van 391 kg/ha (gemiddelde periode 2^{de} helft juli en 1^{ste} helft van september, zie ook Tabel 22). Deze EOC-waarde ligt in lijn met deze gerapporteerd door de Koolstofsimulator, nl. 410 kg/ha. Wanneer gele mosterd gedurende de **aanbevolen zaaiperiode** ingezaaid wordt (1 aug-15 sept), levert dit op dezelfde manier een gemiddelde EOC van 335 (492-178) kg/ha. Dit is lager dan de waarden bepaald op basis van de studie van Harms et al. (2019) en de waarde gehanteerd in de Koolstofsimulator (zie Tabel 22).

De vernieuwde humificatiecoëfficiënten gebaseerd op de studie van Dechow et al. (2019) met een **hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44** resulteren in deze studie, rekening houdend met de **aanbevolen zaaiperiode** (excl. rhizodepositie), in een hogere EOC-aanbreng van 430 (633-228) kg/ha. Deze waarde situeert zich nog onder EOC-waarden gerapporteerd in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), maar sluit zeer nauw aan bij de waarden naar voor geschoven in de studie van Norén et al. (2021) (420 kg/ha).

Rhizodepositie in rekening brengen (berekend als 65% van het aandeel ondergrondse biomassa) met deze vernieuwde humificatiecoëfficiënten zorgt voor een gemiddelde EOC-aanvoer van 525 (755-295) kg/ha voor de **aanbevolen zaaiperiode**. De studie van Norén et al. (2021) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) rapporteren een respectievelijk lagere (420 kg/ha) en veel hogere (630 kg/ha) EOC-waarde.

Een **inzaai voor 1 september (1 aug – 1 sept)** zorgt algemeen voor een hogere EOC-aanvoer. De EOC-aanvoer die hierdoor bekomen wordt, rekening houdend met een hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35, bedraagt 387 (492-283) kg/ha. Dit leunt vrij dicht aan bij de EOC-waarde van 410 kg/ha zoals gebruikt in de Koolstofsimulator. De EOC-aanvoer berekend met de vernieuwde hc-waarden (hc bovengronds van 0,26 en hc ondergronds van 0,44) en rekening houdend met rhizodepositie, resulteert in een EOC van 602 (755-449) kg/ha. Dit is vergelijkbaar met de waarden van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015).

Het is opvallend dat de in deze studie bepaalde EOC-cijfers bij een inzaaidatum voor 1 september zich heel dicht situeren bij de cijfers gebruikt in zowel de Koolstofsimulator (wanneer in onze studie met hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35 rekening gehouden wordt) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (wanneer in onze studie met hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44 rekening gehouden wordt). Dit suggereert dat de waarden gehanteerd in de laatste bronnen representatief zijn voor een optimale gewasgroei en biomassaproductie. Dit wordt bevestigd door Harms et al. (2019) die de EOC-aanvoer bij een zeer goede gewasgroei inschatten op 575 kg/ha (met hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35). In de praktijk zal een dergelijke optimale biomassaopbrengst echter niet steeds voorkomen.

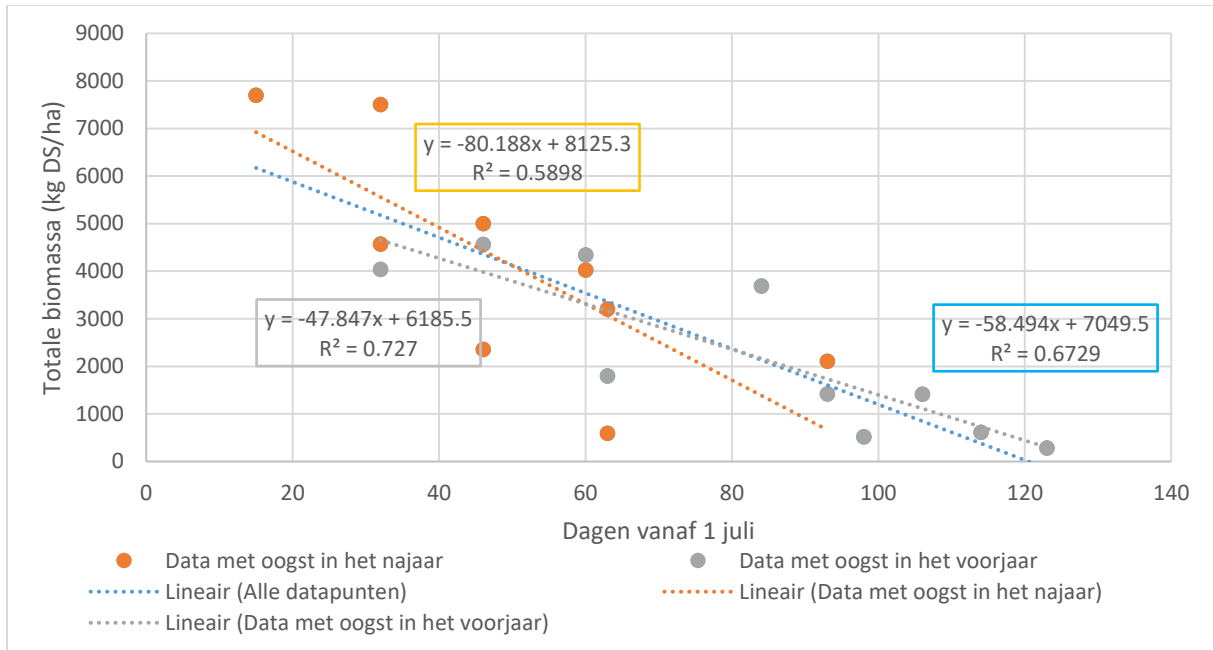
ii. Italiaans raaigras

De voor Italiaans raaigras teruggevonden literatuurgegevens qua zaaitijdstip, maand van de biomassabepaling, totale (bovengrondse) biomassa en de berekende koolstofaanvoer worden weergegeven in Tabel 23. De lineaire regressies tussen zaaitijdstip en totale biomassa alsook totale organische koolstof worden weergegeven in Figuur 8 en Figuur 9. De berekende EOC-waarden (hc-waarde: 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa inclusief rhizodepositie) worden in Tabel 24 vergeleken met de cijfers uit de literatuur. De EOC werd ook bepaald met hc-waarde van 0,2 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor ondergrondse biomassa.

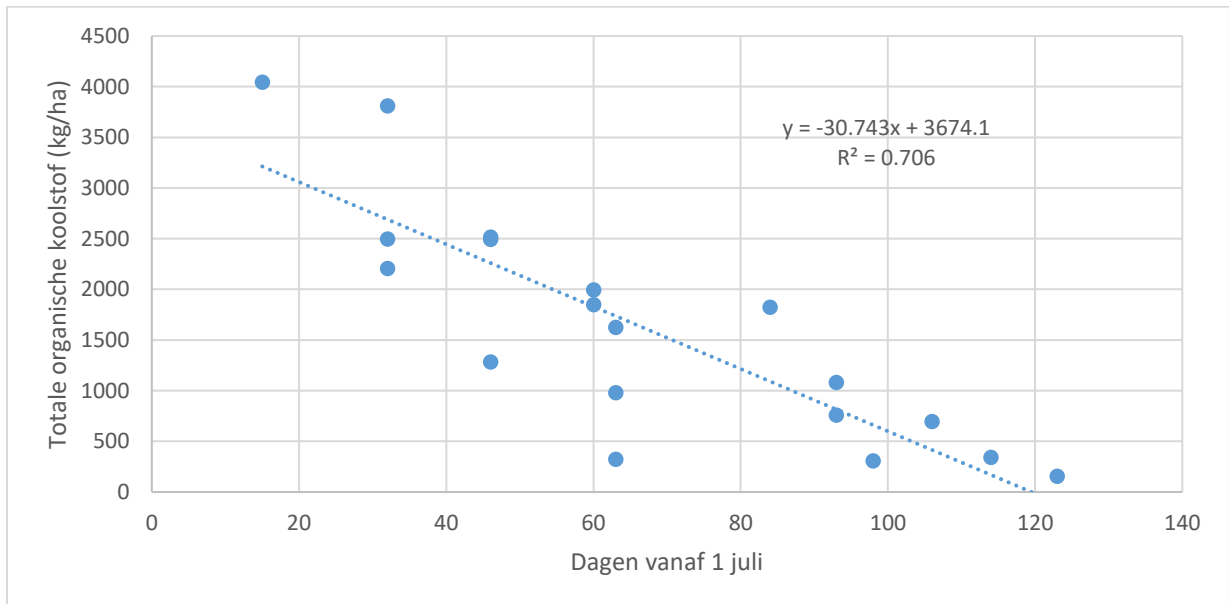
Tabel 23: Totale biomassa (kg DS /ha) van Italiaans raaigras bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)

Bron	Zaaitijdstip (dagen vanaf 1 juli)	Tijdstip biomassa-bepaling	Totale biomassa (kg DS/ha; bovengronds + ondergronds)	Totale bovengrondse biomassa (kg DS/ha)	Totale OC (kg/ha)
Hoek et al. 2006	15	November	7700	3800	4045
Hoek et al. 2006	32	November	7500	4200	3812
Hoek et al. 2006	46	November	5000	2900	2516
Hoek et al. 2006	63	November	3200	1800	1625
Hilhorst & Verloop (2009)	93	Januari	2103	1132	1081
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	32	November	4569	1881	2497
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	46	November	2352	968	1285
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	63	November	594	245	324
Coorevits (2009)	60	November	4025	3019	1849
Hilhorst & Verloop (2009)	98	April	517	117	307
Verhelst (2011)	84	April	3690	2270	1823
Verhelst (2011)	106	April	1410	870	696
Vandermoere (2013)	93	April	1422	652	760
Vandermoere (2013)	114	April	610	211	344
Vandermoere (2013)	123	April	282	110	156
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	32	Voorjaar	4037	1662	2206
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	46	Voorjaar	4564	1879	2494
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	63	Voorjaar	1797	740	982
Coorevits (2009)	60	Voorjaar	4339	3254	1994

^a De Waele et al. (2014)



Figuur 8: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg DS/ha) van Italiaans raai gras in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 23). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's bepaald in het voorjaar Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.



Figuur 9: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door Italiaans raai gras (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 23).

EOC-rapport

Tabel 24: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **Italiaans raaigras** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)

	Zaaitijdstip						Volledige zaaiperiode (2 ^e helft juli- 2 ^{de} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 15 juli)	Aanbevolen zaaitijdstip (15 jul– 15 okt)	
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt				2 ^{de} helft okt
Voorstel EOC- studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; incl. RD)	1097 (1189-1005)	913 (994-833)	741 (833-649)	558 (638-477)	391 (477-305)	213 (294-133)	66 (133-0)	582 (1097-66)	919 (1189-649)	661 (1189-133)
EOC-studie: EOC (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)	615 (666-564)	513 (558-469)	417 (469-366)	315 (360-271)	223 (271-175)	124 (169-79)	40 (79-0)	327 (615-40)	516 (666-366)	373 (666-79)
EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; excl. RD)	783 (848-719)	654 (710-597)	532 (597-467)	402 (459-345)	284 (345-223)	158 (215-101)	51 (101-0)	417 (783-51)	658 (848-467)	475 (848-101)
EOC-studie: OC (incl. RD)	2967 (3213-2721)	2475 (2690- 2260)	2014 (2260- 1768)	1522 (1737- 1307)	1076 (1307- 846)	600 (815-385)	192 (385-0)	1580 (2967-192)		
CVGPB (2015) (excl. RD)										
OC (kg/ha)						1950				
EOC (kg/ha) (hcS: 0,2; hcR: 0,637)						930				
Koolstofsimulator (excl. RD)										
OC (kg/ha)						2030				
EOC (kg/ha) (hcS: 0,3; hcR: 0,3)						610				

	Zaaitijdstip						Volledige zaaiperiode (2 ^e helft juli- 2 ^{de} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 15 juli)	Aanbevolen zaaitijdstip (15 jul– 15 okt)
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt			
EOC Harms et al. (2019) (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)									850 (1000-700)
EOC Norén et al. (2021) (hcS 0,32; hcR: 0,43; excl. RD)	930	800	630	500	380	230	200	524	787* 578**

* Zaaiperiode: 2^{de} helft juli-2^{de} helft augustus

** Zaaiperiode: 2^{de} helft juli-1^{ste} helft oktober

Bespreking EOC-waarden:

De binnen deze studie geselecteerde data zijn afkomstig van veldproeven waarbij Italiaans raaigras werd ingezaaid vanaf de 2^{de} helft van juli t.e.m. de 2^{de} helft van oktober. Differentiatie voor de situatie waarbij Italiaans raaigras in het voorjaar doorgroeit, bleek op basis van de datapunten en trendlijnen in Figuur 8 niet verdedigbaar. Indien we meer datapunten zouden hebben, zou dit eventueel wel het geval kunnen zijn.

Gebruik makend van een **hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35** resulteert dit bij de bepaling van de EOC in een gemiddelde waarde van 327 (615-40) kg/ha. Net zoals de EOC-waarde die bekomen wordt bij inzaai in de **aanbevolen zaaiperiode** (15 juli-15 okt), levert dit een EOC (373 kg/ha) op die zich ver onder de 850 kg/ha gerapporteerd door Harms et al. (2019) situeert.

De EOC-waarden bekomen met de vernieuwde humificatiecoëfficiënten (**hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44, exclusief rhizodepositie**) bedragen voor de **aanbevolen zaaiperiode** 475 (848-101) kg/ha, wat nog steeds beduidend lager is dan de EOC-waarde van 578 kg/ha gerapporteerd door Norén et al. (2021) (zie Tabel 24).

Wanneer **rhizodepositie in rekening gebracht** wordt (berekend als 65% van het aandeel ondergrondse biomassa) met deze vernieuwde humificatiecoëfficiënten bekomt men voor Italiaans raaigras een EOC aanvoer van 661 (1189-133) kg/ha in de **aanbevolen zaaiperiode**. Dit is hoger dan de waarde van Norén et al. (2021; 578 kg EOC/ha), maar beduidend lager dan de EOC-waarde van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015; 930 kg EOC/ha).

De EOC-waarde die bekomen wordt bij **inzaai voor 1 september**, waarbij rekening gehouden werd met een hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35, bedraagt 516 (666-366) kg/ha. Dit leunt vrij dicht aan bij de EOC-waarde van 610 kg/ha zoals gebruikt in de Koolstofsimulator. De EOC-aanvoer berekend met de vernieuwde hc-waarden, rekening houdend met rhizodepositie, resulteert in 919 (1189-649) kg/ha, wat dicht aanleunt bij de 930 kg/ha zoals gerapporteerd door de Code van goede praktijk bodembescherming (2015).

Net zoals bij gele mosterd leunen deze EOC-waarden voor Italiaans raaigras bij een inzaaidatum voor 1 september dicht aan bij de cijfers gebruikt in de Koolstofsimulator (wanneer in onze studie met hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35 rekening gehouden wordt) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (wanneer in onze studie met hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44 rekening gehouden wordt). Dit onderbouwt verder de vaststelling dat de waarden gehanteerd in de laatste bronnen een optimale gewasgroei en biomassa productie vertegenwoordigen. Dit wordt bevestigd door Harms et al. (2019) die de EOC-aanvoer bij een zeer goede gewasgroei inschatten op 1000 kg/ha.

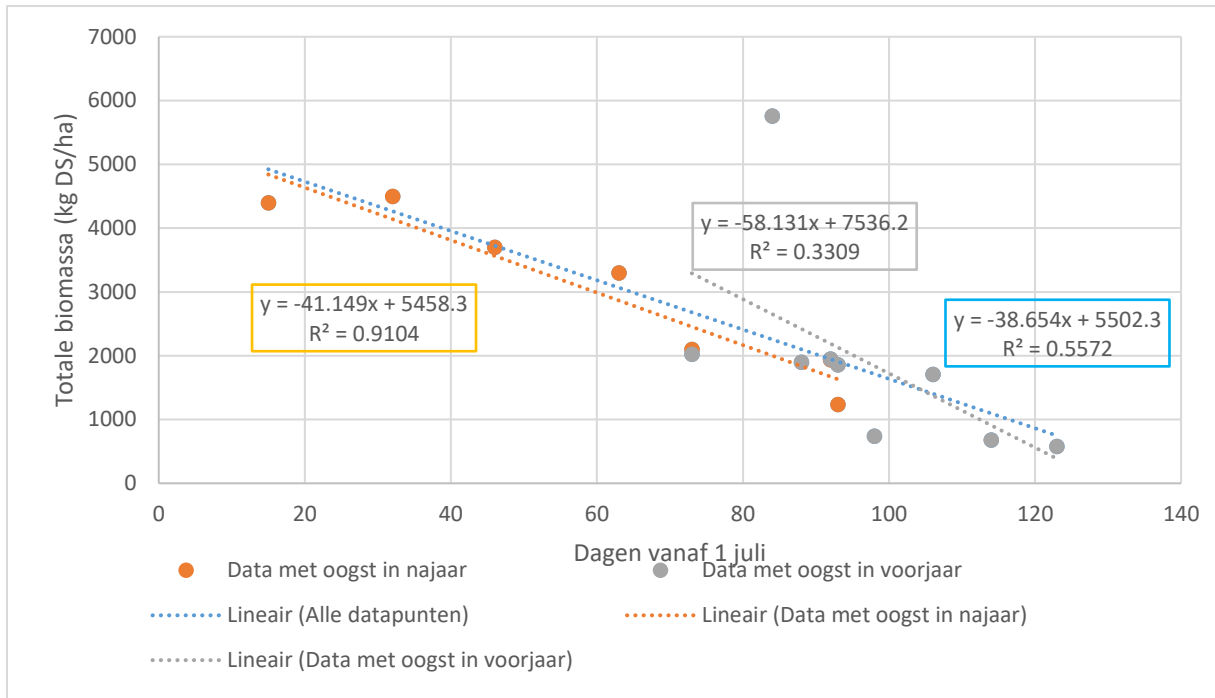
iii. Winterrogge

De voor winterrogge teruggevonden literatuurgegevens qua zaaitijdstip, maand van de biomassabepaling, totale (bovengrondse) biomassa en de berekende koolstofaanvoer worden weergegeven in Tabel 25. De lineaire regressies tussen zaaitijdstip en totale biomassa alsook totale organische koolstof worden weergegeven in Figuur 10 en Figuur 11. De berekende EOC-waarden (hc-waarde van 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa inclusief rhizodepositie) worden in Tabel 26 vergeleken met de cijfers uit de literatuur. Hiervoor werd ook de EOC bepaald met hc-waarde van 0,2 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor ondergrondse biomassa.

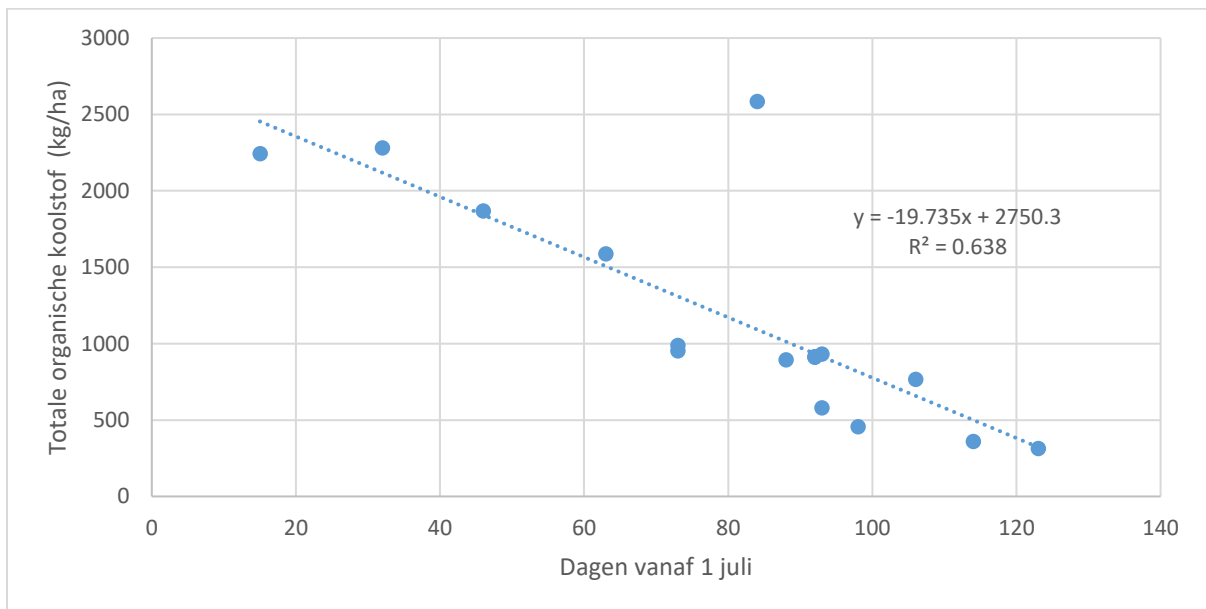
Tabel 25: Totale biomassa (kg DS /ha) van **Winterrogge** bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)

Bron	Zaaitijdstip (dagen vanaf 1 juli)	Tijdstip biomassa-bepaling	Totale biomassa (kg DS/ha; bovengronds + ondergronds)	Totale bovengrondse biomassa (kg DS/ha)	Totale OC (kg/ha)
Hoek et al. 2006	15	november	4400	2300	2243
Hoek et al. 2006	32	november	4500	2400	2282
Hoek et al. 2006	46	november	3700	2000	1870
Hoek et al. 2006	63	november	3300	2100	1588
van Geel & Verstegen	73	november	2101	1423	989
van Geel & Verstegen	92	november	1937	1312	912
Hilhorst & Verloop (2009)	93	januari	1235	836	581
van Geel & Verstegen	73	maart	2024	1371	953
van Geel & Verstegen	92	maart	1947	1319	916
Hilhorst & Verloop (2009)	98	april	740	74	456
Verhelst (2011)	84	april	5760	4400	2585
Verhelst (2011)	106	april	1710	1310	767
Vandermoere (2013)	93	april	1859	1030	933
Vandermoere (2013)	114	april	678	295	361
Vandermoere (2013)	123	april	577	219	315
Bopact (2012) ^a	88	voorjaar	1899	1286	894

^a Veldproef aangelegd bij ILVO



Figuur 10: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van **winterrogge** in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 25). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's bepaald in het voorjaar Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.



Figuur 11: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door winterrogge (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 25).

EOC-rapport

Tabel 26: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **winterrogge** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers voor Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)

	Zaaitijdstip							Volledige zaai-periode (2 ^e helft juli - 2 ^{de} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 15 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (15 aug– 31 okt)
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt	2 ^{de} helft okt			
Voorstel EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; incl. RD)	826 (884-768)	710 (761-659)	601 (659-542)	484 (535-433)	379 (433-324)	266 (317-215)	157 (215-98)	491 (826-157)	601 (659-542)	379 (659-98)
EOC-studie: EOC (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)	475 (507-442)	409 (438-381)	348 (381-315)	282 (311-254)	223 (254-192)	160 (188-131)	98 (131-66)	286 (475-98)	348 (381-315)	223 (381-66)
EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; excl. RD)	606 (647-564)	522 (559-486)	444 (486-402)	361 (397-324)	285 (324-246)	204 (241-168)	126 (168-84)	366 (606-126)	444 (486-402)	285 (486-84)
EOC-studie: OC (incl. RD)	2296 (2454-2139)	1981 (2119-1842)	1685 (1842-1527)	1369 (1507-1231)	1083 (1231-935)	777 (915-639)	481 (639-323)	1389 (2296-481)		
CVGPB (2015) (excl. RD)										
OC (kg/ha)					1470					
EOC (kg/ha) (hcS 0,2; hcR: 0,637)					510					
Koolstofsimulator (excl. RD)										
OC (kg/ha)					/					
EOC (kg/ha) (hcS 0,3; hcR: 0,3)					/					

	Zaaitijdstip						Volledige zaai-periode (2 ^e helft juli - 2 ^{de} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 15 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (15 aug– 31 okt)
	2 ^{de} helft juli	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt			
EOC Harms et al. (2019) (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)									575 (650-500)
EOC Norén et al. (2021) (hcS 0,32; hcR: 0,43; excl. RD)			400			330	200	361	400* 346**

* Zaaiperiode: 2^{de} helft juli-2^{de} helft augustus

** Zaaiperiode: 2^{de} helft augustus-2^{de} helft oktober

Bespreking EOC-waarden:

De binnen deze studie geselecteerde data zijn afkomstig van veldproeven waarbij winterrogge werd ingezaaid vanaf de 2^{de} helft van juli t.e.m. de 2^{de} helft van oktober. Differentiatie voor de situatie waarbij winterrogge in het voorjaar doorgroeit, bleek op basis van de trendlijnen in Figuur 10 niet nodig. Indien we meer datapunten zouden hebben, zou dit eventueel wel het geval kunnen zijn.

Gebruik makend van een **hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35** bekomt men een gemiddelde EOC van 286 (475-98) kg/ha en voor de inzaai in de **aanbevolen zaaiperiode** (15 aug-31 okt) 223 kg EOC/ha. Dit is een stuk lager dan de 575 kg/ha gerapporteerd door Harms et al. (2019).

De EOC-waarden bekomen met de vernieuwde humificatiecoëfficiënten (**hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44, excl. rhizodepositie**) bedragen voor de **aanbevolen zaaiperiode** 285 (486-84) kg/ha. Dit is lager dan de waarden gerapporteerd door Norén et al. (2021) en de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (zie Tabel 26).

Het in rekening brengen van **rhizodepositie** (berekend als 65% van het aandeel ondergrondse biomassa) met de vernieuwde humificatiecoëfficiënten resulteert voor winterrogge in een EOC-aanvoer van 379 (659-98) kg/ha in de **aanbevolen zaaiperiode**. Dit is iets hoger dan de waarde van Norén et al. (2021; 346 kg/ha), maar lager dan de Code van goede praktijk bodembescherming (2015; 510 kg EOC/ha).

De EOC-waarde die bekomen wordt bij **inzaai voor 1 september**, rekening houdend met een hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35, bedraagt 348 (381-315) kg/ha. De EOC-aanvoer berekend met de vernieuwde hc-waarden rekening houdende met rhizodepositie resulteert in 601 (659-542) kg/ha, wat de 510 kg/ha zoals gebruikt in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) overtreft (Tabel 26).

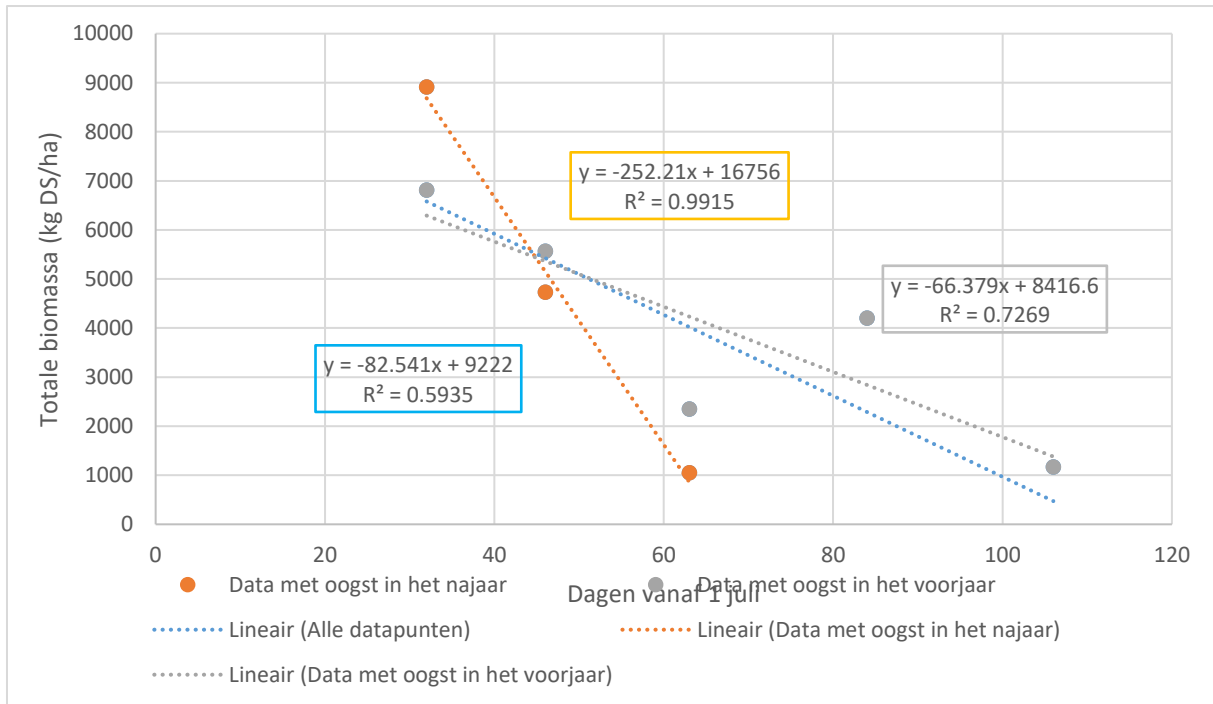
iv. Japanse haver

De voor Japanse haver teruggevonden literatuurgegevens qua zaaitijdstip, maand van de biomassabepaling, totale biomassa, totale bovengrondse biomassa en de berekende koolstofaanvoer worden weergegeven in Tabel 27. De lineaire regressies tussen zaaitijdstip en totale biomassa alsook totale organische koolstof worden weergegeven in Figuur 12 en Figuur 13. De berekende EOC-waarden (hc-waarde van 0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor ondergrondse biomassa inclusief rhizodepositie) worden in Tabel 28 vergeleken met de cijfers uit de literatuur. Hiervoor werd ook de EOC bepaald met hc-waarde van 0,2 voor bovengrondse biomassa en 0,35 voor ondergrondse biomassa.

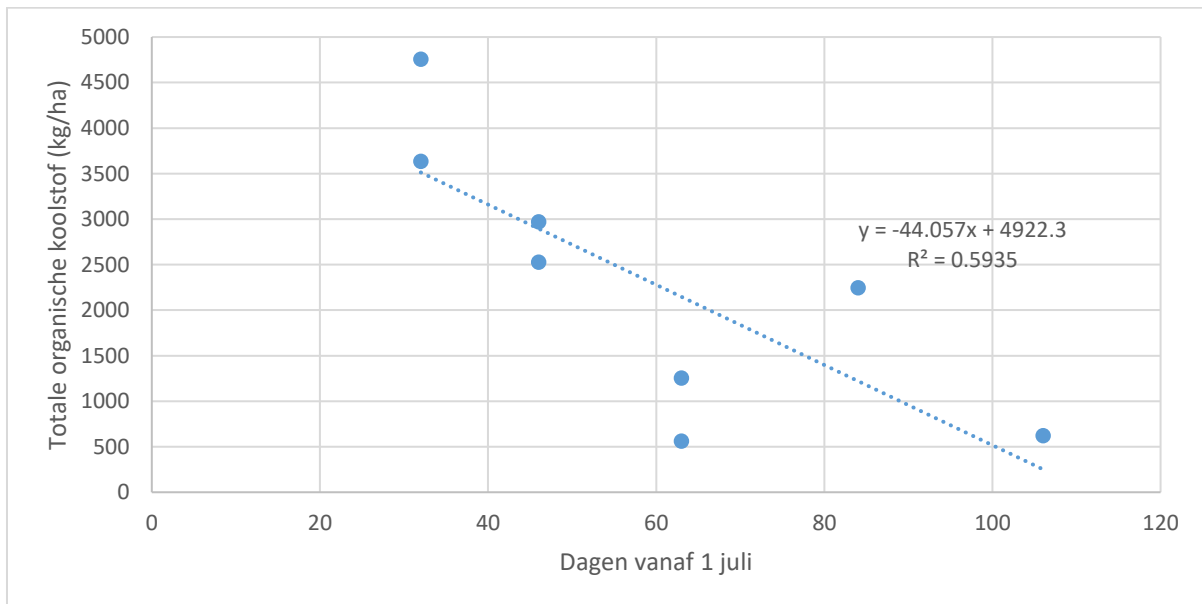
Tabel 27: Totale biomassa (kg DS /ha) van **Japanse haver** bepaald in het najaar (november en januari) zoals beschreven in verschillende studies. Het zaaitijdstip van het gewas is weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. De totale hoeveelheid organische koolstof (OC; kg/ha) is wel met inbegrip van rhizodepositie. (DS: droge stof)

Bron	Zaaitijdstip (dagen vanaf 1 juli)	Tijdstip biomassa-bepaling	Totale biomassa (kg DS/ha; bovengronds + ondergronds)	Totale bovengrondse biomassa (kg DS/ha)	Totale OC (kg/ha)
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	32	november	8914	3962	4758
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	46	november	4736	2105	2528
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	63	november	1055	469	563
Verhelst (2011)	84	april	4207,5	1870	2246
Verhelst (2011)	106	april	1170	520	625
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	32	voorjaar	6813	3028	3637
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	46	voorjaar	5570	2476	2973
Vanggewassenproef VLM (2011-2013) ^a	63	voorjaar	2351	1045	1255

^a De Waele et al. (2014)



Figuur 12: Totale bovengrondse en ondergrondse biomassa (kg droge stof/ha) van **Japanse haver** in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 27). Deze totale biomassa houdt geen rekening met rhizodepositie. Oranje: Totale biomassa's bepaald in het najaar; Grijs: Totale biomassa's bepaald in het voorjaar. Blauw: trendlijn van totale biomassa's bepaald in zowel in het najaar als voorjaar.



Figuur 13: Totale hoeveelheid input van organische koolstof (kg/ha) door **Japanse haver** (inclusief rhizodepositie) in functie van de inzaaidatum, weergegeven als het aantal dagen vanaf 1 juli. De biomassa's werden zowel bepaald in het najaar (november en januari) als in het voorjaar en zijn afkomstig van verschillende studies (zie Tabel 27).

EOC-rapport

Tabel 28: Gemiddelde totale aanvoer van organische koolstof (OC) en totale effectieve organische koolstof (EOC in kg/ha) van **Japane haver** in functie van zaaitijdstip en bepaald in het najaar of voorjaar. Cijfers van CVGPB (2015) zijn de cijfers van de Code van goede praktijk bodembescherming (2015), cijfers van Koolstofsimulator zijn gebaseerd op BDB en UGent (2006). Data van deze studie werden vergeleken met andere studies. (S: bovengrondse biomassa (shoot); R: wortels (root); RD = Rhizodepositie)

	Zaaitijdstip						Volledige zaaiperiode (1 ^{ste} helft aug – 1 ^{ste} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 1 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (1 aug – 30 sept)
	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt	2 ^{de} helft okt			
Voorstel EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; incl. RD)	1221 (1339-1104)	970 (1104-835)	701 (818-583)	457 (583-331)	197 (315-79)	40 (79-0)	709 (1221-197)	1087 (1339-835)	835 (1339-331)
EOC-studie: EOC (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)	667 (731-603)	529 (603-456)	383 (447-318)	250 (318-181)	107 (172-43)	22 (43-0)	387 (667-107)	594 (731-456)	456 (731-181)
EOC-studie: EOC (hcS: 0,26; hcR: 0,44; excl. RD)	847 (929-766)	673 (766-579)	486 (568-405)	317 (405-230)	137 (218-55)	28 (55-0)	492 (847-137)	754 (929-579)	579 (929-230)
EOC-studie: OC (incl. RD)	3204 (3512-2896)	2543 (2896-2191)	1838 (2147-1530)	1199 (1530-869)	517 (825-208)	104 (208-0)	1860 (3204-517)		
CVGPB (2015) (excl. RD)									
OC (kg/ha)					2700				
EOC (kg/ha) (hcS 0,2; hcR: 0,637)					1200				
Koolstofsimulator (excl. RD)									
OC (kg/ha)					/				
EOC (kg/ha) (hcS 0,3; hcR: 0,3)					/				
Harms et al. (2019) (hcS 0,2; hcR: 0,35; excl. RD)									/

	Zaaitijdstip						Volledige zaaiperiode (1 ^{ste} helft aug – 1 ^{ste} helft okt)	Zaai voor 1 sept (vanaf 1 aug)	Aanbevolen zaaitijdstip (1 aug – 30 sept)
	1 ^{ste} helft aug	2 ^{de} helft aug	1 ^{ste} helft sept	2 ^{de} helft sept	1 ^{ste} helft okt	2 ^{de} helft okt			
EOC Norén et al. (2021) (hcS 0,32; hcR: 0,43; excl. RD)	830	500	280	200	180	150	398*	665**	453***

* Gemiddelde voor zaaiperiode 1^{ste} helft augustus – 1^{ste} helft oktober

** Zaaiperiode: 1^{ste} helft augustus-2^{de} helft augustus

*** Zaaiperiode: 1^{ste} helft augustus – 2^{de} helft september

Bespreking EOC-waarden:

De binnen deze studie geselecteerde data zijn afkomstig van veldproeven waarbij Japanse haver werd ingezaaid vanaf de 1^{ste} helft van augustus t.e.m. de 1^{ste} helft van oktober. Differentiatie voor de situatie waarbij Japanse haver in het voorjaar doorgroeit, bleek op basis van de trendlijnen in Figuur 12 niet nodig. Indien we meer datapunten zouden hebben, zou dit eventueel wel het geval kunnen zijn.

Het bepalen van de EOC op basis van een **hc bovengronds van 0,2 en een hc ondergronds van 0,35** resulteert in een gemiddelde EOC van 387 (667-107) kg/ha. Er wordt een EOC-waarde van 456 kg/ha bekomen bij inzaai in de **aanbevolen zaaiperiode** (1 aug - 30 sept). De EOC-waarde bekomen met de vernieuwde humificatiecoëfficiënten (**hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44, excl. rhizodepositie**) bedraagt voor de **aanbevolen zaaiperiode** 579 (929-230) kg/ha. Deze waarde situeert zich een stuk boven de EOC-waarden gerapporteerd door Norén et al. (2021), maar ver onder deze gebruikt in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (1200 kg/ha).

Wanneer **rhizodepositie in rekening gebracht** wordt (berekend als 65% van het aandeel ondergrondse biomassa) met de vernieuwde humificatiecoëfficiënten bekomt men voor Japanse haver een EOC-aanvoer van 835 (1339-331) kg/ha in de **aanbevolen zaaiperiode**. Deze situeert zich ver boven de waarde van 453 kg/ha gebruikt in de studie van Norén et al. (2021) maar nog ver onder de waarde gebruikt in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (zie Tabel 28).

De EOC-waarde die bekomen wordt bij een **inzaai voor 1 september**, berekend met de vernieuwde hc-waarden, rekening houdend met rhizodepositie, komt met een waarde van 1087 (1339-835) kg/ha in de buurt van de waarde zoals gebruikt in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (1200 kg EOC/ha). Dit betekent dat, net zoals bij de drie hierboven behandelde groenbedekkers, ook voor Japanse haver de EOC-waarde uit de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) geldt voor een optimale gewasgroei en biomassaproductie.

C. Vertaling naar andere groenbekkers

Gedetailleerde gegevens over de biomassaproductie in functie van de zaaidatum ontbreken voor veel groenbedekkers. Daarom werden andere types groenbedekkers ingedeeld bij elk van de hierboven genoemde types (Tabel 20) op basis van expertkennis (zie Tabel 29). De berekening van de koolstofinputwaarde voor deze selectie van groenbedekkers werd als volgt uitgevoerd:

1. Stap 1:

- i. Voor de vier types groenbedekkers werd de **ratio** bepaald van de EOC-waarde gerapporteerd in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015)²¹ en de hierboven bepaalde EOC-waarde voor elke zaaiperiode (zie Tabel 20).
- ii. Aangezien we voor winterrogge geen waarde hebben voor de EOC gerapporteerd in 2015 werd deze waarde bepaald aan de hand van volgende redenering. De EOC-waarden die aan de hand van bovenstaande regressies (hc bovengronds van 0,26 en een hc ondergronds van 0,44; excl. rhizodepositie) bepaald kunnen worden voor de inzaaiperiode 1 augustus - 31 augustus bedragen gemiddeld 90% van de in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) gerapporteerde EOC-waarden voor gele mosterd, Italiaans raaigras en Japanse haver. Op basis hiervan werd het EOC-cijfer 2015 voor winterrogge berekend, zijnde $1/0,9 \cdot \text{EOC}$ uit onze studie voor de periode 1 augustus-31 augustus.

2. Stap 2:

Op basis van de ratio's bepaald in Stap 1.i en de EOC volgens de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (zie ook Hoofdstuk 2.I.D) was het mogelijk om de EOC-waarde te berekenen voor elke zaaiperiode voor de andere groenbedekkers. Aan fauna- en bloemenmengsels werd het gemiddelde van de ratio's van de 4 types groenbedekkers toegekend.

Tabel 29: Indeling van groenbedekkers in types groenbedekker gebaseerd op expert-inschatting: gele mosterd (GM), Italiaans raaigras (IR), winterrogge (WR), Japanse haver (JH) of gemiddelde van de 4 types (G4). De gehanteerde EOC-waarden (kg/ha) volgens de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor de 4 types groenbedekkers alsook de in deze studie bepaalde EOC (kg/ha) voor een vroege, gemiddelde en late zaai voor deze 4 types groenbedekkers. De gehanteerde EOC (kg C/ha) volgens de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) voor de andere groenbedekkers op basis van de welke de in deze studie bepaalde EOC (kg C/ha) voor een vroege, gemiddelde en late zaai.

Gewas	Type groenbedekker	EOC Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (kg C/ha)	EOC Vroege zaai (kg C/ha)	EOC Gemiddelde zaai (kg C/ha)	EOC Late zaai (kg C/ha)
Gele mosterd (GM)		630	686	290	33
Italiaans raaigras (IR)		930	915	472	137
Winterrogge (WR)		724	711	430	210
Japanse haver (JH)		1200	1092	575	114
Facelia	GM	560	609	258	29
Tagetes	GM	560	609	258	29
Nyger	GM	560	609	258	29
Komkommerkruid	GM	560	609	258	29
Sareptamosterd	GM	560	609	258	29

²¹ Bevat zelfde waarden als de brochure van de Dienst Land en Bodembescherming uit 2014 (LNE, 2014)

Gewas	Type groenbedekker	EOC Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (kg C/ha)	EOC Vroege zaai (kg C/ha)	EOC Gemiddelde zaai (kg C/ha)	EOC Late zaai (kg C/ha)
Bladrammenas	GM	620	675	286	32
Voederkool (bladkool)	GM	470	511	217	25
Nootzoetraapzaad	GM	630	686	290	33
Zwaardherik	GM	350	381	161	18
Andere niet-vlinderbloemige groenbedekker	GM	560	609	258	29
Snijrogge	WR	510	501	303	148
Snijrogge gemaaid en afgevoerd in voorjaar	WR	120	118	71	35
Festulolium	IR	660	650	335	97
Soedangras	IR	830	817	421	122
Faunamengsel	G4	560	555	286	82
Bloemenmengsel	G4	560	555	286	82
Bloemenmengsel voor EAG braak	G4	560	555	286	82
Andere vlinderbloemige groenbedekker	GM	560	609	258	29
Mengsel van vlinderbloemigen	GM	560	609	258	29
Rode klaver	GM	930	1012	428	49
Wikke	GM	490	533	226	26
Lupinen	GM	460	501	212	24

5. Besluit en samenvatting

Het bepalen van de hoeveelheid effectieve organische koolstof (EOC) aangeleverd door gewassen naar de bodem vereist zowel representatieve gegevens over de hoeveelheid koolstof die wordt aangebracht door gewasresten als realistische humificatiecoëfficiënten.

Een evaluatie van humificatiecoëfficiënten voor gewasresten leverde een grote verscheidenheid op, zowel in de literatuur als bij de hc's gebruikt als basis voor berekening van DPM/RPM verhoudingen in de Koolstofsimulator en de Demetertool (zie Tabel 5). In deze studie selecteerden we op basis van het onderzoek van Dechow et al. (2019) nieuwe humificatiecoëfficiënten: **0,26 voor bovengrondse biomassa en 0,44 voor wortels en rhizodepositie**. De studie van Dechow et al. (2019) onderscheidt zich doordat deze zich baseert op een groot aantal Europese veldproeven.

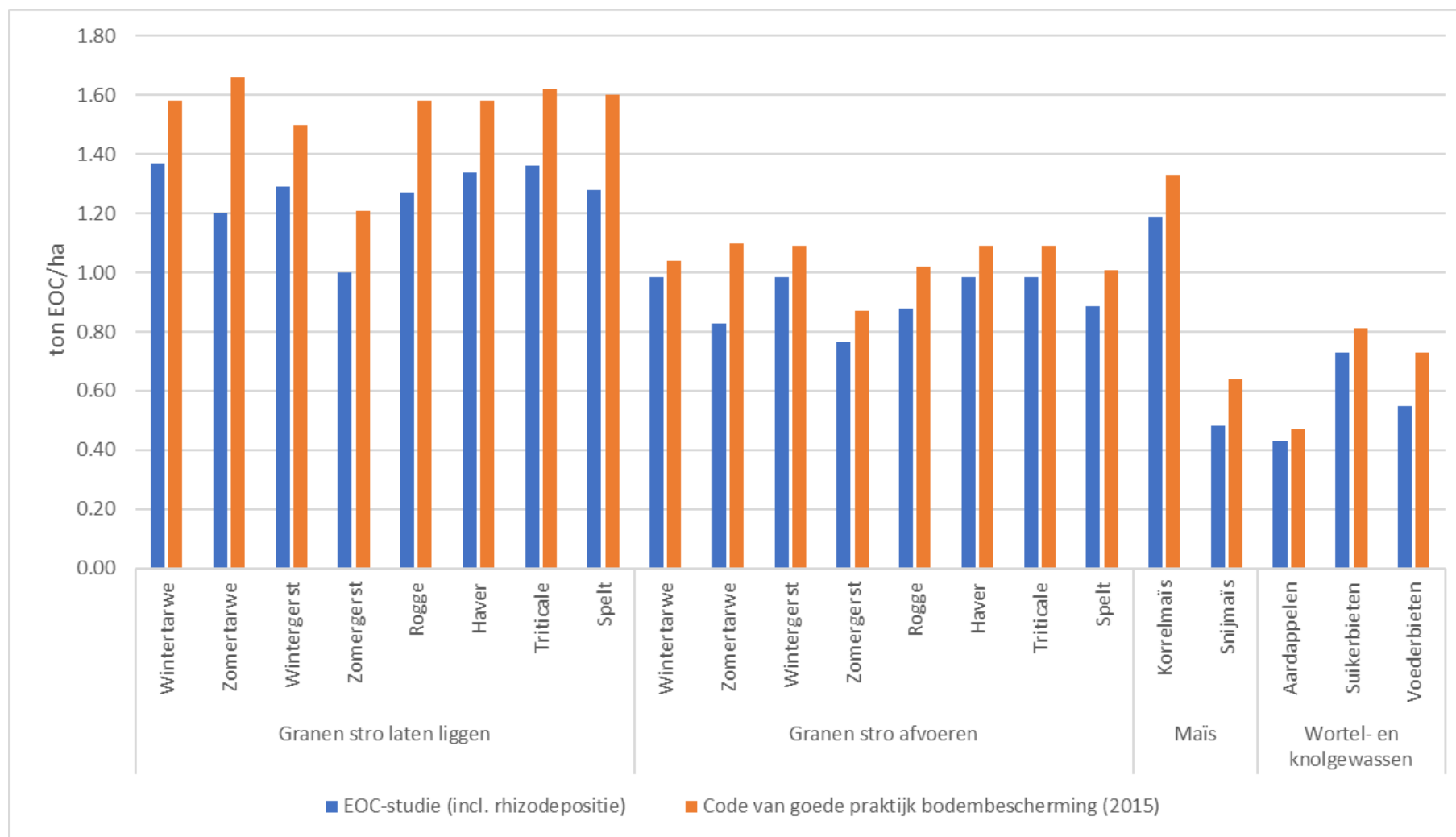
Voor een selectie akkerbouwgewassen (zie Hoofdstuk 4 en Tabel 30 en Tabel 31) werd op basis van literatuurgegevens en veldproeven nagegaan welke gegevens over de koolstofinput van gewasresten op heden beschikbaar zijn. Voor elk van de ingesloten gewassen werden voor zowel boven- als ondergrondse gewasresten de best onderbouwde alsook representatieve cijfers geselecteerd (Hoofdstuk 4). Voor het eerst werd ook rekening gehouden met rhizodepositie. Dit omvat enerzijds exudaten door planten(wortels) en anderzijds ook fijne plantenwortels die afsterven tijdens de groei van het gewas. Deze **rhizodepositie** werd berekend als 65% van de wortelbiomassa (Bolinder et al., 2007). Deze vaste waarde wordt in de toekomst best nog verfijnd op basis van onderzoek in Vlaanderen en de ons omliggende regio's.

De koolstofaanvoer die **groenbedekkers** aanleveren aan de bodem wordt sterk bepaald door de zaaidatum. Daarom onderzocht deze EOC-studie voor vier types groenbedekkers (gele mosterd, Italiaans raigras, winterrogge en Japanse haver) de relatie tussen de koolstofaanvoer via de groenbedekker en de zaaidatum. Het bleek dat de variatie in totale droge stofopbrengst voor de 4 types groenbedekkers voor 55 tot 67% kan verklaard worden door het zaaitijdstip. Op basis van dit onderzoek bevelen we daarom aan om een **differentiatie te maken op basis van zaaitijdstip**. We schuiven drie zaaiperiodes naar voor op basis van dewelke een onderscheid in EOC-aanvoer kan gemaakt worden: **vroege zaai (tot en met 31 augustus), gemiddelde zaai (september) en late zaai (vanaf 1 oktober)** (zie ook Tabel 20). Bij niet-vorstgevoelige groenbedekkers of na zachte winters zou de biomassa in het voorjaar mogelijks nog kunnen toenemen. Op basis van de in ons rapport verzamelde data kon dit echter niet afgeleid worden.

Op basis van de geïdentificeerde koolstofaanvoergegevens en vernieuwde humificatiecoëfficiënten werd, rekening houdend met rhizodepositie, de EOC bepaald voor verschillende akkerbouwgewassen en groenbedekkers. Een overzicht van deze EOC-waarden voor de akkerbouwgewassen en groenbedekkers is terug te vinden in respectievelijk Tabel 30 en Tabel 31, waarbij ook steeds de in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)²²) gehanteerde EOC-waarde weergegeven wordt. Een uitgebreider overzicht voor een groter aantal groenbedekkers is terug te vinden in Tabel 29 (zie Hoofdstuk 4.V.C). Tot slot geeft Figuur 14 een visuele weergave van de verschillen tussen de in deze studie bepaalde EOC-waarden en de EOC-waarden uit de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)) (excl. grassen en groenbedekkers).

²² Deze EOC-waarden werden bekomen met de koolstof-aanvoer cijfers zoals deze gerapporteerd werden binnen de Code van goede praktijk bodembescherming (2015).

EOC-rapport



Figuur 14: Nieuwe EOC-waarden zoals bepaald in deze EOC-studie voor de bestudeerde gewassen (behalve groenbedekkers, grassen en klavers) vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (2014)). Deze laatste EOC-waarden werden bekomen met de koolstof-aanvoercijfers die tot 2022 gebruikt werden in de Demetertool.

EOC-rapport

Tabel 30: Nieuwe EOC-waarden voor de in deze EOC-studie onderzochte gewassen (uitgezonderd groenbedekkers) vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)). Deze laatste EOC-waarden waren tot 2022 ook de basis voor de Demeter-tool.

Gewasgroep	Gewas	Nieuwe EOC (ton/ha; incl. rhizodepositie)	EOC - Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (ton /ha; excl. rhizodepositie)
Granen stro laten liggen	Wintertarwe	1,37	1,58
	Zomertarwe	1,20	1,66
	Wintergerst	1,29	1,50
	Zomergerst	1,00	1,21
	Rogge	1,27	1,58
	Haver	1,34	1,58
	Triticale	1,36	1,62
	Spelt	1,28	1,60
Granen stro afvoeren	Wintertarwe	0,99	1,04
	Zomertarwe	0,83	1,10
	Wintergerst	0,99	1,09
	Zomergerst	0,76	0,87
	Rogge	0,88	1,02
	Haver	0,99	1,09
	Triticale	0,99	1,09
	Spelt	0,89	1,01
Maïs	Korrelmaïs	1,19	1,33
	Snijmaïs	0,48	0,64
Wortel- en knolgewassen	Aardappelen	0,43	0,47
	Suikerbieten	0,73	0,81
	Voederbieten	0,55	0,73
Grassen en klaver	Gras zaai – laten liggen	0,25	0,89

Gewasgroep	Gewas	Nieuwe EOC (ton/ha; incl. rhizodepositie)	EOC - Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (ton /ha; excl. rhizodepositie)
	Gras 1j - laten liggen	0,66	0,89
	Gras 2j - laten liggen	1,44	0,89
	Gras 3j - laten liggen	2,23	0,89
	Gras zaai - scheuren	0,60	0,89
	Gras 1j - scheuren	1,54	0,89
	Gras 2j - scheuren	3,53	0,89
	Gras 3j - scheuren	5,51	0,89

Tabel 31: Nieuwe EOC-waarden voor de in deze EOC-studie onderzochte types groenbedekker vergeleken met de EOC-waarden vermeld in de Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (of de brochure 'Organische stof in de bodem, Sleutel tot bodemvruchtbaarheid' (LNE, 2014)). Deze laatste EOC-waarden waren tot 2022 ook de basis voor de Demeter-tool.

Groenbedekker	Inzaaiperiode	Nieuwe EOC (ton/ha; incl. rhizodepositie)	EOC - Code van goede praktijk bodembescherming (2015) (ton /ha; excl. rhizodepositie)
Gele mosterd	Vroege zaai (voor 31 augustus)	0,69	0,63
	Gemiddelde zaai (september)	0,29	
	Late zaai (vanaf 1 oktober)	0,03	
Italiaans raaigras	Vroege zaai (voor 31 augustus)	0,92	0,93
	Gemiddelde zaai (september)	0,47	
	Late zaai (vanaf 1 oktober)	0,14	
Winterrogge	Vroege zaai (voor 31 augustus)	0,71	0,51
	Gemiddelde zaai (september)	0,43	
	Late zaai (vanaf 1 oktober)	0,21	
Japanse haver	Vroege zaai (voor 31 augustus)	1,09	1,20
	Gemiddelde zaai (september)	0,58	
	Late zaai (vanaf 1 oktober)	0,11	

6. Referenties

- Amos, B., Walters, D.T., 2006. Maize root biomass and net rhizodeposited carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1489–1503. <http://doi.org/10.2136/sssaj2005.0216>
- Belgium greenhouse gas inventory 1990-2022 (2024), National Inventory Report Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change
- BDB en UGent (Bodemkundige Dienst van België en Universiteit Gent) 2006. Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems. LA BOD/STUD 2006 01 04 Studie in opdracht van Departement Leefmilieu, Natuur en Energie – ALBON, 146pp.
- Beirinckx, S., De Mets, L., Mertens, K., Pardon, P., Roggemans, P., Ruyschaert, G., 2023. Report on design and lessons learned for the geospatial information cases mineral soils and woody elements. Deliverable D5 of the LIFE CarbonCounts project, version 31/05/2023.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J., 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 29-42.
- Bolinder, M.A., Kätterer, T., Poelau, C., Börjesson, G., Parent, L.E., 2015. Net primary productivity and below-ground crop residue inputs for root crops: Potato (*Solanum tuberosum* L.) and sugar beet (*Beta vulgaris* L.). *Can. J. Soil Sci.* 95:87-93.
- Bonthuis, H., Donner, D.A., & van Vliengen, A., 2007. 82e Rassenlijst voor Landbouwgewassen 2007. Geraadpleegd op: <http://edepot.wur.nl/282844>
- Code van Goede Praktijk Bodembescherming, Versie februari 2015, 15 p.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2014. RothC – a model for the turnover of carbon in soil. Model description and users guide. 44p.
- Conijn, J.G., Lesschen, J.P. 2015. Soil organic matter in the Netherlands. Quantification of stocks and flows in the top soil. PRI report 619, Alterra report 2663. Wageningen UR, p. 26.
- Coorevits, L. (Deckers, J. promotor). 2009. Beworteling van groenbedekkers in functie van bodemverdichting – consequenties voor de stikstofdynamiek. Masterproef, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, KU Leuven, 124 p.
- Corbeels, M., Hofman, G., Van Cleemput, O., 1999. Simulation of net immobilisation and mineralization in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biology and Fertility of Soils* 28, 422-430
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology* 19, 988-995
- Coussement T., Tits M., Moermans S., Warrinnier R., Elsen A., Diels J., 2021. Verdere ontwikkeling van de modellering van nutriëntenprocessen in de onverzadigde zone in het nutriëntenemissiemodel NEMO. Project uitgevoerd door Bodemkundige Dienst van België en KU Leuven (onderaanneming) in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindrapport, 15/12/2021. 137 pp.
- Dechow, R., Franko, U., Kätterer, T., Kolbe, H. 2019. Evaluation of the RothC model as a prognostic tool for the prediction of SOC trends in response to management practices on arable land. *Geoderma* 337, 463-478.
- De Ruijter, F.J., J.F.M. Huijsmans, M.C. Van Zanten, W.A.H. Asman, and W.A.J. van Pul, 2013. Ammonia emission from standing crops and crop residues: contribution to total ammonia emission in the Netherlands. Report 535. Plant Research International. Wageningen UR, Wageningen, the Netherlands.

- De Waele, J., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Odeurs, W., Elsen, A., Haesaert, G., Derycke, V., Verlinden, G., Bries, J., Wittouck, D., De Neve, S. 2014. Beste landbouwpraktijken van teelten in combinatie met nateelten/vanggewassen. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door de Vakgroep Bodembeheer van de Universiteit Gent, Vakgroep Plantaardige Productie van de Hogeschool Gent, Eenheid Plant van het ILVO, Bodemkundige Dienst van België en Inagro. 164 p.
- Flyer groenbedekkers, VLM, 2020. V.U. Vlaamse Landmaatschappij, ir. Toon Denys, Koning Albert II-laan 15, 1210 Brussel - april 2020.
- FOD Economie 2011, Federale Overheidsdienst Economie, K.M.O., Middenstand & Energie; Definitieve raming van de productie van de landbouwteelten jaar 2010 – jaar 2011
- Franko, U. 1997. Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Archives of Agronomy and Soil Science, 41(6), 527–547. <https://doi.org/10.1080/03650349709366019>
- Geypens, M., Bries, J., Vanongeval, L., Coppens, G. 1996. Proefplatform akkerbouwteelten te Velm. Platformverslag 1996. EG Verordening 2078/92. Bodemkundige dienst van België vzw, 17 blzn.
- Geypens, M., Bries, J., Vanongeval, L., De Schepper, G. 1997. Proefplatform akkerbouwteelten te Velm. Platformverslag 1997. EG Verordening 2078/92. Bodemkundige dienst van België vzw, 17 blzn.
- Gobin, A., Vos, J., Joris, I., Vandecasteele, B., Muylle, H. 2013. Voortgangsrapport - Begroten van de gevaren en opportuniteiten van verschillende bio-energieproductiesystemen voor de organische koolstofvoorraden in de Vlaamse landbouwbodems. April 2013. Studie uitgevoerd in opdracht van LNE-ALBON.
- Handboek Bodem en Bemesting. 2018. Digitaal handboek (www.handboekbodemenbemesting.nl). Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, WUR.
- Harms, I., Postma, R., van de Vegt, K., de Haan, J. 2019. Input values for the organic matter balance: catch crops and crop residues. Nutrient Management Institute, Wageningen.
- Hendriks, C.M.A. 2011: Quick Scan organische stof: kwaliteit, afbraak en trends. Alterra-rapport 2128. Wageningen, Alterra.
- Hénin, S., Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. Annales Agronomiques. 15: 17-29.
- Herelixka E., Librecht I., Oorts K., D'Haene K., Coppens F., Vogels N., Rombauts S., Merckx R., Vanongeval L., Sammels L., De Neve S., Wellens J., Verstraeten W., Salomez J., El Sadek A., Boeckx P., Geypens M., Van Orshoven J., Van Cleemput O., Feyen J., 2002. N-(eco)²: Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij
- Hermans, I, Elsen, A., Bries, J. 2010. Groenbemesters en nitraatresidu. Bodemkundige Dienst van België, Heverlee, 44p.
- Hilhorst, G.J., Verloop, J. 2009. Opbrengst vanggewas na maïs. Rapportnr. 51, Koeien & Kansen, Lelystad.
- Hoek, J., Timmer, R.D., Korthals, G.W. 2006. Actualisatie kengetallen groenbemesters. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Lelystad.
- Hofman, G., Van Ruymbeke, M. 1980. Evolution of soil humus content and calculation of global humification coefficients on different organic matter treatments during a 12-year experiment with Belgian silt soils. Soil Science 129, 92-94.
- Inagro. 2011. Code van goede praktijk bodembescherming. Advies organische koolstofgehalte en zuurtegraad.

- Jackson R.B., Lajtha K., Crow S.E., Hugelius G., Kramer M.G., Piñeiro G. 2017. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48, 419-445.
- Janssen, B. H. 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, 181, 39-45.
- Janssen, B.H. 2002. Organic matter and soil fertility. Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- Johnson, J.M.F. , Barbour, N.W., Weyers, S.L. 2007. Chemical Composition of Crop Biomass Impacts Its Decomposition. *Soil Science Society of America Journal* 71, 155-162.
- KBIVB, 2017. Stand van de bieten op 4 september 2017
- Kolenbrander, G.J. 1969. De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland. Institute for Soil Fertility, Haren, Netherlands. Rapport C 6988.
- Kolenbrander, G.J. 1970. De verandering van het humusgehalte bij bouwland onder invloed van de organische bemesting. Institute for Soil Fertility, Haren, Netherlands. Rapport C 7696.
- Kolenbrander, G.J. 1974. Efficiency of organic matter in increasing soil organic matter content. *Transaction of the 10th International Congress of Soil Science, Moscow, Vol. 2.*, pp 129-136.
- Kortleven, J. 1963. Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak. Proefschrift, Landbouwkundige Universiteit Wageningen, Verslag Landbouwkundig Onderzoek 69, 109pp.
- KWIN, 2006. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 2006 (KWIN-AGV 2006). WUR Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO).
- KWIN, 2012. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 2012 (KWIN-AGV 2012). PPO nr. 486. WUR Praktijkonderzoek Plant en Omgeving (PPO).
- LNE, 2014. Brochure Organische stof in de bodem: Sleutel tot bodemvruchtbaarheid, Dienst Land en Bodembescherming (LNE). 44 p.
- Mendoza, O., De Neve, S., Deroo, H., Li, H., François, A., and Sleutel, S.: Soil organic carbon mineralization is controlled by the application dose of exogenous organic matter, *SOIL*, 11, 105–119, <https://doi.org/10.5194/soil-11-105-2025>, 2025.
- Mulier, A, Nevens, F, Hofman, G. 2006. Daling van het organische stof in Vlaamse landbouwgronden. Analyse van mogelijke oorzaken en aanbevelingen voor de toekomst. Steunpunt Duurzame Landbouw. Publicatie 24, 63p.
- Norén, I. S., van Geel, W., & de Haan, J. 2021. Cover crop reference values: Effective organic matter and nitrogen uptake (No. WPR-877). Wageningen Plant Research.
- Norén, I. S., Kooistra, K., van Geel, W., de Haan, J. 2022. Reference values for arable crop residues: organic matter and C:N ratio, Wageningen Research, Report WPR-OT 928.
- PAGV. 1989 Handboek voor de Akkerbouw en Groenteteelt in de Vollegrond. PAGV Publicatie nr. 47. Lelystad, 251p.
- Peltre, C., Christensen, B.T., Dragon, S., Icard, C., Kätterer, T., Houot, S. 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 52, 49–60.
- Praktijkgids Bemesting. 2014 (te raadplegen via: <https://lv.vlaanderen.be/voorlichting-info/publicaties/praktijkgidsen>)
- PPO (Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.) 2003. *(Tabel op de website van WUR-PPO die werd geciteerd in Bodemkundige Dienst van België en Universiteit Gent (2006) maar deze tabel is momenteel niet meer raadpleegbaar.)*

- Rasse D.P., Rumpel C. Dignac M-F. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269, 341-356.
- Reheul, D. 2004. *Cursus Plantaardige productiesystemen*. Universiteit Gent.
- Sokol N.W., Bradford M.A. 2019. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nature Geoscience*, 12, 46-53.
- Taghizadeh-Toosi, A., & Christensen, B. T. (2021). Filling gaps in models simulating carbon storage in agricultural soils: The role of cereal stubbles. *Scientific Reports*, 11(1), 18299.
- Thorup-Kristensen, K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230, 185-195.
- Tirez, K., 2007. *Code van goede praktijk bodembescherming*. VITO, Studie uitgevoerd in opdracht van de afdeling Land- en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen.
- Vandecasteele, B., De Vliegheer, A., Van Waes, C., Peene, A., Smis, J., & Van Waes, J. (2012). Maize stover as substrate for anaerobic digestion: collection efficiency, silage quality, and removal of P and C. In *Conference Proceedings of the International Conference ORBIT2012* (pp. Topic-7).
- Vandermoere S. (Reheul, D. promotor). 2013. *Het zaaien van winterrogge en Italiaans raaigras als groenbedekkers na maïs*. Diss. Master in de bio-ingenieurswetenschappen: landbouwkunde, Universiteit Gent, 80 p.
- Vandermoere S. 2018. *Actief beheer en uitmijning van fosfaat voor optimale P-efficiëntie en terugdringen van fosfaatverliezen op perceelsniveau*. Eindrapport VLAIO LA-traject 135080.
- Verhelst, J. (Reheul, D. promotor). 2011. *Winterrogge en Italiaans raaigras voor groenbedekking*. Diss. Master in de bio-ingenieurswetenschappen: landbouwkunde, Universiteit Gent, 74 p.
- Vossen, T., 2017. *Effectieve organische-stofaanbreng door gewasresten*. Masterproef Master of science in de biowetenschappen, KULeuven, Faculteit industriële ingenieurswetenschappen, Technologicampus Geel.
- van Eekeren, N., Bommelé, L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., ... & Brussaard, L. (2008). Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *applied soil ecology*, 40(3), 432-446.
- Van Dijk, H. 1980. Survey of Dutch soil organic matter research with regard to humification and degradation rates in arable land. *Land Use Seminar on Soil Degradation*, Wageningen, 13-15 October 1980, p 133-144.
- Van Dijk, W., Schoot, J.R. van der, Dam, A.M. van, Kater, L.J.M., Ruijter, F.J. de, Reuler, H. van, Pronk, A.A., Aendekerk, T.G.L., Maas, M.P. van der. 2005. *Onderbouwing N-gebruiksnormen akker- en tuinbouw. N-gebruiksnormen 'kleine gewassen'*. PPO-rapport 347. 74 blz.
- van Geel, W.C.A., Verstegen, H.A.G. 2007. *Wintergerst als groenbemester en stikstofvanggewas*. *Praktijkonderzoek Plant & Omgeving*, Lelystad.
- Van Opstal M., Tits M., Beckers V., Elsen A., Van Overtveld K., Batelaan O., Van Orshoven J., Bries, J., Vandendriessche, H., Diels, J. (2014). Vernieuwde kwantificering van de verliezen van N en P vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij door het Departement Aard- en Omgevingswetenschappen (KU Leuven) en de Bodemkundige Dienst van België. Eindrapport, mei 2014.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Dechow, R., Maier, H., Spörlein, P., Geuß, U., ... & Kögel-Knabner, I. (2014). Estimation of past and recent carbon input by crops into agricultural soils of southeast Germany. *European Journal of Agronomy*, 61, 10-23.
- Wüst-Galley C., Keel S.G., Leiffield J. 2020 A model-based carbon inventory for Switzerland's mineral agricultural soils using RothC. <https://doi.org/10.34776/as105e>
- Xu, H. 2019. *Contribution of belowground biomass carbon to the stable soil organic matter pools*. Doctoral dissertation, Ghent University, Ghent, Belgium.

- Xu, H., Vandecasteele, B., Zavattaro, L., Sacco, D., Wendland, M., Boeckx, P., Haesaert, G., Sleutel, S., 2019. Maize root-derived C in soil and the role of physical protection on its relative stability over shoot-derived C. *Eur. J. Soil Sci.* 70, 935–946. <https://doi.org/10.1111/ejss.12792>.
- Zwart, K., Pronk, A., Kater, L., 2004. Verwijderen van gewasresten in de open teelten. Een deskstudie naar de effecten op de bodemvruchtbaarheid en de mogelijke verwerking van gewasresten in het kader van het project Nutriënten Waterproof, LNV-programma's systeeminnovatie open teelten (400-I en 400-III). *Praktijkonderzoek Plant&Omgeving*. PPO nr 530133. 77p.

Contact

Peter Maenhout, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek ILVO
Plant
Burg. Van Gansberghelaan 109
9820 Merelbeke-Melle
T +32 9 272 27 13
peter.maenhout@ilvo.vlaanderen.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
www.ilvo.vlaanderen.be ⇒ nieuws ⇒ type ⇒ mededeling

Vermenigvuldiging of overname van gegevens toegestaan mits duidelijke bronvermelding.

ILVO

Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

The logo for ILVO, consisting of the letters 'ILVO' in a bold, green, sans-serif font. A vertical green bar is located on the right side of the page.

ILVO

Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 92
9820 Merelbeke-Melle - België

T +32 9 272 25 00
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be