

Effectieve organische-stofaanbreng door gewasresten

Tom VOSSEN

Promotor: Annemie Elsen

Co-promotoren: Mia Tits

Masterproef ingediend tot het behalen van
de graad van master of science in de
biowetenschappen: Land- en tuinbouwkunde,
afstudeerrichting plantaardige en dierlijke
productie

Academiejaar 2016-2017

© Copyright KU Leuven

Zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van zowel de promotor(en) als de auteur(s) is overnemen, kopiëren, gebruiken of realiseren van deze uitgave of gedeelten ervan verboden. Voor aanvragen tot of informatie i.v.m. het overnemen en/of gebruik en/of realisatie van gedeelten uit deze publicatie, wend u tot KU Leuven technologiecampus Geel, Kleinhoefstraat 4, B-2440 Geel, +32 14 80 22 40 of via e-mail iiw.geel@kuleuven.be.

Voorafgaande schriftelijke toestemming van de promotor(en) is eveneens vereist voor het aanwenden van de in deze masterproef beschreven (originele) methoden, producten, schakelingen en programma's voor industrieel of commercieel nut en voor de inzending van deze publicatie ter deelname aan wetenschappelijke prijzen of wedstrijden.

VOORWOORD

De aanleiding voor het onderwerp “effectieve organische-stofaanbreng uit gewasresten” van deze masterproef was een melding van BDB staalnemer Antoine Van Daele. Hij schreef in zijn brief aan de BDB het volgende: “De visie van humusaanbreng door langdurig gebruik van onderwerken van maïsstro (korrelmaïs) heeft zich niet laten registreren als zijnde een opmerkelijke stijging van het humuscijfer, t.t.z. percelen met 10 en meer jaar monocultuur geven geen daadwerkelijke stijging van het humuscijfer!”

Ik heb voor mijn masterproef dit onderwerp gekozen omdat organische-stof in de landbouw zeer belangrijk is en omdat er tegenwoordig veel sensibilisering is om de landbouwers aan te moedigen om het organische-stofgehalte terug omhoog te krijgen. Ik werk thuis ook mee op ons landbouwbedrijf en ik ken dus zelf ook al de waarde van een hoog organische-stofgehalte. Het leek me daarom zeer interessant om onderzoek te doen naar dit onderwerp, om zo meer te weten te komen over organische stof en de afbraak ervan, om deze kennis te kunnen gebruiken in de landbouw om het organische-stofgehalte op peil te houden en te verbeteren. Zo kan de bodem gezond worden gehouden en een betere gewasproductie worden bekomen.

Om dit werk te kunnen realiseren heb ik hulp gekregen van verschillende personen. Ik zou dan ook bij deze de Bodemkundige Dienst en in het bijzonder mijn begeleidsters mevr. Mia Tits en mevr. Annemie Elsen willen bedanken voor de kans die ze me hebben aangeboden om aan dit onderzoek te mogen mee werken.

Verder wil ik ook Tim De Clercq bedanken voor de tips en de info die hij mij gegeven heeft voor het opzetten van een incubatie. Waar ik Tim ook voor wil bedanken is dat ik mijn laboproeven bij hem in het labo van de afdeling Bodem- en Waterbeheer mocht uitvoeren.

Ik wil ook Mark Tans, onze loonwerker, bedanken dat ik de gewasresten van de aardappelen op zijn perceel mocht verzamelen.

Tenslotte wil ik ook mijn ouders bedanken voor hun hulp, advies en naleeswerk gedurende mijn masterproef.

Tom Vossen,

Riemst, april 2017

EXTENDED ABSTRACT

The motivation behind this research was to ascertain that the available organic matter supply is not always equal to the amount that is theoretically calculated. The fraction of organic material that is still present after one year of decomposition is the effective organic matter. This research investigates how big the difference is between the actual organic matter available and that which is theoretically calculated. If the amount of organic matter is known, the effective organic matter supply can be calculated with a humification coefficient. The humification coefficients of some main Flemish crops are also investigated in this research and those obtained are compared with humification coefficients found in research literature. The mineralisation of crop residues is investigated in two soil textures, a sand and a silt soil texture, to ascertain if there is a difference in mineralisation speed between the two soil types. While collecting the crop residues, the biomass is measured to make an estimation of the amount of residues a crop produces.

The different aspects of organic carbon are explained in the literature study. Firstly, what organic carbon is and the importance of its presence in the soil. Secondly the Flemish crop situation is examined in more depth to find out what farmers can do to increase the organic carbon level of their land and how they can monitor and simulate the organic carbon evolution to keep their soils fertile. The third part of the literature study explains what factors influence the effective organic carbon supply and examines the crops in question.

In this research, the humification coefficients and the effective organic carbon supply are ascertained by incubation trials. The results show that the humification coefficients obtained from the incubation are similar to the humification coefficients mentioned in research literature. However all humification coefficients obtained from the incubation are a fraction higher than those found in literature. A possible reason for this could be the lower pH of the soil and in some cases the crop itself. The amount of biomass produced by crops, measured during field work, is much higher than research literature indicates. That is why effective organic carbon calculated from the data of the field work is very high. The results of the incubation experiments do not indicate that there is any difference in mineralisation speed between a sand and a silt soil.

The incubation experiments show that the effective organic carbon supply depends on the supply of biomass (crop residues) and that the humification coefficients from the experiments are similar to the humification coefficients mentioned in research literature. It can be assumed that the percentage of biomass that mineralises is a fixed value, whereby the effective organic carbon supply can be estimated if the total biomass supply is known. It would be useful for farmers if specific regional tables could be published, indicating the effective organic carbon supply as a crop yield function. Based on this, a farmer could estimate the effective organic carbon supply by comparing the yield from his field with the yield mentioned in the regional table. Thus the farmer would be able to make a more accurate estimation, on a long term basis, of the soil organic carbon evolution than that which is possible at present.

PUBLICEERBAAR ARTIKEL

Effectieve organische-stofaanbreng door gewasresten.

Organische stof is een belangrijke parameter voor een productieve landbouwbodem. Het is daarom voor de landbouw zeer belangrijk om deze parameter zeer goed op te volgen en in te grijpen wanneer deze te laag dreigt te worden. Omdat organische stof zo belangrijk is, werd onderzocht hoeveel effectieve organische stof aangevoerd wordt door het inwerken van de gewasresten van enkele belangrijke teelten.

Effectieve organische stof

Effectieve organische stof is de organische stof die 1 jaar na aanvoer nog overblijft in de bodem. Als een teelt veel effectieve organische stof aanvoert, zal het organische-stofgehalte in de bodem ook stijgen. Dat is tegenwoordig een knelpunt in de landbouw: het organische-stofgehalte is veel lager dan begin jaren '90. De situatie heeft zich intussen enigszins gestabiliseerd, maar er zijn toch nog veel percelen met een te laag organische-stofgehalte. Daarom werd in deze proef voor 5 belangrijke teelten onderzocht hoeveel effectieve organische stof ze aanvoeren. Die 5 teelten zijn de volgende: erwten, wintertarwe, aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs. De effectieve-organische-stofaanvoer werd onderzocht op 2 niveau's, nl. eerst werd de aanvoer van gewasresten onderzocht en daarna werd onderzocht hoeveel procent van het aangevoerde materiaal er mineraliseert in de bodem. Bijkomend werd nog onderzocht of er een verschil is in mineralisatiesnelheid tussen een zand- en een leembodem. De mineralisatie van de gewasresten werd onderzocht d.m.v. een incubatieproef.

Proefopzet

Eerst werd leem- en zandgrond verzameld voor het uitvoeren van de incubatieproeven. De leemgrond werd verzameld in een landbouwperceel in Zichen-Zussen-Bolder, de zandgrond in een perceel in Neerpelt. Tijdens het verzamelen werden ook bodemstalen genomen, zodat de bodem geanalyseerd kon worden op pH, koolstofgehalte en nutriënten (fosfor, kalium, ...). De overige grond werd gedroogd en gezeefd. Vervolgens werden gewasresten van de 5 teelten verzameld, telkens net vóór de oogst. Tijdens het verzamelen van de gewasresten werd ook de biomassa van de gewasresten bepaald. Dit gebeurde door op 3 willekeurige plaatsen in het veld (buiten de wendakker en buiten de spuitsporen) telkens in een vierkant van 1 m² alle bovengrondse delen van het gewas aan de grond af te knippen en vervolgens de wortels in de bouwvoor uit te steken. De wortels werden uit de grond gezeefd en daarna werden alle gewasresten per herhaling gewogen. De gewasresten werden dan geanalyseerd en vervolgens gedroogd en gemalen.

Twee weken voor de incubatie werd de grond bevochtigd en gepreïncubeerd, zodat het bodemleven terug kon aangroeien tot het normale niveau. Daarna werden grond en gewasresten in de juiste verhoudingen gemengd en werd het mengsel in incubatiepotjes gedaan. Tijdens de incubatie werd 1 keer per week de CO₂-concentratie in de potjes gemeten. Uit deze waarden werd telkens de hoeveelheid gemineraliseerde organische koolstof berekend en uitgezet in een mineralisatiecurve. Zodra de mineralisatiecurve begon af te buigen werd de proef stopgezet en werd een eerste orde mineralisatiemodel gefit. Hieruit werd de effectieve organische koolstof berekend. Met de bekomen resultaten werden simulaties uitgevoerd op basis van het Roth-C-model (Bodemkundige Dienst van België; UGent, 2009 en: Coleman & Jenkinson, 2014; De Clercq, 2016). Zo kon voorspeld worden of het organische-stofgehalte van een bepaalde bodem met een bepaalde wisselteelt op langere termijn zou stijgen of dalen. Er werd gesimuleerd met een ongunstige (monocultuur korrelmaïs) en met een gunstige vruchtwisseling (wintertarwe met stro ingewerkt - gele mosterd+runderdrijfmest - erwten - gele mosterd+runderdrijfmest - suikerbieten). Voor beide vruchtwisselingen werden verschillende simulaties uitgevoerd vertrekkend van gegevens uit de Code voor Goede Praktijk Bodembescherming (anoniem, 2015), literatuur en/of het eigen onderzoek.

Resultaten

De biomassa van de gewasresten gemeten tijdens het veldwerk was hoger dan wat de literatuur aangeeft. De C/N-verhouding van de

meeste gewassen lag in lijn met de waarden uit de literatuur, behalve voor tarwe (lagere C/N dan in de literatuur) en suikerbieten (hogere C/N dan in de literatuur). Uit de resultaten van de incubatieproef bleek dat de procentuele hoeveelheid gemineraliseerde organische stof (de humificatiecoëfficiënt) dezelfde grootteorde had als wat in de literatuur wordt teruggevonden. De resultaten van de incubatieproef gaven geen verschil in mineralisatiesnelheid tussen een zand- en een leembodem. De simulaties gaven duidelijke verschillen in koolstofevolutie aan, gerelateerd aan de hoeveelheden gewasresten (biomassa) per teelt die gebruikt werden. De gebruikte humificatiecoëfficiënten hadden weinig of geen invloed op de resultaten van de koolstofsimulatie.

Conclusie

Er kan besloten worden dat de EOC geen vaste waarde is, maar dat de procentuele hoeveelheid organisch materiaal die mineraliseert (hc) wel van dezelfde grootteorde is als wat vooropgesteld werd in de code van goede praktijk bodembescherming. Als de aanvoer gekend is, kan er geschat worden hoeveel er wordt aangevoerd op een perceel. Voor landbouwers zou het nuttig zijn als er regio-specifieke tabellen van EOC-aanvoer zouden verschijnen, zodat de landbouwers een betere inschatting van de EOC-aanvoer op hun percelen kunnen maken. Om een verschil in mineralisatiesnelheid tussen een zand- en een leembodem te onderzoeken moet er een incubatie in veldomstandigheden uitgevoerd worden, zodat elke bodem kan mineraliseren aan de snelheid zoals dat in het veld ook zou zijn.

Inhoudstafel

VOORWOORD.....	3
EXTENDED ABSTRACT	4
PUBLICCEERBAAR ARTIKEL.....	5
LIJST VAN GEBRUIKTE AFKORTINGEN	9
LIJST VAN ILLUSTRATIES	10
LIJST VAN TABELLEN.....	12
INLEIDING.....	14
1 ORGANISCHE STOF IN DE BODEM.....	15
1.1 Wat is organische stof?	15
1.2 Belang organische stof	16
1.3 Huidige situatie: probleem in Vlaanderen (en de wereld).....	23
2 ORGANISCHE-STOFBEHEER IN DE LANDBOUW	27
2.1 Verhogen organische-stofgehalte.....	27
2.2 Koolstofbalans en koolstofmodel, C-Slim	27
3 EFFECTIEVE ORGANISCHE-STOFAANBRENG UIT GEWASRESTEN	30
3.1 Factoren die effectieve organische stofaanbreng beïnvloeden	30
3.2 Effectieve organische-stofaanbreng van een aantal belangrijke gewassen	38
4 DOELSTELLINGEN EN ONDERZOEKSVRAGEN	47
5 MATERIALEN EN METHODEN.....	48
5.1 Veldwerk	49
5.2 Labowerk	57
5.3 Verwerking resultaten	66
5.4 Simulaties	70
6 RESULTATEN.....	77
6.1 Bodem.....	77
6.2 Gewasresten.....	77
6.3 Incubatie	80
6.4 Koolstofbalansen en simulaties.....	93
7 DISCUSSIE.....	100
7.1 Gewasresten.....	100
7.2 Effectieve organische-stofaanvoer en humificatiecoëfficiënten	102
7.3 Verschil mineralisatiegraad zand en leem	103

7.4	Koolstofbalansen en simulaties	104
	BESLUIT	105
	LITERATUURLIJST	107
	BIJLAGEN	116

LIJST VAN GEBRUIKTE AFKORTINGEN

BDB	Bodemkundige Dienst van België
BIO	Microbial Biomass
CVGPB	Code Van Goede Praktijk Bodembescherming
DPM	Decomposable Plant Material
DS	Droge stofgehalte
EOC	Effectieve organische koolstof
hc	Humificatiecoëfficiënt
HUM	Humified Organic Matter
IOM	Inert Organic Matter
OC	Organische koolstof
OC _A	De hoeveelheid mineraliseerbare koolstof (op korte termijn)
OC(t)	De hoeveelheid organische koolstof gemineraliseerd op tijd t
OS	Organische stof
Ppm	Parts per million
RDM	Runderdrijfmest
Roth-C	Rothamsted carbon model
RPM	Resistant Plant Material
SG	Schijnbare dichtheid (= bulkdensiteit)
TSMD _{max}	Maximaal TopSoil Moisture Deficit
TSMD _{acc}	Geaccumuleerd TopSoil Moisture Deficit
VOL	Volume bodem / ha

LIJST VAN ILLUSTRATIES

Figuur 1: Stikstof- en koolstofcyclus (Manzoni et al., 2004).....	15
Figuur 2: Stadia van klei-humusbindingen in uitwerpselen van wormen (Shipitalo & Protz, 1989).	19
Figuur 3: Evolutie van het percentage akkerbouwpercelen in Vlaanderen met een koolstofgehalte gelijk aan of hoger dan de streefzone; een donkerder kleur wijst op een hoger percentage (Maes et al., 2012).	25
Figuur 4: Koolstofbalans voor een wisselteelt suikerbieten-wintertarwe-wintergerst (Elsen & Bonnast, 2016).....	28
Figuur 5: Negatieve koolstofbalans door monocultuur snijmaïs (Elsen & Bonnast, 2016)	29
Figuur 6: Positieve koolstofbalans door wisselteelt suikerbieten, wintertarwe (stro afgevoerd) en wintergerst (stro afgevoerd) (Elsen & Bonnast, 2016)	29
Figuur 7: Vorming van aggregaten door klei en humus (Lehmann et al., 2007).....	33
Figuur 8: Verband C/N verhouding en humificatiecoëfficiënt, berekend op basis van de gegevens in tabel 4 en de gemiddelde C/N-verhoudingen van de gewassen (Whitmore & Groot, 1997; Bertrand et al., 2006; Lazarev & Maisyamova, 2006; Johnson et al., 2007; Stubbs et al., 2009; Neumann et al., 2012; Ha et al., 2007; Grandy et al., 2013)	41
Figuur 9: staalname van een zandbodem.....	51
Figuur 10: stand van de maïs op de zandbodem bij staalname	50
Figuur 11: staalname van een leembodem.....	51
Figuur 12: stand van de maïs op de leembodem tijdens	50
Figuur 13: bodemkaart van België met in het blauw de gemeenten waar de 2 bodems verzameld werden: boven = Neerpelt, onder = Riemst	51
Figuur 14: verzamelen gewasresten erwten ⁵⁴	Figuur
15: stand van de erwten.....	53
Figuur 16: verzamelen gewasresten tarwe na uitsteken wortels	54
Figuur 17: uitsteken van de suikerbieten ⁵⁶	Figuur
18: hoeveelheid bieten van 1 m ²	55
Figuur 19: uitsteken van de maïsstengels en maïswortels	57
Figuur 20: uitsteken van de maïsstengels en maïswortels	56
Figuur 21: gewasresten van tarwe voor ze in zakjes werden gedaan	58
Figuur 22: incubatiepotje.....	60
Figuur 23: controleren van de potjes op luchtdichtheid	61
Figuur 24: meten van de CO ₂ -concentratie in de potjes.....	66
Figuur 25: structuur van het Roth-C model (Coleman & Jenkinson, 2014)	71

Figuur 26: boxplot om te controleren op uitschieters.....	80
Figuur 27: boxplot om te controleren op uitschieters.....	81
Figuur 28: lineaire regressie hc en C/N.....	86
Figuur 29: Mineralisatiecurve van gewasresten erwten in een zandbodem	87
Figuur 30: Mineralisatiecurve van gewasresten erwten in een leembodem	87
Figuur 31: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro ingewerkt) in een zandbodem	88
Figuur 32: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro ingewerkt) in een leembodem	88
Figuur 33: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro afgevoerd) in een zandbodem....	89
Figuur 34: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro afgevoerd) in een leembodem....	89
Figuur 35: Mineralisatiecurve van gewasresten aardappelen in een zandbodem	90
Figuur 36: Mineralisatiecurve van gewasresten aardappelen in een leembodem	90
Figuur 37: Mineralisatiecurve van gewasresten suikerbieten in een zandbodem	91
Figuur 38: Mineralisatiecurve van gewasresten suikerbieten in een leembodem	91
Figuur 39: Mineralisatiecurve van gewasresten korrelmaïs in een zandbodem	92
Figuur 40: Mineralisatiecurve van gewasresten korrelmaïs in een leembodem	92
Figuur 41: koolstofevoluitie van een leembodem met een monocultuur van korrelmaïs bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)	98
Figuur 42: koolstofevoluitie van een zandbodem met een monocultuur van korrelmaïs bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)	98
Figuur 43: koolstofevoluitie van een leembodem met een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)	99
Figuur 44: koolstofevoluitie van een zandbodem met een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)	99

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Beknopt overzicht van de evolutie van de gemiddelde koolstofgehaltes (in%) gedurende de laatste 20 jaar op akkerland en dit voor de belangrijkste grondsoorten (Maes et al., 2012)	25
Tabel 2: Limietwaarden organische koolstof per grondsoort, de jaarlijkse afbraak van organische koolstof en de minimale jaarlijkse aanbreng die nodig is om de afbraak te compenseren, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015)	26
Tabel 3: Beoordelingsklasse organische koolstof per grondsoort (Maes et al., 2012)	26
Tabel 4: Lijst van gewassen met hun respectievelijke aanvoer van totale organische koolstof per hectare en aanvoer van effectieve organische koolstof per hectare gesorteerd volgens afnemende aanvoer van effectieve organische koolstof, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015)	39
Tabel 5: hc en C/N gebruikt in figuur 8	41
Tabel 6: lijst van groenbedekkers met hun respectievelijke aanvoer van totale organische koolstof per hectare en aanvoer van effectieve organische koolstof per hectare gesorteerd volgens afnemende aanvoer van effectieve organische koolstof, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015)	45
Tabel 7: Samenstelling gele mosterd en facelia (Destain et al., 2010)	45
Tabel 8: Drogestofopbrengen groenbemesters boven+ondergrondse delen, met en zonder N-bemesting (Destain et al., 2010)	45
Tabel 9: Biochemische samenstelling gele mosterd met en zonder bemesting (Destain et al., 2010)	46
Tabel 10: hoeveelheid bovengrondse en ondergrondse gewasresten per bodemtype in een	63
Tabel 11: CEC, kleigehalte en bulkdensiteit per bodemtextuur (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009)	74
Tabel 12: DPM-, RPM-, BIO- en HUM-verdeling (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009)	74
Tabel 13: Resultaten gewasanalyses	77
Tabel 14: vergelijking C/N verhouding gewasresten bekomen uit incubatieproef en C/N verhouding gevonden in de literatuur	78
Tabel 15: Hoeveelheid gewasresten toegevoegd per incubatiepotje en de gemiddelde hoeveelheid C die van elk soort gewasrest werd toegevoegd per bodemtextuur	78
Tabel 16: vergelijking massa gewasresten per teelt gemeten tijdens veldwerk en gevonden in de literatuur	79
Tabel 17: veldopbrengst gewassen en de gemiddelde opbrengst van de 5 voorgaande jaren (de opbrengst van suikerbieten is gecorrigeerd naar een suikergehalte van 16%) (bron: communicatie betrokken landbouwers)	79
Tabel 18: Voorschrift, humificatiecoëfficiënt en DPM/RPM verhouding per gewas en per bodemtype	81

Tabel 19: Hoeveelheid koolstof toegevoegd bij begin incubatie, hoeveelheid koolstof vrijgekomen/geminaliseerd tijdens incubatie per gewas en per bodemtextuur 82

Tabel 20: hoeveelheid C vrijgekomen tijdens incubatie, schatting na 20 weken en na fitten eerste orde mineralisatiemodel (OC_A), de mineralisatiesnelheid (per dag) k , totale C per ha aangevoerd (literatuur) en effectieve organische stof-aanvoer op basis van koolstofaanvoer volgens de literatuur (elke OC is uitgedrukt in % C vrijgekomen / C toegevoegd, de aanvoer van C en de EOC is uitgedrukt in kg OC / ha) 83

Tabel 21: Vergelijking EOC incubatie met EOC literatuur en vergelijking hc incubatie met hc literatuur. 84

Tabel 22: vergelijking van de totale OC-aanvoer en de EOC-aanvoer (met EOC incubatie wordt bedoeld dat de OC-aanvoer in de vorige kolom is vermenigvuldigd met de hc van de incubatie, bij EOC CVGPB is de hc van het CVGPB gebruikt, alles is uitgedrukt in ton/ha) 85

Tabel 23: koolstofbalansen voor de monocultuur korrelmaïs en de gunstige wisselteelt (koolstofbalans 1 = OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, koolstofbalans 2 = OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, koolstofbalans 3 = OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, koolstofbalans 4 = OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie 95

Tabel 24: de evolutie van het koolstofgehalte na een periode van 30 jaar bij een slechte wisselteelt (monocultuur korrelmaïs) en een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) en dat bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie) 97

INLEIDING

Deze masterproef gaat over de effectieve organische-stofaanbreng in de bodem door gewasresten. Effectieve organische stof is de organische stof die 1 jaar na de toediening nog over blijft in de bodem (Maes *et al.*, 2012). Het doel van het onderzoek is te achterhalen hoeveel effectieve organische stof wordt aangevoerd door de belangrijkste teelten in België. Ook een aantal factoren die de effectieve organische-stof-aanvoer beïnvloeden worden onderzocht.

Er bestaan tabellen die aangeven hoeveel effectieve organische koolstof elke teelt aanbrengt, waarom moet daar dan onderzoek naar gedaan worden?

Het antwoord op die vraag is: we stellen vast dat de cijfers uit de tabellen niet altijd toepasbaar zijn op onze Vlaamse bodems. Als er met die cijfers een koolstofbalans wordt opgesteld, dan kan de organische koolstof in de bodem anders evolueren dan hetgeen de koolstofbalans voorspelt.

Het doel van dit onderzoek is dus om te bepalen hoeveel koolstof de gewassen in onze Vlaamse bodems werkelijk aanbrengen.

Aangezien organische stof in de bodem zo belangrijk is, is het belangrijk dat we de evolutie van het organische-stofgehalte juist kunnen voorspellen, zodat boeren kunnen bijsturen in het management van hun perceel om bv. de aanvoer van organisch materiaal te verhogen als het organische-stofgehalte laag is.

Deze masterproef bestaat uit een aantal delen. Het eerste deel is de literatuurstudie. De literatuurstudie is onderverdeeld in een aantal hoofdstukken.

Het eerste hoofdstuk is een algemene inleiding over organische stof en het belang van organische stof en ook over de huidige situatie in Vlaanderen en in de wereld op het gebied van organische-stofgehalte in de bodem.

Het tweede hoofdstuk gaat over hoe landbouwers het organische-stofgehalte in hun percelen op peil kunnen houden of verhogen en hoe landbouwers kunnen evalueren en simuleren hoe het organische-stofgehalte gaat wijzigen in de toekomst.

In het derde hoofdstuk worden de factoren die de effectieve organische-stof-aanvoer beïnvloeden besproken en wordt er ook voor de belangrijkste teelten in België de koolstofaanbreng besproken.

Het tweede deel van de masterproef gaat over de doelstellingen en de onderzoeksvragen van deze masterproef

In het derde deel van de masterproef wordt de praktische uitvoering besproken. Ten eerste worden hier de verschillende materialen en methoden besproken die nodig zijn om de resultaten te bekomen. Vervolgens worden alle resultaten besproken om ze daarna in de discussie te vergelijken met de literatuur. Ten slotte is er een besluit waar er gesteld kan worden of de effectieve organische-stofaanvoer van een aantal teelten gelijk aan of verschillend is wat in de literatuur gesteld wordt.

1 ORGANISCHE STOF IN DE BODEM

1.1 Wat is organische stof?

Organische stof in de bodem of soil organic matter (SOM) is al het dode materiaal in de bodem dat organische koolstof bevat (Sollins *et al.*, 1996).

De basis van organische (kool)stof ligt bij de plant. De plant neemt CO_2 op uit de lucht en zet dit via fotosynthese om in organische-koolstofverbindingen om biomassa op te bouwen. Dat is het beginpunt van de koolstofcyclus (zie Figuur 1) (Manzoni *et al.*, 2004).

Het organisch materiaal wordt dan ingewerkt in de grond. Vervolgens wordt het organisch materiaal afgebroken waarbij er 2 dingen kunnen gebeuren: mineralisatie of stabilisatie (inbouwen in bodemorganische stof) (Manzoni *et al.*, 2004).

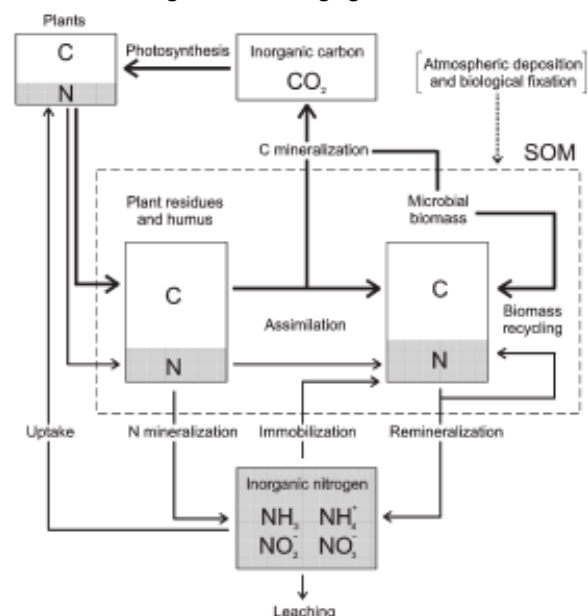
De gestabiliseerde organische stof wordt ook wel humus genoemd (Berg & McClaugherty, 2013). Die wordt op termijn ook gemineraliseerd, waardoor de koolstof-cyclus rond is (Manzoni *et al.*, 2004).

Organische stof zorgt voor een betere bodemkwaliteit, waaronder een betere structuur, beter CEC, enz. Die factoren worden allemaal uitgelegd en besproken in punt 2: belang van organische stof.

Er wordt in deze literatuurstudie soms van organische stof en van organische koolstof (OC) gesproken. Organische koolstof is een component van organische stof, nl gemiddeld 58% van het organische-stofgehalte bestaat uit organische koolstof (Maes *et al.*, 2012).

De andere 42% bestaat uit andere componenten, zoals stikstof (N), fosfor (P), enz. (Marschner & Rengel, 2007). In tabellen wordt meestal het organische-koolstofgehalte weergegeven, omdat we dat kunnen meten met een analyse, en het organische-stofgehalte daaruit geschat wordt.

Er wordt ook vaak gesproken over effectieve organische koolstof (EOC). Effectieve organische koolstof is de organische koolstof die 1 jaar na de toediening nog over blijft in de bodem (Maes *et al.*, 2012).



Figuur 1: Stikstof- en koolstofcyclus (Manzoni *et al.*, 2004).

1.2 Belang organische stof

Om een optimale productie te hebben, is het nodig om een voldoende hoog niveau van organische stof in de bodem te hebben. Het organische-stofgehalte wordt ook als een indicator voor “bodemgezondheid” en “bodemkwaliteit” beschouwd (Alim *et al.*, 2001).

Organische stof is van belang voor: de bodem-pH, het bodemleven, de bodemstructuur, de CEC van de bodem, plantenvoeding, klimaatopwarming en de bodemtemperatuur. Deze factoren worden verder toegelicht in deze paragraaf.

1.2.1 Bodemleven

Organisch materiaal voedt het bodemleven (Six *et al.*, 2004). Het bodemleven vervult verschillende belangrijke functies in de bodem. Deze functies worden in de volgende paragrafen besproken bij de onderdelen waar het bodemleven een belangrijke rol speelt.

1.2.2 Bodemstructuur

Bodemstructuur is volgens Oades (1993) de ordening van bodempartikels en tussenliggende poriën in de bodem. Organische stof speelt een belangrijke rol in 3 factoren die de bodemstructuur bepalen, nl. aggregaatstabiliteit, bulkdensiteit en porositeit van de bodem.

Aggregaten zijn de structurele eenheid van de bodemstructuur. Het zijn eigenlijk zeer kleine kluitjes die gevormd worden door mineralen en organische stof die samen kitten door bv. cementerende substanties (zie verder). Er zijn macro- (>250µm) en microaggregaten (20-250µm) (Six *et al.*, 2004).

Tussen de aggregaten ontstaan dan poriën. De porositeit wijst op het poriënvolume van de bodem. Het totaal poriënvolume van een bodem zou idealiter 50% van het bodemvolume moeten zijn, waarvan de helft met lucht en de andere helft gevuld met water. De andere 50% zijn dan vaste delen, waarvan het grootste gedeelte mineraal is en een klein gedeelte organisch (Stehouwer, 2003).

In termen van grootte van de poriën wordt er vaak over micro-(<2µm), meso-(<30µm en >2µm) en macroporiën (> 30µm) gesproken. De microporiën bevatten vooral water en de macroporiën zijn belangrijk voor lucht in de bodem te houden, want zowel plantenwortels en bepaalde micro-organismen hebben zuurstof nodig. De mesoporiën zijn de belangrijkste poriën om water te leveren aan planten (Dexter, 1988).

De bulkdensiteit van de bodem is het soortelijk volume van de bodem en wordt uitgedrukt in massa per volume-eenheid, bv. kg/m³ (Clapp *et al.*, 2000).

Een goede bodemstructuur is belangrijk. Er zijn een aantal nadelen verbonden aan een slechte bodemstructuur.

Een eerste nadeel is bodemverdichting. Bodemverdichting komt voor wanneer er met zware machines over een bodem met een slechte structuur gereden wordt. Bodemverdichting wordt door van den Akker & De Groot (2008) gedefinieerd als “een verdichting en vervorming van de bodemstructuur door hoge mechanische spanningen” (zware machines). Een verdichting wil eigenlijk zeggen dat het poriënvolume daalt, vooral het gehalte aan macroporiën (zie eerder: porositeit), en de bulkdensiteit van de bodem stijgt (van den Akker & de Groot, 2008). Bodemverdichting is een functie van meerdere factoren: textuur, structuur, organische-stofgehalte, watergehalte van de bodem en de last die erover rijdt (Baumgartl & Horn, 1991).

Bodemverdichting veroorzaakt slechte groeiomstandigheden voor de plant, wat tot opbrengstverlies kan leiden. Die slechte omstandigheden zijn: een slechte waterhuishouding, slechte verluchting en een verminderde wortelgroei (Tracy *et al.*, 2012).

De wortel van een plant kan maar een bepaalde druk uitoefenen om zich door de bodem te bewegen. In een te compacte bodem is de druk nodig om er door te groeien groter dan de druk die de wortel kan leveren, waardoor de wortelgroei vermindert (Tracy *et al.*, 2012).

Verminderde wortelgroei betekent dat de plant minder nutriënten en water kan opnemen, wat voor verminderde groei zorgt en dus minder opbrengst (Cook *et al.*, 1996).

Een slechte verluchting is een gevolg van de verlaging van het aantal macroporiën in de bodem, omdat deze in goede omstandigheden altijd lucht bevatten (zie eerder: porositeit). Dat kan ook verminderde groei geven omdat plantenwortels zuurstof aan hun wortels nodig hebben (Dexter, 1988; van den Akker & de Groot, 2008).

Door een verdichting kan het water minder gemakkelijk infiltreren en spoelt er meer water aan het oppervlak van de bodem af. Dat kan erosie tot gevolg hebben (van den Akker & de Groot, 2008).

Erosie is het afspoelen van bodemdeeltjes door wind, water of bodembewerking (Van Kerckhoven *et al.*, 2009). Watererosie wordt beïnvloed door de hoeveelheid neerslag, het reliëf, erosiegevoeligheid van de bodem en van het gewas (Overloop *et al.*, 2011).

Organische stof verlaagt de erosiegevoeligheid van de bodem door een verbeterde aggregaat- en structuurstabiliteit en verbeterde porositeit. Dat zorgt, zoals eerder vermeld, voor een luchtigere bodem, waardoor waterinfiltratie bevoordeeld wordt t.o.v. waterafstroming en dus erosie. Hoe hoger het organische-stofgehalte, hoe minder erosie er optreedt. Organische stof is belangrijker in leem dan in zand om erosie te verhinderen, omdat leem gemakkelijker wegspoelt dan zand (Conforti *et al.*, 2013).

Gewasresten zelf kunnen ook helpen watererosie te verminderen, aangezien ze de bodem meer bedekken en ruwer maken, waardoor het water minder snel afstroomt (Overloop *et al.*, 2011).

Organische stof in de bodem is zo belangrijk tegen erosie, dat het werd opgenomen in de randvoorwaarden in het gemeenschappelijk landbouwbeleid (GLB-randvoorwaarden). Een landbouwer kan een bodemstaal laten nemen door een erkend laboratorium en als het koolstofgehalte van een landbouwperceel hoger is dan 1,7% en de pH optimaal is, kan de landbouwer een aanvraag indienen bij het Departement Landbouw en Visserij om de erosiegevoeligheidsklasse van dat perceel met 1 klasse te laten dalen. Dat heeft als voordeel voor de landbouwer dat hij aan minder strenge eisen moet voldoen wanneer het perceel wordt bestempeld als minder erosiegevoelig (Departement Landbouw & Visserij, 2015).

De verminderde infiltratiecapaciteit zorgt voor een lagere watervoorraad in de bodem, wat voor waterstress bij de planten kan zorgen in een droogteperiode. Dat kan ook opbrengstderving als gevolg hebben (van den Akker & de Groot, 2008).

Eén van de oplossingen die bodemverdichting tegen kan gaan is het verhogen van organische-stofgehalte en het op peil houden van dat gehalte. Organische stof verhoogt de aggregaatstabiliteit en elasticiteit van de bodem. De aggregaten vallen bij een hogere belasting minder snel uit elkaar en dus is de porositeit van de bodem hoger in vergelijking met een bodem met een lager organische-stofgehalte waar dezelfde belasting is over gereden (Hamza & Anderson, 2005).

Er zijn nog tal van andere oplossingen om bodemverdichting tegen te gaan, zoals het mechanisch verwijderen van verdichte lagen (bv. diepwoelen), (vang)gewassen gebruiken met diepe wortels die verdichte lagen kunnen doorbreken, groter contactoppervlak band-bodem, ... (Hamza & Anderson, 2005).

Het andere extreme is ook niet goed. Als een bodem te los ligt, is er geen intens contact tussen bodem en wortel. Dat kan vooral een probleem zijn bij zaailingen. De bodem moet altijd een beetje aangedrukt zijn voor een intens bodem-wortel contact (Tracy *et al.*, 2011; Tracy *et al.*, 2012).

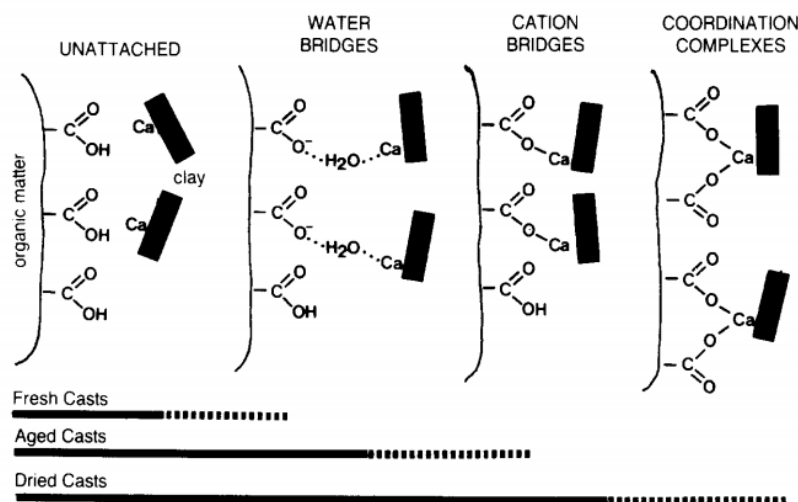
Een ander gevolg van een slechte bodemstructuur is verslemping van het bodemoppervlak. Door zeer harde regenval kunnen de regendruppels de aggregaten uit elkaar doen vallen. De kleine deeltjes die dan nog overblijven, kunnen door uitdroging, door o.a. de zon, aan elkaar gaan kitten en een korst vormen (LNE, 2009).

Bodems met een hoog organische-stofgehalte maken minder kans op dichtslaan dan een bodem met een lager organische-stofgehalte. Een eerste oorzaak daarvoor is dat organische stof de aggregaatstabiliteit verhoogt en de aggregaten minder snel uit elkaar vallen door de impact van de regendruppels (zie verder in paragraaf). Een 2^{de} oorzaak is dat door de verhoogde porositeit het water sneller in de bodem trekt, waardoor de toplaag minder is verzadigd met water en korstvorming dus vermindert (Cosentino *et al.*, 2006).

Zoals eerder vermeld, beïnvloedt organische stof de 3 factoren van de bodemstructuur: aggregaatstabiliteit, porositeit en bulkdensiteit. Die invloed wordt nu toegelicht.

Organische stof verhoogt de aggregaatstabiliteit en dat komt vooral door het bodemleven, want het bodemleven vormt veel aggregaten. De meest opvallende van al deze organismen zijn de regenwormen/aardwormen. Regenwormen kunnen op 2 manieren aggregaten maken en stabiliseren: door het mengen van organisch materiaal en grond in hun spijsverteringsstelsel en het graven van gangen. (Six *et al.*, 2004).

Bij de eerste manier worden minerale delen en organisch materiaal in het spijsverteringsstelsel van de worm gemengd en kunnen minerale colloïden en stukjes niet verteerd organische materiaal (bv. vezels met lignine) zeer dicht bij elkaar komen en door mucus aan elkaar blijven plakken. Na het uitscheiden van de uitwerpselen kunnen er door de dalende vochtinhoud en het dicht bij elkaar komen van de minerale en organische componenten, waterstofbruggen gevormd worden tussen de 2 componenten. Bij verdere uitdroging kan de binding door een kation gevormd worden. Het laatste en het sterkste stadium is een klei-meerwaardig kation-humus binding (zie Figuur 2). Dat is het zogenaamde klei-humuscomplex (Shipitalo & Protz, 1989).



Figuur 2: Stadia van klei-humusbindingen in uitwerpselen van wormen (Shipitalo & Protz, 1989).

Wormen kunnen de aggregaatstabiliteit ook verhogen door te graven. Tijdens het graven van de gangen, oefenen ze een druk uit op de omliggende grond en zetten ze mucus af op de wand van de gang. Door de uitgeoefende druk worden de bodempartikels wat aangedrukt, waardoor ze vaster in elkaar zitten; er kunnen dan ook bindingen tussen de partikels ontstaan. De mucus is een cementerend agens dat bodempartikels aan elkaar kan doen kleven, wat ook een stevigere structuur geeft (Six *et al.*, 2004).

Schimmels kunnen op 2 manieren de aggregaatstabiliteit beïnvloeden: indirect door de vorming van een netwerk van hyfen dat bodempartikels bij elkaar houdt of direct door de uitscheiding van cementerende substanties, zoals polysachariden (Borie *et al.*, 2008).

Ook bacteriën kunnen de aggregaatstabiliteit bevorderen door het uitscheiden van cementerende polysachariden. Die polysachariden kunnen de binding tussen klei en organische stof versterken, waardoor de microaggregaten gestabiliseerd worden (Kennedy, 1999).

Schimmels zijn belangrijker in zandige gronden dan bacteriën, omdat schimmels zanddeeltjes beter bij elkaar houden door hun netwerk van hyfen. In klei en leemgronden zijn ze beide belangrijk, omdat hier aggregatie ook door het afscheiden van kleverige substanties kan gebeuren (Six *et al.*, 2004).

Het toevoegen van gewasresten heeft ook een positieve invloed op de bulkdensiteit.

Organische stof heeft een lager soortelijk gewicht, waardoor een toename in organische stof een daling van de bulkdensiteit van de bodem betekent (Overloop *et al.*, 2011).

Het organisch materiaal vormt ook een voedingsbron voor aardwormen. Door het graven van gangen wordt de grond luchtiger en wordt de bulkdensiteit dus verlaagd. De plantenwortels ondervinden minder weerstand, waardoor ze gemakkelijker door de grond groeien en het gewas dus beter groeit (Clapp *et al.*, 2000).

De verlaagde bulkdensiteit door de gravende wormen zorgt voor een verhoogde porositeit, omdat er relatief meer lucht in eenzelfde volume bodem zit (Clapp *et al.*, 2000).

1.2.3 CEC

CEC staat voor Cation Exchange Capacity of in het Nederlands 'kationen uitwisselingscapaciteit'. De CEC is een belangrijk kenmerk van de bodem, want het geeft aan in welke mate de bodem plantenvoedingselementen kan vasthouden en afgeven aan de bodemoplossing. Twee factoren bepalen de CEC van de bodem, nl. klei en humus (Stehouwer, 2004).

Deze kunnen een klei-humuscomplex vormen (zie 1.2.2). Klei en humus zijn beide negatief geladen, waardoor er kationen op het complex kunnen hechten (Varadachari *et al.*, 1991).

Die negatieve ladingen kunnen kationen binden. Veel kationen in de bodem zijn belangrijke voedingselementen voor planten, zoals ammonium (NH_4^+), kalium (K^+),... . Bij lage pH kan nog een ander probleem voorkomen, nl. dat toxische elementen, zoals aluminium, ook kunnen binden met de negatieve groepen op humus, waardoor ze de voedingselementen kunnen verdringen. Dat komt normaal niet voor, omdat deze enkel bij zeer lage pH in opgeloste toestand kunnen voorkomen (Stehouwer, 2004).

1.2.4 Plantenvoeding

Organisch materiaal, en dus ook plantmateriaal, bevat alle nutriënten in organische vorm (Marschner & Rengel, 2007). Bij de mineralisatie van organische stof zetten micro-organismen de nutriënten om van organische naar anorganische vorm, zodat ze beschikbaar zijn voor de plant.

De stikstofcyclus wordt hier als voorbeeld genomen. Dat is een zeer belangrijke cyclus in de bodem. Na de afbraak van het organisch materiaal worden de organische stikstofverbindingen (bv. proteïnen) door bacteriën omgezet naar ammonium (NH_4^+) of ammoniak (NH_3), wat anorganische verbindingen zijn. Ammonium is opneembaar voor de plant en kan dus als nutriënt gebruikt worden. Maar de meeste ammonium wordt via nitrificatie omgezet in nitraat (NO_3^-) (Katipoglu-Yazan *et al.*, 2012).

De nitrificatie bestaat uit 2 stappen: in de eerste stap wordt ammonium of ammoniak omgezet in nitriet (NO_2^-) door nitrosomonas en in de 2de stap wordt nitriet omgezet in nitraat door nitrobacter. Nitraat komt het meeste voor in de bodem en wordt dus ook het meeste opgenomen door planten (Marschner & Rengel, 2007; Van Kessel *et al.*, 2015).

Naast stikstofvrijstelling door mineralisatie kan er ook stikstoffixatie optreden. Bij stikstoffixatie wordt het gas N_2 door het enzym nitrogenase afgescheiden door een bepaalde groep bacteriën (bv. rhizobium), omgezet in een bruikbare N-bron voor de plant, bv. ammonium. Rhizobium is een bacterie die in symbiose leeft met vlinderbloemigen (bv. erwten, bonen, ...), waardoor deze planten hun "eigen" stikstof voorzien (Hoffman *et al.*, 2014).

Net zoals voor stikstof, is er voor elk nutriënt een cyclus waarin de micro-organismen een belangrijke rol spelen (Marschner & Rengel, 2007).

De nutriënten in de micro-organismen kunnen ook door andere organismen beschikbaar worden, de mesofauna: nematoden, mijten, springstaarten, enz. (Bardgett & Chan, 1999; Bardgett *et al.*, 1999). In de bacteriën en schimmels zijn de nutriënten niet beschikbaar voor de planten. Bepaalde soorten van de mesofauna voeden zich op bacteriën en schimmels. De mesofauna nemen de nutriënten op en geven de overmaat af aan de bodem, waar het beschikbaar is voor de planten, micro-organismen of de nutriënten binden aan de bodemcolloïden of blijven in de bodemoplossing (Bardgett & Chan, 1999).

1.2.5 pH van de bodem

De pH van de bodem is een zeer belangrijke factor. Als de pH niet optimaal is, kan men geen optimale gewasproductie op dat perceel hebben. Dat is omdat de bodem-pH een belangrijke invloed heeft op het bodemleven, de opneembaarheid van nutriënten en de oplosbaarheid van zware metalen.

Als eerste wordt de invloed van de bodem-pH op het bodemleven besproken. De enzymen die door micro-organismen worden uitgescheiden, hebben een optimaal pH gebied. Als de bodem-pH buiten dat gebied ligt, daalt de efficiëntie van de verteringsenzymen en duurt het dus langer om organische stof af te breken, en worden er minder nutriënten vrijgesteld. De microbiële biomassa kan daardoor ook achteruitgaan (Sinsabaugh *et al.*, 2008).

Ook de grote, diepgravende regenwormen die aan bioturbatie (omwoelen van de grond) doen, kunnen niet tegen een te lage pH. Enkel de kleinere groepen van wormen (epigeïsche regenwormen) kunnen in zure omstandigheden leven (Scheu & Poser, 1996). Deze leveren echter een kleine bijdrage aan de vertering en het incorporeren van organisch materiaal, waardoor de mineralisatie vertraagd kan worden (Scheu & Wolters, 1991; Wachendorf *et al.*, 2014)..

Een lage bodem-pH kan ook zware metalen beschikbaar maken. Bepaalde zware metalen zijn in lage concentraties essentieel voor planten, zoals zink. Andere, zoals cadmium en lood kunnen schadelijk zijn voor de plant en vervolgens voor diegene die de plant consumeert (Fanrong *et al.*, 2011).

De meeste planten groeien ook het beste bij een neutrale tot licht zure pH (6-7). Bij een te zure pH (<5) zijn bepaalde nutriënten, zoals calcium, magnesium, kalium, fosfor ... niet beschikbaar, wat een lagere opbrengst tot gevolg heeft. Hetzelfde geldt voor een te hoge pH (>8), want dan is bv. fosfor minder beschikbaar (Adam, 2002).

De pH van de bodem kan wijzigen door de afbraak van organisch materiaal. De pH verandering hangt af van de alkaliniteit van de gewasresten en van de overmaat kationen, die aangeven in welke concentratie organische anionen aanwezig zijn in het materiaal. De verandering van de pH kan op 2 manieren plaatsvinden: via de C-cyclus of via de N-cyclus. De C-cyclus kan de pH verhogen doordat er H^+ ionen binden met organische componenten. Ook door decarboxylatie van anionen in de gewasresten kan de pH van de bodem verhogen (Yan *et al.*, 1996). De N-cyclus kan de pH verhogen of verlagen. De pH verhogen kan door ammonificatie van organische stikstofbronnen. Dat proces vormt OH^- ionen, wat basisch werkt. De pH verlagen kan dan door nitrificatie van stikstofbronnen, omdat dat proces H^+ ionen vormt, wat verzurend werkt (Xu *et al.*, 2006).

Gewasresten werken in veel gevallen netto niet-verzurend, omdat de alkaliniteit die ze hebben opgebouwd onttrokken is door de plant uit de bodem tijdens de groei. Die alkaliniteit wordt bij het inwerken teruggegeven. Gewasresten met een hoge N-inhoud (lage C/N) kunnen wel verzurend werken op korte termijn, maar op lange termijn werken ze toch basisch (na 2 jaar). De verzuring door nitrificatie is dus niet sterk genoeg om de geproduceerde alkaliniteit te neutraliseren (Butterly *et al.*, 2013).

1.2.6 Klimaatopwarming

De verhoging van de CO₂ concentratie door verbranden van fossiele brandstoffen zorgt ervoor dat het klimaat opwarmt (Betts *et al.*, 1997).

Door de klimaatopwarming kan de afbraak van organische stof versneld worden. Daardoor komt er meer CO₂ in de lucht, wat de klimaatopwarming kan versterken. Ook bodems met een zeer hoge koolstofvoorraad, zoals permafrost, veen, enz., waar tot nu toe nog (bijna) geen mineralisatie plaatsvond, kunnen beginnen te mineraliseren. Deze geven veel meer CO₂ af bij mineralisatie dan minerale bodems, wat het probleem nog groter maakt.

Koolstofopslag in de bodem door het organische-stofgehalte te verhogen kan de klimaatopwarming onderdrukken, omdat er dan minder CO₂ in de lucht is (Davidson & Janssens, 2006).

Door de verhoogde CO₂ concentratie in de lucht verhoogt de fotosyntheseactiviteit van de planten. Er wordt meer koolstof geassimileerd, wat een hogere biomassa aan planten betekent. Meer biomassa betekent meer gewasresten, wat dan weer meer organische stof in de bodem betekent (Schimel *et al.*, 2015).

1.2.7 Bodemtemperatuur

Organische stof geeft een donkere kleur aan de bodem. Door die donkere kleur warmt de bodem sneller op (LNE, 2009).

Door de hogere temperatuur is er een snellere mineralisatie van organische stof, waardoor er meer nutriënten vrijkomen en dat kan de gewasgroei bevorderen (Melillo *et al.*, 2011).

1.3 Huidige situatie: probleem in Vlaanderen (en de wereld)

Sinds de jaren 90 van vorige eeuw is er een systematische daling van het koolstofgehalte in de Vlaamse bodems merkbaar (Maes *et al.*, 2012).

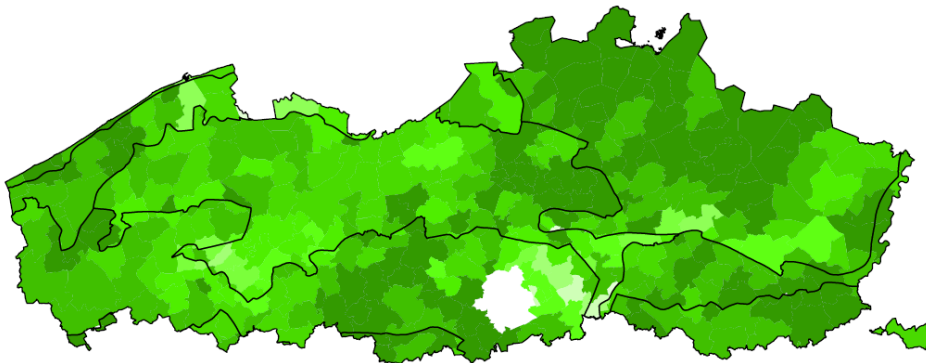
Daar zijn verschillende verklaringen voor.

Een eerste verklaring is een verminderde toediening van organische mest (stalmest, compost), o.w.v. het verstrengde mestdecreet en omdat landbouwers vaker kunstmest gebruiken om nutriënten op het veld aan te voeren. Maar die bevatten geen organische stof, waardoor de aanvoer van organisch materiaal verlaagt (Maes *et al.*, 2012; anoniem, 2015).

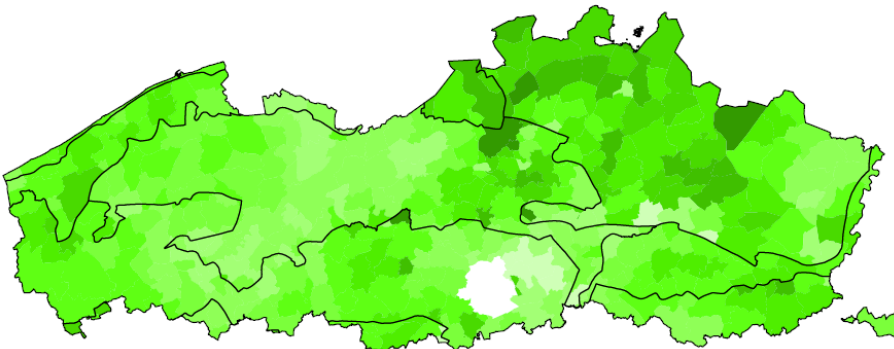
In de aanvoer van organische mest zijn nutriënten een beperkende factor. Men mag maar een bepaalde hoeveelheid nutriënten via organische mest aanvoeren. De aanvoer van organische mest hangt dus af van de hoeveelheid nutriënten die er mogen worden aangevoerd. Omdat in organische mest veel P t.o.v. N zit, zal hier P en niet N het beperkende element zijn. Er zijn daarom op perceelsniveau 4 fosfaatklassen gemaakt voor de fosforinhoud van een perceel: laag (1), normaal (2), hoog (3) en zeer hoog (4). Als een perceel in klasse 1 zit, dan mag op dat perceel dus meer fosfor aangevoerd worden dan op een perceel dat in klasse 4 zit. Bij een perceel dat in klasse 1 of 2 zit, mag men de fosforinhoud van de mest delen door 2, zodat men meer mest per ha mag rijden op dat perceel. Op die percelen mag er wat meer input van P zijn, omdat er op die percelen weinig P in de bodem zit.

Zit men in klasse 3 of 4, dan zit er te veel fosfor in de grond en moet men alle fosfor in de mest meetellen en moet men zich aan de maximale aan te voeren hoeveelheid fosfor houden (VLM, 2016). Daarbij komt ook nog dat veel grasland in akkerland is omgezet en dat het aandeel snijmaïs toegenomen is, een teelt die relatief weinig gewasresten achterlaat (LNE, 2009; Maes *et al.*, 2012). Een volgende factor kan de grotere ploegdiepte zijn. Door dieper te ploegen (25-30cm) wordt het organisch materiaal over een grotere diepte verspreid wat een verdunningseffect geeft, zodat een lager gehalte aan organische koolstof gemeten wordt (Maes *et al.*, 2012).

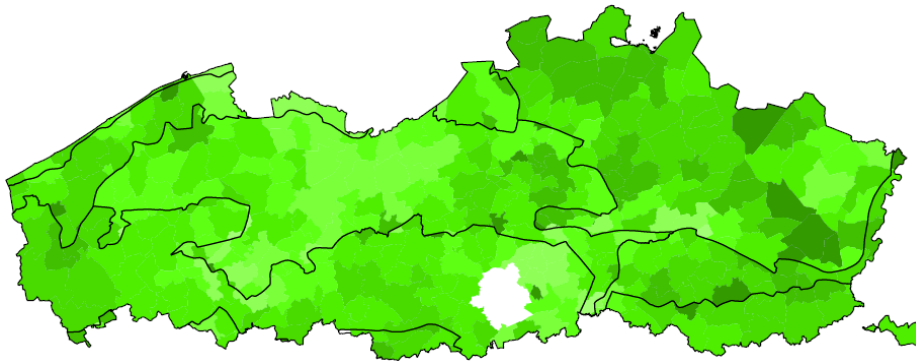
1989-1991



2004-2007



2008-2011



Figuur 3: Evolutie van het percentage akkerbouwpercelen in Vlaanderen met een koolstofgehalte gelijk aan of hoger dan de streefzone; een donkerder kleur wijst op een hoger percentage (Maes et al., 2012).

Tabel 1: Beknopt overzicht van de evolutie van de gemiddelde koolstofgehaltenes (in%) gedurende de laatste 20 jaar op akkerland en dit voor de belangrijkste grondsoorten (Maes et al., 2012)

Periode	Zandgrond	Lemig zand	Lichte zandleem	Zandleem	Leem	Polder
1990-1992	2,6	1,9	1,7	1,7	1,6	2,3
1995-1997	2,3	1,7	1,6	1,5	1,5	2,1
2000-2002	2,3	1,6	1,5	1,4	1,3	2,0
2005-2007	2,0	1,5	1,3	1,3	1,2	1,7
2008-2011	2,0	1,7	1,5	1,4	1,5	1,8

In bovenstaande figuur en tabel is goed te zien dat het koolstofgehalte in de Vlaamse bodems systematisch achteruitgegaan is. De laatste jaren lijkt het organische-koolstofgehalte zich evenwel te stabiliseren. De vooruitgang is te verklaren door het toepassen van maatregelen, die bij 2.1 worden besproken.

Om de bodemvruchtbaarheid op peil te houden, moet de jaarlijkse aanvoer even groot en liefst groter zijn dan de jaarlijkse afbraak (zie Tabel 2).

De overheid heeft ook limietwaarden opgesteld voor de verplichte toediening van organische koolstof volgens de randvoorwaarden GLB: dat is het minimale koolstofgehalte dat een bepaalde bodemsoort moet hebben. Als het koolstofgehalte op een perceel onder de limietwaarde valt, moet de landbouwer maatregelen treffen om het terug omhoog te krijgen. Het eerste jaar moet er dat jaar minimaal de minimale dosis worden aangevoerd (zie Tabel 2), na 2 jaar minstens 2 maal de minimale dosis, na 3 jaar minstens 3 maal de minimale dosis, en zo verder tot 5 jaar (LNE, 2009; anoniem, 2015).

Voor een landbouwer is het echter beter dat het koolstofgehalte van zijn percelen zich in de streefzone bevindt, omdat de GLB-limiet veel te laag is voor een bodem (zie Tabel 3).

Tabel 2: Limietwaarden organische koolstof per grondsoort, de jaarlijkse afbraak van organische koolstof en de minimale jaarlijkse aanbreng die nodig is om de afbraak te compenseren, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015) (anoniem, 2015)

Type bodem	Limietwaarde organische koolstof (%C)	Jaarlijkse afbraak organische stof (kg C/ha)	Minimale jaarlijkse aanbreng effectieve organische koolstof (kg C/ha)
Zand	1,0	900	1050
Zandleem	0,9	700	850
Leem	0,9	750	900
Klei	1,2	900	1050

Tabel 3: Beoordelingsklasse organische koolstof per grondsoort (Maes et al., 2012)

Beoordeling	(%C) Zand	(%C) Zandleem-leem	(%C) Klei
Zeer laag	<1,2	<0,8	<1,0
Laag	1,2-1,4	0,8-0,9	1,0-1,2
Tamelijk laag	1,5-1,7	1,0-1,1	1,3-1,5
Streefzone	1,8-2,8	1,2-1,6	1,6-2,6
Tamelijk hoog	2,9-4,5	1,7-3,0	2,7-4,5
Hoog	4,6-10,0	3,1-7	4,6-10
Veenachtig	>10,0	>7,0	>10,0

De daling van het koolstofgehalte is niet enkel een probleem bij ons in Vlaanderen, maar ook wereldwijd. Er zijn meerdere bronnen die vermelden dat het een algemeen probleem is, dat vooral toe te schrijven is aan een verhoogd kunstmestgebruik, verlaagde aanvoer van organisch materiaal en een hogere bewerkingsgraad van het perceel (Alim et al., 2001; Dinesh et al., 2010, Papini et al., 2011) (Italië, India).

De recente daling zou ook aan een versnelde mineralisatie kunnen liggen door de opwarming van de aarde. De mineralisatiegraad is immers hoger bij een hogere bodemtemperatuur (Davidson & Janssens, 2006).

2 ORGANISCHE-STOFBEHEER IN DE LANDBOUW

2.1 Verhogen organische-stofgehalte

Om het organische-stofgehalte in de bodem op peil te houden, moet de landbouwer organisch materiaal aanvoeren op het land of de gewasresten inwerken (Alim *et al.*, 2001; Dinesh *et al.*, 2010). Aanvoer van organisch materiaal kan door organische mest te gebruiken, zoals stalmest (Yaduvanshi & Sharma, 2008) en compost (Alim *et al.*, 2001).

Met organische mest voert men niet enkel koolstof aan, maar ook nog veel nutriënten die essentieel zijn voor de plant, zoals stikstof (N), fosfor (P), kalium (K), enz. Door die nutriëntenaanvoer zal de plantengroei nog extra gestimuleerd worden. Ook het bodemleven zal toenemen door de extra koolstof- en nutriëntenaanvoer. Er wordt dus een hogere bodemkwaliteit verkregen door de aanvoer van organische mest (Dinesh *et al.*, 2010).

Het verhogen van het organische-stofgehalte in de bodem kan ook door gewasresten in te ploegen, hetzij gewasresten van de hoofdteelt, hetzij gewasresten van een nateelt of groenbemester.

Veel hoofdteelten laten redelijk wat gewasresten achter op het veld; denk maar aan wintertarwe als het stro achterblijft op het veld (Hermans *et al.*, 2010), erwten (Hermans *et al.*, 2010), suikerbieten (Ruysschaert *et al.*, 2014; KBIVB, 2015), enz. Door de gewasresten in te werken brengt men extra koolstof aan in de bodem en recycleert men een deel van de nutriënten (Alim *et al.*, 2001).

Landbouwers kunnen na de hoofdteelt ook een nateelt (vanggewas) inzaaien, zoals gele mosterd. De volledige biomassa van het vanggewas wordt ingewerkt in de bodem om het organische-stofgehalte te verhogen en op peil te houden (Lal, 2004).

Door een gevarieerde vruchtwisseling met daarin teelten die veel organische stof achterlaten, is het gemakkelijker voor de landbouwer om het organische-stofgehalte op peil te houden of te verhogen (López-Bellido *et al.*, 1997).

Een oplossing die ook kan helpen is de bodem minder bewerken of minder intensief (niet kerend) bewerken. Door de verminderde bodembewerking is de mineralisatiegraad lager dan bij een hogere bewerkingsgraad, waardoor er minder verlies is aan organische stof, wat kan helpen om dat gehalte op peil te houden (Bossuyt *et al.*, 2002). In 3.1.3.1 wordt hier dieper op ingegaan.

2.2 Koolstofbalans en koolstofmodel, C-Slim

De landbouwers hebben ook de mogelijkheid om te schatten hoe het organische-koolstofgehalte op een bepaald perceel zal evolueren onder een bepaalde teeltwisseling. Dat is mogelijk door een koolstofbalans op te maken, zoals bv. opgenomen is in het verslag van een standaardgrondontleding door de Bodemkundige Dienst van België (BDB) (voorbeeld: zie bijlagen).

Een koolstofbalans is een schatting van de netto aan- of afvoer van organische koolstof van een perceel voor de komende 3 jaar. Bij een standaardgrondontleding moet een landbouwer de teelten voor de komende 3 jaar opgeven. Men weet door berekeningen ook ongeveer hoeveel koolstof er jaarlijks mineraliseert op het desbetreffende perceel. Door het verschil te nemen van de totaal aangevoerde effectieve organische stof over 3 jaar en de totaal gemineraliseerde organische stof over 3 jaar weet men hoeveel organische stof er over 3 jaar netto wordt aangevoerd of afgevoerd (Figuur 4). De aan- of afvoer over 3 jaar kan men extrapoleren tot 30 jaar zodat men een grafiek krijgt analoog aan die van de C-Slim applicatie (Elsen & Bonnast, 2016).

Als de uitslag van de koolstofbalans negatief is, is er meer afbraak dan aanvoer en daalt het koolstofgehalte in de bodem (Elsen & Bonnast, 2016).

De landbouwer zal zijn teeltwisseling moeten aanpassen om meer koolstof aan te voeren om het koolstofgehalte te verhogen (groenbemesters, organische mest, ...) (Alim *et al.*, 2001).

Als de uitslag positief is, is er meer aanvoer dan afbraak en zal het koolstofgehalte stijgen (Figuur 4) (Elsen & Bonnast, 2016).

ADVIES ORGANISCHE KOOLSTOF

Voor dit perceel bedraagt de natuurlijke afbraak 870 kg organische koolstof per hectare per jaar. Met de opgegeven teeltrotatie bedraagt de aanvoer van effectieve organische koolstof uit de gewasresten bij normale opbrengsten 2940 kg/ha.

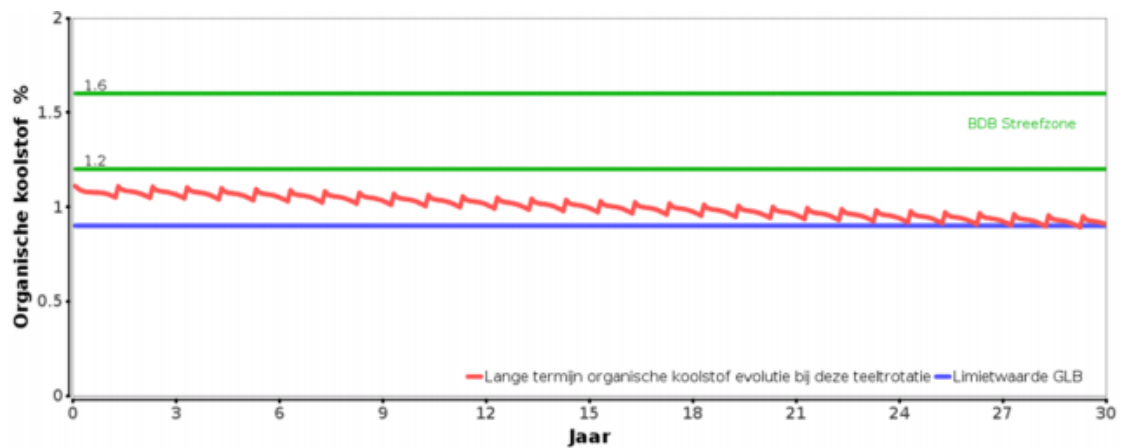
	suikerbieten Wortelresten, bietenkop en blad	wintertarwe Wortel- en stoppelresten zonder stro	wintergerst (voeder) Wortel- en stoppelresten zonder stro	totaal
Aanvoer effectieve organische koolstof	810 kg/ha	1040 kg/ha	1090 kg/ha	2940 kg/ha
Natuurlijke afbraak	-870 kg/ha	-870 kg/ha	-870 kg/ha	-2610 kg/ha
Saldo tijdens de teeltrotatie:				330 kg/ha

Figuur 4: Koolstofbalans voor een wisselteelt suikerbieten-wintertarwe-wintergerst (Elsen & Bonnast, 2016)

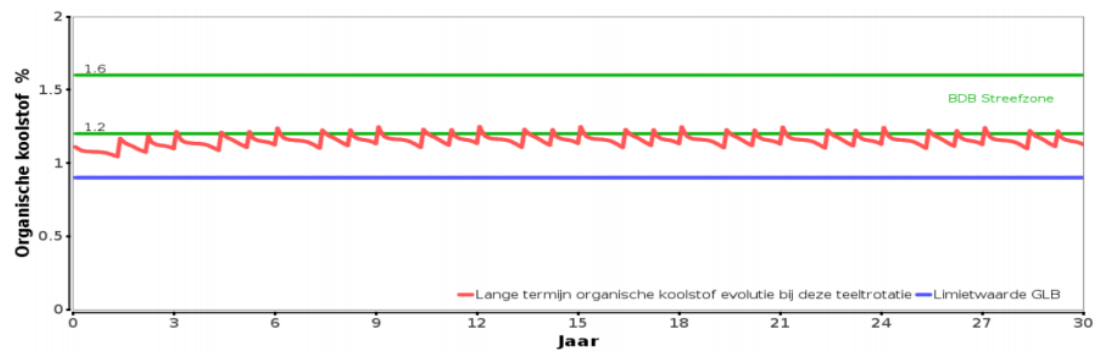
Voor de evolutie op lange termijn kan de landbouwer via een online applicatie (CSlim) een simulatie uitvoeren. Daardoor heeft de landbouwer een beter zicht op het organische-koolstofgehalte in zijn percelen en kan hij dus bv. het beheer aanpassen om het organische-koolstofgehalte te verhogen als de balans aangeeft dat het organische-koolstofgehalte met de huidige teeltwisseling zou gaan dalen (Elsen & Bonnast, 2016).

C-Slim is een koolstofexpertsysteem dat ontwikkeld is door de Bodemkundige Dienst van België. C-Slim werkt volgens het Roth-C model, wat staat voor het Rothamsted-carbon model. De werking van het Roth-C model wordt verder toegelicht in paragraaf 5.4.2.

Na een standaard grondontleding, kan de landbouwer zich met de gegevens (staalnamenummer en klantnummer) aanmelden op de applicatie. De gegevens van de huidige toestand van het perceel (jaarlijkse mineralisatie, organische-stofgehalte, ...) en de door de landbouwer opgegeven vruchtwisseling worden dan automatisch ingevuld. De landbouwer kan de opgegeven vruchtwisseling desgewenst aanpassen (bv. toevoegen van groenbemesters) en eventueel organische bemesting toevoegen. Cslim berekent dan de evolutie van het organische-koolstofgehalte over de volgende 30 jaar en geeft dat weer in een grafiek (zie Figuur 5 en Figuur 6) (Elsen & Bonnast, 2016).



Figuur 5: Negatieve koolstofbalans door monocultuur snijmaïs (Elsen & Bonnast, 2016)



Figuur 6: Positieve koolstofbalans door wisselteelt suikerbieten, wintertarwe (stro afgevoerd) en wintergerst (stro afgevoerd) (Elsen & Bonnast, 2016)

3 EFFECTIEVE ORGANISCHE-STOFAANBRENG UIT GEWASRESTEN

Effectieve organische stof is de organische stof die 1 jaar na de toediening nog overblijft in de bodem (Maes *et al.*, 2012). Om de aanvoer van effectieve organische stof uit gewasresten te weten te komen, moet men rekening houden met verschillende factoren. De gewasresten zelf zijn een eerste factor. Het gaat dan om de hoeveelheid gewasresten, chemische samenstelling, enz. Een 2^{de} factor is de bodem. Wat speelt er zich in de bodem af tijdens de vertering (bodemleven, nutriënten, ...)? Een 3^{de} factor die de afbraak kan beïnvloeden is het beheer dat de landbouwer uitvoert, zoals bodembewerking en meststofgiften. Een 4^{de} factor die zeker niet vergeten mag worden is het klimaat. De klimatologische omstandigheden in een regio bepalen hoe snel het organisch materiaal in de bodem in die regio afbreekt.

In 3.2 wordt de koolstofaanbreng van een aantal belangrijke teelten in België besproken.

3.1 Factoren die effectieve organische stofaanbreng beïnvloeden

3.1.1 Plantgerelateerde factoren

3.1.1.1 Vruchtwisseling

De vruchtwisseling die de landbouwer toepast, heeft een invloed op het organische-stofgehalte in de bodem. Als er in de teeltwisseling teelten zitten die weinig effectieve organische stof aanbrengen, zal het organische-stofgehalte in de bodem dalen als het niet gecompenseerd wordt door ander vers organisch materiaal bv. stalmest. Door genoeg teelten en nateelten in de vruchtwisseling te gebruiken die veel organische stof aanbrengen, is het gemakkelijker om het organische-stofgehalte op peil te houden (López-Bellido *et al.*, 1997).

Dat kan bv. problemen geven bij landbouwers die veel snijmaïs in hun teeltwisseling hebben. Snijmaïs brengt, zoals in Tabel 4 te zien is, zeer weinig organische stof aan.

Ook verschilt elke plant van biochemische samenstelling (verschillend ligninegehalte,) wat ook een invloed heeft op hoeveel effectieve organische stof een teelt aanbrengt (zie paragraaf 3.1.1.2).

3.1.1.2 Biochemische samenstelling van de gewassen

De verteerbaarheid van planten hangt af van de compositie van de celwand en van de weefselstructuur in de planten.

Koolstof in planten komt voor in 2 vormen: oplosbaar (bv. glucose,...) en onoplosbaar. Onder onoplosbaar verstaan we de 3 belangrijkste polymeren in planten: cellulose, hemicellulose en lignine. De oplosbare vormen worden in de bodem zeer snel afgebroken, waardoor deze geen of zeer weinig invloed hebben op de effectieve organische-stofaanbreng in de bodem.

De onoplosbare koolhydraten breken langzamer af. Ze dragen daarom ook op de langere termijn bij aan de bodemkoolstof (Bertrand *et al.*, 2006).

Bij de afbraak van de onoplosbare componenten zijn er 3 fasen te onderscheiden: een vroege fase waarin goed verteerbare componenten, cellulose en hemicellulose, worden afgebroken en een 2^{de} latere fase waarin lignine en gebonden componenten wordt afgebroken, vanwege de slechte afbreekbaarheid van lignine. Dan is er nog de 3^{de} fase, de humusfase, waarin bijna al het organisch materiaal afgebroken is en dat wat niet is gemineraliseerd, gestabiliseerd is (Berg & McClaugherty, 2013).

Cellulose is een polymeer dat bestaat uit glucosemoleculen die aan elkaar hangen met β 1-4 bindingen. De polymeren vormen microfibrillen, een soort vezels. Dat geeft sterkte aan de plant en cellulose dient ook als een barrière tegen aanvallen van pathogenen (Kudlicka & Brown, 1996).

Hemicellulose bestaat uit meerdere suikermoleculen: glucose, xylose, mannose, galactose en arabinose. Hemicellulose is een zeer vertakt polymeer. Het vormt geen microfibrillen, maar "cross links" met cellulose en lignine om zo alles bij elkaar te houden en de plant steviger te maken (Pasangulapati *et al.*, 2012).

Cellulose en hemicellulose die niet beschermd is door lignine worden relatief snel afgebroken. De micro-organismen vormen het eerst enzymen om deze componenten af te breken. De afbraaksnelheid is redelijk hoog in de eerste fase: 0,146% tot 0,063% van de toegevoegde hoeveelheid per dag. Als de onbeschermd cellulose en hemicellulose bijna allemaal afgebroken is, worden er door de micro-organismen meer enzymen uitgescheiden om lignine af te breken. Vanaf dan loopt de afbraaksnelheid van cellulose en hemicellulose gelijk met die van lignine. (Berg & McClaugherty, 2013).

Van deze 2 polysachariden verteert cellulose het beste. Hemicellulose is wat lastiger af te breken dan cellulose, omdat voor hemicellulose gespecialiseerdere enzymen nodig zijn (Henriksen & Breland, 1999b; Berg & McClaugherty, 2013).

Lignine is een belangrijke component van de plant. Lignine geeft sterkte en stijfheid aan celwanden en aan weefsels van vasculaire planten en het vormt ook een barrière tegen het indringen van micro-organismen. Het lijmt als het ware vezels en filamenten gemaakt van polysachariden aan elkaar (Hofrichter, 2002). Dat doet het o.a. door te binden met verschillende polysachariden, zoals cellulose (Talbot *et al.*, 2012). Lignine is een heterogeen polymeer dat bestaat uit een aaneenschakeling van alcohol monomeren: guaiacyl- (G), syringyl- (S), en p-hydroxyphenyleenheden (H) (Bertrand *et al.*, 2006).

De weerstand van lignine tegen afbraak wordt bepaald door de samenstelling van de lignine en de hoeveelheid bindingen met andere polysachariden. Zo is guaiacyl beter bestand tegen afbraak dan syringyl (Hedges *et al.*, 1985).

Lignine kan ook beter afbreekbare componenten, zoals cellulose, fysisch en chemisch beschermen tegen afbraak, o.a. door deze te binden (Campbell & Sederoff, 1996).

Door al de voorgenoemde factoren is er een verschil in afbreekbaarheid van de plantendelen.

Bladeren verteren sneller dan stengels, die op hun beurt weer sneller verteren dan wortels. Dit komt omdat wortels meer lignine en lignine van een hogere kwaliteit bevatten dan stengels, en stengels bevatten dan weer meer lignine dan bladeren (Bertrand *et al.*, 2006). Met de kwaliteit van lignine wordt verwezen naar de chemische samenstelling van de lignine en met het aantal bindingen dat het maakt met omliggende celwandcomponenten. De kwaliteit van lignine blijkt meer invloed op de afbreekbaarheid te hebben dan de hoeveelheid lignine (Talbot *et al.*, 2012).

Men spreekt ook wel van de AUR fractie i.p.v. lignine. AUR staat voor Acid Unhydrolyzable Residue. Het ligninegehalte wordt bepaald door analytische methoden en niet door zuiver chemische methoden. Daarmee wordt na een afbraakproces niet enkel de hoeveelheid lignine bepaald, maar ook nog van andere stoffen. Deze stoffen kunnen verschillende stoffen zijn: gemodificeerde lignine door afbraakprocessen, zoals condensatiereacties, cutines, wassen, tannines, ... die ook bij deze fractie worden bijgeteld (Berg & McClaugherty, 2013).

3.1.1.3 C/N ratio en beschikbare N

De C/N ratio van het organisch materiaal en de minerale N in de bodem hebben een invloed op hoe snel het organisch materiaal afbreekt (Hadas *et al.*, 2004). Vertering van organisch materiaal vraagt stikstof, omdat het microbiële leven (zoals alle leven) stikstof nodig heeft als voedingselement (Henriksen & Breland, 1999c). Ook de verteringsenzymen die worden afgescheiden door micro-organismen zijn N-rijke proteïnen en daar is dus N voor nodig (Koyama *et al.*, 2013). Een hoge C/N ratio duidt op een hoge C-inhoud en/of een lage N inhoud. In het algemeen zijn planten met een hoge C/N ratio minder goed verteerbaar. Dat is ook afhankelijk van de stof waarin C zich bevindt: lignine, cellulose,... (Hadas *et al.*, 2004) (zie ook vorige paragraaf).

De slechtere verteerbaarheid van plantenresten met een hoge C/N verhouding is te wijten aan het feit dat de micro-organismen, die verantwoordelijk zijn voor de afbraak van het plantmateriaal, zelf ook een C/N verhouding hebben. Voor elk deel C dat ze opnemen moeten ze een evenredig deel N opnemen, naargelang hun eigen C/N verhouding (Manzoni *et al.*, 2004).

Als de gewasresten zelf te weinig N kunnen leveren (dus hoge C/N ratio), onttrekken de micro-organismen beschikbare (minerale) N uit de bodem om aan hun behoefte te voldoen. Dat proces heet stikstofimmobilisatie. De grens waarbij stikstofimmobilisatie optreedt, wordt vaak rond 25-30 genomen. Hoe hoger de C/N ratio boven deze grens ligt, hoe meer N immobilisatie er optreedt (Månsson *et al.*, 2009). Daarom is dat gehalte aan beschikbare stikstof in de bodem ook belangrijk. Als dat hoog genoeg is, zal er geen N tekort zijn en gaat de vertering gewoon door. Als het N-gehalte in de bodem te laag is en de C/N verhouding van de gewasresten te hoog, zal er een N-tekort zijn en verloopt de vertering in het begin langzaam tot er genoeg N ter beschikking komt uit het organisch materiaal of andere bronnen, bv. meststoffen (Bertrand *et al.*, 2006; Lemke *et al.*, 2010; Khan *et al.*, 2007).

Bij lage C/N verhoudingen zit er meer N in het plantmateriaal dan dat de micro-organismen nodig hebben. De overmaat aan N wordt dan ook gemineraliseerd en wordt beschikbaar voor de planten (Hadas *et al.*, 2004).

3.1.2 Bodemgerelateerde factoren

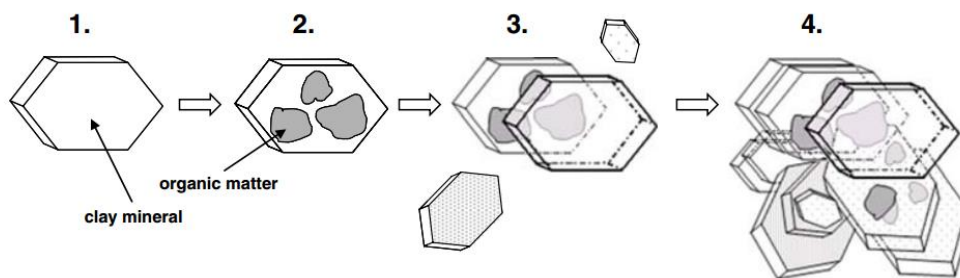
3.1.2.1 Bodemtextuur

De bodemtextuur wordt bepaald door 3 verschillende partikels: zand (2-0,05mm), leem (0,05-0,002mm) en klei (<0,002mm) (Costa Severiano *et al.*, 2013). Bodems met veel zand worden ook wel lichte gronden genoemd, bodems met veel leem of klei worden zware gronden genoemd.

De afbraak van organisch materiaal in lichtere gronden verloopt sneller dan in zwaardere gronden die veel klei bevatten.

Een verklaring van de tragere afbraak is de fysische bescherming van organische stof in bodem-microaggregaten. Dat komt omdat kleimineralen organische stof kunnen binden. Hieraan kunnen nog kleimineralen hechten, waardoor een microaggregaat ontstaat. De organische stof ligt dan opgesloten in het microaggregaat, waar het beschermd is tegen mineralisatie omdat micro-organismen er niet aan kunnen (Lehmann *et al.*, 2007).

Het binden van organische stof en klei is eerder al uitgelegd bij 1.2.2.



Figuur 7: Vorming van aggregaten door klei en humus (Lehmann *et al.*, 2007)

Bodems met een fijne textuur hebben een hogere totale porositeit dan bodems met een grove textuur (Brogowsk *et al.*, 2014). Maar in verhouding zijn er meer microporiën en dus minder macroporiën in bodems met een fijne textuur dan in bodems met een grove textuur (Groffman & Tiedje, 1991). Het hogere gehalte aan microporiën in de fijne texturbodems heeft een aantal nadelen.

Zo kan er in bodems met een fijne textuur minder zuurstof zijn, waardoor er soms anaerobe omstandigheden kunnen ontstaan. De meeste micro-organismen kunnen daar niet leven, waardoor de afbraak van organisch materiaal kan vertragen (Groffman & Tiedje, 1991).

Bodems met een fijne textuur kunnen wel meer water opslaan dan een bodem met een grove textuur (English *et al.*, 2005). Vocht zal daardoor geen probleem zijn voor het bodemleven.

Maar door de grotere vochtinhoud en de hoge warmtecapaciteit van water kan het zijn dat bodems met een fijne textuurklasse kouder zijn dan bodems met een grove textuurklasse (Mackensen *et al.*, 2003). Dat zou het bodemleven en dus de afbraak van organisch materiaal kunnen vertragen.

In bodems met een fijne textuurklasse zou de afbraak van organische stof ook langzamer gaan omdat de extracellulaire enzymen van de micro-organismen hierin minder goed diffunderen. De enzymen geraken minder snel of niet aan het organisch materiaal, of het verteerd materiaal diffundeert niet terug naar de bacterie. Daardoor daalt de efficiëntie van de vertering, waardoor er minder organische stof wordt afgebroken (Frøseth & Bleken, 2015).

Bij fijnere textuurklassen (klei) is het specifiek oppervlak van de bodemdeeltjes ook groter en daardoor hebben deze bodems een groter CEC. Daardoor kunnen metabolieten (bv. organische moleculen) op het oppervlak hechten, waardoor ze voor de micro-organismen onbeschikbaar zijn tot ze terug vrijkomen (Saggar *et al.*, 1996).

3.1.2.2 Bodemleven

Er werd eerder in de tekst verweld dat het bodemleven een belangrijke rol speelt in de stabilisatie van SOM. (Six *et al.*, 2004). Door het vormen van aggregaten kan de organische stof fysisch beschermd zijn tegen mineralisatie door micro-organismen.

De belangrijke rol van regenwormen in het beschermen van organische stof in aggregaten blijkt uit een onderzoek van Bossuyt *et al.* (2004). Na een incubatieproef van 20 dagen met C-13 gelabeld plantenmateriaal, concludeerden de onderzoekers dat de fractie microaggregaten in macroaggregaten veel groter was in de aanwezigheid van regenwormen dan in de afwezigheid van regenwormen. De microaggregaten in de macroaggregaten bevatten ook meer nieuwe en beschermde C. Ook bevond zich in de aanwezigheid van regenwormen meer fijn organisch materiaal in de microaggregaten dan tussen de microaggregaten t.o.v. in afwezigheid van regenwormen, waardoor de organische C beter ligt beschermd. Hieruit blijkt dus de belangrijke rol van regenwormen in het incorporeren van organisch materiaal in microaggregaten via hun uitwerpselen (Bossuyt *et al.*, 2004).

Het soort worm kan een verschil in mineralisatie van organische stof tot gevolg hebben. Er zijn 3 ecologische groepen van wormen: epigeïsche, anekische en endogeïsche wormen. Epigeïsche wormen zijn klein en leven in de strooisellaag (wat er bij landbouw meestal niet is) en de bovenste paar centimeter van de bodem. De anekische wormen zijn de diepgravers. Ze brengen organisch materiaal tot diep in de bodem. De endogeïsche wormen zijn de bodemwoelers. Ze maken een gangenstelsel in de bovenste laag van de bodem en mengen minerale en organische componenten (Scheu & Wolters, 1991).

De kleine epigeïsche wormen verhogen de mineralisatiegraad, aangezien ze vooral organisch materiaal opnemen en fragmenteren en weinig mineraal materiaal opnemen. Door de fragmentatie verhoogt de beschikbaarheid voor de micro-organismen, waardoor het organisch materiaal sneller afgebroken wordt (Sheu & Wolers, 1991).

De grote gravende wormen (anekische en endogeïsche) kunnen, door het woelen in de grond, mixen en fragmenteren van het organisch materiaal, in het begin de mineralisatie versnellen door een verhoogd contact tussen micro-organismen en het organisch materiaal (Wachendorf, 2014).

Op lange termijn zouden ze de organische stof stabiliseren door de bescherming in aggregaten. Daar kunnen de micro-organismen er niet goed aan. De stevige aggregaten ontstaan doordat ze organisch materiaal samen met veel mineralen delen innemen. In het spijsverteringstelsel worden deze delen goed gemengd, waardoor de deeltjes kunnen binden. Dat hele principe staat beschreven bij 2.3.2. (McInerney & Bolger, 2000; Sheu & Wolters, 1991).

We kunnen dus stellen dat wormen een zeer belangrijke rol spelen in de stabilisatie van SOM.

Ook bacteriën en schimmels kunnen ook de vorming van aggregaten stimuleren en de stabiliteit ervan verhogen, waardoor de organische stof opgesloten kan liggen en dus beschermd is tegen snelle mineralisatie, wat ook in 2.3.2 uitgelegd staat (Borie *et al.*, 2008; Kennedy, 1999; Sollins *et al.*, 1996).

Ook de samenstelling van de micro-organismen kan een rol spelen.

Schimmels en bacteriën kunnen alle plantencomponenten (cellulose, hemicellulose, lignine) afbreken, maar schimmels zijn het belangrijkste voor de afbraak van de slecht afbreekbare lignine component (Berg & McClaugherty, 2013).

Witrot schimmels kunnen zeer goed het lignine-cellulose complex afbreken, waarbij lignine volledig wordt afgebroken. Ze kunnen ook specifiek lignine afbreken zonder andere polymeren af te breken.

De meeste witrot schimmels zijn basidiomyceten. Ze gebruiken laccase, lignineperoxidase en mangaanperoxidase als enzymen (Berg & McClaugherty, 2013; Dias *et al.*, 2010).

Bruin- en zachtrot schimmels breken lignine niet volledig af.

Bruinrot schimmels zijn ook basidiomyceten, maar breken liever cellulose en hemicellulose af en kunnen lignine deels afbreken (Arantes *et al.*, 2012; Berg & McClaugherty, 2013).

Ook de zachtrot schimmels breken liever cellulose en hemicellulose af. Ze kunnen lignine deels afbreken. Tot de zachtrot schimmels behoren sommige ascomyceten en deuteromyceten. Die kunnen in extremere omstandigheden leven van de basidiomyceten (minder vocht, zuurder, ...). Daarom dat deze schimmels voorkomen waar basidiomyceten niet kunnen overleven (Hamed, 2013; Berg & McClaugherty, 2013).

Bacteriën spelen vooral een rol in de afbraak van cellulose en hemicellulose, omdat ze dat nog relatief goed kunnen afbreken. Bij de afbraak van lignine is hun rol verwaarloosbaar t.o.v. die van de schimmels (Berg & McClaugherty, 2013).

We kunnen dus stellen dat de compositie van de micro-organismen belangrijk is. Als er veel witrot schimmels aanwezig zijn, zal lignine beter en sneller verteren, waardoor er minder effectieve organische stof overblijft.

3.1.2.3 pH

De enzymen van schimmels en bacteriën zijn afhankelijk van de pH. Als het te zuur of te basisch is, functioneren de extracellulaire enzymen niet meer optimaal. Als de enzymen niet meer goed werken, vertraagt de afbraak van plantencomponenten zoals lignine, cellulose, enz. De gemeenschappen van bacteriën en schimmels kunnen dan aangetast worden of veranderen omdat er minder nutriënten beschikbaar zijn voor de micro-organismen. De gewasresten blijven langer aanwezig in de bodem en de hoeveelheid organisch materiaal wordt groter (Sinsabaugh *et al.*, 2008).

Ook de grote, diepgravende wormen die aan bioturbatie (omwoelen van de grond) doen, kunnen niet tegen een te lage pH. Enkel de kleinere groepen van wormen (epigeïsche regenwormen) kunnen in zure omstandigheden leven (Scheu & Poser, 1996).

Hierdoor zal door een niet-optimale pH de afbraak van organisch materiaal vertragen.

3.1.3 Beheergerelateerde factoren

3.1.3.1 Bodembewerking

De bodembewerking heeft ook een invloed op de organische-stofopbouw. De landbouwer kan de gewasresten inwerken door te ploegen of door te cultiveren, maar kan ook directe zaai toepassen en de gewasresten grotendeels op het land laten liggen. Bij directe zaai is er een langzamere afbraak van de gewasresten, waardoor er meer effectieve organische stof in de bovenste lagen van de grond is. De tragere vertering is toe te wijzen aan het feit dat oppervlakkig aangebrachte gewasresten worden blootgesteld aan een aantal extremen, minder bodemcontact, fluctuaties in het vochtgehalte (te nat of te droog) en temperatuurschommelingen (te koud of te warm), die micro-organismen, verantwoordelijk voor de vertering van organische materiaal, afremmen (Beyaert & Voroney, 2011). Ook de verschillende bewerkingsvormen hebben een invloed op de organische stof: ploegen verdeelt het organisch materiaal uniform over de gehele ploegdiepte, terwijl de organische stof met een cultivator in de bovenste lagen wordt gehouden. Met een cultivator is het organische-stofgehalte in de bovenste lagen dus hoger dan met ploegen (Yang & Wander, 1999).

Bodembewerking versnelt ook de mineralisatie van organische-stof. Organische stof kan soms fysiek beschermd zijn door aggregaten, waardoor micro-organismen er niet aan kunnen. Door de bodembewerking komt nieuwe grond, en dus nieuwe aggregaten, aan de oppervlakte. De macroaggregaten, welke minder stabiel zijn dan de microaggregaten, kunnen dan uit elkaar vallen door mechanische impact van de bodembewerking, maar vooral door uitdrogen en terug nat worden door neerslag. De beschermde organische stof komt ter beschikking van de bodemorganismen, die het organisch materiaal afbreken (Beare *et al.*, 1994; Bossuyt *et al.*, 2002).

Bodembewerkingen maken de grond ook luchtiger. Aangezien er dan meer zuurstof in de grond zit, zijn de micro-organismen actiever en versnelt de mineralisatie van organische stof. Luchtigere grond bevat minder vocht en is dus warmer, wat de micro-organismen nog extra stimuleert (Kainiemi *et al.*, 2013).

De organische-stofinhoud daalt dus sneller als men de bodem vaker bewerkt.

3.1.3.2 Kunstmest

Kunstmest wordt gebruikt om extra voedingselementen voor de plant toe te dienen aan de grond. Meestal zijn die elementen stikstof, fosfor of kalium, maar sporenelementen zoals Mg kunnen ook toegevoegd worden. Kunstmest heeft rechtstreeks geen invloed op het organische-stofgehalte van de bodem, omdat het geen organische stof bevat. Maar kunstmest voorziet meer nutriënten voor de planten, waardoor planten beter kunnen groeien, waardoor er meer biomassa gevormd kan worden. Als er meer biomassa in de grond kan ingewerkt worden, verhoogt het organische-stofgehalte in de bodem (Haynes & Naidu, 1998). Stikstof toevoegen zou ook een negatieve invloed op de organische-stofinhoud van de bodem kunnen hebben. Door extra N toe te voegen, is er extra beschikbare N en neemt de microbiële biomassa toe, waardoor de organische stof sneller mineraliseert. Dat is enkel het geval als er te veel N wordt toegevoegd, aangezien er dan een teveel is voor de planten en de micro-organismen de overmaat gebruiken (Lemke *et al.*, 2010; Khan *et al.*, 2007). Door een hogere beschikbaarheid van nutriënten kan de samenstelling van gesecreerde verteringsenzymen veranderen. Als er genoeg nutriënten beschikbaar zijn, gaan ze meer enzymen afscheiden om koolstof af te breken, omdat dit beperkend zou kunnen zijn. Deze situatie zou kunnen voorkomen in arme bodems waar weinig nutriënten beschikbaar zijn, maar waar er wel organisch materiaal aanwezig is (Koyama *et al.*, 2013).

3.1.3.3 Fragmentgrootte

De afbraak van het organisch materiaal kan ook afhangen van de deeltjesgrootte van het organisch materiaal dat wordt ingewerkt in de bodem. Grote delen organisch materiaal breken langzamer af dan kleine delen. Er zijn daarvoor 2 verklaringen.

Hoe kleiner de deeltjes, hoe groter de oppervlakte/volume verhouding. Dat wil zeggen dat op een groot stuk organisch materiaal er per volume-eenheid minder micro-organismen op het oppervlak kunnen zitten dan bij een klein stuk organisch materiaal, waardoor een groot stuk langzamer afbreekt dan een klein stuk organisch materiaal (Berbeco *et al.*, 2012).

In grote stukken organisch materiaal zou het ook kunnen zijn dat er vanbinnen een ander klimaat heerst dat in de bodem, bv. minder vochtig, minder nutriënten, enz. Dat zou bij kleine stukken niet het geval zijn, waardoor daar de vertering door micro-organismen ook vanbinnen uit zou kunnen plaatsvinden (Tuomi *et al.*, 2011). In de landbouw kan dat minder voorkomen, aangezien hier vaak de gewasresten machinaal worden gehakseld.

In de bodem wordt de fragmentgrootte verkleind door de regenwormen (Wachendorf *et al.*, 2014).

Deze beheergerelateerde factoren heeft men dus (deels) in de hand. Hier kan dus enigszins wat bijgestuurd worden om het organische-stofgehalte beter te beheren.

3.1.4 Klimatologische factoren

3.1.4.1 Vocht en temperatuur

Alle leven heeft vocht nodig. Het bodemleven is hier geen uitzondering op. Ook de temperatuur is belangrijk. Ook heeft elk micro organisme zijn optimale temperatuurgebied. Binnen dat gebied functioneren ze, met een lage activiteit aan de randen van dat gebied. Als het te koud is, functioneren ze niet meer, maar sterven ze ook niet af. Ze zijn dan in rust (Berg & McClaugherty, 2013).

Doordat de bodemorganismen actiever zijn bij een hogere temperatuur, is er hogere mineralisatiegraad van organische stof (Melillo *et al.*, 2011).

Een bodem die te vochtig is, is ook niet goed, want water heeft een grote warmtecapaciteit. Dat wil zeggen dat water zeer langzaam opwarmt, maar ook zeer langzaam afkoelt. Het is daarom dat vochtige bodems koud zijn in het voorjaar en de mineralisatie in het voorjaar op die percelen langzamer is (Mackensen *et al.*, 2003).

3.2 Effectieve organische-stofaanbreng van een aantal belangrijke gewassen

De effectieve organische-stofaanbreng is voor elk gewas verschillend, omdat elk gewas een verschillende biomassa achterlaat op het veld (López-Bellido *et al.*, 1997) of omdat ze een verschillende samenstelling hebben (zie 3.1.1.2).

In Tabel 4 zien we de totale en de effectieve organische-koolstof-aanvoer per teelt. Het zijn die cijfers die momenteel in Vlaanderen gebruikt worden om een koolstofbalans op te stellen.

Verder wordt de koolstofaanbreng van de belangrijkste teelten in Vlaanderen besproken. Dat zijn volgende teelten: wintertarwe, korrelmaïs, suikerbieten, aardappelen en erwten. Groenbemesters zijn ook belangrijk voor koolstofaanbreng, daarom dat deze ook worden besproken: gele mosterd, facelia en bladrammenas.

Van elk gewas bespreek ik de afbreekbaarheid i.f.v. de samenstelling van de gewasresten, vb. hoeveelheid lignine, C/N verhouding. De gehalten die bij elk gewas vermeld worden, kunnen per ras binnen de soort nog wat verschillen.

Ik geef ook aan hoe belangrijk de teelten zijn door het areaal per teelt erbij te vermelden.

De verhouding tussen de effectieve organische koolstof en de totale organische koolstof wordt de humificatiecoëfficiënt (hc) genoemd. Hoe groter de humificatiecoëfficiënt, hoe meer effectieve organische koolstof er wordt aangevoerd.

$$hc = \text{EOC} / \text{totaal aangevoerde OC}$$

Vergelijking 1

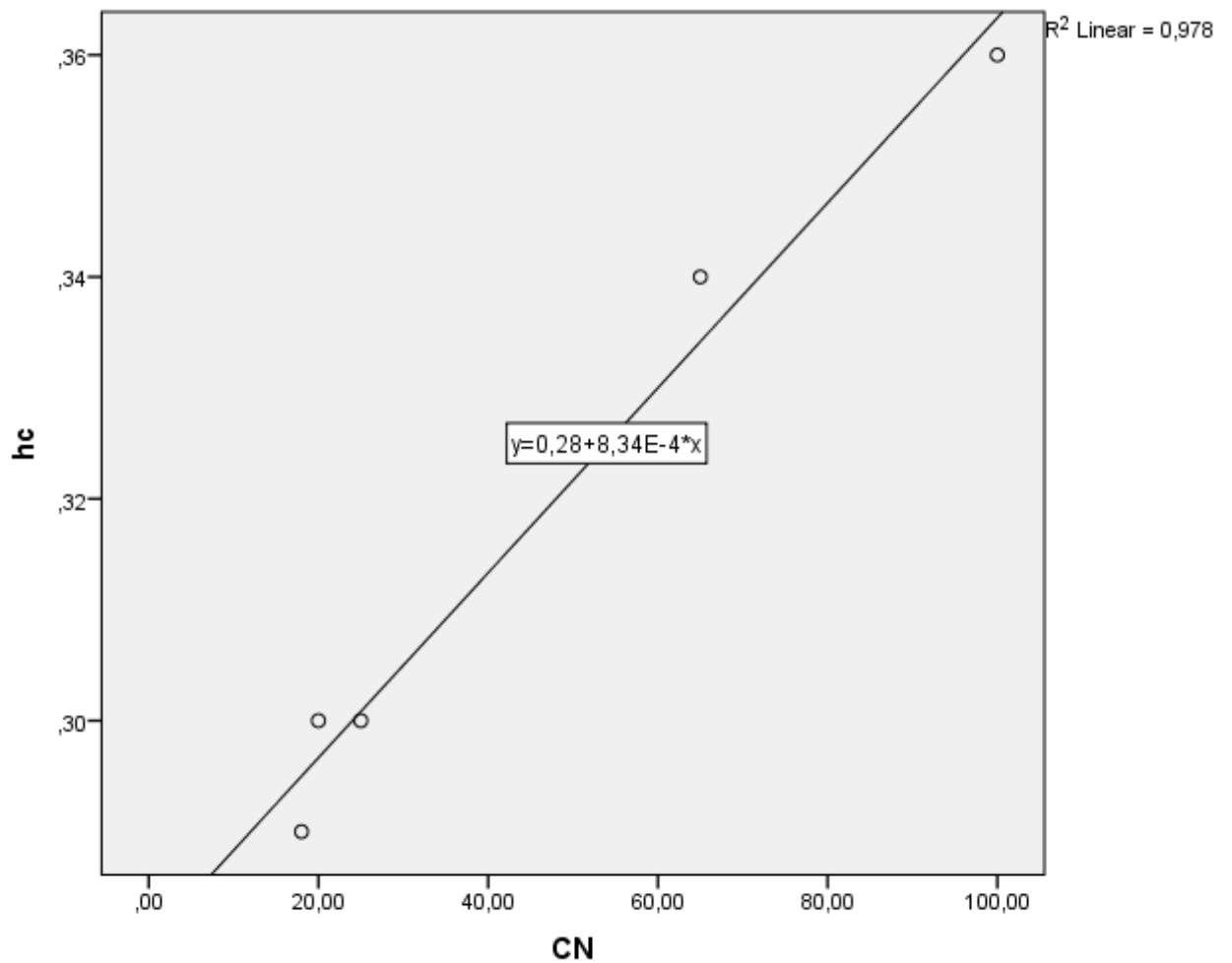
Tabel 4: Lijst van gewassen met hun respectievelijke aanvoer van totale organische koolstof per hectare en aanvoer van effectieve organische koolstof per hectare gesorteerd volgens afnemende aanvoer van effectieve organische koolstof, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015)

Gewas	Aanvoer totale organische koolstof (ton OC/ha)	Aanvoer effectieve organische koolstof (ton OC/ha)
Tarwe, zomertarwe, stro ingewerkt	4,62	1,66
Triticale, stro ingewerkt	4,51	1,62
Spelt, stro ingewerkt	4,56	1,6
Haver, stro ingewerkt	4,4	1,58
Rogge, stro ingewerkt	4,51	1,58
Tarwe, wintertarwe, stro ingewerkt	4,38	1,58
Gerst, wintergerst, stro ingewerkt	4,17	1,5
Maïs, korrelmaïs	3,89	1,33
Gerst, zomergerst, stro ingewerkt	3,46	1,21
Tarwe, zomertarwe, stro afgevoerd	2,83	1,1
Triticale, stro afgevoerd	2,72	1,09
Haver, stro afgevoerd	2,72	1,09
Gerst, wintergerst, stro afgevoerd	2,72	1,09
Tarwe, wintertarwe, stro afgevoerd	2,53	1,04
Rogge, stro afgevoerd	2,61	1,02
Spelt, stro afgevoerd	2,94	1,01
Klaver, rode klaver	2,33	0,93
Gras, tijdelijk grasland	2,22	0,89
Gerst, zomergerst, stro afgevoerd	2,28	0,87
Suikerbieten	2,78	0,81
Erwten droog geoogst	2,53	0,77
Rode kolen	2,39	0,73
Voederbieten	2,5	0,73
Spruitkolen	2,34	0,72
Koolzaad, winterkoolzaad	1,96	0,7
Klaver, witte klaver	1,7	0,68
Savooikolen	2,15	0,66
Maïs, snijmaïs	1,11	0,64
Koolzaad, zomerkoolzaad	1,89	0,64
Asperge 1 jaar	2,78	0,57

Gewas	Aanvoer totale organische koolstof (ton OC/ha)	Aanvoer effectieve organische koolstof (ton OC/ha)
Knolselder	1,72	0,55
Broccoli	1,76	0,54
Witte kolen	1,72	0,53
Aardappelen	1,56	0,47
Aardappelen, vroege	1,56	0,47
Bloemkolen	1,52	0,47
Bruine bonen	1,55	0,47
Veldbonen	1,53	0,46
Stamslabonen	1,56	0,46
Prei	1,25	0,38
Raapkolen	1,22	0,37
Wortelen	1,21	0,37
Witloofwortels	1,33	0,27
Chicorei	1,3	0,27
Voederbieten, gewasresten afgevoerd	0,44	0,22
Suikerbieten, gewasresten afgevoerd	0,44	0,22
Kropsla	0,63	0,19
Vlas, vezelvlas	0,33	0,18
Vlas, zaad	0,22	0,15

Door de humificatiecoëfficiënten uit deze tabel te berekenen en deze in functie van de C/N verhouding uit te zetten, zien we dat de C/N verhouding een factor is die de afbreekbaarheid van de gewasresten bepaalt (Figuur 8).

De R^2 is hoog ($R^2 = 0,978$), wat wil zeggen dat er een sterke correlatie is tussen de C/N verhouding en de humificatiecoëfficiënt. Er is ook een stijgende trend zichtbaar, wat wil zeggen dat de humificatiecoëfficiënt stijgt met een stijgende C/N verhouding, wat dus wil zeggen dat het organisch materiaal trager afbreekt bij een hogere C/N verhouding en er dus meer effectieve organische stof overblijft.



Figuur 8: Verband C/N verhouding en humificatiecoëfficiënt, berekend op basis van de gegevens in tabel 4 en de gemiddelde C/N-verhoudingen van de gewassen (Whitmore & Groot, 1997; Bertrand et al., 2006; Lazarev & Maisyamova, 2006; Johnson et al., 2007; Stubbs et al., 2009; Neumann et al., 2012; Ha et al., 2007; Grandy et al., 2013)

Tabel 5: hc en C/N gebruikt in figuur 8

teelt	hc	C/N	Bron voor C/N
bieten	0,29	18	Whitmore & Groot, 1997
erwten	0,30	20	Ha et al., 2007; Lazarev & Maisyamova, 2006
aardappelen	0,30	25	Neumann et al., 2012
korrelmaïs	0,34	65	Grandy et al., 2013; Johnson et al., 2007
tarwe	0,36	100	Bertrand et al., 2006; Stubbs et al., 2009

3.2.1 Wintertarwe

Wintertarwe is een van de grootste teelten in België. In 2014 werd er in België 193.670 ha wintertarwe geteeld. Enkel de oppervlakte aan permanente weilanden is groter, waarmee wintertarwe op de 2^{de} plaats komt (Statistics Belgium, 2015).

Wintertarwe brengt redelijk wat gewasresten aan als de landbouwer het stro hakselt, zo een 5000 kg DS (droge stof)/ha (Hermans *et al.*, 2010). De ondergrondse biomassa brengt ongeveer 2500 kg DS/ha aan (Kusvuran *et al.*, 2014; Sigua *et al.*, 2016).

De gewasresten hebben een hoge C/N verhouding, die rond de 90 ligt. Het ligninegehalte is redelijk hoog, maar verschilt ook per plantendeel. Voor de bladeren is dat ongeveer 7% (op basis van droge stof), 13% voor de stengels en 17,5% voor de wortels. Dat alles maakt dat gewasresten van tarwe langzaam afbreken, zeker als er een N-tekort is in de bodem, omdat er N-immobilisatie is in het begin van de vertering (Soon & Arshad, 2002; Bertrand *et al.*, 2006; Stubbs *et al.*, 2009).

In normale veldomstandigheden zullen de stengels dus het langzaamste afbreken door de hoge C/N verhouding en zullen de bladeren het snelste afbreken door de lagere C/N verhouding.

Indien er veel stikstof aanwezig is, zullen de wortels het langzaamste verteren omdat die het hoogste ligninegehalte hebben. De C/N verhouding is dat niet meer de beperkende factor, omdat de micro-organismen voldoende stikstof uit de bodem kunnen onttrekken. Dat kan het geval zijn bij het inwerken van gewasresten na een goede bemesting (Bertrand *et al.*, 2006).

3.2.2 Aardappelen

De aardappelteelt is ook een van de grotere teelten in België met een areaal van 80.370 ha in 2014 (Statistics Belgium, 2015).

De gewasresten van aardappelen bestaan voornamelijk uit loof. Aardappelen produceren normaal minimaal 1000 kg DS/ha aan loof (Högy & Fangmeier, 2009; Bolinder *et al.*, 2015). De ondergrondse biomassa bedraagt ongeveer 600 kg DS/ha (Iwama, 2008; Bolinder *et al.*, 2015).

Het loof is een redelijk goed afbreekbaar materiaal. Het heeft een C/N verhouding tussen de 15 en de 40, ook weer afhankelijk van het ras dat gepoot werd (Neumann *et al.*, 2012). Bij de wat hoger C/N verhoudingen kan er in het begin een tijdelijke N-immobilisatie zijn, waarna er weer N wordt vrijgesteld (Henriksen & Breland, 1999a).

Het loof heeft een ligninegehalte van ongeveer 7% (Henriksen & Breland, 1999a).

Dat zal de afbraak enkel in de latere fase van de afbraak beïnvloeden, als alle goed afbreekbare componenten verteerd zijn (Berg & McLaugherty, 2013).

3.2.3 Erwten

Het areaal van erwten in België in 2009 was 9400 ha. Het is daarom van de groenteteelten één van de grotere teelten (Callens *et al.*, 2011).

Erwten brengen veel gewasresten aan op de akker. Die hoeveelheid ligt rond de 4500 kg droge stof/ha voor de bovengrondse biomassa en 360 kg DS/ha voor de ondergrondse biomassa (Voisin *et al.*, 2002; Kwabiah *et al.*, 2005; Hermans *et al.*, 2010).

Gewasresten van erwten verteren goed door hun lage C/N verhouding die tussen de 17 en de 20 ligt en omdat de koolstof in erwten vooral in cellulose zit en weinig in lignine en andere slecht afbreekbare componenten. De rest van de koolstof zit in oplosbare componenten zoals suikers, proteïnen, enz. Die zijn snel afbreekbaar en geven snel energie voor de micro-organismen (Lazarev & Maisyamova, 2006; Ha *et al.*, 2007;). Een stikstoftekort zal er niet snel zijn in het begin van de afbraak, aangezien de bodem verrijkt is met stikstof door de symbiose tussen erwten en de stikstof fixerende rhizobiumbacterie. Die bacterie leeft in de wortelknobbeltjes van vlinderbloemigen, de familie waartoe de erwt behoort (Glyan'ko, 2015).

3.2.4 Korrelmaïs

Het areaal korrelmaïs in België was 62.824 ha in 2014, waardoor het ook bij de grotere teelten hoort (Statistics Belgium, 2015).

De gewasresten van korrelmaïs bestaan uit stengels, bladeren en wortels van de plant. Alles bij elkaar geeft dat tussen de 10 en de 13 ton droge stof aan bovengrondse biomassa (Ruysschaert *et al.*, 2014). De ondergrondse biomassa bij korrelmaïs ligt rond de 3000 kg DS/ha (Iwama, 2008; Ruysschaert *et al.*, 2014).

Korrelmaïs heeft een relatief hoge C/N verhouding van rond de 60-70. Het is daarom een gewas dat redelijk langzaam verteert (Johnson *et al.*, 2007; Grandy *et al.*, 2013). Maïs heeft ook een relatief hoog ligninegehalte dat tussen de 100 en de 200 g/kg droge stof kan liggen (Johnson *et al.*, 2007; Stewart *et al.*, 2015). Door dat relatief hoge ligninegehalte kan de vertering in een verder gevorderd stadium vertragen als de beschikbare, goed afbreekbare componenten (cellulose en hemicellulose) al verteerd zijn (Wagner & Broder, 1993).

3.2.5 Suikerbieten

De teelt van suikerbieten hoort ook al bij de grotere teelten in België met een areaal van 58.602 ha in 2014 (Statistics Belgium, 2015)

De suikerbiet is een van de belangrijkste teelten in België. Ooit was het een zeer grote teelt, maar het areaal is in de loop der jaren sterk achteruitgegaan (CBB, 2016a). Dat komt o.a. omdat de opbrengst jaarlijks nog altijd met 1 ton stijgt, en er dus minder hectaren bieten moeten worden geteeld om dezelfde opbrengst te hebben. Ook de suikergehalte van de suikerbiet gaat er jaarlijks nog altijd met 0,2 ton op vooruit (CBB, 2016b).

Suikerbieten laten een grote hoeveelheid organisch materiaal achter op het veld. De gewasresten bestaan uit bladeren, koppen, wortelresten en rooiverliezen (Withmore & Groot, 1997; Ruyschaert *et al.*, 2014).

De bladeren en koppen zorgen voor het grootste gedeelte van de organische-stofaanvoer (Ruyschaert *et al.*, 2014). In 2015 werd er door de bieten gemiddeld 46,5 ton/ha aan bladeren geproduceerd (KBIVB, 2015). Hier moeten dan nog de koppen bij worden geteld, wat dan ongeveer 50 ton/ha aan vers organisch materiaal oplevert. Er moet wel vermeld worden dat deze hoeveelheid gedurende het rooiseizoen afneemt door een vermindering van de totale bladmassa. In droge stof wordt dan ongeveer 5 ton organische materiaal per ha aangevoerd. De rooiverliezen worden geschat op 500-3000 kg/ha, wat in droge stof uitkomt op 100-600 kg/ha (Lemaire *et al.*, 2008; Ruyschaert *et al.*, 2014; Bolinder *et al.*, 2015).

In de bouwvoor blijft ongeveer 300 kg DS/ha aan wortelresten achter. Met wortelresten worden de zijwortels van de knol bedoelt die afbreken tijdens het rooien (Ruyschaert *et al.*, 2014; Bolinder *et al.*, 2015).

De C/N verhouding van de stikstofrijke bladeren ligt rond de 11, die van de stikstofarme koppen rond de 40. De gewasresten zijn goed afbreekbaar, zelfs de koppen met hun C/N verhouding die groter is dan 25. Dat komt omdat de stikstof die uit de bladeren wordt vrijgesteld, gebruikt wordt om de koppen te verteren. Er is netto geen stikstofimmobilisatie, maar als de omstandigheden goed zijn (temperatuur en vochtigheid hoog genoeg) komt de mineralisatie een paar weken na het inwerken van de gewasresten op gang (Whitmore & Groot, 1997). Dat zal natuurlijk niet gebeuren als het in het najaar al kouder begint te worden.

3.2.6 Groenbemesters

Gele mosterd, facelia en bladrammenas zijn bladrijke groenbemesters, wat wilt zeggen dat ze veel stikstof opnemen. Daardoor zijn het ideale vanggewassen om na een hoofdteelt in te zaaien om ervoor te zorgen dat er zo weinig mogelijk stikstof uitspoelt (VLM, 2014).

Groenbemesters worden algemeen aanzien als een goede techniek om de organische stof in de bodem te verhogen en op peil te houden (Lal, 2004). Bij een hoofdteelt wordt er vaak redelijk wat organische materiaal afgevoerd, zoals het stro bij tarwe. De groenbemester kan dan fungeren als een compensatie voor dat verlies aan organische materiaal (Blanco-Canqui & Lal, 2009).

Tabel 6: lijst van groenbedekkers met hun respectievelijke aanvoer van totale organische koolstof per hectare en aanvoer van effectieve organische koolstof per hectare gesorteerd volgens afnemende aanvoer van effectieve organische koolstof, vermeld in code van goede praktijk bodembescherming (anoniem, 2015)

Gewas	Aanvoer totale organische koolstof (ton OC/ha)	Aanvoer effectieve organische koolstof (ton OC/ha)
Gras, groenbedekker Italiaans raaigras	1,95	0,93
Gele mosterd	1,66	0,63
Bladrammenas	1,64	0,62
Facelia	1,47	0,56

Tabel 7: Samenstelling gele mosterd en facelia (Destain et al., 2010)

Vanggewas	N (%/DS)	C:N	Lignine(%/DS)	Cellulose (%/DS)
Gele mosterd	1,63-2,28	8-27	1,7-4,2	15,8-23,8
Facelia	1,44-1,85	21-23	5,4-6,3	19,5-26,5

De organische stof die door de groenbemesters wordt aangebracht hangt af van de biomassaproductie van de groenbemesters. De biomassaproductie wordt dan weer beïnvloed door het soort groenbemester (zie Tabel 8), zaaidatum, weersomstandigheden en beschikbare nutriënten (VLM, 2014).

Tabel 8: Drogestofopbrengen groenbemesters boven+ondergrondse delen, met en zonder N-bemesting (Destain et al., 2010)

Behandeling	Opbrengst (t DS/ha)
Gele mosterd	3,2 ± 0,4
Gele mosterd 80N	6,9 ± 0,5
Facelia	3,5 ± 0,5
Facelia 80N	8,3 ± 0,5

(t DS= ton droge stof)

De drogestofopbrengst van de groenbemesters is afhankelijk van de beschikbare nutriënten, waar de bemesting die na de hoofdteelt werd uitgevoerd een groot deel van kan uitmaken (Tabel 1, Tabel 8) (Destain *et al.*, 2010).

Als de landbouwer te laat zaait, is het groeiseizoen voor de groenbemesters te kort en ontwikkelen de groenbemesters minder biomassa (Munkholm & Hansen, 2012).

De effectieve organische-stofaanbreng is niet enkel afhankelijk van de biomassaproductie, maar ook van de C/N verhouding van de biomassa. De bladrijke groenbemesters hebben een lagere C/N verhouding, waardoor ze redelijk snel verteren (zie Tabel 7). De C/N verhouding is geen constant gegeven voor een soort. De C/N verhouding wordt beïnvloed door verschillende factoren zoals ouderdom (zaaidatum) en groeiomstandigheden (bemesting, weersomstandigheden). Door de bemesting verhoogt de afbreekbaarheid niet enkel door het verlagen van de C/N verhouding, maar ook omdat het aandeel van lignine en cellulose lager is (Destain *et al.*, 2010; Justes *et al.*, 2009).

Tabel 9: Biochemische samenstelling gele mosterd met en zonder bemesting (Destain *et al.*, 2010)

Behandeling	N-gehalte (%/DS)	C/N verhouding	Lignine (%/DS)	Cellulose (%/DS)
0 kg N/ha	2,03	18,9	3,0	23,8
80 kg N/ha	2,39	7,8	1,7	7,1

Door de snellere vertering heeft de koolstofaanbreng van de groenbemester een minder grote, maar toch niet onbelangrijke, invloed op de effectieve koolstofvoorraad in de bodem en is het vooral belangrijk als voedingsbron voor de volgteelt (VLM, 2014). De afbraak van de groenbemesters is op korte termijn afhankelijk van de plantsamenstelling, waarbij er op de lange termijn geen correlatie gevonden werd. Oplosbare koolstof, zoals suikers, hadden een positieve invloed op de mineralisatie op korte termijn, daar waar lignine en cellulose een negatieve invloed uitoefenden (Justes *et al.*, 2009). Groenbemesters of vanggewassen hebben nog andere voordelen, o.a. erosiebeperking, die we hier niet verder gaan behandelen (VLM, 2014).

4 DOELSTELLINGEN EN ONDERZOEKSVRAGEN

Een probleem in de landbouw is de jarenlange daling van het organische-stofgehalte in de bodem. Dat komt o.a. door een verminderd gebruik van organische mest (o.a. omwille van de strengere mestwetgeving), het afvoeren van gewasresten van het veld (vooral stro) en de toegenomen ploegdiepte waardoor de organische stof meer verdund wordt. Eén van de oplossingen voor het op peil houden en ook het verhogen van het organische-stofgehalte is meer gewasresten inwerken.

Het inwerken van gewasresten is een belangrijke bron van organische stof in de bodem, maar de gebruikte cijfers uit de literatuur voor de schatting van de aanvoer van effectieve organische stof uit gewasresten (Tabel 4) lijken in de praktijk niet altijd overeen te komen met de werkelijke aanvoer. Hierdoor kan de evolutie van het organische-stofgehalte in de bodem anders verlopen dan wat er voorspeld wordt. Dit maakt het voor landbouwers moeilijker om een gepast management voor hun bodem te bepalen om hun organische-stofgehalte op peil te houden.

Het hoofddoel van deze proef is onderzoeken hoeveel effectieve organische koolstof (EOC) een bepaalde teelt aanvoert en dan vervolgens bepalen wat de humificatiecoëfficiënten (h_c) zijn. Zo hebben landbouwers een beter zicht op hoe het organische-stofgehalte in hun bodem gaat wijzigen. De proef wordt uitgevoerd in een zand- en een leembodem, zodat kan onderzocht worden of er een verschil in mineralisatie is tussen een zand- en een leembodem.

Tijdens de proef wordt ook onderzocht of de aanvoer van gewasresten overeenkomt met de cijfers uit de literatuur. Als de aanvoer gekend is, kan met de humificatiecoëfficiënt de EOC berekend worden. Wanneer de aanvoer hoger of lager is in de praktijk, zal de EOC ook respectievelijk hoger of lager zijn.

Bij dit onderzoek kunnen er meerder onderzoeksvragen gesteld worden. Op het gebied van EOC kunnen 2 onderzoeksvragen gesteld worden. De eerste onderzoeksvraag is of de aanvoer van gewasresten van de te onderzoeken teelten overeenkomt met wat in de literatuur wordt opgegeven. Een 2^{de} onderzoeksvraag is of de humificatiecoëfficiënten overeenkomen met de literatuur.

Bij dit onderzoek is ook nog een 3^{de} onderzoeksvraag, nl. of er een verschil is in mineralisatiegraad tussen zand en leem.

5 MATERIALEN EN METHODEN

Om te onderzoeken hoeveel effectieve organische koolstof een teelt aanbrengt, hebben we gebruik gemaakt van een incubatieproef. Bij een incubatieproef worden grond en gewasresten in evenredige hoeveelheden als in veldomstandigheden in een potje gebracht en gemengd. Er wordt vervolgens gemeten hoeveel CO₂ er vrijkomt. Hieruit kan dan berekend worden hoeveel (organische) C er nog in het potje achterblijft en daar kan dan de EOC uit geschat worden (zie verder).

Vooraleer een incubatie opgestart kon worden, moest het nodige veldwerk uitgevoerd worden. Het veldwerk bestond uit 2 delen: het verzamelen van grond en het verzamelen van gewasresten. Er werden 2 bodemsoorten gebruikt, nl. zand en leem. Zo kon er onderzocht worden of er een verschil in mineralisatie is tussen zand en leem. De gewassen die onderzocht werden waren de volgende: erwten, wintertarwe, aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs. De gewasresten werden telkens net voor de oogst in het veld verzameld. Na het veldwerk kwam het labowerk. Een gedeelte van de bodems en de gewasresten werden geanalyseerd om de samenstelling te kennen. Het andere gedeelte van de stalen werd gebruikt voor de incubatie. De bodems werden gedroogd en gemalen. De gewasresten werden ook gedroogd en gemalen zodat het makkelijker was om deze te mengen met de bodem in de potjes en de gewasresten beter bewaard konden worden. De bodems werden 2 weken voor de opstart van de incubatie bevochtigd tot een bepaald vochtpercentage en werden vervolgens in de incubatiekamer gezet, zodat ze konden pre-incubereren. Het bodemleven kon zo terug recupereren en terug aangroeien, zodat er vanaf dag 1 bij de eigenlijke incubatie een maximale mineralisatiecapaciteit zou zijn. Na de 2 weken pre-incubatie werd de incubatie van tarwe en erwten opgestart. Er werd 100 g grond in een glazen potje afgewogen en daar werd een evenredige hoeveelheid gewasresten aan toegevoegd zoals deze in veldomstandigheden zou zijn. De mineralisatie werd gemeten door de CO₂ die vrijkwam te meten. Er werden met het statistisch programma R cumulatieve mineralisatiecurves opgesteld en als deze begonnen af te vlakken, kon de incubatie beëindigd worden. Na de eerste incubatie, kon de 2^{de} incubatie van aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs worden opgestart. Dat verliep analoog aan de eerste incubatie. Na afloop van de incubatie werd er onderzocht of er een significant verschil was tussen de resultaten en de cijfers die in de literatuur gebruikt worden en tussen de mineralisatie in een zand- en een leembodem. Er werd ook gesimuleerd met de resultaten en met de literatuercijfers om te onderzoeken of er een significant verschil in de koolstofevolutie van een perceel is. De simulatie werd voor een zand- en een leembodem uitgevoerd.

5.1 Veldwerk

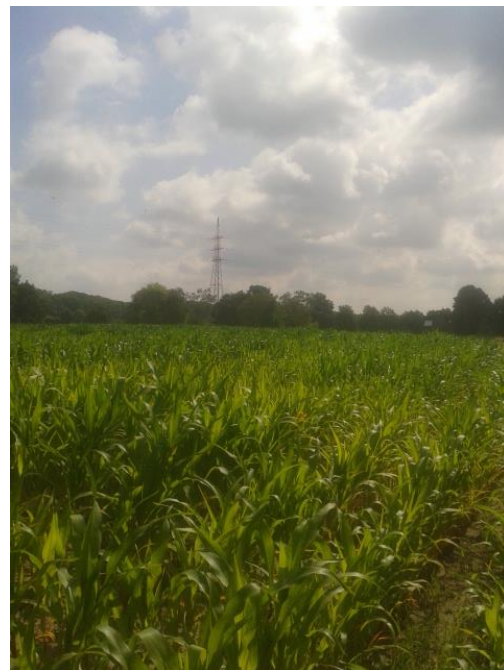
Het veldwerk bestond uit 2 delen: het verzamelen van 2 bodemtexturen en het verzamelen van de gewasresten van 5 teelten.

5.1.1 Verzamelen van bodems

De hoeveelheid effectieve organische stof die door de gewassen wordt aangevoerd, wordt onderzocht in 2 bodemtexturen: zandgrond en leemgrond. De stalen werden genomen op 09/07/2016. De zandgrond is afkomstig van een perceel in Neerpelt, de Limburgse Kempen. Op het ogenblik van staalname stond er maïs op het perceel, wat het verzamelen van bodem vergemakkelijkte. De voorgaande teelt op dat perceel was aardappelen. De leembodem is afkomstig van een perceel in Zichen-Zussen-Bolder, de Haspengouwse leemstreek. Op ogenblik van staalname stond er maïs op dat perceel. De voorgaande teelt was wintertarwe. De grondstalen werden genomen over de volledige diepte van de bouwvoor (0-23 cm) (Figuur 9, Figuur 9, Figuur 11, Figuur 11 en Figuur 13).



Figuur 9: staalname van een zandbodem



Figuur 10: stand van de maïs op de zandbodem bij staalname



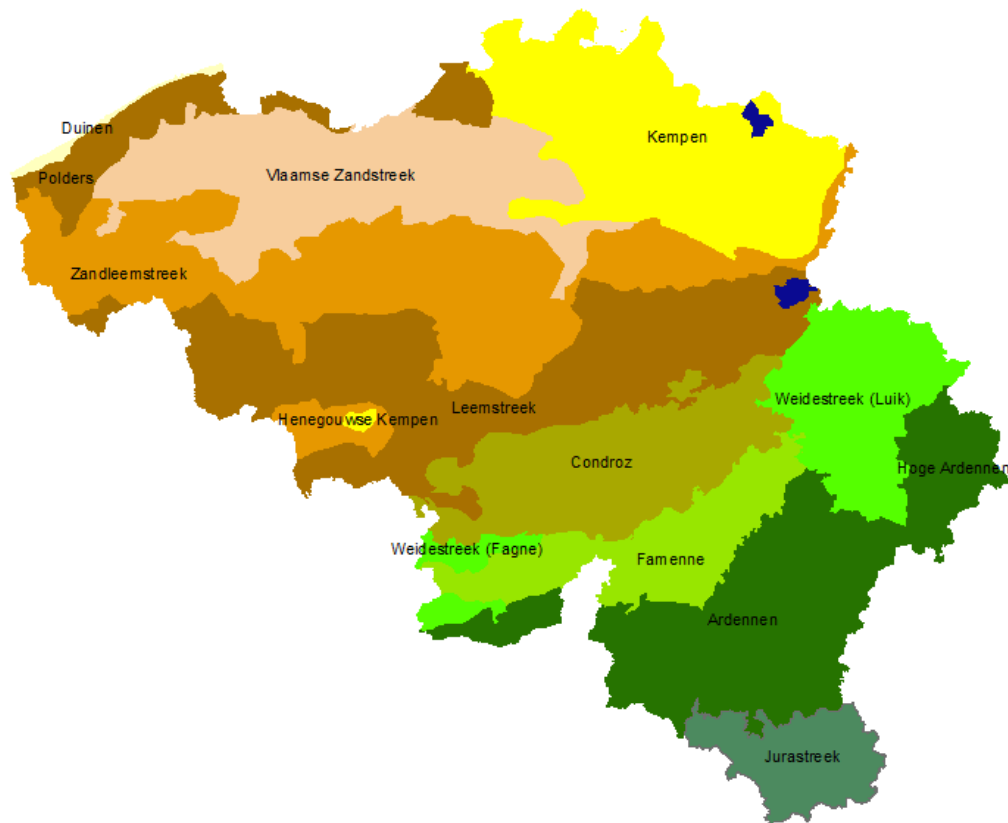
Figuur 11: staalname van een leembodem



Figuur 12: stand van de maïs op de leembodem tijdens staalname

Tijdens het verzamelen van de grond werden er met een grondboor ook bodemstalen verzameld voor een standaardgrondanalyse. Hiervoor werd over het gehele perceel 25 keer geboord tot op een diepte van 23 cm. Bij het boren werd een zigzagpatroon gevolgd. De 25 deelstalen van elk perceel werden goed gemengd en in een stoffen zakje gedaan. Een mengstaal van 25 boringen bestond uit ongeveer 650 g grond.

De bodemstalen werden verzameld op 09/07/2016 en ze werden beiden verzameld in droge omstandigheden. De grond was nog vochtig door de vele regen van de maanden ervoor, wat het boren en scheppen van grond vergemakkelijkte. Op de BDB werd van de bodem het organische-koolstofgehalte bepaald met de gewijzigde Walkley & Black methode. Van de bodem werd ook de pH bepaald en ook het gehalte aan P, K, Mg, Ca en Na. De pH werd gemeten in een KCl oplossing (pH-KCl) en de extractie van de nutriënten (P, K, ...) gebeurde in ammoniumlactaat. De bepaling van de nutriëntengehalten gebeurde vervolgens met Inductive Coupled Plasma (ICP) (Maes *et al.*, 2012). Voor de incubaties werd in totaal per bodemtextuur ongeveer 12 kg grond verzameld, die op de BDB gedroogd en gezeefd werd. Het drogen gebeurde op 70°C, zodat het bodemleven niet afgedood werd.



*Figuur 13: bodemkaart van België met in het blauw de gemeenten waar de 2 bodems verzameld werden:
boven = Neerpelt, onder = Riemst*

5.1.2 Verzamelen van gewasresten.

Omdat we via dit onderzoek ook een idee wilden krijgen van de hoeveelheid gewasresten die in praktijkomstandigheden worden ingewerkt diende het verzamelen van de gewasresten zeer zorgvuldig te gebeuren. De gewasresten van 5 teelten werden verzameld: erwten, wintertarwe, aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs. De gewasresten van een teelt werden net voor de oogst verzameld. Van alle gewassen, behalve de aardappelen, werden de gewasresten op percelen van het ouderlijk landbouwbedrijf verzameld. De gewasresten van de aardappelen werden op een nabijgelegen perceel van een loonwerker verzameld, aangezien er op ons landbouwbedrijf geen aardappelen geteeld worden. De gewasresten werden allemaal op een leembodem verzameld.

Per teelt werd er op een veld 3 keer 1 m² aan bovengrondse gewasresten verzameld. Daarvoor werd een houten kader van precies 1 m² gebruikt. Het verzamelen van de ondergrondse gewasresten hing van de teelt af: voor wintertarwe en erwten werden niet van het volledige vierkant de wortels uitgestoken (een aantal planten/m², zie verder), voor aardappelen, suikerbieten en korrelmaïs werden wel alle wortels uitgestoken. Bij aardappelen ging dat zeer vlot omdat aardappelen in ruggen geteeld worden. Als de massa aan gewasresten van een teelt bij het wegen voor elk van de drie herhalingen ongeveer hetzelfde was, kon er gesteld worden dat de steekproef representatief was om de biomassa aan gewasresten te bepalen. Indien dat niet het geval was, werd een extra staal genomen, zodat de inschatting van de hoeveelheid gewasresten nauwkeuriger was.

Om te bepalen waar de stalen genomen moesten worden, werden volgende criteria gehanteerd:

1. De 3 plaatsen waar stalen genomen worden moeten mooi over het perceel verspreid liggen.
2. De stalen worden niet op de kopakker of langs de kant van het perceel genomen.
3. Er worden geen stalen in de kortrijen genomen, omdat er hier soms dubbel bespoten is door overlap.
4. De stalen worden niet net langs of in een sproeispoor genomen. In deze proef werd een afstand van 3 m gehanteerd.
5. Er mogen geen 2 stalen binnen de breedte van eenzelfde sproeimachine genomen worden. Er moet dus minstens 27 meter tussen 2 stalen liggen.
6. Wanneer er een helling in het perceel is, wordt er minimaal 1 staal boven aan de helling genomen en minimaal 1 staal onder aan de helling.

Bij de oogst van elk gewas werd de opbrengst bijgehouden, omdat er logischerwijs een correlatie is tussen opbrengst en biomassaproductie. Bij een hogere opbrengst, zal er meer biomassa aan gewasresten zijn.

5.1.2.1 Gewasresten erwten

Voor erwten werden de gewasresten op 14/07/2016 verzameld. De gewasresten van erwten bestaan uit: de stengel, de bladeren, de peulen zonder erwten en de wortels. De bovengrondse gewasresten werden in het houten kader tot op de grond afgesneden met een heggenschaar. Vervolgens werd per herhaling alles gewogen. De peulen werden dan handmatig gepeld om de erwten zelf eruit te krijgen. Dan werden per herhaling de erwten en de bovengrondse gewasresten weer gewogen. De ondergrondse biomassa werd op volgende manier bepaald: in elke m² werden van enkele planten de wortels uitgestoken. De wortels werden dan per herhaling gewogen en er werd een gemiddelde per plant berekend. De wortels werden van de grond gescheiden door de grond op te lossen in water en de wortels eruit te zeven. Tijdens het pellen werden het aantal planten per herhaling en dus per m² geteld. Door de gemiddelde wortelmassa per plant te vermenigvuldigen met het aantal planten van die herhaling, krijgt men de totale wortelbiomassa van die herhaling. Vervolgens werd het gemiddelde van de 3 herhalingen berekend om een gemiddelde wortelbiomassa per m² te verkrijgen.

Vervolgens werden de gewasresten in zakjes gedaan die geschikt zijn voor de droogoven. De bovengrondse en ondergrondse gewasresten zaten in aparte zakjes. Voor de bovengrondse en ondergrondse gewasresten werd er per zakje een mengeling gemaakt van de 3 herhalingen, om zo weinig mogelijk variatie te hebben in samenstelling. Een aantal zakjes met boven- en ondergrondse gewasresten werden geanalyseerd om de samenstelling van de gewasresten te kennen, zoals drogestofgehalte, N-gehalte,



Figuur 14: verzamelen gewasresten erwten



Figuur 15: stand van de erwten

5.1.2.2 Gewasresten tarwe

De gewasresten van tarwe werden verzameld op 25/07/2016. Alle herhalingen lagen verspreid over het perceel. Binnen het houten kader van 1 m² werden de bovengrondse gewasresten tot op de grond afgeknipt met een heggenschaar. Van elk vierkant werden van 2 rijen tarwe de wortels uitgestoken (de rijafstand was 15 cm). Dat werd zo gedaan omdat de wortels diep moesten worden uitgestoken en het anders te veel werk vergde om alles wortels uit te steken en uit te zeven. De wortels werden vervolgens uit de grond gezeefd door de grond op te lossen in water en dan door de opgeloste grond dan door een zeef te gieten. De wortels bleven op de zeef liggen. De aren werden met de hand uitgewreven om de tarwekorrels eruit te krijgen. Vervolgens werden alle gewasresten per herhaling gewogen en dan werd er een gemiddelde van de 3 herhalingen berekend om zo een schatting van de bovengrondse en de ondergrondse biomassa per ha te kunnen maken. Voor de ondergrondse biomassa moest de bekomen massa nog vermenigvuldigd worden met het aantal rijen in 1 m² en dat dan delen door 2, omdat er 2 rijen werden uitgestoken.



Figuur 16: verzamelen gewasresten tarwe na uitsteken wortels

5.1.2.3 Gewasresten aardappelen

Op 06/09/2016 werden de gewasresten van de aardappelen verzameld. De gewasresten werden verzameld juist voor het loof van de aardappelen werd doodgespoten om zo veel mogelijk bovengrondse biomassa te kunnen verzamelen. De gewasresten werden verzameld onder goede condities: droog weer, maar toch nog voldoende vocht in de grond, wat het werk vergemakkelijkte. In de aardappelen kon nog gewerkt worden met het kader van 1 m², maar moest men bij het wegen van de gewasresten rekening houden met een omrekenfactor. Dat komt omdat als men het houten kader over 2 ruggen legt, men teveel biomassa zou verzamelen, want het kader zou ook over 1 rug kunnen gelegd worden en dan meet men te weinig biomassa. Daarom werden de gewasresten van 2 ruggen over een afstand van 1 m verzameld, maar werd de hoeveelheid gewasresten vermenigvuldigd met 1,33/2. Dit werd zoals in voorgaande proeven 3 maal herhaald. De bovengrondse gewasresten werden verzameld door het loof tot op de grond af te knippen met een heggenschaar. De ondergrondse gewasresten werden verzameld door de volledige rug los te steken en zo konden de wortels met de aardappels eraan volledig uit de grond worden getrokken. Vervolgens werden de knollen en de wortels gescheiden en gewogen. De ondergrondse biomassa werd hier bij de 3 herhalingen bepaald.

5.1.2.4 Gewasresten bieten

De gewasresten van de bieten werden op 14/10/2016 verzameld. Het verzamelen van de ondergrondse gewasresten was moeilijker door de harde bodem na een lange droogteperiode.

Daarom werden in de bieten rond elk vierkant van 1 m² aarden walletjes aangelegd, waarin een paar dagen achter elkaar een aantal emmers water werden uitgegoten. Zo werd de grond vochtiger, waardoor de wortelpunten van de bieten gemakkelijker uit de grond kwamen. In de bieten werden 3 rijen van 1 m geoogst. Na het wegen werd de biomassa vermenigvuldigd met de omrekenfactor 2,22/3, om dezelfde reden als bij de aardappelen. De bieten werden met de schop uitgestoken, om zeker zoveel mogelijk wortelbiomassa uit de grond te krijgen. Dan werden de koppen van de bieten met de schop afgestoken. De bladeren werden dan ook nog van de kop afgesneden om de bladmassa en de kopmassa apart te kunnen wegen. De bieten zelf werden vervolgens gewassen om de grond te verwijderen om daarna nog wat te drogen in de zon. Na het drogen werden de haarwortels aan de zijkant van de biet evenals de lange wortelpunt verwijderd en gewogen. Dit zijn de wortelresten die normaal achterblijven in het veld. Van alle plantendelen werd de gemiddelde massa van de 3 herhalingen bepaald om zo een gemiddelde massa per m² te bekomen. Alle gewasresten werden vervolgens apart in speciale geperforeerde zakjes gedaan om de droogoven in te kunnen.



Figuur 17: uitsteken van de suikerbieten



Figuur 18: hoeveelheid bieten van 1 m²

5.1.2.5 Gewasresten korrelmaïs

De gewasresten van de korrelmaïs werden op 14/10/2016 verzameld. In de maïs werden 2 rijen van 1 m geoogst. De bekomen biomassa werd na het wegen vermenigvuldigd met 1,33/2 om de biomassa van 1 m² te bekomen (zie hoger bij aardappelen). De planten werden met de wortel uitgestoken en zo van het veld verwijderd. De wortels werden dan van de stengels afgeknipt en de stengels werden van elke herhaling apart gewogen. De kolf werd gepeld om alle korrels te verwijderen en vervolgens werden de korrels en de spil van elke herhaling apart gewogen. Er werd daarna een gemiddelde massa per m² berekend. De wortels werden gewassen om de grond te verwijderen. Aangezien alle wortels van een plant nog aan elkaar hingen en een kluwen vormden, bleef er toch nog wat grond achter tussen de wortels. Ze werden daarom nog een dag in een emmer water gelegd, waardoor de grond kon losweken.

Vervolgens werden alle gewasresten op de BDB gehakseld m.b.v. een elektrische hakselaar om de gewasresten fijn genoeg te krijgen om de droogoven in te gaan. Er bleek toch nog wat grond bij de wortels te zitten, waardoor deze gezeefd werden om de grond te verwijderen. De wortels werden vervolgens gewogen en alle gewasresten werden in zakjes gedaan om de droogoven in te kunnen.



Figuur 19: uitsteken van de maïsstengels en maïswortels



Figuur 20: uitsteken van de maïsstengels en maïswortels

5.2 Labowerk

Het labowerk bestond uit het drogen en voorbereiden van de gewasstalen voor analyse en voor incubatie, het bevochtigen en pre-incuberen van de grond, het mengen van de grond met de juiste hoeveelheid gewasresten en tenslotte het meten van de CO₂ concentraties in de potjes.

5.2.1 Het drogen en voorbereiden van de gewasstalen

Het drogen en analyseren van de gewasresten gebeurde door het labo van de BDB.

Er werden per gewasrest minstens 6 zakjes gevuld. Er werden 2 zakjes voor analyse gebruikt. Van alle gewasresten waren de samenstellingen van de 2 zakjes telkens bij benadering dezelfde, zodat er geen 3^{de} zakje moest geanalyseerd worden om de samenstelling juist te kunnen inschatten.

Het droge-stofgehalte werd bepaald door de gewasresten te drogen op 105 °C. Het droge-stofgehalte is gelijk aan de massa van de gedroogde gewasresten gedeeld door de massa van de verse gewasresten.

Van de gewasresten werd ook het organische-stofgehalte bepaald. Het organische-stofgehalte zegt hoeveel procent van de gewasstalen uit organisch materiaal bestaat, want bij het verzamelen van de gewasresten kan er soms ook al eens grond bij de gewasstalen zitten, vooral bij het verzamelen van wortels. Het organische-stofgehalte werd bepaald met de gloeiverliesmethode. Bij de gloeiverliesmethode worden de gewasstalen in een moffeloven verast op hoge temperatuur, meestal rond de 500-550°C. Het massaverschil van voor dat de gewasstalen de oven in gingen en nadat ze er terug uit komen is de hoeveelheid koolstof die verdwenen is (Wright *et al.*, 2008). Er wordt aangenomen dat 58% van het organisch materiaal uit koolstof bestaat (Maes *et al.*, 2012). Er kan zo berekend worden hoeveel organische stof er in het staal zat en zo is er ook geweten hoeveel grond het staal bevat.

Het totale N-gehalte werd bepaald volgens de Kjeldahl-methode. Met deze methode wordt de totale organische N bepaald in de gewasresten. Bij de Kjeldahl-methode wordt bij het organisch materiaal eerst zwavelzuur toegevoegd (H₂SO₄) om de organische-stikstofcomponenten om te zetten in ammonium (NH₄⁺). Aan deze reactie wordt meestal een katalysator toegevoegd om de reactie sneller te laten verlopen, bv. natriumsulfaat (Na₂SO₄). Het mengsel wordt dan verhit tot 400°C. De afbraak van organische N is compleet als de oplossing helder wordt (met een neerslag) en er wat rook ontstaat. Het mengsel moet dan afkoelen tot kamertemperatuur en dan moet natriumhydroxide (NaOH) worden toegevoegd om de ammonium in ammoniak (NH₃) om te zetten. Er wordt dan boorzuur (H₃BO₃) toegevoegd en dan volgt een stoomdestilatie. Het boorzuur vormt een complex met ammoniak en dat wordt getitreerd met een sterk zuur, bv HCl. Door de hoeveelheid zuur nodig voor de titratie te vergelijken met de hoeveelheid zuur nodig bij de tritatie van een blanco oplossing, weet men hoeveel ammoniak er is gevormd en dus hoeveel organische N er in de gewasresten zit (Michalowski *et al.*, 2013).

De andere zakjes met gewasresten werden enkel gedroogd op 105 °C en gemalen. Het poeder dat overbleef werd in potjes gedaan om te gebruiken voor de incubatie. Zo konden de gewasresten gemakkelijk met de grond gemengd worden, konden ze beter bewaard worden en was het afwegen van de gewasresten nauwkeuriger. De verwerking van de zakjes met gewasresten was voor alle gewasresten identiek.



Figuur 21: gewasresten van tarwe voor ze in zakjes werden gedaan

5.2.2 Het bevochtigen en pre-incuberen van de grond

Voor het opzetten van de incubatie (bevochtigen van de grond en het bijmengen van gewasresten), het meten zelf tijdens de incubatie en het berekenen hoeveel koolstof er is gemineraliseerd (5.3.2), werd het protocol gevolgd volgens De Clercq, 2016. De grond die gedroogd en gezeefd was op de BDB werd bevochtigd met gedemineraliseerd water (= demiwater). Voor de incubatie moest 60% van het poriënvolume van de grond gevuld zijn met water. We hebben ervoor geopteerd om van de totale hoeveelheid water die moest toegevoegd worden 75% vóór de pre-incubatie van de grond toe te voegen, de overige 25% werd toegevoegd net voor de opstart van de incubatie zelf, wanneer de gewasresten toegevoegd werden. De toe te voegen hoeveelheid water voor 3 kg gedroogde en gezeefde zandgrond werd op volgende manier berekend:

Eerst werd het totale poriënvolume in % van het bodemvolume berekend met de volgende formule (Krokida *et al.*, 1997):

$$(1 - (1,5 \text{ kg/dm}^3 / 2,65 \text{ kg/dm}^3)) * 100 = 43,4 \%$$

Vergelijking 2

waarbij 1,5 kg/dm³ overeenkomt met de bulkdensiteit van de zandbodem (Bodemkundige Dienst van België; Universiteit Gent, 2009) en 2,65 met de densiteit van de bodemmineralen (Raiesi, 2006, Reynolds *et al.*, 2009).

Water volume %: 60% van het totale poriënvolume werd gevuld met demiwater:

$$0,6 * 43,3 = 26,04 \%$$

Vergelijking 3

Het bodemvolume werd bekomen door de massa van de droge bodem te delen door de bulkdensiteit van de bodem:

$$\text{Bodemvolume} = 3 \text{ kg} / 1,5 \text{ kg/dm}^3 = 2 \text{ dm}^3 = 2000 \text{ cm}^3$$

Vergelijking 4

De hoeveelheid water die er moest worden toegevoegd, werd bekomen door het totale bodemvolume te vermenigvuldigen met het water volume %:

$$\text{Hoeveelheid water toe te voegen: } 2000 \text{ cm}^3 * 0,2604 = 520,8 \text{ ml}$$

Vergelijking 5

Er moet maar 75 % van die hoeveelheid toegevoegd worden voor pre-incubatie:

$$0,75 * 520,8 \text{ ml} = 390,6 \text{ ml}$$

Vergelijking 6

Aan 3 kg droge zandbodem moest 390,6 ml gedestilleerd water toegevoegd worden.

Voor leem werd er een analoge berekening bekomen:

$$(1 - (1,4 \text{ kg/dm}^3 / 2,65)) * 100 = 47,17 \%$$

waarbij 1,4 kg/dm³ overeenkomt met de bulkdensiteit van de leembodem (Bodemkundige Dienst van België; Universiteit Gent, 2009) en 2,65 met de densiteit van de bodemmineralen (Raiesi, 2006, Reynolds *et al.*, 2009).

60% van het totale poriënvolume werd gevuld met demiwater:

$$0,6 * 47,17 = 28,3 \%$$

$$\text{Bodemvolume} = 3 \text{ kg} / 1,4 \text{ kg/dm}^3 = 2,14 \text{ dm}^3 = 2140 \text{ cm}^3$$

$$\text{Hoeveelheid demiwater toe te voegen: } 2140 \text{ cm}^3 * 0,283 = 605,6 \text{ ml}$$

Er moest maar 75% van die hoeveelheid toegevoegd worden voor pre-incubatie:

$$0,75 * 605,6 \text{ ml} = 454,2 \text{ ml}$$

Aan 3 kg droge leembodem moest 454,2 ml gedestilleerd water toegevoegd worden.

Na het bevochtigen werd de grond 2 weken lang in een incubatiekamer gezet die constant op een temperatuur van 25°C ±1,5°C werd gehouden. Daardoor kon het microbiële leven terug ontwikkelen tot op een niveau van in een normale bodem. Zo was er vanaf dag 1 bij de incubatie een maximale mineralisatiecapaciteit.

5.2.3 Het mengen van grond en gewasresten

Na 2 weken in de incubatiekamer te hebben gestaan, werden de emmers grond uit de incubatiekamer gehaald op 16/08/2016. In de eerste incubatie-reeks moesten 36 potjes gevuld worden met grond: 4 herhalingen x 2 bodemtexturen x 4 objecten (erwten, tarwe zonder stro (stoppel en wortel), tarwe met stro, een controle bodem zonder gewasresten om de mineralisatie van de organische stof in de grond te kennen) + 4 blanco controles zonder grond of gewasresten.

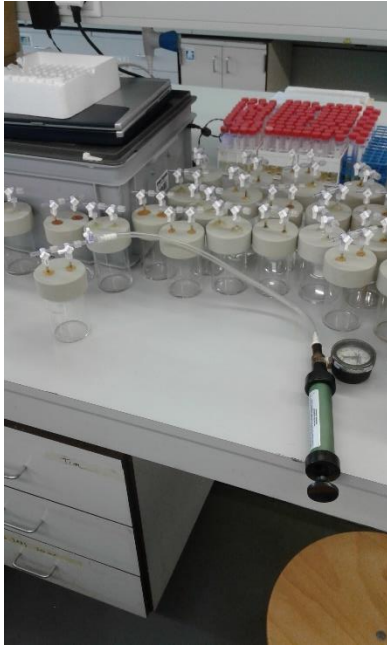
Er werd voor de incubatie gebruik gemaakt van incubatiepotjes. Deze potjes waren van glas gemaakt en hadden een inhoud van 300 ml (11 cm hoog en 6 cm diameter). De potjes waren voorzien van een schroefdeksel, welk luchtdicht aansloot op het glazen potje. De deksel was voorzien van 2 driewegkraantjes, waardoor er met een spuit lucht uitgetrokken kon worden om te analyseren op de CO₂-inhoud (zie 5.2.4 voor de meetmethode).



Figuur 22: incubatiepotje

Eerst werd getest of de potjes luchtdicht waren. Dat gebeurde door een vacuümpompje op ieder potje aan te sluiten en het potje op een onderdruk van 50 kPa te brengen. Als het potje de onderdruk voor 15 seconden kon behouden, werd aangenomen dat het potje voldoende luchtdicht was. Dat is belangrijk zodat er geen CO₂ gaat lekken tijdens de incubatie (Figuur 23).

In elk potje moest een equivalent van 100g droge grond gebracht worden, maar omdat in de emmers al water toegevoegd was moest er meer grond afgewogen worden. Ook moest er nog extra water aan de grond in de potjes toegevoegd worden, omdat in de pre-incubatiestap maar 75% van de benodigde hoeveelheid werd toegevoegd. We passen daarom de eerder beschreven formules terug toe, maar in dit geval wordt er met 100 g gedroogde grond gewerkt i.p.v. 3 kg gedroogde grond.



Figuur 23: controleren van de potjes op luchtdichtheid

Voor zand werd het volgende bekomen:

Totaal poriënvolume: 43,3%

Water vol%: 26,04%

Bodemvolume: $100 \text{ g} / 1,5 \text{ g/cm}^3 = 66,66 \text{ cm}^3$

Vergelijking 7

Toe te voegen water: $66,66 \text{ cm}^3 * 0,2604 = 17,36 \text{ ml}$

$17,36 \text{ ml} * 0,75 = 13,02 \text{ ml}$

In een potje moest $100 \text{ g} + 13,02 \text{ g} = 113 \text{ g}$ zandgrond afgewogen worden.

Er moest dan nog 4,36 ml water aan toegevoegd worden, wat werd afgerond op 4,4 ml zodat de hoeveelheid af te meten was met een pipet.

Voor leem werd het volgende bekomen:

Totaal poriënvolume: 47,17%

Water vol%: 28,3%

Bodemvolume: $100 \text{ g} / 1,4 \text{ g/cm}^3 = 71,43 \text{ cm}^3$

Vergelijking 8

Toe te voegen water: $71,43 \text{ cm}^3 * 0,283 = 20,21 \text{ ml}$

$20,21 \text{ ml} * 0,75 = 15,16 \text{ ml}$

In een potje moest $100 \text{ g} + 15,16 \text{ g} = 115,2 \text{ g}$ leemgrond afgewogen worden.

Er moest dan nog 5,05 ml water aan toegevoegd worden, wat werd afgerond op 5,1 ml zodat de hoeveelheid af te meten was met een pipet.

Voor de start van de incubatie moesten de gewasresten aan de grond worden toegevoegd in een evenredige hoeveelheid als in het veld. Voor deze hoeveelheid werd uitgegaan van een bouwvoor van 23 cm in leem en zand. De hoeveelheid toe te voegen gewasresten was bekomen door een gemiddelde te maken van cijfers uit de literatuur.

De hoeveelheid in te werken gewasresten per potje werd op volgende wijze berekend:

Eerst moest er berekend worden hoeveel kilogram grond een hectare bevat in een bouwvoor van 23 cm:

$$10000 \text{ m}^2 * 0,23 \text{ m} = 2300 \text{ m}^3 \text{ grond}$$

Voor leem:

$$2300 \text{ m}^3 * 1,4 \text{ ton/m}^3 = 3220 \text{ ton of } 3220000 \text{ kg}$$

Voor zand:

$$2300 \text{ m}^3 * 1,5 \text{ ton/m}^3 = 3450 \text{ ton of } 3450000 \text{ kg}$$

Vervolgens werd er berekend hoeveel kg gewasresten er per kg grond moeten ingewerkt worden. De massa's van de gewasresten zijn de massa's die gevonden werden in de literatuur (zie 3.2.1 t.e.m. 3.2.5).

De volgende berekening werd voor elk gewas uitgevoerd, telkens voor de bovengrondse en de ondergrondse biomassa. De hoeveelheden zijn terug te vinden in Tabel 10.

Bovengrondse gewasresten erwten:

4500 kg DS/ha

$4500 \text{ kg} / 3220000 \text{ kg} * 1000 = 1,40 \text{ g gewasrest} / \text{kg leem}$

Per potje met 100 g leem: $1,4 \text{ g} / 10 = 0,14 \text{ g gewasrest}$

$4500 \text{ kg} / 3450000 \text{ kg} * 1000 = 1,3 \text{ g gewasrest} / \text{kg zand}$

Per potje met 100 g zand: $1,3 \text{ g} / 10 = 0,13 \text{ g gewasrest}$

Voor het inschatten van de stoppelbiomassa werd gebruik gemaakt van de stoppelmassa gemeten bij het veldwerk, omdat er geen literaire cijfers te vinden zijn over stoppelbiomassa. De stoppelbiomassa is ook zeer variabel, omdat er niet altijd op eenzelfde hoogte geoogst wordt.

De stoppelbiomassa die hier gehanteerd werd is 1680 kg DS/ha. Deze biomassa werd gemeten bij een gemiddelde stoppelhoogte van 13 cm.

Tabel 10: hoeveelheid bovengrondse en ondergrondse gewasresten per bodemtype in een incubatiepotje (100 g grond) ingewerkt

gewas	bovengronds (g / 100 g grond)	ondergronds (g / 100 g grond)	bodemtype
erwten	0,140	0,011	leem
erwten	0,130	0,010	zand
tarwe (stro ingewerkt)	0,155	0,078	leem
tarwe (stro ingewerkt)	0,145	0,072	zand
tarwe (stro afgevoerd)	0,052	0,078	leem
tarwe (stro afgevoerd)	0,049	0,072	zand
aardappelen	0,034	0,019	leem
aardappelen	0,032	0,017	zand
suikerbieten	0,155	0,017	leem
suikerbieten	0,145	0,016	zand
korrelmaïs	0,311	0,093	leem
korrelmaïs	0,290	0,087	zand

Na het toevoegen van de gewasresten moest de grond aangedrukt worden tot een bulkdensiteit die overeenkomt met normale veldomstandigheden. Daarvoor moest berekend worden hoe hoog de grond in het potje mag komen. Die hoogte is afhankelijk van de bodemtextuur. Hoe hoger de bulkdensiteit, hoe minder hoog de grond in het potje zal komen. De grond in de potjes werd aangedrukt met een kunststof stamper. De hoogte werd op volgende wijze berekend:

$$\text{Volume van de droge bodem} / (3^2 * \pi)$$

Het volume van de droge bodem werd in voorgaande berekeningen berekend (zie Vergelijking 7 en Vergelijking 8). In deze vergelijking is 3 cm de straal van het potje.

Voor de leembodem werd dat dan:

$$71,43 / (3^2 * \pi) = 2,53 \text{ cm}$$

Voor de zandbodem werd dat dan:

$$66,67 / (3^2 * \pi) = 2,36 \text{ cm}$$

De leembodem werd in de potjes aangedrukt tot een hoogte van 2,53 cm is en de zandbodem tot een hoogte van 2,36 cm. Elk potje kreeg een uniek nummer zodat ze gemakkelijk te onderscheiden waren en problemen met een potje gemakkelijk opgespoord konden worden. Het nummer werd zowel op het potje zelf als op het deksel geschreven, zodat er nooit een andere deksel op een potje kon gedraaid worden. Zo kon er achterhaald worden of potjes mogelijk CO₂ lekten en dus toch niet volledig luchtdicht waren. De potjes werden vervolgens gewogen. Zo kon opgevolgd worden hoeveel water er uit de grond verdween. Als er teveel uit zou verdwijnen, moest er water worden toegevoegd tot de beginmassa terug werd bereikt.

Vervolgens werden de potjes gesloten en in de incubatiekamer gezet.

5.2.4 Het meten van de potjes

De volgende dag moest gemeten worden hoeveel parts per milion (ppm) CO₂ er in de potjes was vrijgekomen. De meting werd uitgevoerd met een LI-COR-820 CO₂ gas analyzer. De werkwijze hiervoor is de volgende: de LI-COR wordt ingeschakeld en moet dan opwarmen tot 51°C en een druk van 100 kPa krijgen. Als de temperatuur en de druk juist zijn, wordt het pompje aangezet. Het pompje laat de lucht in de LI-COR circuleren en stuwt de lucht dan door een filterelement dat CO₂ bindt. De lucht wordt ontdaan van zijn CO₂ en men kan zo later de exacte concentratie aan CO₂ aflezen als men een staal van de lucht uit een potje inbrengt in de LI-COR. Terwijl het pompje pompt, kan er al lucht uit één van de potjes getrokken worden voor analyse. De lucht wordt op volgende wijze uit de potjes getrokken. Op het deksel van een potje staan 2 driewegkranen waarlangs lucht kan worden onttrokken. De 2 kranen zijn verbonden met een buisje. Eerst wordt op elke kraan een spuit aangekoppeld. Dan wordt de rechtse kraan zo gezet dat er een verbinding is tussen de spuit en het potje, maar dat de doorgang naar de linkse kraan versperd wordt. De rechtse spuit wordt vol met lucht uit het potje getrokken en als de spuit vol is, wordt de kraan gesloten zodat de weg naar het potje gesloten wordt. Vervolgens wordt het linkse kraantje zo gedraaid dat de gesloten kant naar de rechtse kraan staat en wordt de linkse spuit vol met lucht uit het potje getrokken. Als de linke spuit vol met lucht zit, wordt het linkse kraantje weer zo gedraaid dat de verbinding met het potje gesloten is. De 2 spuiten staan nu in verbinding met elkaar. De rechtse spuit wordt nu ingedrukt zodat er een overdruk in het systeem ontstaat. Op dat moment wordt de linkse spuit van het kraantje losgedraaid. Doordat alles op overdruk stond, is er in de spuit geen contaminatie van de lucht uit het potje met omgevingslucht.

Als de spuit gevuld is met lucht uit het potje, wordt het pompje van de LI-COR uitgeschakeld en wordt de spuit op de ingang van de LI-COR aangekoppeld. Vervolgens wordt de spuit langzaam leeggedrukt en dan kan men het CO₂ gehalte aflezen op de computer. Deze procedure wordt telkens herhaald voor elk potje. Het pompje moet dus voor analyse van ieder potje ingeschakeld worden, anders bevat de lucht in de LI-COR nog CO₂ van de analyse van het vorige potje en wordt er een verkeerde waarde afgelezen.

De eerste week van incubatie werd de CO₂-concentratie in de potjes elke dag gemeten omdat de mineralisatie hier variabel kon zijn en die momenten belangrijk zijn om de eerste punten van de mineralisatiecurve vast te leggen. In week 2 werd er 2 keer gemeten en vanaf week 3 werd er maar

1 keer per week gemeten. Er moest minder vaak gemeten worden omdat de mineralisatie minder variabel werd en meer ging afnemen volgens een curve.

Een andere reden was dat de mineralisatie in het begin zeer hoog was en de concentratie aan CO₂ zeer hoog kon worden in 24 uur tijd en zo een toxisch effect kon hebben op het bodemleven. Daarom werd er vanaf week 2 met een systeem gewerkt waarin de potjes open bleven staan en ze werden een dag voor het meten dicht gezet.

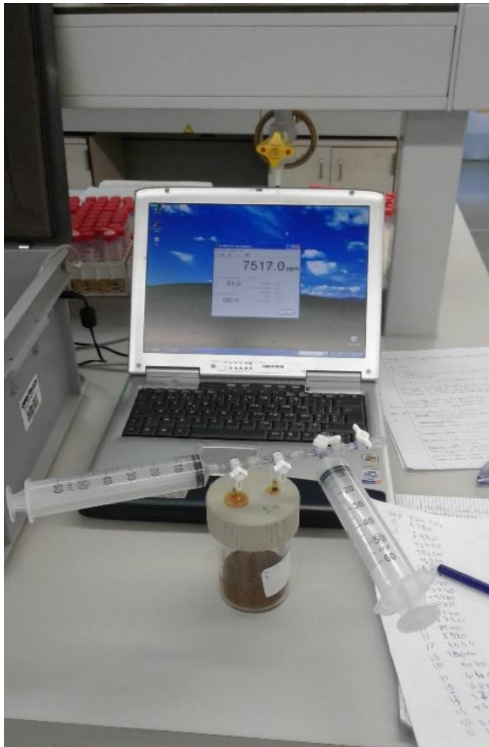
Binnen de 24 uur na het dichtzetten moest dan gemeten worden om geen toxische CO₂-concentraties in de potjes te hebben. Na het meten werden de potjes open gelaten tot de week erna, om dan dezelfde procedure te herhalen.

Er werd tijdens de eerste incubatie ook 1 keer water toegevoegd aan de grond in de potjes. Er verdampt constant een kleine hoeveelheid water en om de grond vochtig te houden, moet de verdwenen hoeveelheid worden aangevuld.

Op 14/10/2016 was er gemiddeld in elk potje 1 ml water verdampt. Die hoeveelheid werd met een pipet terug aangevuld.

Nadat de incubatie voor tarwe en erwten was afgelopen, kon de incubatie voor suikerbieten, aardappelen en korrelmaïs worden opgestart op 23/11/2017. Het einde van de incubatie was op het moment dat we konden vaststellen dat de mineralisatie constant verliep. Dat kon afgelezen worden in de cumulatieve curves (zie 5.3 voor extra uitleg). De incubatie van suikerbieten, aardappelen en korrelmaïs was op het vlak van procedures analoog aan de incubatie van de tarwe en de erwten, alleen dat de in te werken hoeveelheden gewasresten verschillend waren. De grond moest niet opnieuw bevochtigd worden, want deze was na de eerste incubatie in de diepvries gezet om de respiratie stil te leggen. Op 24/10/2016 werd de grond terug in de incubatiekamer geplaatst om te ontdooien en de respiratie terug op te starten. Bij het opstarten van een nieuwe incubatie moesten de oude potjes worden leeggemaakt. Ze werden met een lepel leeggescapt, vervolgens uitgespoeld met demiwater en dan gedroogd met papieren doekjes. De hoeveelheden in te werken gewasresten zijn af te lezen in Tabel 10.

Om de grond in de potjes vochtig te houden moest er af en toe water toegevoegd worden. Daarom werd er op 23/12/2016 en op 27/01/2017 telkens 0,5 ml demiwater toegevoegd.



Figuur 24: meten van de CO₂-concentratie in de potjes

5.3 Verwerking resultaten

Eerst werd er berekend hoeveel C er werd toegevoegd aan de grond in een potje. Vervolgens werd er berekend hoeveel C er is gemineraliseerd en zo wisten we hoeveel C er nog aanwezig was in de grond. Er werd vervolgens op de bekomen resultaten een curve gefit en het voorschrift van de curve werd bepaald. Daarna werden de gegevens statistisch verwerkt. De besproken stappen worden in volgende paragrafen verder uitgelegd.

5.3.1 Berekening hoeveelheid koolstof toegevoegd uit gewasresten

Voor de bepaling van de hoeveelheid koolstof toegevoegd aan de bodem in potjes werd er aangenomen dat 58% van de organische stof bestaat uit organische koolstof (Maes *et al.*, 2012). Door het bepalen van het asgehalte van de gewasresten, was de massa aan organische stof gekend en kon de massa aan organische koolstof op volgende wijze berekend worden:

Totale organische koolstof toegevoegd = massa gewasresten toegevoegd (gedroogd) * organische-stofgehalte (% op DS) * 0,58.

5.3.2 Berekening hoeveelheid koolstof gemineraliseerd tijdens incubatie

De bekomen meetresultaten zijn uitgedrukt in ppm CO₂. De resultaten werden omgerekend naar meer geschikte eenheden, nl.: µg CO₂ / (g droge grond * dag) en µg C / (g droge grond * dag). Beide eenheden geven de mineralisatie per gram droge grond per dag weer, maar in 2 verschillende eenheden: de ene is uitgedrukt in µg vrijgekomen koolstofdioxide, de andere is uitgedrukt in vrijgekomen koolstof. Voor het omrekenen van ppm CO₂ naar de voornoemde eenheden werden volgende formules gebruikt:

Eerst werd het gemiddelde van de CO₂-gehaltes in de blanco van de CO₂-gehaltes in de potjes afgetrokken:

$$\text{ppm CO}_2 \text{ zonder blanco} = \text{ppm CO}_2 - \text{gemiddelde ppm CO}_2 \text{ blanco}$$

Vervolgens werd de omrekening van ppm naar millimol (mmol) gemaakt:

$$\text{Mmol CO}_2 = (\text{ppm CO}_2 \text{ zonder blanco} * \text{mol lucht bij } 25^\circ\text{C}) / 1000$$

Het aantal mol lucht in het potje werd op de volgende manier berekend:

De totale inhoud van het potje was 300 ml, maar in een potje zat ook nog grond, dus het volume aan grond moesten we er vanaf trekken:

$$\text{Volume lucht (ml)} = 300 \text{ ml} - (\pi * 3^2 * \text{hoogte grond in het potje (cm)})$$

waarbij 3 de straal van het potje is.

Voor leem is dat: $300 - (\pi * 3^2 * 2,53) = 228,47 \text{ ml lucht}$

Voor zand wordt dat: $300 - (\pi * 3^2 * 2,36) = 233,34 \text{ ml lucht}$.

Het aantal mol lucht kon dan berekend worden met de ideale gaswet:

$$n = (p * V) / (R * T)$$

In de incubatiekamer was de luchtdruk 100000 Pa en was de temperatuur constant 293,15 K (25°C).

De parameter R is de gasconstante en is gelijk aan 8,31 Pa m³ / mol K. Het volume moet door 1000000 worden gedeeld omdat V in de formule in m³ moet worden uitgedrukt.

Voor leem wordt dat:

$$n = (100000 \text{ Pa} * 228,47 \text{ ml} / 1000000) / 8,31 \text{ Pa m}^3 / \text{mol K} * 293,15 \text{ K} = 0,00937 \text{ mol}.$$

Voor zand wordt dat:

$$n = (100000 \text{ Pa} * 233,34 \text{ ml} / 1000000) / 8,31 \text{ Pa m}^3 / \text{mol K} * 293,15 \text{ K} = 0,00957 \text{ mol}.$$

Daarna kon de omrekening van mmol CO₂ naar µg CO₂ gemaakt worden:

$$\mu\text{g CO}_2 = \text{mmol CO}_2 * 44 * 1000$$

Hierbij is 44 de molaire massa van CO₂. Als men naar µg C zou willen omrekenen, moet men als molaire massa 12 invullen.

Als er berekend is hoeveel µg CO₂ of µg C er is vrijgekomen, kan men berekenen hoeveel er per dag en per gram grond zou vrijkomen:

$$\mu\text{g CO}_2 / (\text{dag} * \text{g grond}) = \mu\text{g CO}_2 / 100 / \text{aantal uur dicht gestaan} * 24$$

Het getal 100 is de hoeveelheid grond in het potje, nl 100 g. De term “aantal uur dicht gestaan” is het aantal uur dat de kraantjes op potjes dichtstonden voor het meten. Om de eenheid µg C / (dag * g grond) te bekomen, moet µg CO₂ in de berekening vervangen worden door µg C.

Al deze vergelijkingen werden samen tot 1 vergelijking herleid, waardoor in Excel alle waarden eenvoudig tot konden worden omgerekend naar µg CO₂ / (dag * g grond) en naar µg C / (dag * g grond). Die formule was de volgende:

$$\mu\text{g CO}_2 / (\text{dag} * \text{g grond}) = (((\text{ppm vrijgekomen CO}_2 - \text{ppm CO}_2 \text{ in blanco potje}) * \text{mol lucht in potje} / 1000) * \text{molaire massa} * 1000) / 100 / \text{aantal uren dat potje dichtstond} * 24$$

Zo kon de tabel die in ppm CO₂ uitgedrukt is, omgerekend worden naar een tabel waar de waarden uitgedrukt staan in µg CO₂ / (g droge grond * dag) of µg C / (g droge grond * dag). Dat kan eenvoudig gedaan worden in Excel. Op basis van de tabel met als eenheid µg C / (g droge grond * dag) kon ook een tabel gemaakt worden i.f.v. % C gemineraliseerd / C toegevoegd.

Door de hoeveelheid C die vrijgekomen is in de periode dat de potjes dicht staan te delen door de totale hoeveelheid C toegevoegd aan het potje, bekomt men C vrijgekomen t.o.v. C toegevoegd in procent.

Uit de bepaling van het totale C- en het totale N-gehalte kon de C/N-verhouding van de gewasresten berekend worden. Daardoor kon de invloed van de C/N verhouding op de afbreekbaarheid van de gewasresten bestudeerd worden.

Voor verdere verwerking van de resultaten moesten de tabellen omgerekend worden naar cumulatieve tabellen, om zo cumulatieve grafieken te kunnen maken. Als de cumulatieve grafieken na enige tijd constant verlopen, wil dat zeggen dat er een constante mineralisatie is. Daar kan uiteindelijk uit berekend worden hoeveel koolstof er na een jaar zou verdwenen zijn en daaruit kan men ook afleiden of de incubatieproef gedaan is of niet. Als de mineralisatie constant verloopt, hoeft er niet verder geïncubeerd te worden en kan de incubatieproef beëindigd worden. De cumulatieve waarden werden berekend met R-studio, een statistisch programma.

De cumulatieve curve werd berekend door de mineralisatiecurve te integreren. Voor de input van R-studio waren er 2 Excelbestanden nodig: het bestand met de respiratiewaarden en een bestand met de datums waarop er gemeten werd, zodat er geïntegreerd kon worden.

De outputtabel van R-studio was een Excelbestand met daarin de cumulatieve respiratiewaarden. Vervolgens werden er cumulatieve curves gemaakt om te evalueren of de mineralisatie aan een constant tempo verliep. Als de mineralisatie aan een constant tempo verloopt, kan de incubatieproef worden beëindigd. Het afbuigen van de cumulatieve curves wil zeggen dat ze hun asymptoot gaan benaderen. De asymptoot is de waarde van de hoeveelheid goed mineraliseerbare organische koolstof op korte termijn. Vanaf dat moment is het mogelijk om een eerste orde mineralisatiemodel te fitten over de bekomen cumulatieve curves (OVAM, 2002).

Het voorschrift voor een eerste orde mineralisatiemodel is (OVAM, 2002):

$$OC(t)=OC_A (1-e^{-kt})$$

Vergelijking 9

Met:

OC(t): de hoeveelheid organische koolstof gemineraliseerd op tijd t

OC_A: de hoeveelheid mineraliseerbare koolstof (op korte termijn)

k: de mineralisatiesnelheid (per dag)

We opteren er hier voor om OC_A niet in kg organische koolstof uit te drukken, maar in % C gemineraliseerd / C toegevoegd omdat deze eenheid zich beter leent om de resultaten te vergelijken.

5.3.3 Statistiek en fitten van de curves

Vooraleer de curves gefit kunnen worden, moest er nagegaan worden of er in een object geen uitschieters zijn. Daarvoor werd gebruik gemaakt van het statistisch programma SPSS. Per object werden alle metingen ingevoerd en werd er per object een boxplot gemaakt. De gegevens werden op volgende wijze in SPSS ingegeven: er was 1 kolom met daarin al de gewassen en in de kolom erlangs stonden de cumulatieve cijfers van de mineralisatie in % C gemineraliseerd / C toegevoegd. In de 3^{de} kolom stonden de dagen waarop er gemeten werd. In elke lijn staat dus een bepaald gewas met daarbij de mineralisatie op een welbepaalde dag. Als er uitschieters zouden zijn, geeft SPSS dat zelf aan. We gebruikten hier de cijfers van % C gemineraliseerd / C toegevoegd. In SPSS konden we dan het algemene voorschrift fitten op de bekomen resultaten. Vervolgens moest er niet-lineaire regressie toegepast worden en moest het algemeen voorschrift als model expressie ingevuld worden. Daarna moesten de parameters OC_A en k geschat worden zodat SPSS een indicatie heeft hoe groot deze parameters ongeveer zijn. Als schatting voor OC_A werd er het maximum van de mineralisatiecurve genomen en k werd heel klein geschat, ongeveer 0,04. Vervolgens ging SPSS deze parameters zo schatten zodat de curve bepaald door het voorschrift zo goed mogelijk aansluit aan de bekomen mineralisatiecurves door de incubatie.

Er werd met SPSS ook onderzocht of er een significant verschil was tussen de mineralisatiegraad van een zand- en een leembodem. Dat werd gedaan met een Wilcoxon Rank-Sum test en met een Mann-Whitney U test.

Er werden niet-parametrische testen gebruikt, omdat de waarden niet normaal verdeeld waren. In SPSS werd een dataset gemaakt in volgende vorm: een kolom met % C gemineraliseerd / C toegevoegd, een kolom met het gewas en een kolom met de bodem. Er werd dan per gewas onderzocht of een verschil in mineralisatie was tussen zand en leem.

Verder werd ook nog onderzocht of de C/N verhouding een invloed had of de afbreekbaarheid, m.a.w. de humificatiecoëfficiënt. Dat werd gedaan a.d.h.v. lineaire regressie waarbij een correlatiecoëfficiënt (R^2) werd berekend bij een verstrooiingsdiagram. Als de correlatiecoëfficiënt hoog is, kunnen we concluderen dat de afbreekbaarheid beïnvloed wordt door de C/N verhouding.

5.4 Simulaties

Eens de resultaten verwerkt waren, kon ermee gesimuleerd worden. Bij het simuleren werd er bestudeerd wat er met het koolstofgehalte van een bodem zou gebeuren onder een bepaalde teeltwisseling. Simulaties met de huidige toegepaste cijfers van effectieve-organische-koolstofaanvoer werden vergeleken met simulaties met de nieuwe cijfers uit dit onderzoek.

5.4.1 Opstellen van organische-koolstofbalansen

Eerst werd er een simpele koolstofbalans opgesteld. In het verslag van de standaardgrondontleding door de Bodemkundige Dienst van België wordt een schatting gemaakt van de jaarlijkse natuurlijke afbraak van organische stof in de bodem. Het verschil tussen de aangevoerde effectieve organische koolstof door gewasresten en de afgevoerde organische koolstof door natuurlijke afbraak is gelijk aan de netto afvoer of netto aanvoer van organische koolstof op een perceel.

5.4.2 Simulaties met Roth-C

Er wordt ook gesimuleerd met het Roth-C model (2.2). Het Roth-C model is een zeer goed model voor het benaderen van de organische-koolstofevolutie in de bodem. Het model houdt rekening met bodemsoort, bodem temperatuur, bodemvocht, begroeiing, aangebracht organisch materiaal, microbiële biomassa, ... (Bhattacharyya *et al.*, 2011; Kaonga & Coleman, 2008).

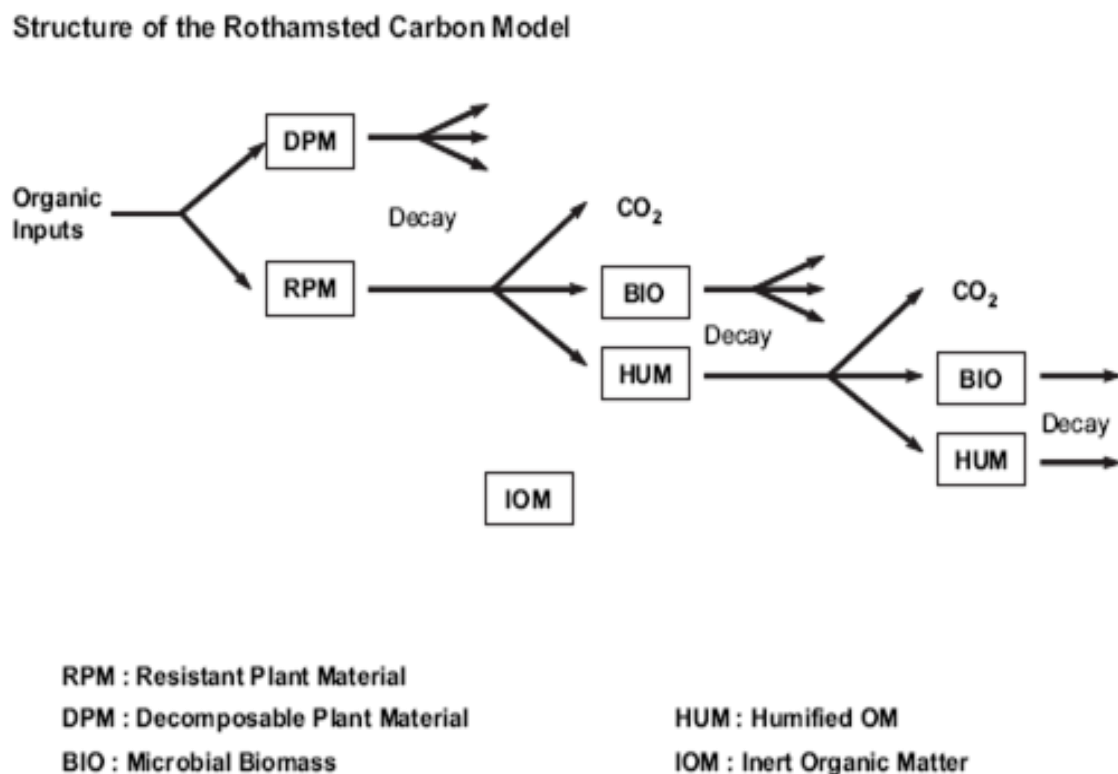
Het model kan in 2 richtingen gebruikt worden: voorwaarts en achterwaarts.

Bij voorwaarts gebruik moet er worden ingeven welk organisch materiaal er wordt ingewerkt en hoeveel. De hoeveelheid biomassa die een teelt levert kan men in de literatuur opzoeken of experimenteel bepalen. Het model berekent dan hoe dat materiaal gaat afbreken in een bepaalde bodem onder een bepaald klimaat. Als de gebruiker dan een volledige wisselteelt ingeeft, kan het model de toekomstige koolstofevolutie berekenen (Coleman *et al.*, 1997).

Maar de aanvoer van ondergrondse biomassa is nooit volledig gekend. Voorbeelden van koolstofaanvoer die niet meetbaar is: wortels die gedurende het jaar afsterven, wortellexudaten, micro-organismen, Door het model achterwaarts te gebruiken, kan het model berekenen welke koolstofinput er geweest zou moeten zijn om tot de huidige koolstofinhoud van de bodem te komen. Daardoor kan er geschat worden hoeveel niet-meetbare koolstof er wordt aangevoerd.

Tel daarbij de hoeveelheid koolstof in de bovengrondse biomassa op, dan is de totale aangebrachte koolstof per jaar gekend (Coleman *et al.*, 1997; Kaonga & Coleman, 2008).

De structuur van het Roth-C model is terug te vinden in Figuur 25. Het Roth-C model stelt dat er in de bodem verschillende koolstoffracties zijn: Resistant Plant Material (RPM), Decomposable Plant Material (DPM), Microbial Biomass (BIO), Humified Organic Matter (HUM) en Inert Organic Matter (IOM). Bij afbraak draait het enkel om de eerste 4, want IOM is zeer resistent tegen afbraak. De aanvoer van koolstof gebeurt door organisch materiaal, dat DPM en RPM bevat. De hoeveelheid DPM en RPM dat het organisch materiaal bevat, wordt bepaald door de DPM/RPM verhouding. Het organisch materiaal vult dus de DPM- en RPM-bronnen aan. Er is ook een constante afbraak van DPM en RPM. Die afbraak gaat 3 richtingen uit: mineralisatie (vorming van CO₂), het draagt bij aan de groei van de microbiële biomassa (BIO) en het wordt omgezet tot een stabiele koolstofvorm (HUM). Vervolgens is er ook weer afbraak van BIO en HUM, welke weer dezelfde 3 richtingen uitgaat als net beschreven (Coleman & Jenkinson, 2014; Kaonga & Coleman, 2008).



Figuur 25: structuur van het Roth-C model (Coleman & Jenkinson, 2014)

Voor het simuleren werd gebruik gemaakt van Excel. Voor volgende berekeningsmethode werd gebruik gemaakt van volgende bronnen: Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009 en: Coleman & Jenkinson, 2014.

Voor elk van de 4 koolstofbronnen (DPM, RPM, HUM en BIO) geldt de volgende algemene afbraakformule:

$$\text{Afbraak} = \text{hoeveelheid aanwezig} * (1 - e^{(-a * b * c * k / 12)})$$

Deze formule is afgeleid uit het eerste orde mineralisatiemodel (Vergelijking 9), maar deze werd nu opgesteld per fractie. Er werden ook meer constanten toegevoegd, zoals temperatuur, bodembedekking en vocht om de mineralisatie per fractie zo juist mogelijk te kunnen schatten.

Hierbij is a de corrigerende factor voor temperatuur, b is de corrigerende factor voor vocht, c is de corrigerende factor voor bodembedekking en k is gelijk aan de mineralisatieconstante die specifiek is voor elke koolstoffractie.

Het Roth-C model houdt rekening met verschillende parameters. De eerste parameter waarmee rekening moet gehouden worden zijn de neerslaggegevens. Voor de simulatie werden er neerslaggegevens van de afgelopen 10 jaar opgezocht voor Neerpelt en Riemst, de locaties waar de bodems verzameld werden. Er werd voor elke maand een gemiddelde van de 10 jaar berekend. Hetzelfde werd gedaan voor de temperatuur en de evapotranspiratie. Er werden van deze 3 parameters 4 variabelen afgeleid die verder in de simulatie nodig zijn. Die 4 variabelen worden op volgende wijze berekend:

$$a = 47,9 / (1 + e^{(106 / (\text{gemiddelde temperatuur van de maand} + 18,3))})$$

Voor het bepalen van de variabele b zijn er nog andere parameters nodig.

Eerst wordt de maximale TSMD (topsoil moisture deficit) bepaald met volgende formule:

$$\text{TSMDmax} = -(20 + 1,3 * (\% \text{klei}) - 0,01 * (\% \text{klei})^2)$$

Het kleigehalte van een gekende bodemtextuur is terug te vinden in tabellen (Tabel 11) (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009).

De maximale TSMD is er enkel bij bodembedekking. Wanneer er geen bodembedekking is, moet de TSMDmax gedeeld worden door 1,8.

Vervolgens werd de geaccumuleerde TSMD (TSMDacc) berekend.

Voor de eerste maand is deze gelijk aan:

$$\text{TSMDacc} = \text{neerslag van die maand} - \text{evapotranspiratie van die maand}$$

Voor de volgende maanden gelden volgende vergelijkingen:

$$\text{TSMDacc maand } n = \text{TSMDmax maand } n$$

Dit geldt bij volgende voorwaarde:

Als $\text{TSMDmax maand } n > \text{TSMDacc maand } (n-1) + \text{neerslag maand } n - \text{evapotranspiratie maand } n$

Hier geldt nog een voorwaarde: als $\text{TSMDacc} > 0$, wordt TSMDacc gelijk gesteld aan 0, als

$\text{TSMDacc} < 0$, is deze gelijk aan zichzelf.

Als niet aan de voorwaarde voldaan wordt, geldt de volgende vergelijking:

$$\text{TSMDacc maand } n = \text{TSMDacc maand } (n-1) + \text{neerslag maand } n - \text{evapotranspiratie maand } n$$

Uit de TSMDacc kan de variabele b bepaald worden. Daarvoor zijn er 2 mogelijkheden:

$$b = 1 \text{ als } \text{TSMDacc} < 0,444 * \text{TSMDmax}$$

in de andere gevallen geldt volgende vergelijking

$$b = 0,2 + (1,0 - 0,2) * (\text{TSMDmax} - \text{TSMDacc}) / (\text{TSMDmax} - 0,444 * \text{TSMDmax})$$

voor de variabele c zijn er 2 mogelijkheden

$$c = 1 \text{ als grondbedekking} = 0$$

$$c = 0,6 \text{ als grondbedekking} = 1$$

Met grondbedekking wordt bedoeld dat de bodem (deels) bedekt wordt door de teelt op het perceel.

De k-waarde is specifiek per fractie en op voorhand vastgelegd.

DPM: $k = 10.0$

RPM: $k = 0.3$

BIO: $k = 0.66$

HUM: $k = 0.02$

De volgende parameter die ingegeven wordt is de bodemsoort, waar er ook rekening wordt gehouden met het kleigehalte, het organische-koolstofgehalte en de schijnbare dichtheid van de bodem (SG). Voor een leembodem wordt gerekend met een kleigehalte van 14 % en een bulkdensiteit van 1,4 kg / dm³, voor een zandbodem wordt gerekend met een kleigehalte van 4,7 % en een bulkdensiteit van 1,55 kg / dm³ (Tabel 11). Het organische koolstofgehalte en de bodemsoort staan vermeld op het bodemanalyseverslag (zie bijlagen). Op perceelsniveau moet er ook rekening gehouden worden met de initiële verdeling van RPM, DPM, BIO en HUM. Die zijn op voorhand vastgelegd door de historiek van het perceel (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009). Voor beide percelen is de definitie "Klassieke akkerbouwrotatie met gebruik van lage tot normale dosissen mengmest" het best passend (Tabel 12). De gehalten aan DPM, RPM, BIO en HUM die bij voornoemde definitie horen, werden meegenomen in het Excelbestand. Door het percentage te vermenigvuldigen met de massa koolstof / ha (in kg) bekomen we de massa DPM, RPM, BIO en HUM per ha in de beginsituatie. De massa koolstof / ha wordt op volgende manier berekend:

Eerst worden er 3 parameters berekend: initieel organische-stofgehalte (OS0), schijnbare dichtheid van de bodem (= bulkdensiteit) (SG0, in kg / dm³) en het volume bodem / ha (VOL, in dm³)

$$\text{OS0} = \text{organisch koolstofgehalte} * 1,724$$

$$\text{SG0} = 100 / (\text{OS0} / 0,224 + (100 - \text{OS0}) / \text{SG})$$

$$\text{VOL} = \text{bouwvoordiepte (in cm)} * 100000$$

$$\text{Massa koolstof / ha} = \text{SG0} * \text{VOL} * \text{organisch-koolstofgehalte (in \%)} / 100$$

De bouwvoordiepte lag voor de leem- en de zandbodem op 23 cm.

Tabel 11: CEC, kleigehalte en bulkdensiteit per bodemtextuur (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009)

Naam	CEC	Kleigehalte (%)	Bulkdensiteit
zand	8	4,7	1,55
zandleem	10	9	1,3
leem	11	14	1,4
klei	18	23,9	1,4

Tabel 12: DPM-, RPM-, BIO- en HUM-verdeling (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009)

Naam	Definitie	DPM %	RPM %	BIO %	HUM %
akkerbouw zonder organische bemesting	Klassieke akkerbouwrotatie zonder organische bemesting	0,018	0,074	0,014	0,894
akkerbouw mengmest normaal	Klassieke akkerbouwrotatie met gebruik van lage tot normale dosissen mengmest	0,01	0,12	0,015	0,855
akkerbouw stalmest normaal	Klassieke akkerbouwrotatie met gebruik van lage tot normale dosissen stalmest	0,01	0,155	0,015	0,82
maïs normaal	Monocultuur maïs met normale dosissen dierlijke mest	0,01	0,155	0,015	0,82
zwarte bemesting	Systematisch gebruik van hoge dosissen dierlijke mest op akkerbouwgewassen (vaak maïs)	0,01	0,2	0,015	0,775
gescheurde weide	Recente (< 5 jaar) omvorming van permanent weiland tot akker	0,01	0,47	0,01	0,51

Vervolgens moesten de veldgegevens per maand ingevuld worden: wanneer een teelt gezaaid en gerooid wordt, wanneer er mest toegediend wordt, enz.. Bij de oogstmomenten en de momenten van mesttoediening moest er ook de koolstofaanvoer opgegeven worden en de hoeveelheid DPM en RPM in het organisch materiaal. De DPM/RPM verhouding wordt op volgende wijze berekend (Bodemkundige Dienst van België en UGent, 2009):

$$\text{DPM/RPM} = -2,174 * \text{humificatiecoëfficiënt} + 2,020$$

Vergelijking 10

Deze vergelijking geldt enkel als de humificatiecoëfficiënt kleiner is dan 0,92. Als de humificatiecoëfficiënt groter is dan 0,92, dan is de DPM/RPM verhouding gelijk aan 0.

De humificatiecoëfficiënt wordt verkregen door OC_A , uitgedrukt in % C gemineraliseerd / C toegevoegd, af te trekken van 100 (OVAM, 2002; Coopman *et al.*, 2016).

$$hc = (100 - OC_A)$$

Vergelijking 11

De term OC_A is af te lezen uit het voorschrift van het verkregen eerste orde mineralisatiemodel (Vergelijking 9).

Vervolgens wordt er met volgende formules berekend hoeveel DPM en RPM de gewasresten bevatten:

$$RPM = \text{totale C-aanvoer} * 1 / (1 + (DPM/RPM))$$

$$DPM = \text{totale C-aanvoer} * (DPM/RPM) / (1 + (DPM/RPM))$$

Vervolgens wordt er berekend hoeveel afbraak er in die maand is van RPM, DPM, HUM en BIO.

$$\text{Afbraak DPM} = \text{hoeveelheid DPM aanwezig} * (1 - e^{(-a * b * c * 10 / 12)})$$

$$\text{Afbraak RPM} = \text{hoeveelheid RPM aanwezig} * (1 - e^{(-a * b * c * 0,3 / 12)})$$

$$\text{Afbraak BIO} = \text{hoeveelheid BIO aanwezig} * (1 - e^{(-a * b * c * 0,66 / 12)})$$

$$\text{Afbraak HUM} = \text{hoeveelheid HUM aanwezig} * (1 - e^{(-a * b * c * 0,02 / 12)})$$

Tijdens de afbraak zijn er omzettingen van DPM en RPM naar HUM, BIO en CO₂. Om die omzettingen te berekenen moeten er eerst 3 parameters berekend worden: een omzettingsgraad naar BIO, een omzettingsgraad naar HUM en een omzettingsgraad naar CO₂. Om in de berekeningen makkelijker te rekenen geven we een letter aan die parameters:

omzettingsgraad naar BIO = x

omzettingsgraad naar HUM = y

de omzettingsgraad naar CO₂ = 1 – x – y

de parameters worden op volgende wijze berekend:

$$q = (1,85 + 1,6 * e^{(-0,0786 * \text{kleigehalte}}) * 1,67$$

$$y = 1 / (q * 0,85 + q + 0,85 + 1)$$

$$x = 0,85 * y$$

omzetting van DPM naar BIO = afbraak DPM * x

omzetting van DPM naar HUM = afbraak DPM * y

omzetting van DPM naar CO₂ = afbraak DPM * (1 – x – y)

omzetting van RPM naar BIO = afbraak RPM * x

omzetting van RPM naar HUM = afbraak RPM * y

omzetting van RPM naar CO₂ = afbraak RPM * (1 – x – y)

omzetting van BIO naar BIO = afbraak BIO * x

omzetting van BIO naar HUM = afbraak BIO * y

omzetting van BIO naar CO₂ = afbraak BIO * (1 – x – y)

omzetting van HUM naar BIO = afbraak HUM * x

omzetting van HUM naar HUM = afbraak HUM * y

omzetting van HUM naar CO₂ = afbraak HUM-gehalte * (1 – x – y)

De hoeveelheden DPM, RPM, HUM en BIO in maand 2 kunnen dan met volgende formules berekend worden:

$$\text{DPM} = \text{initiële massa DPM} - \text{afbraak DPM} + \text{aanvoer DPM door organisch materiaal}$$

$$\text{RPM} = \text{initiële massa RPM} - \text{afbraak RPM} + \text{aanvoer RPM door organisch materiaal}$$

$$\text{HUM} = \text{initiële massa HUM} - \text{afbraak HUM} + \text{omzettingen naar HUM}$$

$$\text{BIO} = \text{initiële massa BIO} - \text{afbraak BIO} + \text{omzettingen naar BIO}$$

De som van deze 4 parameters geeft de totale massa aan organische koolstof in de bodem. Het organische-koolstofgehalte wordt dan op volgende wijze berekend:

$$\text{Organische koolstofgehalte} = \text{totale massa organische koolstof} * 100 / (\text{SGO} * \text{VOL})$$

De hoeveelheden DPM, RPM, HUM en BIO in de volgende maanden worden op analoge wijze berekend, maar dan de massa's in de vorige maand i.p.v. de initiële gehalten

$$\text{DPM} = \text{massa DPM vorige maand} - \text{afbraak DPM} + \text{aanvoer DPM door organisch materiaal}$$

$$\text{RPM} = \text{massa RPM vorige maand} - \text{afbraak RPM} + \text{aanvoer RPM door organisch materiaal}$$

$$\text{HUM} = \text{massa HUM vorige maand} - \text{afbraak HUM} + \text{omzettingen naar HUM}$$

$$\text{BIO} = \text{massa BIO vorige maand} - \text{afbraak BIO} + \text{omzettingen naar BIO}$$

Zo kan men voor iedere maand de evolutie van het organische-koolstofgehalte opvolgen. Voor de volgende maanden moet telkens weer de afbraak per maand berekend worden i.f.v. de neerslag, temperatuur en evapotranspiratie van die maand.

Er werd gesimuleerd met de resultaten bekomen uit de incubatieproef en met de cijfers uit de literatuur om te bestuderen of er een verschil is in de evolutie van het organische-koolstofgehalte.

6 RESULTATEN

6.1 Bodem

De leembodem had een koolstofgehalte van 1,35 %, wat volgens het verslag binnen de streefzone ligt. De pH-KCl van de leembodem was laag, nl 5,8. Het koolstofgehalte van de zandbodem was 2,1%, wat ook weer optimaal was voor de bodem. De pH-KCl van de bodem was 5,0, wat net onder de streefzone ligt (zie bijlagen voor de analyseverslagen van de 2 bodems).

6.2 Gewasresten

In Tabel 13 zijn de resultaten van de gewasanalyses terug te vinden. In de tabel kunnen we het percentage aan droge stof aflezen, het organische-stofgehalte en de hoeveelheid aan nutriënten in de gewasresten. Het organische-stofgehalte is het aandeel organisch materiaal in het staal. Bij bovengrondse plantenresten ligt dat meestal rond de 90 %, bij ondergrondse plantenresten ligt dat lager door een hogere verontreiniging door grond.

Tabel 13: Resultaten gewasanalyses

		DS	OS	Kjeldah I- N	P	K	Mg	Ca	Na
		%				% op DS			
erwten	loof+peul	17,3	87,04	3,23	0,394	1,920	0,245	1,700	0,047
erwten	loof+peul	19,4	85,24	3,20	0,390	2,120	0,236	1,890	0,062
tarwe	stro	82,0	90,64	0,76	0,120	1,350	0,052	0,302	0,034
tarwe	stro	80,0	90,60	0,78	0,127	1,280	0,053	0,298	0,024
erwten	wortel	86,0	77,13	2,44	0,261	1,190	0,181	0,840	0,133
tarwe	stoppels+ wortel	82,0	55,73	0,61	0,083	0,630	0,126	0,329	0,040
tarwe	stoppels+ wortel	82,0	53,68	0,56	0,074	0,630	0,121	0,287	0,047
aardappel	loof	13,8	74,97	2,20	0,177	2,850	0,510	3,310	0,059
aardappel	loof	13,7	71,76	2,06	0,100	3,110	0,410	2,700	0,066
aardappel	wortel	20,5	92,18	1,39	0,072	1,400	0,204	1,330	0,172
aardappel	wortel	19,3	89,02	1,26	0,083	1,450	0,219	1,420	0,168
bieten	loof	23,1	65,73	2,12	0,14	1,880	0,490	1,480	1,660
bieten	loof	19,3	69,32	1,98	0,131	1,880	0,381	1,260	1,850
bieten	koppen	19,7	89,44	1,34	0,163	1,230	0,180	1,170	0,840
bieten	koppen	21,5	87,69	1,09	0,149	1,270	0,166	0,940	0,700
bieten	wortel	24,8	87,53	0,69	0,089	0,840	0,257	0,510	0,100
bieten	wortel	28,6	84,48	0,60	0,152	0,940	0,369	0,368	0,090
maïs	stro	59,0	83,00	0,70	0,099	0,880	0,105	0,640	0,040
maïs	stro	51,0	87,16	0,83	0,104	1,030	0,102	0,640	0,032
maïs	wortel	43,0	50,83	0,421	0,083	0,820	0,134	0,232	0,028
maïs	wortel	44,0	53,23	0,57	0,119	0,820	0,155	0,278	0,036

We kunnen nu een C/N verhouding voor de gewasresten berekenen. Met de gegevens uit Tabel 13 is er gekend hoeveel N er in het organische materiaal zit en we gaan uit van een gemiddeld C-gehalte in organisch materiaal van 58% (Maes *et al.*, 2012). Zo kan er een C/N verhouding berekend worden. We zien dat voor erwten, aardappelen en korrelmaïs de C/N verhouding van de geoogste gewasresten met die van de literatuur overeenkomen.

Bij bieten ligt de bekomen C/N echter hoger dan die van de literatuur. Bij wintertarwe is het echter omgekeerd. Hier ligt de bekomen C/N verhouding lager dan die van de literatuur (Tabel 14).

Tabel 14: vergelijking C/N verhouding gewasresten bekomen uit incubatieproef en C/N verhouding gevonden in de literatuur

gewas	C/N bovengrondse gewasresten	C/N ondergrondse gewasresten	C/N literatuur bovengronds
erwten	18	76	20
tarwe	68	99	90
aardappelen	25	34	25
suikerbieten	38	90	18
korrelmaïs	76	117	65

Er kon vervolgens ook berekend worden hoeveel C er per potje werd toegevoegd. Zo kon er later berekend worden hoeveel % koolstof van de totale hoeveelheid toegevoegde koolstof mineraliseert.

Tabel 15: Hoeveelheid gewasresten toegevoegd per incubatiepotje en de gemiddelde hoeveelheid C die van elk soort gewasrest werd toegevoegd per bodemtextuur

gewasrest	gewasdeel	OS-gehalte (% op DS)	gewasrest toegevoegd leem (g DS)	gemid. hoev. C toegevoegd leem (g)	gewasrest toegevoegd zand (g DS)	gemid. hoev. C toegevoegd zand (g)
erwten	loof+peul	86,14	0,140	0,070	0,130	0,065
erwten	wortel	77,13	0,011	0,005	0,010	0,005
tarwe	stro	90,62	0,103	0,054	0,096	0,051
tarwe	stoppels+ wortel	54,71	0,130	0,041	0,121	0,038
aardappel	loof	73,26	0,034	0,015	0,032	0,014
aardappel	wortel	87,42	0,019	0,009	0,017	0,009
bieten	loof	67,53	0,140	0,055	0,130	0,051
bieten	koppen	88,57	0,016	0,008	0,014	0,007
bieten	wortel	86,01	0,017	0,009	0,016	0,008
maïs	stro	85,08	0,311	0,153	0,290	0,143
maïs	wortel	52,03	0,093	0,028	0,087	0,026

Er werd ook de vergelijking gemaakt tussen de hoeveelheid gewasresten verzameld tijdens het veldwerk en de hoeveelheid gewasresten per ha volgens de literatuur. De hoeveelheid bovengrondse gewasresten lag bij het veldwerk hoger dan wat de literatuur aangeeft.

Bij de ondergrondse gewasresten was het eerder andersom, want daar liggen de massa's van de ondergrondse gewasresten gemeten bij de veldproef, met uitzondering van de erwten, lager dan die wat in de literatuur terug te vinden zijn. Met de ondergrondse gewasresten worden enkel de ondergrondse gewasresten in de bouwlaag bedoeld. Bij de bieten zijn daar ook de rooiverliezen bijgeteld.

Tabel 16: vergelijking massa gewasresten per teelt gemeten tijdens veldwerk en gevonden in de literatuur

gewas	bovengr. gewasresten kg DS / ha		ondergr. gewasresten kg DS / ha		Bron literatuurocijfers
	literatuur	veldwerk	literatuur	veldwerk	
erwten	4500	5997	360	430	Voisin <i>et al.</i> , 2002; Kwabiah <i>et al.</i> , 2005; Hermans <i>et al.</i> , 2010
tarwe (stro ingewerkt)	5000	6977	2500	1189	Hermans <i>et al.</i> , 2010; Kusvuran <i>et al.</i> , 2014; Sigua <i>et al.</i> , 2016
tarwe (stro afgevoerd)	1680	1680	2500	1189	Hermans <i>et al.</i> , 2010; Kusvuran <i>et al.</i> , 2014; Sigua <i>et al.</i> , 2016
aardappelen	1100	2331	600	308	Iwama, 2008; Högy & Fangmeier, 2009; Bolinder <i>et al.</i> , 2015
suikerbieten	5000	8211	550	368	Lemaire <i>et al.</i> , 2008; Ruyschaert <i>et al.</i> , 2014; Bolinder <i>et al.</i> , 2015; KBIVB, 2015
korrelmaïs	10000	10105	3000	3545	Iwama, 2008; Ruyschaert <i>et al.</i> , 2014

Er werd voor alle gewassen ook de veldopbrengst bijgehouden (Tabel 17). Voor een aantal gewassen was de opbrengst in 2016 minder dan de jaren ervoor. Dat was bv. het geval voor tarwe, aardappelen, en in mindere mate voor suikerbieten en korrelmaïs. Voor erwten lag de opbrengst in 2016 echter veel hoger dan voorgaande jaren.

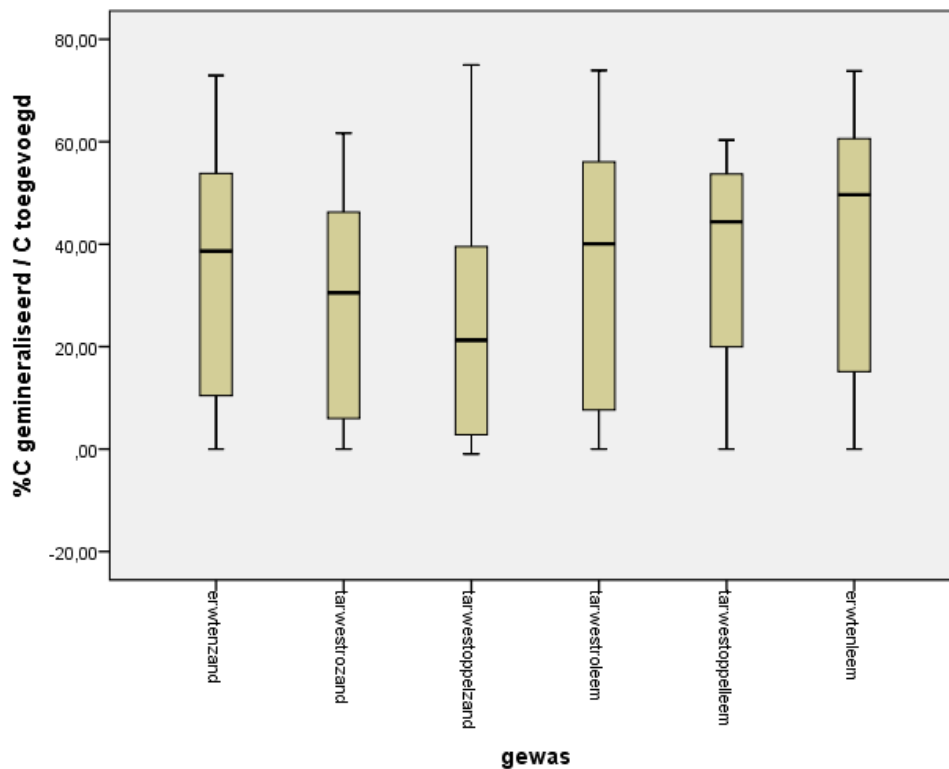
Tabel 17: veldopbrengst gewassen en de gemiddelde opbrengst van de 5 voorgaande jaren (de opbrengst van suikerbieten is gecorrigeerd naar een suikergehalte van 16%) (bron: communicatie betrokken landbouwers)

gewas	opbrengst 2016 (ton/ha)	variëteit	gemiddelde opbrengst 2011-2015 (ton/ha)
erwten	9,8	/	6,9
tarwe	7,6	henrik	10,5
aardappelen	44,6	fontane	61,3
suikerbieten	77,8	amarok	80,4
korrelmaïs	12,9	kompetens	13,2

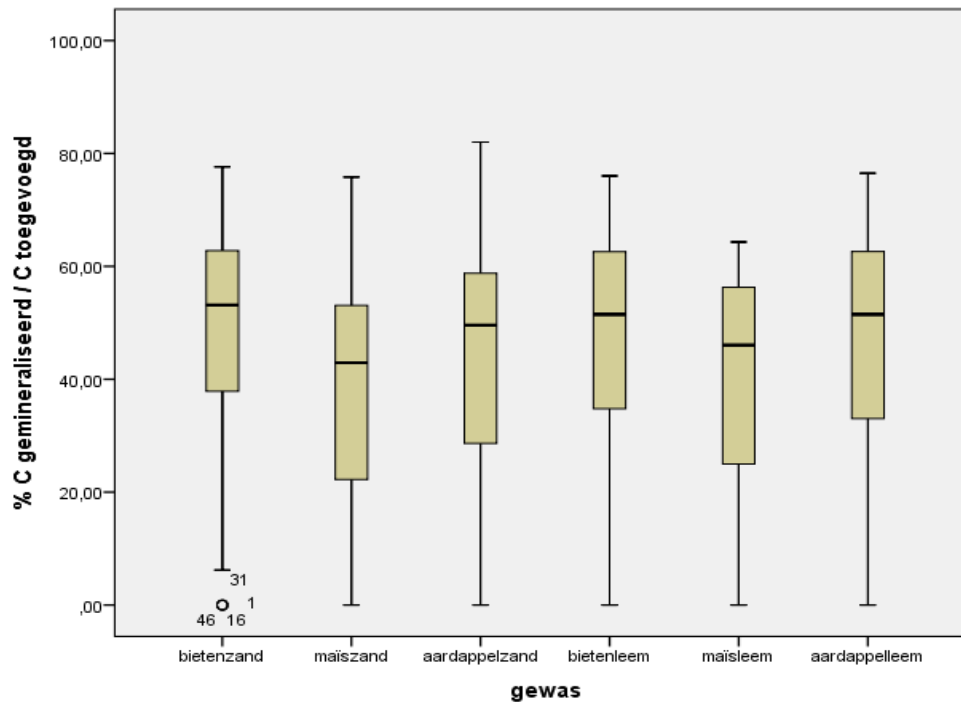
6.3 Incubatie

Na het beëindigen van de incubatieproeven werden de bekomen meetresultaten omgerekend van ppm CO₂ naar µg C en % C gemineraliseerd / C toegevoegd. De meetresultaten werden dan m.b.v. R studio omgerekend naar cumulatieve waarden.

Na statistisch onderzoek d.m.v. een boxplot bleek dat er in geen enkel object uitschieters aanwezig waren (Figuur 26 en Figuur 27). De uitschieters die in Figuur 27 gedetecteerd worden zijn telkens de waarde 0 van elke herhaling. Daarom mocht elke herhaling gebruikt worden voor het bepalen van de mineralisatiecurve van een object. Het voorschrift bepaalt dan een curve die het gemiddelde is van de 4 herhalingen.



Figuur 26: boxplot om te controleren op uitschieters



Figuur 27: boxplot om te controleren op uitschieters

Vervolgens werd er per gewas het eerste orde mineralisatiemodel op de cumulatieve curves gefit. Het model werd gefit op de waarden uitgedrukt in % C gemineraliseerd/C toegevoegd. Er werd voor deze eenheid gekozen omdat met deze eenheid de resultaten beter met elkaar vergeleken kunnen worden.

Uit de voorschriften van de eerste orde mineralisatiemodellen konden dan de humificatiecoëfficiënten (Vergelijking 11) berekend worden met daaruit volgend de DPM / RPM verhouding (Vergelijking 10) (Tabel 18).

Tabel 18: Voorschrift, humificatiecoëfficiënt en DPM/RPM verhouding per gewas en per bodemtype

gewas	bodemtype	voorschrift	hc	DPM/RPM
erwten	leem	$65,40 * (1 - e^{-0,053 t})$	0,35	1,27
erwten	zand	$67,70 * (1 - e^{-0,034 t})$	0,32	1,32
tarwe stro	leem	$61,65 * (1 - e^{-0,040 t})$	0,38	1,19
tarwe stro	zand	$61,38 * (1 - e^{-0,025 t})$	0,39	1,18
tarwe stoppel	leem	$55,75 * (1 - e^{-0,062 t})$	0,44	1,06
tarwe stoppel	zand	$67,56 * (1 - e^{-0,016 t})$	0,32	1,31
aardappelen	leem	$65,20 * (1 - e^{-0,060 t})$	0,35	1,26
aardappelen	zand	$67,71 * (1 - e^{-0,051 t})$	0,32	1,32
bieten	leem	$65,13 * (1 - e^{-0,066 t})$	0,35	1,26
bieten	zand	$64,72 * (1 - e^{-0,077 t})$	0,35	1,25
korrelmaïs	leem	$61,68 * (1 - e^{-0,048 t})$	0,38	1,19
korrelmaïs	zand	$63,08 * (1 - e^{-0,38 t})$	0,37	1,22

In Tabel 19 kan er worden afgelezen hoeveel g C per kg bodem er is toegevoegd en hoeveel er van de toegevoegde C is vrijgekomen tijdens de incubatie.

Tabel 19: Hoeveelheid koolstof toegevoegd bij begin incubatie, hoeveelheid koolstof

vrijgekomen/gemineralseerd tijdens incubatie per gewas en per bodemtextuur

gewas	gewasresten toegevoegd		Bodemtype	Duur incubatie (dagen)	Hoev. C gemin. (g C / kg bodem)	% C gemin .
	gewasdeel	Massa (g C / kg bodem)				
erwten	loof+peul	0,698	leem	83	0,511	68,3
erwten	wortel	0,050	leem	83		
erwten	loof+peul	0,652	zand	83	0,446	63,9
erwten	wortel	0,047	zand	83		
tarwe (stro ingewerkt)	stro	0,542	leem	83	0,587	61,6
tarwe (stro ingewerkt)	stoppels+wortel	0,412	leem	83		
tarwe (stro ingewerkt)	stro	0,506	zand	83	0,477	53,5
tarwe (stro ingewerkt)	stoppels+wortel	0,384	zand	83		
tarwe (stro afgevoerd)	stoppels+wortel	0,412	leem	83	0,240	58,2
tarwe (stro afgevoerd)	stoppels+wortel	0,384	zand	83	0,184	48,0
aardappel	loof	0,145	leem	79	0,161	67,2
aardappel	wortel	0,094	leem	79		
aardappel	loof	0,135	zand	79	0,154	68,9
aardappel	wortel	0,088	zand	79		
suikerbieten	loof	0,547	leem	79	0,488	68,4
suikerbieten	koppen	0,080	leem	79		
suikerbieten	wortel	0,085	leem	79		
suikerbieten	loof	0,511	zand	79	0,470	70,7
suikerbieten	koppen	0,074	zand	79		
suikerbieten	wortel	0,080	zand	79		
maïs	stro	1,532	leem	79	1,123	61,9
maïs	wortel	0,281	leem	79		
maïs	stro	1,430	zand	79	1,045	61,7
maïs	wortel	0,262	zand	79		

Na het fitten van de curves op het eerste orde mineralisatiemodel is de maximale hoeveelheid mineraliseerbare koolstof gekend (OC_A) en de mineralisatiesnelheid per dag (k). De hoeveelheid C die per ha wordt aangevoerd is ook gekend. We kunnen dus de effectieve organische-koolstofaanvoer berekenen (vergelijking 1) (Tabel 20).

Tabel 20: hoeveelheid C vrijgekomen tijdens incubatie, schatting na 20 weken en na fitten eerste orde mineralisatiemodel (OC_A), de mineralisatiesnelheid (per dag) k , totale C per ha aangevoerd (literatuur) en effectieve organische stof-aanvoer op basis van koolstofaanvoer volgens de literatuur (elke OC is uitgedrukt in % C vrijgekomen / C toegevoegd, de aanvoer van C en de EOC is uitgedrukt in kg OC / ha)

object	gewasresten	bodemtype	OC incubatie	OC 20 weken	OC A	k	Aanvoer OC	EOC
erwten	loof + wortels	leem	68,33	65,36	65,40	0,053	2819	975
erwten	loof + wortels	zand	63,87	67,12	67,70	0,034	2819	911
tarwe	stro + stoppel + wortels	leem	61,58	61,42	61,65	0,040	4350	1668
tarwe	stro + stoppel + wortels	zand	53,53	59,53	61,38	0,025	4350	1680
tarwe	stoppel + wortels	leem	58,2	55,74	55,75	0,062	2424	1073
tarwe	stoppel + wortels	zand	47,99	60,36	67,56	0,016	2424	786
aardappelen	loof + wortels	leem	67,16	65,19	65,2	0,060	986	343
aardappelen	loof + wortels	zand	68,94	67,66	67,71	0,051	986	318
suikerbieten	loof + koppen + wortels	leem	68,44	64,96	64,97	0,066	3219	1128
suikerbieten	loof + koppen + wortels	zand	70,66	64,72	64,72	0,077	3219	1136
korrelmaïs	stro + wortels	leem	61,92	61,61	61,68	0,048	7540	2889
korrelmaïs	stro + wortels	zand	61,73	62,77	63,08	0,038	7540	2784

De humificatiecoëfficiënten van de incubatie liggen hoger dan die volgens Code Van Goede Praktijk Bodembescherming (CVGPB) vermeld worden, maar ze zijn wel van de dezelfde grootteorde. We zien ook dat de EOC van de incubatie hoger ligt dan de EOC wat in de praktijk gehanteerd wordt (CVGPB) (Tabel 21). De EOC incubatie is berekend op basis van de totale aanvoer die in de literatuur werd gevonden en de hc die werd bekomen uit de incubatieproef. Er werd daarom ook nog op een andere manier vergeleken (Tabel 22).

Tabel 21: Vergelijking EOC incubatie met EOC literatuur en vergelijking hc incubatie met hc literatuur.

gewas	bodem	EOC incubatie (kg OC/ha)	EOC CVGPBB (kg OC/ha)	hc incubatie	hc CVGPB
erwten	leem	975	770	0,35	0,30
erwten	zand	911	770	0,32	0,30
tarwe (stro ingewerkt)	leem	1668	1580	0,38	0,36
tarwe (stro ingewerkt)	zand	1680	1580	0,39	0,36
tarwe (stro afgevoerd)	leem	1073	1040	0,44	0,41
tarwe (stro afgevoerd)	zand	786	1040	0,32	0,41
aardappelen	leem	343	470	0,35	0,30
aardappelen	zand	318	470	0,32	0,30
suikerbieten	leem	1128	810	0,35	0,29
suikerbieten	zand	1136	810	0,35	0,29
korrelmaïs	leem	2889	1330	0,38	0,34
korrelmaïs	zand	2784	1330	0,37	0,34

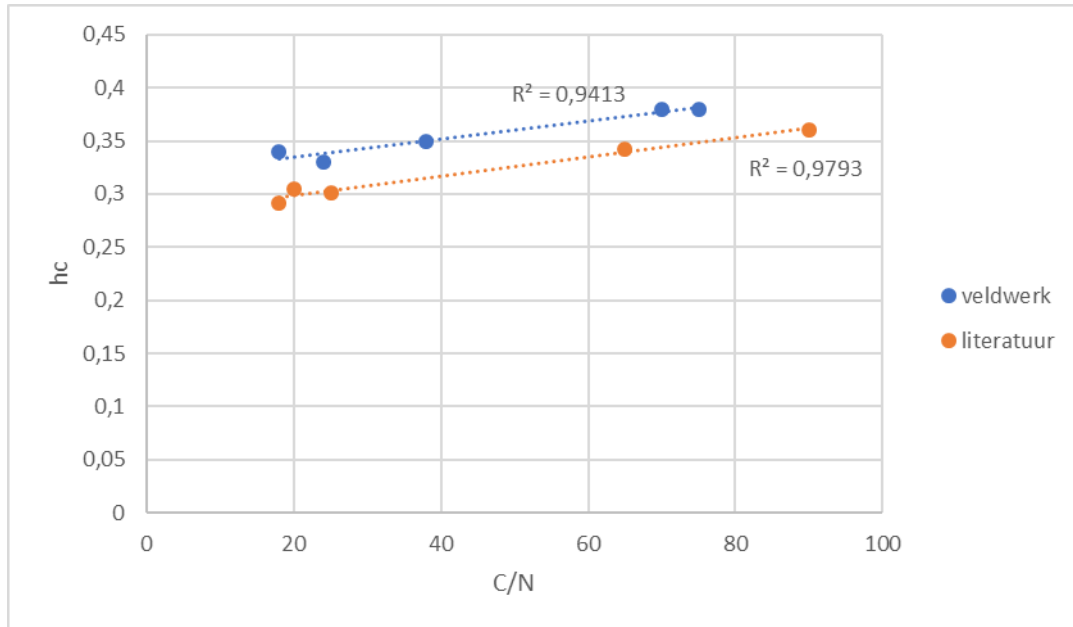
Tabel 22: vergelijking van de totale OC-aanvoer en de EOC-aanvoer (met EOC incubatie wordt bedoeld dat de OC-aanvoer in de vorige kolom is vermenigvuldigd met de hc van de incubatie, bij EOC CVGPB is de hc van het CVGPB gebruikt, alles is uitgedrukt in ton/ha)

gewas	aanvoer	EOC	aanvoer	EOC	aanvoer	EOC	aanvoer	EOC
	OC	CVGPB	OC	incubatie	OC	incubatie	OC	incubatie
	CVGPB		CVGPB		literatuur		veldwerk	
	ton/ha							
erwten	2,53	0,77	2,53	0,85	2,82	0,94	3,73	1,25
tarwe (stro ingewerkt)	4,38	1,58	4,38	1,69	4,35	1,67	4,74	1,82
tarwe (stro afgevoerd)	2,53	1,04	2,53	0,97	2,42	0,93	1,66	0,64
aardappelen	1,56	0,47	1,56	0,52	0,99	0,33	1,53	0,51
suikerbieten	2,78	0,81	2,78	0,98	3,22	1,13	4,98	1,75
korrelmaïs	3,89	1,33	3,89	1,46	7,54	2,84	7,92	2,98

Als de aanvoer dezelfde is (beide van CVGPB) en we dan de hc van CVGPB en de hc van de incubatie gebruiken, is er een klein verschil tussen de EOC bekomen met de hc van CVGPB en de EOC bekomen met de hc van de incubatie. Wanneer we de OC-aanvoer uit de literatuur of die van het veldwerk gebruiken, zijn de verschillen tussen EOC incubatie en EOC CVGPB groter (Tabel 22).

Er werd onderzocht of er een verschil in mineralisatie tussen een zandbodem en een leembodem was. Er bleek enkel een significant verschil te zijn bij tarwe waarbij het stro werd afgevoerd ($p < 0,05$). De mineralisatiegraad in leem lag gemiddeld hoger dan in zand. Bij alle andere objecten bleken er geen verschillen in mineralisatiegraad te zijn ($p > 0,05$).

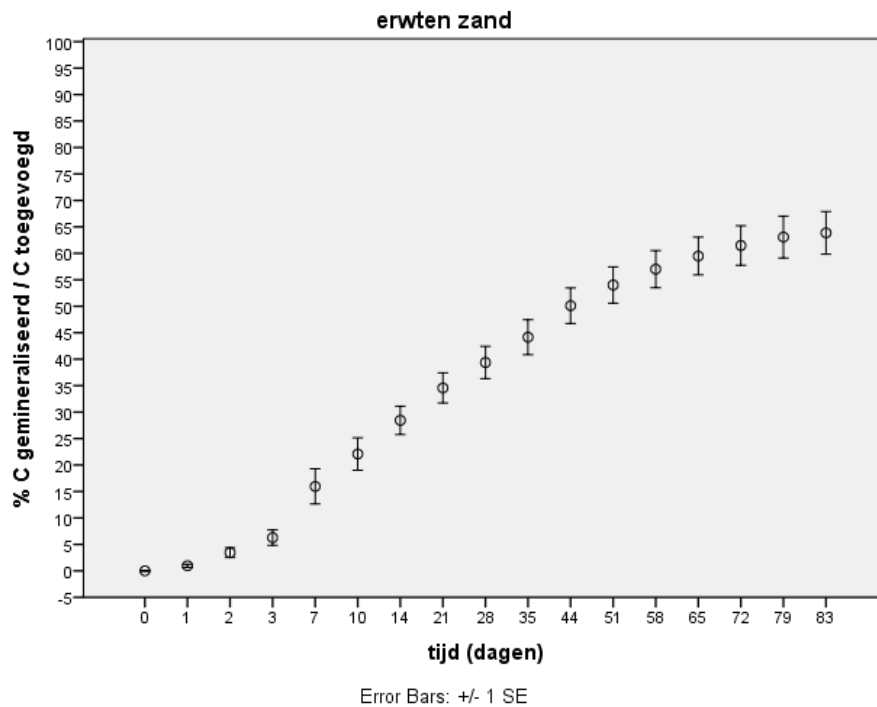
Vervolgens werd ook onderzocht of de C/N verhouding van de gewasresten een invloed had op de afbreekbaarheid van de gewasresten d.m.v. lineaire regressie. De R^2 van de gegevens van het veldwerk is gelijk aan 0,941, voor de literatuurwaarden is die gelijk aan 0,967. De correlatiecoëfficiënt van het veldwerk is kleiner dan die van de literatuur, maar beide correlatiecoëfficiënten zijn hoog, wat wil zeggen dat de hc sterk met de C/N verhouding is gecorreleerd.



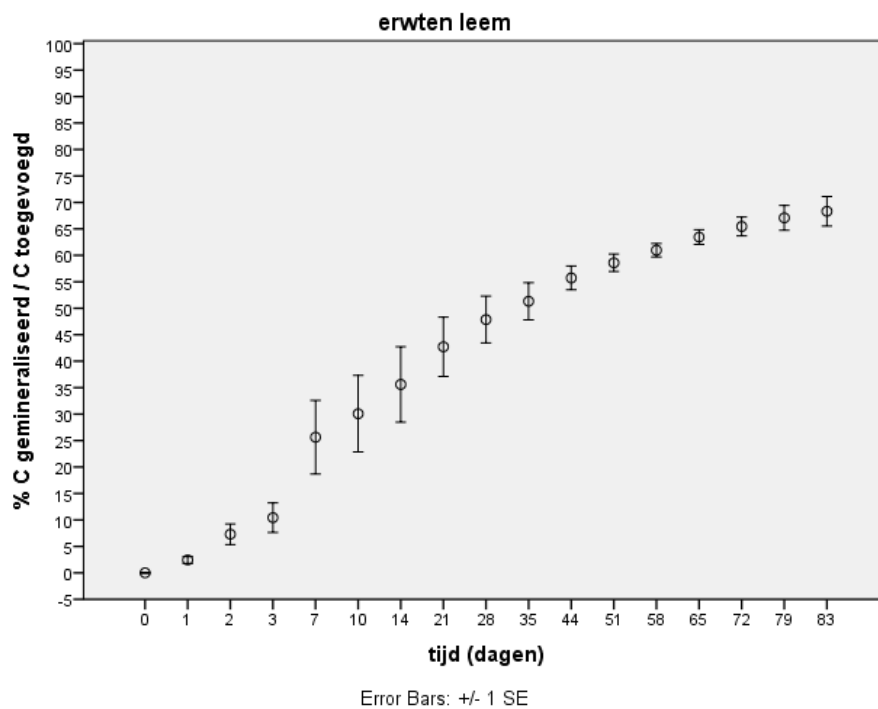
Figuur 28: lineaire regressie hc en C/N

Vervolgens werden de mineralisatiecurves opgesteld met daarbij in elk punt de standaard error. Deze geeft de spreiding in elk punt aan.

We zien dat bij erwten in een zandbodem de 4 potjes mooi gelijk mineraliseren. Bij de leem zien we echter dat de mineralisatie niet altijd even snel verloopt en er in het begin meer spreiding zat tussen de 4 potjes.

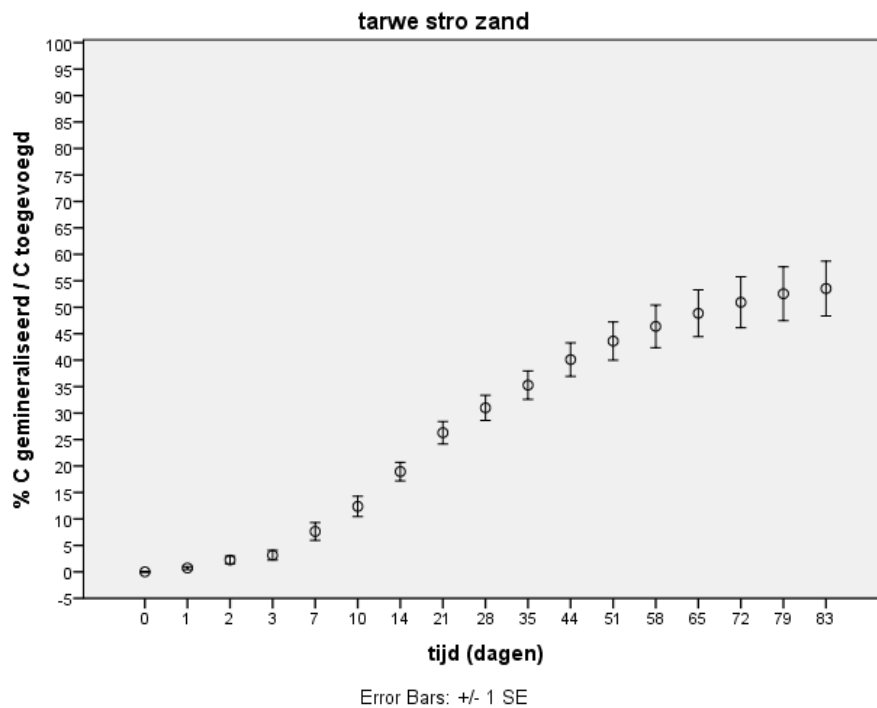


Figuur 29: Mineralisatiecurve van gewasresten erwten in een zandbodem

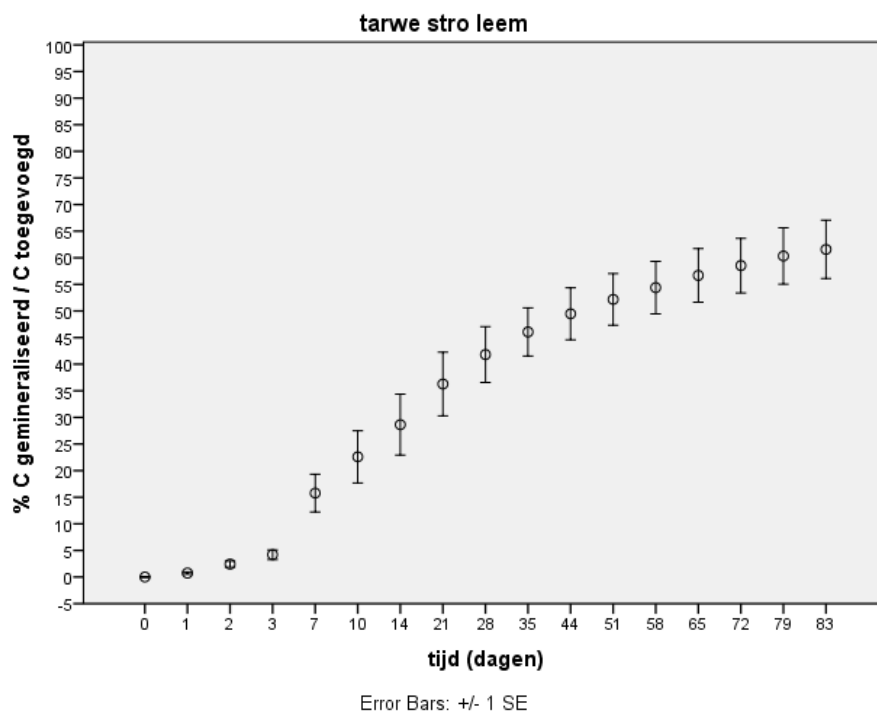


Figuur 30: Mineralisatiecurve van gewasresten erwten in een leembodem

Bij de tarwe waarbij het stro werd ingewerkt zien we in de zandbodem dat de alle potjes even snel mineraliseren. In de leembodem zien we dat er wat meer spreiding op de mineralisatie zit.

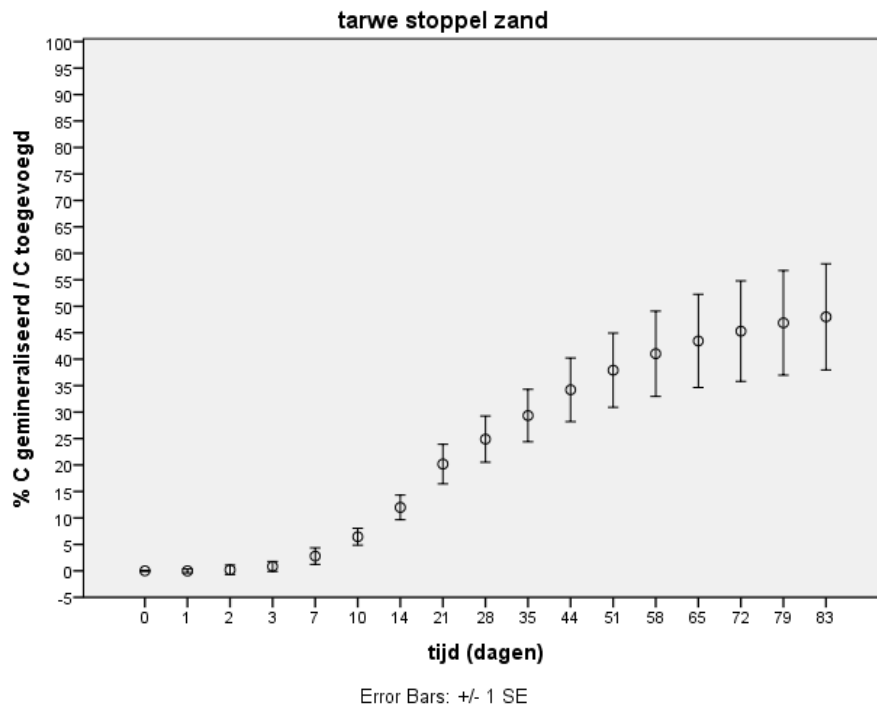


Figuur 31: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro ingewerkt) in een zandbodem

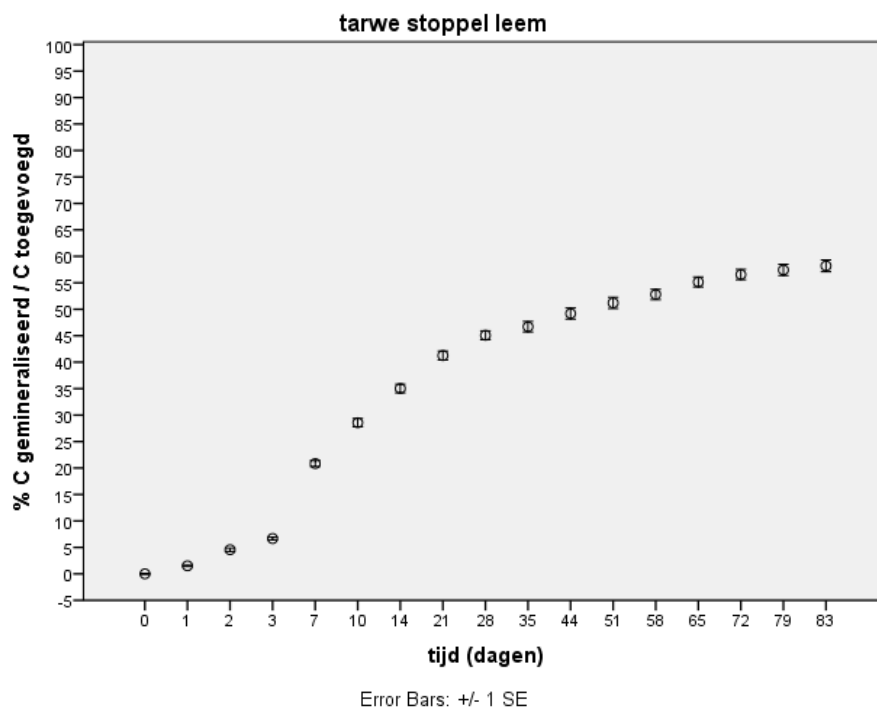


Figuur 32: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro ingewerkt) in een leembodem

Bij de tarwe waarbij het stro werd afgevoerd zien we dat er naar het einde van de incubatie toe meer spreiding op de mineralisatie is. In de leembodem zien we dan echter dat de 4 potjes dezelfde mineralisatiesnelheid hebben.

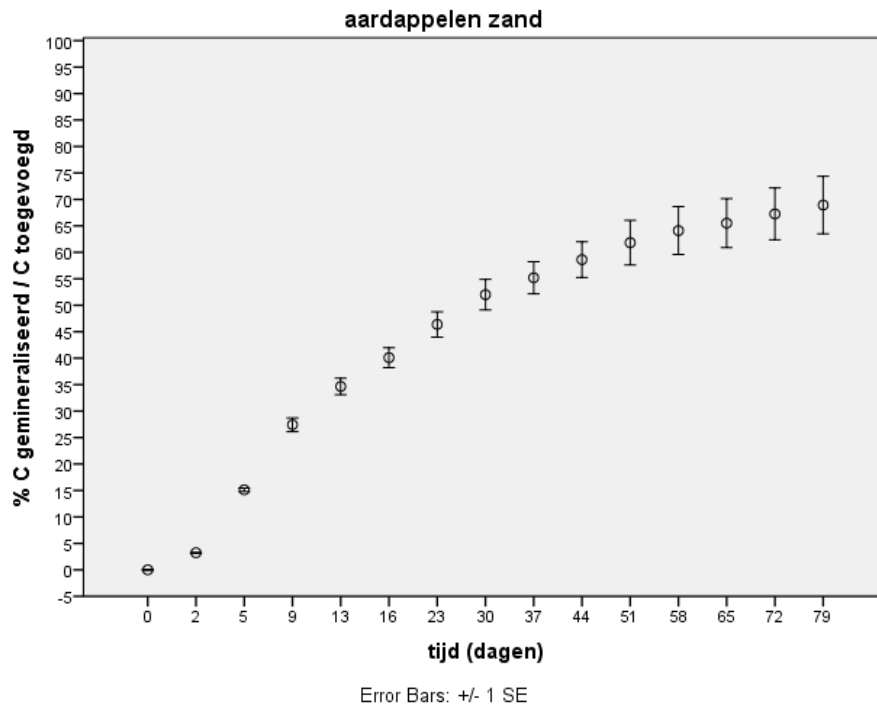


Figuur 33: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro afgevoerd) in een zandbodem

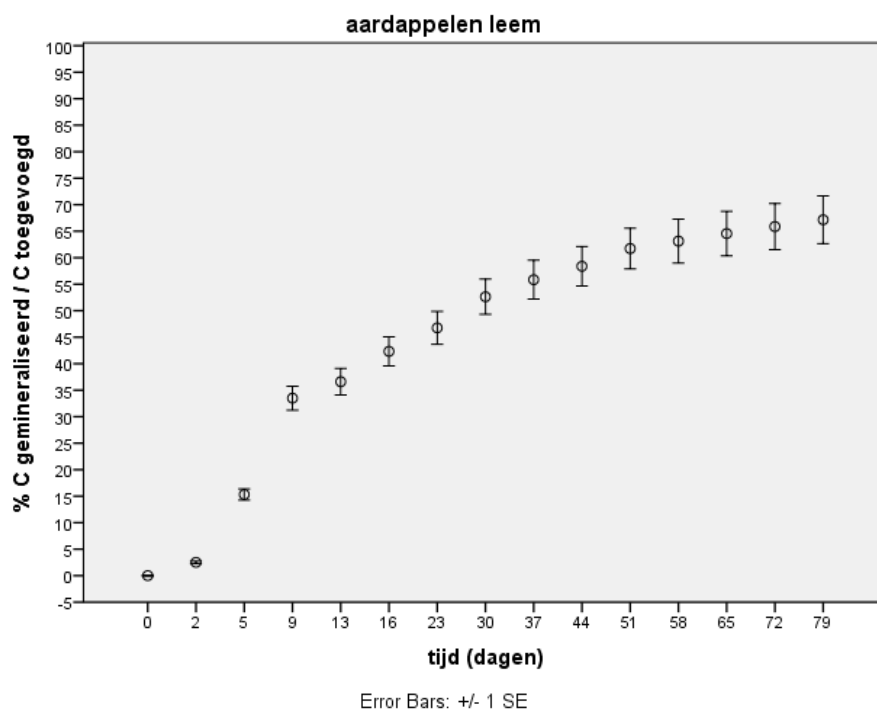


Figuur 34: Mineralisatiecurve van gewasresten tarwe (stro afgevoerd) in een leembodem

Bij de aardappelen is er bij beide bodems een kleine spreiding op de mineralisatiecurves.

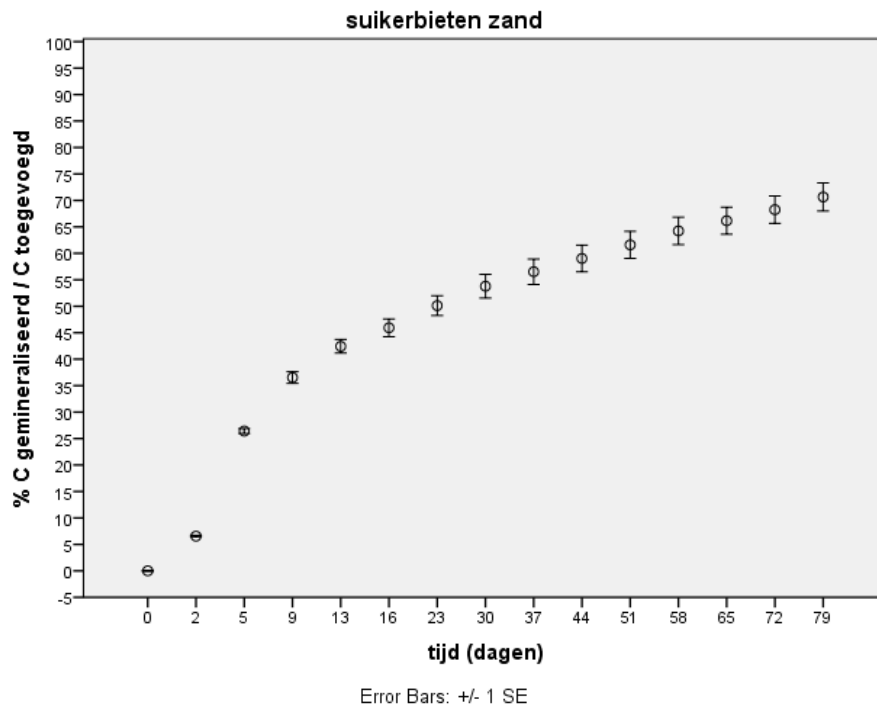


Figuur 35: Mineralisatiecurve van gewasresten aardappelen in een zandbodem

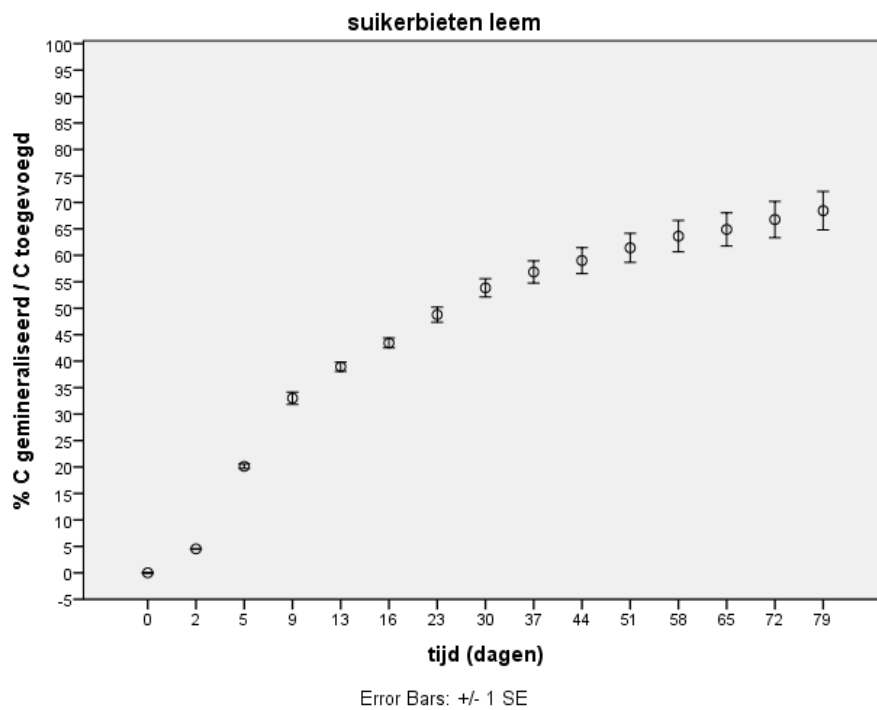


Figuur 36: Mineralisatiecurve van gewasresten aardappelen in een leembodem

Bij de gewasresten van suikerbieten die in een zandbodem werden ingewerkt zien we dat alle potjes ongeveer even snel mineraliseren. In de leembodem is er enkel op het einde van de incubatie meer spreiding op de mineralisatiecurves.

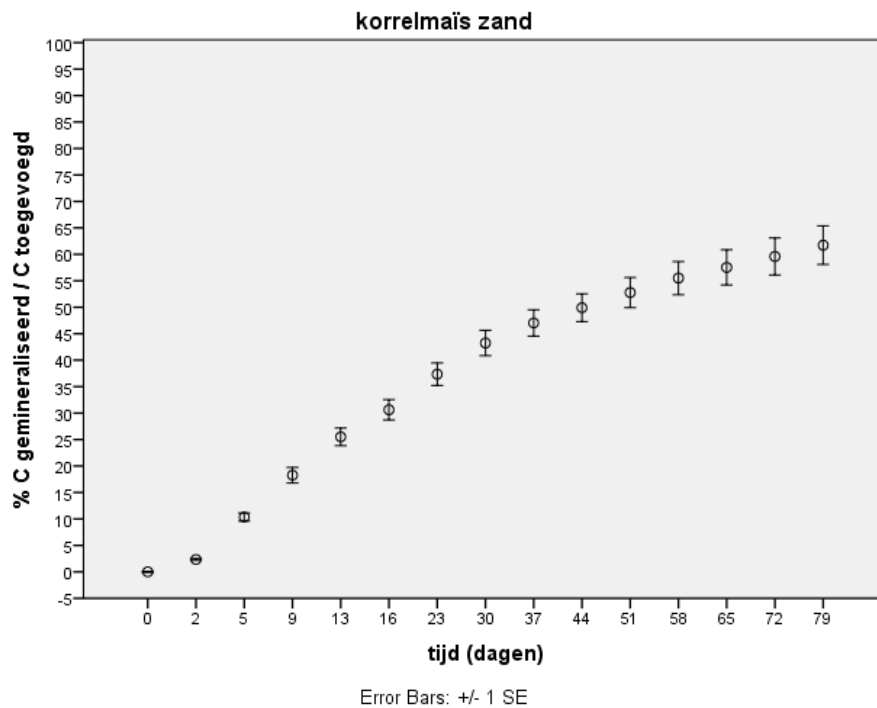


Figuur 37: Mineralisatiecurve van gewasresten suikerbieten in een zandbodem

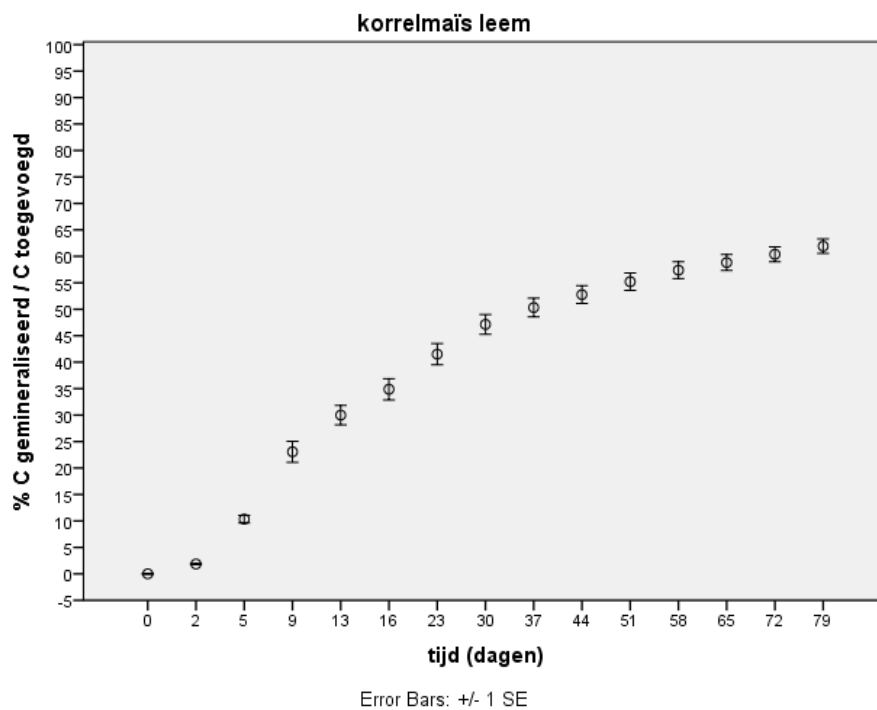


Figuur 38: Mineralisatiecurve van gewasresten suikerbieten in een leembodem

Bij gewasresten van korrelmaïs ingewerkt zien we ook hier een hogere spreiding naar het einde van de incubatie toe. In de leembodem hebben alle potjes bij benadering dezelfde mineralisatiesnelheid.



Figuur 39: Mineralisatiecurve van gewasresten korrelmaïs in een zandbodem



Figuur 40: Mineralisatiecurve van gewasresten korrelmaïs in een leembodem

6.4 Koolstofbalansen en simulaties

Er werden eerst eenvoudige koolstofbalansen opgesteld om de evolutie van het organische-koolstofgehalte op de korte termijn te kunnen onderzoeken. Er werden 4 balansen opgesteld per wisselteelt en per bodemsoort. Er zijn 2 wisselteelten: een ongunstige wisselteelt, nl. een monocultuur korrelmaïs en een gunstige wisselteelt, nl. wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten. In een koolstofbalans wordt het verschil gemaakt tussen de aanvoer van EOC en de natuurlijke afbraak van de bodem. De natuurlijke afbraak van de bodem is terug te vinden in het analyseverslag van de standaardgrondontleding (zie bijlagen). Er werden 4 verschillende balansen opgesteld. De EOC in elke balans is met volgende gegevens berekend:

Koolstofbalans 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB

Koolstofbalans 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie

Koolstofbalans 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie

Koolstofbalans 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie

Een monocultuur van korrelmaïs voert bij een leembodem meer koolstof aan dan er afgebroken wordt. Bij de leembodem is er bij alle koolstofbalansen een netto aanvoer van koolstof. Die is het laagste wanneer de aanvoer en de hc van CVGPB gebruikt worden. Wanneer de hc van de incubatie gebruikt wordt, is de netto aanvoer hoger. Als de aanvoer volgens de literatuur gebruikt wordt of de aanvoer die tijdens het veldwerk gemeten werd, ligt de netto aanvoer van koolstof veel hoger dan bij koolstofbalans 1 en koolstofbalans 2 (Tabel 23).

Een monocultuur van korrelmaïs bij een zandbodem geeft in 2 gevallen een netto afvoer van koolstof en in de andere 2 gevallen een netto aanvoer van koolstof. Wanneer de aanvoer van CVGPB gebruikt wordt, zijn er negatieve saldo's bij de koolstofbalansen en dit bij het gebruik van de hc van CVGPB en de hc van de incubatie. Als er in de koolstofbalans de aanvoer volgens de literatuur of volgens het veldwerk gebruikt wordt, is er een netto aanvoer van koolstof (Tabel 23).

Bij een optimale wisselteelt op een leembodem is er bij alle koolstofbalansen een netto aanvoer van koolstof. Bij de koolstofbalansen waarbij de hc van CVGPB en die van de incubatie gebruikt worden, in beide gevallen met de aanvoer van CVGPB, liggen beide saldo's in dezelfde. Wanneer de aanvoer volgens de literatuur gebruikt wordt, ligt de netto aanvoer van koolstof hoger dan wanneer de aanvoer van CVGPB gebruikt wordt. Als de aanvoer van het veldwerk gebruikt wordt, ligt de netto koolstofaanvoer nog hoger (Tabel 23).

Bij een optimale wisselteelt op een zandbodem is de situatie vergelijkbaar met de koolstofbalansen van de monocultuur korrelmaïs op een zandbodem: 2 gevallen waarbij er een negatief saldo is en 2 gevallen waarbij er een positief saldo is. Als de aanvoer van CVGPB gebruikt wordt, geeft de koolstofbalans in de 2 gevallen (hc CVGPB en hc incubatie) een negatief saldo. Als de aanvoer van de literatuur gebruikt wordt, is er een zeer kleine aanvoer van koolstof. Er kan hier gesteld worden dat de aanvoer ongeveer even groot is als de mineralisatie. Wanneer de aanvoer van het veldwerk gebruikt wordt, is de netto aanvoer groter dan wanneer de aanvoer volgens de literatuur gebruikt wordt (Tabel 23).

De gebruikte EOC-aanvoer in Tabel 23 is terug te vinden in Tabel 22.

Tabel 23: koolstofbalansen voor de monocultuur korrelmaïs en de gunstige wisselteelt (koolstofbalans 1 = OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, koolstofbalans 2 = OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, koolstofbalans 3 = OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, koolstofbalans 4 = OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)

	jaar 1		jaar 2		jaar 3		Rotatie	Rotatie
	korrelmaïs + RDM (15m ³)	korrelmaïs + RDM (15m ³)	korrelmaïs + RDM (15m ³)	korrelmaïs + RDM (15m ³)	korrelmaïs + RDM (15m ³)	korrelmaïs + RDM (15m ³)		
koolstofbalans 1	1555	1555	1555	1555	1555	1555	-1110 * 3	1335
koolstofbalans 2	1689	1689	1689	1689	1689	1689	-1110 * 3	1736
koolstofbalans 3	3062	3062	3062	3062	3062	3062	-1110 * 3	5855
koolstofbalans 4	3204	3204	3204	3204	3204	3204	-1110 * 3	6281
koolstofbalans 1	1555	1555	1555	1555	1555	1555	-1810 * 3	-765
koolstofbalans 2	1689	1689	1689	1689	1689	1689	-1810 * 3	-364
koolstofbalans 3	3062	3062	3062	3062	3062	3062	-1810 * 3	3755
koolstofbalans 4	3204	3204	3204	3204	3204	3204	-1810 * 3	4181
	winterarwe	RDM	erwten	mosterd	RDM	suikerbieten		
	(stro ingewerkt)	(15m ³) + mosterd			(15 m ³)			
koolstofbalans 1	1580	856	770	631	225	810	-1110 * 3	1542
koolstofbalans 2	1686	856	846	631	225	977	-1110 * 3	1891
koolstofbalans 3	1674	856	943	631	225	1132	-1110 * 3	2131
koolstofbalans 4	1823	856	1247	631	225	1749	-1110 * 3	3201
koolstofbalans 1	1580	856	770	631	225	810	-1810 * 3	-558
koolstofbalans 2	1686	856	846	631	225	977	-1810 * 3	-209
koolstofbalans 3	1674	856	943	631	225	1132	-1810 * 3	31
koolstofbalans 4	1823	856	1247	631	225	1749	-1810 * 3	1101

Naast het opstellen van koolstofbalansen, werden er met de bekomen resultaten ook simulaties volgens Roth-C uitgevoerd in Excel. Het initieel koolstofgehalte van de leembodem was 1,35% en dat van de zandbodem was 2,1%. Er werd ook hier gesimuleerd met 2 extreme wisselteelten: een ongunstige, nl. monocultuur korrelmaïs en een gunstige wisselteelt: wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten. De simulatieduur was 30 jaar: van 2015 tot 2044.

Er werden 4 simulaties voor elke wisselteelt uitgevoerd:

Simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB

Simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie

Simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie

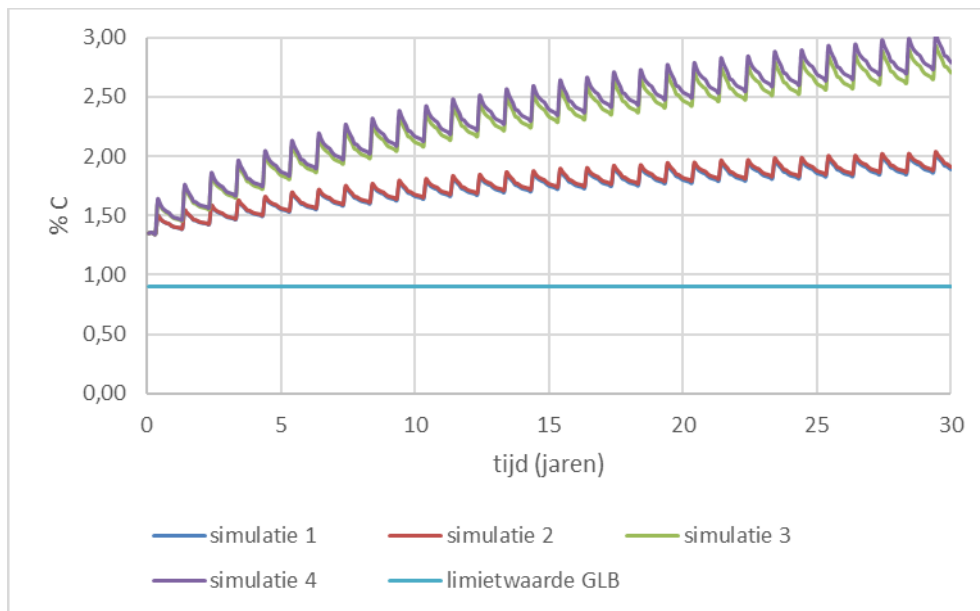
Simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie

De gegevens voor de simulatie zijn komen uit volgende tabellen: de aanvoer uit Tabel 4 en Tabel 16, de gebruikte humificatiecoëfficiënten komen uit Tabel 21.

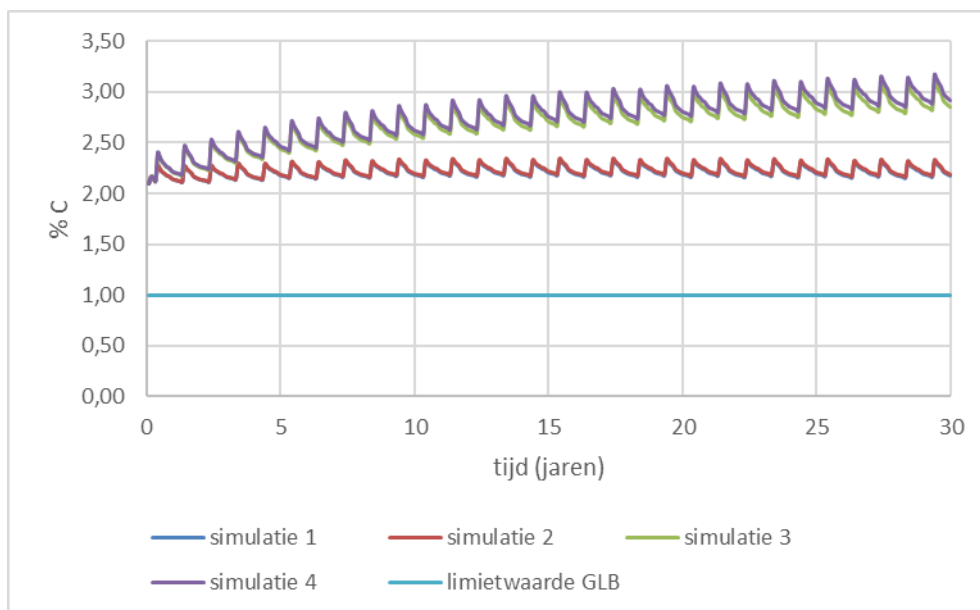
We zien dat er weinig of geen verschil in koolstofevolutie is wanneer de hc van CVGPB of de hc van de incubatieproef gebruikt wordt bij eenzelfde aanvoer, nl de aanvoer van CVGPB. Wanneer de aanvoer uit de literatuur of van het veldwerk wordt gebruikt, komt het koolstofpercentage veel hoger uit dan bij de aanvoer van CVGPB. Ook kan in de leem- en de zandbodem bij beide vruchtwisselingen het koolstofgehalte omhoog gebracht worden, maar in de zandbodem stijgt het koolstofgehalte procentueel minder dan in de leembodem. Bij een monocultuur korrelmaïs op een zandbodem stijgt het koolstofgehalte weinig bij simulatie 1 en 2. De aanvoer is groot genoeg om het koolstofgehalte op peil te houden, maar niet aanzienlijk te verhogen (Tabel 24, Figuur 41, Figuur 42 ,Figuur 43 en Figuur 44)

Tabel 24: de evolutie van het koolstofgehalte na een periode van 30 jaar bij een slechte wisselteelt (monocultuur korrelmaïs) en een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) en dat bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)

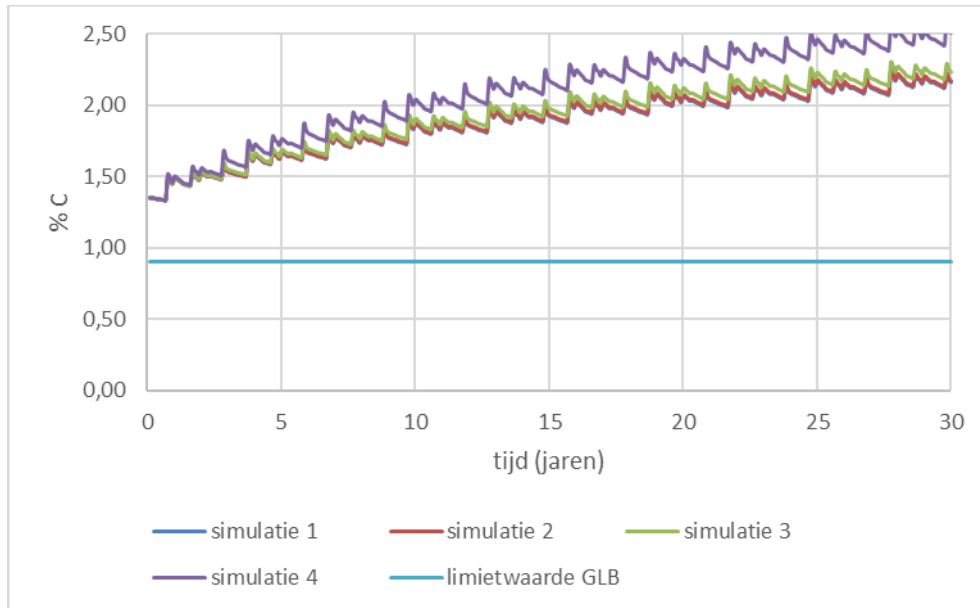
vruchtwisseling	simulatie	Leembodem	Zandbodem
monocultuur korrelmaïs	initieel C%	1,35	2,1
	C% na simulatie 1	1,89	2,17
	C% na simulatie 2	1,90	2,18
	C% na simulatie 3	2,70	2,85
	C% na simulatie 4	2,79	2,91
goede wisselteelt	initieel C%	1,35	2,1
	C% na simulatie 1	2,16	2,51
	C% na simulatie 2	2,17	2,52
	C% na simulatie 3	2,24	2,57
	C% na simulatie 4	2,51	2,81



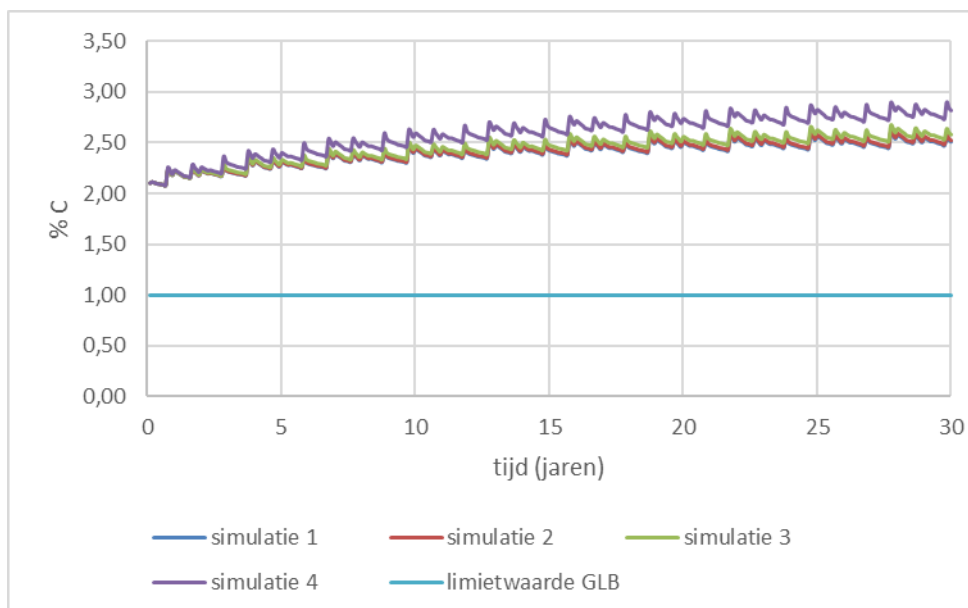
Figuur 41: koolstofevolutie van een leembodem met een monocultuur van korrelmaïs bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)



Figuur 42: koolstofevolutie van een zandbodem met een monocultuur van korrelmaïs bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)



Figuur 43: koolstofevolutie van een leembodem met een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)



Figuur 44: koolstofevolutie van een zandbodem met een optimale wisselteelt (wintertarwe (stro ingewerkt) – gele mosterd + runderdrijfmest (RDM) – erwten – gele mosterd– RDM – suikerbieten) bij verschillende simulaties (simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB, simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie, simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie, simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie)

7 DISCUSSIE

7.1 Gewasresten

7.1.1 Biomassa

De bovengrondse biomassa van de verzamelde gewasresten was hoger dan wat in de literatuur wordt vermeld. Bij de erwten is dat naar alle waarschijnlijkheid toe te schrijven aan de uitzonderlijk hoge opbrengst. De opbrengst was 10 ton/ha voor het perceel waar de gewasresten voor erwten verzameld werden, terwijl een normale opbrengst 7-8 ton/ha is (Tabel 17) (Noliko, mondelinge communicatie, 2016). De gemiddeld opbrengst van 6,9 ton/ha voor de periode van 2011-2015 ligt lager omdat 2015 een slecht jaar was voor de erwten. De opbrengst lag toen op 4 ton/ha, terwijl de gemiddelde opbrengst voor 2011-2014 op 7,3 ton/ha ligt, wat een normale opbrengst is voor erwten.

Een andere reden is dat de bronnen gevonden voor erwten, en ook voor aardappelen, van buitenlandse afkomst zijn (Canada, Duitsland, Zweden, Frankrijk, ...) en de opbrengst aan biomassa van deze gewassen in die landen is mogelijks afwijkend door bv. andere klimatologische omstandigheden of andere bodemtexturen.

Voor wintertarwe heeft de variëteit een kleine invloed. De variëteit was Henrik. Deze heeft een gemiddelde strolengte. Als de gemiddelde strolengte 100 is (= 93,2 cm), dan is dat voor Henrik 101 (= 94,15 cm). De aanvoer zou gemiddeld iets groter zijn. Ook is de gebruikte bron voor de aanvoer van de tarwe (Hermans *et al.*, 2010) al 7 jaar oud. We zien dat de gemiddelde strolengte van de tarwe op die tijd hoger is geworden, nl van 89 cm naar 93,2 cm (Limagrain, 2012; Limagrain, 2016). Uit die gegevens kan gesteld worden dat de aanvoer tegenwoordig hoger ligt dan in 2010. Deze cijfers komen van zaadveredelingsbedrijf Limagrain uit Nederland, omdat deze werken met cijfers t.o.v. een gemiddelde en omdat Henrik niet op de Belgische rassenlijst van Limagrain vermeld stond. De cijfers kunnen afwijken van de Belgische cijfers, maar ze tonen wel een vooruitgang in de strolengte. De strolengte op het proefperceel was, inclusief de aar, 90 cm. Een mogelijke verklaring is dat de aren zichtbaar kleiner waren dan andere jaren door de lagere opbrengst, waardoor de totale plantlengte gereduceerd wordt.

Bij suikerbieten is de bovengrondse biomassa (loof + kop) hoger. Een mogelijke reden is dat de kop bij het veldwerk iets te ruim werd genomen. De verse loofmassa lag lager dan andere jaren. Bij het veldwerk werd er gemiddeld 32,6 ton loof per ha gemeten, terwijl de gemiddelde loofmassa van 2011-2015 nog op 54,0 ton lag (KBIVB, 2016). Het droge stofgehalte van het loof lag in oktober 2016 wel hoger dan gemiddeld: het droge stofgehalte bij de veldproef lag gemiddeld op 21,2%, terwijl dat normaal rond de 10-15% ligt (Ruysschaert *et al.*, 2014). Het hoge droge stofgehalte is meer dan waarschijnlijk te wijten aan het zeer droge najaar van 2016. In september en de eerste helft van oktober was het uitzonderlijk droog, waardoor de suikerbieten zichtbaar minder loof hadden dan normaal. Ook waren er soms bruine plekken op het loof door het deels afsterven van het loof.

Bij de korrelmaïs ligt de gemeten bovengrondse biomassa in dezelfde grootteorde als de waarden teruggevonden in de literatuur.

Voor de ondergrondse biomassa kwam de wortelbiomassa van erwten gemeten in de proefopzet overeen met de waarden vermeld in de literatuur.

Bij tarwe ligt de gemeten biomassa aan wortels lager dan deze vermeld in de literatuur. Dat komt omdat de tarwewortels zeer fijn zijn en deze uit de grond moesten gezeefd worden.

Daarvoor moest de grond worden opgelost in water. Hier zijn er waarschijnlijk nog kleine verliezen opgetreden, omdat redelijk wat organisch materiaal en zeer fijne steentjes in de bodem zaten en dit het scheiden van bodem en wortels bemoeilijkte. Ook loste de grond zeer slecht op in het water, hoogstwaarschijnlijk omdat het perceel tijdens de zaai van de wintertarwe niet kerend is bewerkt, wat een compacte en stevige structuur tot gevolg heeft. Hier is mogelijk verlies van wortels door kleine kluiten die in de zeef kwamen en werden verwijderd.

Bij de aardappelen lag de gemeten ondergrondse biomassa veel lager dan wat er in de literatuur wordt gesteld. De kans is reëel dat er wortels in de grond zijn blijven steken, want de wortels werden op volgende wijze verzameld: de ruggen werden los gestoken met een riek en vervolgens werden de planten met wortels en knollen uit de grond getrokken. Door de droogte bleef er zeer weinig grond aan de wortels hangen en kwamen ze, na het lossteken van de rug, zeer gemakkelijk uit de grond. Er werd daarom voor deze manier van verzamelen geopteerd. De grote zichtbare wortels die in de rug achterbleven werden wel nog met de hand verzameld bij het verzamelen van de knollen, maar de kleine, moeilijk zichtbare wortels werden niet meer uit de grond gehaald. Er kan ook minder ondergrondse biomassa zijn door de lagere opbrengst. De opbrengst in 2016 lag 15 ton lager dan de gemiddelde opbrengst van voorgaande jaren, waardoor er mogelijk minder wortels waren.

Bij de suikerbieten lag de gemeten biomassa onder de theoretische, maar er moet rekening mee gehouden worden dat de rooiverliezen bij de theoretische ondergrondse biomassa geteld zijn. De theoretische ondergrondse biomassa ligt rond de 300 kg/ha (Ruysschaert *et al.*, 2014; Bolinder *et al.*, 2015) waar het gemeten cijfer mee overeenkomt.

Voor de korrelmaïs lag de gemeten ondergrondse biomassa 17% hoger dan de theoretische biomassa. Dit is waarschijnlijk toe te schrijven aan de hoge stand van de mais op het proefperceel waardoor de mais ook meer wortelbiomassa zal hebben.

Tevens kan de vraag gesteld worden of de theoretische/literaire aanvoer van ondergrondse biomassa correct is. Het is en blijft biomassa die niet zichtbaar is en die moeilijk te scheiden is van de bodem. De ondergrondse biomassa kan ook variëren en zal bv. verschillen naargelang de stand van het gewas.

De gewasresten werden ook verzameld op een leemgrond. Dit is een vruchtbare bodem, waardoor de geproduceerde biomassa hoger zou kunnen liggen dan bij een zandbodem, die minder vruchtbaar is.

7.1.2 C/N verhouding

De gemeten C/N verhouding voor erwten is bij benadering hetzelfde als de C/N verhouding uit de literatuur.

Voor tarwe ligt de gemeten C/N verhouding aanzienlijk lager dan in de literatuur. De reden daarvoor zou kunnen zijn dat de stengels net boven de grond zijn afgesneden, maar de knoop waaruit de stengels ontspringen is hier niet bijgeteld. Knopen hebben een veel hogere C/N verhouding dan bladeren, dus het weglaten van die knoop zou de C/N verhouding kunnen verlagen (Bertrand *et al.*, 2006). Een andere reden zou kunnen zijn dat de gebruikte C/N verhouding gevonden werd in een buitenlandse bron. De omstandigheden in het buitenland kunnen anders zijn dan in België.

Zo kan de bemesting de C/N verhouding beïnvloeden en deze kan in het buitenland anders gebeuren dan in België (Destain *et al.*, 2010).

Voor aardappelen zijn beide C/N verhoudingen exact hetzelfde.

Bij de suikerbieten is de gemeten C/N veel hoger dan de theoretische C/N. Een mogelijke reden is dat de kop wat te ruim zou kunnen genomen zijn. De C/N van de kop is immers hoger dan die van de bladeren (Ruysschaert *et al.*, 2014), waardoor de C/N van de bovengrondse gewasresten omhoog gaat. Door het extreme weer vorig jaar, vooral het droge najaar, is waarschijnlijk de samenstelling van het blad ook anders. De bladeren begonnen te verdorren op het ogenblik van staalname, wat terug te vinden is in het droge stofgehalte van de bladeren, waardoor het ook mogelijk is dat er meer C en minder N in de bladeren aanwezig was.

Bij korrelmaïs liggen beide C/N verhoudingen in dezelfde grootteorde.

Deze afwijkingen zijn een verklaring waarom de correlatiecoëfficiënt tussen de h_c en de C/N verhouding van de gewasresten bij het veldwerk kleiner was dan die van de literatuur.

7.2 Effectieve organische-stofaanvoer en humificatiecoëfficiënten

De EOC-aanvoer van de gewassen blijkt hoger te liggen dan wat in de literatuur (CVGPB) wordt aangenomen omdat de humificatiecoëfficiënten bij de incubatieproeven gemiddeld ongeveer 10% hoger liggen dan wat tot nu toe werd aangenomen.

Eén van de redenen zou kunnen zijn dat de proefbodems beide aan de zure kant zijn. De pH-KCl van de zandbodem ligt net onder de ondergrens van de streefzone voor een zandbodem, de pH-KCl van de leembodem ligt eveneens onder de ondergrens van de streefzone voor een leembodem. Zoals eerder gezegd heeft de pH van de bodem een invloed op de mineralisatiecapaciteit van die bodem. Bij een lage pH is het bodemleven minder actief en werken hun verteringsenzymen ook minder goed (Sinsabaugh *et al.*, 2008). Het is mogelijk dat het bodemleven minder organisch materiaal heeft afgebroken dat wat potentieel mogelijk zou zijn.

Bij suikerbieten ligt de h_c zelfs 20% hoger. Daarvoor zou er een bijkomende reden kunnen zijn, nl. de C/N verhouding. Deze ligt bij bieten veel hoger dan die wat in de literatuur vermeld wordt. De C/N verhouding blijkt ook gecorreleerd te zijn met de afbreekbaarheid (Figuur 28) (Hadas *et al.*, 2004; Manzoni *et al.*, 2004).

Wanneer de aanvoer uit de literatuur wordt gebruikt is de EOC voor alle gewassen, behalve voor tarwe met het stro afgevoerd en aardappelen, hoger dan wat het CVGPB aangeeft. Dat verschil is te wijten aan de verschillende aanvoer (zie 7.1.1). Voor suikerbieten kan er ook de vraag worden gesteld of het CVGPB de rooiverliezen heeft meegeteld. Deze werden namelijk wel meegeteld bij de aanvoer van het veldwerk en de literatuur, waardoor de aanvoer hoger is.

7.3 Verschil mineralisatiegraad zand en leem

Er werd onderzocht of er een significant verschil was in mineralisatiesnelheid tussen een zand- en een leembodem. Er kon enkel een significant verschil worden waargenomen bij tarwe waarbij het stro werd afgevoerd. Hier was de mineralisatie sneller in leem dan in zand. Volgens de literatuur zou de mineralisatie in zand sneller moeten verlopen dan in leem (Lehmann *et al.*, 2007).

Waarschijnlijk is door de proefomstandigheden het verschil niet meer detecteerbaar.

Er wordt gesteld dat zandbodems sneller opwarmen door de zon dan leembodems, omdat ze een hoger gehalte aan lucht (macroporiën) en een kleiner gehalte aan water (microporiën) bevatten. Daardoor is de warmtecapaciteit van zandbodems lager dan die van leembodems en is er dus minder energie nodig om een zandbodem evenveel op te warmen als een leembodem (Mackensen *et al.*, 2003). Dit voordeel voor de zandbodem is niet meer aanwezig in de incubatiekamer. In de incubatiekamer is het continu $25^{\circ}\text{C} \pm 1,5^{\circ}\text{C}$, waardoor de grond continu dezelfde temperatuur heeft. In deze omstandigheden verloopt de mineralisatie in zand dan ongeveer even snel als in leem.

Er wordt ook gesteld dat in leem door het hogere gehalte aan microporiën er gemakkelijker anaerobe omstandigheden kunnen ontstaan bij vochtige omstandigheden dan in een zandbodem met veel macroporiën die veel lucht bevatten (Groffman & Tiedje, 1991). Deze factor is ook niet aanwezig bij de incubatie. Tijdens de incubatie is er zeer weinig variatie in het vochtgehalte van de bodem. Er ontstaan ook nooit zeer vochtige omstandigheden, waardoor een mogelijk anaerobe toestand niet (of minder) zal voorkomen. Dat is een bijkomende reden waarom er geen verschil in mineralisatiesnelheid is.

7.4 Koolstofbalansen en simulaties

Er werden voor elke wisselteelt 4 koolstofbalansen van 3 jaar opgesteld en 4 simulaties van telkens 30 jaar uitgevoerd:

Koolstofbalans 1 / simulatie 1: OC-aanvoer CVGPB + hc CVGPB

Koolstofbalans 2 / simulatie 2: OC-aanvoer CVGPB + hc incubatie

Koolstofbalans 3 / simulatie 3: OC-aanvoer literatuur + hc incubatie

Koolstofbalans 4 / simulatie 4: OC-aanvoer veldwerk + hc incubatie

Er is bij beide grondsoorten en beide wisselteelten geen verschil tussen simulatie 1 en simulatie 2. Dat is te wijten aan het feit dat er zeer weinig verschil was tussen de 2 gebruikte humificatiecoëfficiënten. Er werd netto ongeveer evenveel C aangevoerd.

Bij simulatie 3 en simulatie 4 ligt het koolstofgehalte veel hoger. De oorzaak hiervoor is dat de aanvoer bij beide simulaties veel hoger is. Bij simulatie 4 komt het koolstofgehalte nog wat hoger uit dan bij simulatie 3 omdat de gemeten aanvoer bij het veldwerk hoger lag dan wat de literatuur aangeeft.

Een monocultuur korrelmaïs veroorzaakt een sterke verhoging van het koolstofgehalte in een leembodem, maar kan in een zandbodem het koolstofgehalte maar lichtjes doen toenemen bij simulatie 1 en 2. In een zandbodem is de monocultuur van korrelmaïs goed genoeg om het koolstofgehalte op peil te houden, maar niet op het te doen verhogen (Figuur 42). Bij simulatie 3 en 4 stijgt het koolstofgehalte wel aanzienlijk door de hogere aanvoer.

Het koolstofgehalte stijgt in een zandbodem bij eenzelfde wisselteelt procentueel minder dan in een leembodem. Dit is te verklaren doordat de zandbodem een hogere mineralisatiesnelheid heeft. Van de aangevoerde koolstof blijft er na een jaar minder over in een zandbodem dan in een leembodem.

Wat ook opvalt is dat de koolstofbalansen niet altijd overeenkomen met wat de simulaties voorspellen. Bij de zandbodem is er bij beide wisselteelten (monocultuur korrelmaïs en de gunstige wisselteelt) telkens een netto afvoer van koolstof bij simulatie 1 en 2, wat een daling van het koolstofgehalte betekent. Dat wordt echter niet teruggevonden in de simulatie, waar het koolstofgehalte in het geval van de monocultuur korrelmaïs relatief constant blijft gedurende 30 jaar en in het geval van de gunstige wisselteelt zelfs een stijging vertoont. Een verklaring hiervoor is dat de balans enkel op de korte termijn en niet op de lange termijn wordt opgesteld. De evolutie op lange termijn kan altijd afwijken van de evolutie op korte termijn. Er wordt bij de simulaties ook rekening gehouden met bodembedekking, evapotranspiratie en specifieke maandelijkse temperatuur- en neerslaggegevens voor de plaats van het perceel en aan de hand van die gegevens wordt de mineralisatie per maand berekend. De mineralisatiesnelheid in de simulatie kan afwijken van de mineralisatiesnelheid in de koolstofbalans, wat de het verschil in koolstofevolutie kan verklaren.

BESLUIT

Wat betreft de eerste onderzoeksvraag nl. of de biomassaproductie van een teelt overeenkomt met wat de literatuur aangeeft, kan er enkel gesteld worden dat de biomassa aan gewasresten voor een teelt variabel is en dus streek per streek en zelfs jaar per jaar zal verschillen. Deze is dan ook nog eens variabel per variëteit van een gewas en er is ook een verschil op gebied van bedrijfsspecifieke parameters, zoals bemesting, bodemconditie, Al deze verschillende parameters hebben een invloed op de biomassaproductie van een bepaald gewas, waardoor er geen algemeen besluit kan gemaakt worden op gebied van biomassaproductie. Daarvoor was de proef niet uitgebreid genoeg en voor een antwoord op deze vraag zou er een meerjarig onderzoek moeten gebeuren en dat voor verschillende bodemtexturen. Enkel op deze manier zou deze parameter grondig onderzocht kunnen worden. In deze proef kunnen we enkel besluiten dat de biomassaproductie voor 2016 op een leembodem voor de onderzochte gewassen gemiddeld hoger lag dan de hoeveelheden opgegeven in de literatuur.

Voor de 2^{de} onderzoeksvraag nl. of de humificatiecoëfficiënten overeenkomen, kan er besloten worden dat het verschil, tussen enerzijds de hc in de proefopzet en anderzijds de hc vermeld in de literatuur, verwaarloosbaar klein is. Er is een kleine afwijking, maar als de humificatiecoëfficiënten toegepast worden in een 30-jarige simulatie van de koolstofevolutie, is er geen verschil tussen de simulatie met de hc bepaald op basis van de incubatie en deze met de hc van de CVGPB.

Uit deze 2 onderzoeksvragen kan er gesteld worden dat de EOC vooral afhankelijk is van de aanvoer van biomassa en niet van de hc. Een belangrijk gevolg hiervan is dat de schatting van de toekomstige evolutie van het organische-stofgehalte in de bodem in een perceel sterk zal afhangen van de biomassaproductie van de gewassen op dat perceel, die bovendien ook jaarafhankelijk zal zijn. Voor de doorrekening van het eenvoudige C-balansmodel of het lange-termijn C-simulatiemodel zou idealiter de gemiddelde biomassaproductie op het perceel in de voorbije jaren in rekening gebracht worden, bv. op basis van beschikbare gegevens m.b.t. gewasopbrengsten.

De laatste onderzoeksvraag was of de mineralisatiegraad in zand en leem verschillend is. In dit onderzoek werd geen significant verschil gevonden, maar de vraag is of dergelijk onderzoek in laboratoriumomstandigheden kan gevoerd worden, want de voor- en nadelen van een bepaalde bodem in veldomstandigheden (bv. snellere opwarming of afkoeling van zandbodems) zijn niet aanwezig bij laboratoriumomstandigheden. Er kan bij deze onderzoeksvraag geen eenduidig besluit genomen worden. Dat zou verder onderzocht moeten worden in veldomstandigheden, zodat de bodems kunnen mineraliseren aan hun natuurlijke mineralisatiesnelheid.

Uit deze masterproef kan er besloten worden dat de EOC geen vaste waarde is, maar dat de procentuele hoeveelheid organisch materiaal die mineraliseert (hc) wel van dezelfde grootteorde is als wat vooropgesteld werd in de code van goede praktijk bodembescherming. Als de aanvoer gekend is, kan er geschat worden hoeveel er wordt aangevoerd op een perceel.

Als er een antwoord moeten gegeven worden op de vraag van BDB staalnemer Antoine Van Daele, kan er inderdaad gesteld worden dat korrelmaïs geen verhoging van het koolstofgehalte in de bodem kan geven. Dat kan voorkomen op een zandbodem, indien er een lagere aanvoer van gewasresten is.

Het zou voor landbouwers dus nuttig zijn als ze zelf een schatting kunnen maken van de biomassaproductie op hun percelen. Zo kunnen ze zelf uitrekenen hoeveel EOC een teelt aanvoert op de bedrijfseigen percelen. Dat is wel moeilijker voor de ondergrondse gewasresten. Het is ook niet altijd mogelijk voor landbouwers om zelf de biomassaproductie te bepalen, door bv. tijdsgebrek, waardoor het goed zou zijn als er regio-specifieke tabellen van EOC-aanvoer zouden verschijnen, zodat landbouwers een betere inschatting van de EOC-aanvoer hebben. Deze regio-specifieke tabellen zouden dan de EOC-aanvoer moeten vermelden i.f.v. de opbrengstniveau 's van de teelten, zodat landbouwers via de opbrengst van hun teelt kunnen bepalen hoeveel biomassa er wordt aangevoerd.

LITERATUURLIJST

Adam, J. (2002). Soil pH. *Canadian Gardening*, 13(5), 110-112.

Akker, J.J.H. van den & Groot, W.J.M. de (2008). Een inventariserend onderzoek naar ondergrondverdichting van zandgronden en lichte zavels. Alterra, Wageningen. Gevonden op het internet op 28/03/2016: <http://edepot.wur.nl/60379>.

Alim, M.A., Alam, M.M., Khandker, S., Ahmed, S.A., Haque, A., Akhter, N. (2001). Impact of crop residues on soil organic matter content and the production of late jute seed. *Journal of Biological Sciences*, 1(12), 1124-1126.

Anoniem (2015). Code van goede praktijk bodembescherming: versie februari 2015. gevonden op het internet op 11/20/2016: https://esites.vito.be/sites/reflabos/2015/Online%20documenten/CVGP_versie_februari_2015.pdf.

Arantes, V., Jellison, J. & Goodell, B. (2012). Peculiarities of brown-rot fungi and biochemical Fenton reaction with regard to their potential as a model for bioprocessing biomass. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 94(2), 323-338.

Arora, D.S., Chander, M. & Gill, P.K. (2002). Involvement of lignin peroxidase, manganese peroxidase and laccase in degradation and selective ligninolysis of wheat straw. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 50(2), 115-120.

Bardgett, R.D. & Chan, K.F. (1999). Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(7), 1007-1014.

Bardgett, R.D., Cook, R., Yeates, G. & Denton, C. (1999). The influence of nematodes on below-ground processes in grassland ecosystems. *Plant and Soil*, 212(1), 23-33.

Baumgartl, T. & Horn, R. (1991). Effect of aggregate stability on soil compaction. *Soil & Tillage Research*, 19(2), 203-213.

Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F. & Coleman, D.C. (1994). Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 787-795.

Berbeco, M., Melillo, J. & Orians, C. (2012). Soil warming accelerates decomposition of fine woody debris. *Plant and Soil*, 356(1), 405-417.

Berg, B. & McClaugherty, C. (2013). Plant Litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin: Springer Berlin Heidelberg.

Bertrand, I., Brigitte Chabbert, B., Kurek, B. & Recous, S. (2006). Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? *Plant and Soil*, 281(1), 291-307.

Betts, R.A. ; Cox, P.M., Lee, S.E. & Woodward, F.I. (1997). Contrasting physiological and structural vegetation feedbacks in climate change simulations. *Nature*, 387(6635), p.796-799.

Beyaert, R.P. & Voroney, R.P. (2011). Estimation of decay constants for crop residues measured over 15 years in conventional and reduced tillage systems in a coarse-textured soil in southern Ontario. *Canadian journal of soil science*, 91(6), 985-995

Bhattacharyya, T., Pal, D.K., Deshmukh, A.S., Deshmukh, R.R., Ray, S.K., Chandran, P., Mandal, C., Telpande, B., Nimje, A.M. & Tiwary, P. (2011). Evaluation of Roth C model using four long term fertilizer experiments in black soils, India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), 222-234.

Blanco-Canqui, H. & Lal, R. (2009). Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 139-163.

Bodemkundige Dienst van België; Universiteit Gent, vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne (2009) Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, ALBON, Dienst Land- en Bodembescherming, 146 pp.

Bolinder, M.A., Kätterer, T., Poeplau, C., Börjesson, G. & Parent, L.E. (2015) Net primary productivity and belowground crop residue inputs for root crops: Potato (*Solanum tuberosum* L.) and sugar beet (*Beta vulgaris* L.). *Canadian Journal of Soil Science*, 95(2), 87-93.

Borie, F., Rubio, R. & Morales, A. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungi and soil aggregation. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(2), 9-18.

Bossuyt, H., Six, J. & Hendrix, P. (2002). Aggregate-protected carbon in no-tillage and conventional tillage agroecosystems using carbon-14 labeled plant residue. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1965-1973.

Bossuyt, H., Six, J. & Hendrix, P. (2004). Rapid incorporation of fresh residue-derived carbon into newly formed stable microaggregates within earthworm casts. *European Journal of Soil Science*, 55(2), 393-399.

Brogowski, Z., Kwasowski, W. & Madyniak, R. (2014). Calculating particle density, bulk density, and total porosity of soil based on its texture. *Soil Science Annual*, 65(4), 139-149.

Butterly, C., Baldock, J. & Tang, C. (2013). The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions. *Plant and Soil*, 366(1), 185-198.

Callens, D., Vanheule, M., Darwich, S., Coopman, F., Van De Sande, T., Stock, A., Van Isacker, J., Van Ceunebroeck, L., Bossuyt, D., Dehaene, H., Datavernier, H., Bouton, F., Lataire, S., Seynaeve, M., Demeulemeester, M. & Calus, A. (2011). Doperwt, stamslaboon, wortelen: Overzicht van het onderzoek 2010 Wetenschappelijk verslag. Inagro. Gevonden op het internet op 23/04/2016: https://leden.inagro.be/Portals/0/Documenten/JV_doperwt_ea_2010.pdf.

Campbell, M.M. & Sederof, R.R. (1996). Variation in Lignin Content and Composition. *Physiol*, 110, 3-13.

Cayuela, M.L., Sinicco, T. & Mondini, C. (2009). Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied Soil Ecology*, 41(1), 118-127.

CBB (2016a). Evolutie van de bietenoppervlakte. Gevonden op het internet op 31/03/2016: <http://www.cbb.be/index.php/nl/suikerbiet-in-belgie/90-evolutie-van-de-bietenoppervlakte>.

CBB (2016b). Evolutie van de opbrengsten. Gevonden op het internet op 31/03/2016: <http://www.cbb.be/index.php/nl/suikerbiet-in-belgie/92-evolutie-van-de-opbrengsten>.

Clapp, C.E., Allmaras, R.R., Layese, M.F., Linden, D.R. & Dowdy, R.H. (2000). Soil organic carbon and ¹³C abundance as related to tillage, crop residue and nitrogen fertilisation under continuous corn management in Minnesota. *Soil & Tillage Research*, 55(3), 127-142.

Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klír, J., Körschens, M., Poulton, P.R. & Richter, D.D. (1997). Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81(1), 29-44.

Coleman K. & Jenkinson D.S. (2014). Roth-C 26.3-a model for the turnover of carbon in the soil. Model description and windows user guide. IACR Rothamsted, 44pp.

Conforti, M., Buttafuoco, G., Leone, A.P., Aucelli, P.P.C., Robustelli, G. & Scarciglia, F. (2013). Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis–NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. *Catena*, 110, 44-58.

Coopman F., Ryckaert B., Lebuf V., Schollier C., Snauwaert E., Vandecasteele B., Vanden Nest T., Elsen A., Odeurs W., Van de Ven G., Schellekens A. (2016). Agromische waarde van bewerkte dierlijke mest valoriseren en optimaliseren. Tussentijds rapport 3: Luik 2: beschrijving van de proeven in 2015. Studie uitgevoerd door Inagro, VCM, Bodemkundige Dienst van België, Universiteit Gent, ILVO, Hooibeeekhoeve en BIOGAS-E in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij. 127 pp.

Cosentino, D., Chenu, C. & Le Bissonnais, Y. (2006). Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2053-2062.

Costa Severiano, E.da, Oliveira, G.C.de, Souza Dias Junior, M.de, Curi, N., Pinho Costa, K.A.de, & Carducci, C.E. (2013). Preconsolidation pressure, soil water retention characteristics, and texture of Latosols in the Brazilian Cerrado. *Soil Research*, 51(3), 193-202.

Cook, A., Marriott, C.A., Seel, W. & Mullins, C.E. (1996). Effects of soil mechanical impedance on root and shoot growth of *Lolium perenne* L., *Agrostis capillaris* and *Trifolium repens* L. *Journal of Experimental Botany*, 47(8), 1075-1084.

Davidson, E.A. & Janssens, I.A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081), 165-173.

De Clercq, T. (2016). The effect of long-term organic fertilization on the soil nitrogen and carbon dynamics. Doctoraatsthesis KU Leuven, in druk.

Departement Landbouw & Visserij (2015). De randvoorwaarden in het gemeenschappelijk landbouwbeleid: Voorlichtingsbrochure. Gevonden op het internet op 24/02/2016: http://lv.vlaanderen.be/sites/default/files/attachments/brochure_randvoorwaarden2015.pdf

Dexter, A.R. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11(3), 199-238.

Destain, J.P., Reuter, V. & Goffart, J.P. (2010). Les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) et engrais verts : protection de l'environnement et intérêt agronomique. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14(1), 73-78.

Dias, A.A., Freitas, G.S., Marques, G.S.M., Sampaio, A., Fraga, I.S., Rodrigues, M.A.M., Evtuguin, D.V. & Bezerra, R.M.F. (2010). Enzymatic saccharification of biologically pre-treated wheat straw with white-rot fungi. *Bioresource Technology*, 101(15), 6045-6050.

Dinesh, R., Srinivasan, V., Hamza, S. & Manjusha, A. (2010). Short-term incorporation of organic manures and biofertilizers influences biochemical and microbial characteristics of soils under an annual crop [Turmeric (*Curcuma longa* L.)]. *Bioresource Technology*, 101(12), 4697-4702.

Elsen, A. & Bonnast, J. (2016). Aan de slag met je bemestingsadvies: C-Slim & BDBrekenmee. Gevonden op het internet op 11/04/2016: http://www.bdb.be/Portals/0/docs/2_presentatie_annemie.pdf.

English, N.B., Weltzin, J.F., Fravolini, A., Thomas, L. & Williams, D.G. (2005). The influence of soil texture and vegetation on soil moisture under rainout shelters in a semi-desert grassland. *Journal of Arid Environments*, 63(1), 324-343.

Fanrong, Z., Shafaqat, A., Haitao, Z., Younan, O., Boyin, Q., Feibo, W. & Guoping, Z. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159(1), 84-91.

- Frøseth, R.B. & Bleken, M.A. (2015). Effect of low temperature and soil type on the decomposition rate of soil organic carbon and clover leaves, and related priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 156-166.
- Glyan'ko, A. (2015). Signaling systems of rhizobia (Rhizobiaceae) and leguminous plants (Fabaceae) upon the formation of a legume-rhizobium symbiosis. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 51(5), 494-504.
- Grandy, A.S., Salam, D.S., Wickings, K., McDaniel, M.D., Culman, S.W. & Snapp, S.S. (2013). Soil respiration and litter decomposition responses to nitrogen fertilization rate in no-till corn systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 179, 35-40.
- Griffiths, B.S. & Bardgett, R.D. (1997). Interactions between microbia feeding invertebrates and soil microorganisms. *Modern Soil Microbiology*, 165-182.
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. (1991). Relationships between denitrification, CO₂ production and air-filled porosity in soils of different texture and drainage. *Soil Biology and Biochemistry*, 23(3), 299-302.
- Ha, K.V., Marschner, P., Bünemann, E.K. & Smernik, R.J. (2007). Chemical changes and phosphorus release during decomposition of pea residues in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2696-2699.
- Hadas, A., Kautsky, L., Goek, M. & Kara, E.E. (2004). Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biology & Biochemistry*, 36(2), 255–266
- Hamed, S.A.M. (2013). In-vitro studies on wood degradation in soil by soft-rot fungi: *Aspergillus niger* and *Penicillium chrysogenum*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 78, 98-102.
- Hamza, M.A. & Anderson, W.K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82(2), 121-145
- Haynes, R.J. & Naidu, R (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(2), 123-137.
- Hedges, J.I., Cowie, G.L. & Ertel, J.R. (1985) Degradation of carbohydrates and lignins in buried woods. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49(3), 701-711.
- Henriksen, T.M. & Breland, T.A. (1999a). Decomposition of crop residues in the field: evaluation of a simulation model developed from microcosm studies. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(10), 1423-1434.
- Henriksen, Trond M ; Breland, Tor A (1999b). Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(8), 1135-1149.
- Henriksen, T.M. & Breland, T.A. (1999c). Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(8), 1121-1134.
- Hermans, I., Elsen, A. & Bries, J. (2010). Groenbemesters en nitraatresidu. Herverlee: BDB. Gevonden op het internet op 02/04/2016: <http://www.bdb.be/Portals/0/docs/pub201001.pdf>.
- Hoffman, B.M., Lukoyanov, D., Yang, Z.Y., Dean, D.R & Seefeldt, L.C. (2014). Mechanism of nitrogen fixation by nitrogenase: the next stage. *Chemical reviews*, 114(8), 4041-4062.
- Hofrichter, M. (2002). Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). *Enzyme Microbiol Technol*, 30(4), 454–466.

- Högy, P. & Fangmeier, A. (2009). Atmospheric CO₂ enrichment affects potatoes: 1. Aboveground biomass production and tuber yield. *European Journal of Agronomy*, 30(2), 78-84.
- Iwama, K. (2008). Physiology of the Potato: New Insights into Root System and Repercussions for Crop Management. *Potato Research*, 51(3), 333-353.
- Johnson, J.M.F., Sharratt, B.S., Reicosky, D.C. & Lindstrom, M. (2007). Impact of high-lignin fermentation byproduct on soils with contrasting organic carbon content. *Soil Science Society of America Journal*, 71(4), 1151-1159.
- Justes, E., Mary, B. & Nicolardot, B. (2009). Quantifying and modeling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in the soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non-mature residues. *Plant and Soil*, 325(1), 171-185.
- Kainiemi, V., Arvidsson, J. & Kätterer, T. (2013). Short-term organic matter mineralisation following different types of tillage on a Swedish clay soil. *Biology and Fertility of Soils*, 49(5), 495-504.
- Kaonga, M.L. & Coleman, K. (2008). Modelling soil organic carbon turnover improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 1160-1166.
- Katipoglu-Yazan, T., Ubay Cokgor, E., Insel, G. & Orhon, D. (2012). Is ammonification the rate limiting step for nitrification kinetics? *Bioresource Technology*, 114, 117-125.
- KBIVB (2015). Situatie van de groeicurven van de bieten. Gevonden op het internet op 31/03/2016: <http://www.irbab-kbivb.be/wp-content/uploads/2015/06/Sit150907.pdf>.
- KBIVB (2016). Situatie van de groeicurven van de bieten. Gevonden op het internet op 31/10/2016: <http://www.irbab-kbivb.be/wp-content/uploads/2015/06/Sit160905.pdf>.
- Kennedy, A.C. (1999). Bacterial diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1), 65-76.
- Kessel, M.A.H.J. van, Speth, D.R., Albertsen, M., Nielsen, P.H., Camp, H.J.M. op den, Kartal, B., Jetten, M.S.M. & Lucker, S. (2015). Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528, 555-559.
- Khan, S, Mulvaney, R., Ellsworth, T. & Boast, C. (2007). The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1821-1832.
- Koyama, A., Wallenstein, M.W., Simpson, R.T. & Moore, J.C. (2013). Carbon-degrading enzyme activities stimulated by increased nutrient availability in arctic tundra soils. *PLoS One*, 8(10), e77212.
- Krokida, M.K., Zogzas, N.P. & Maroulis, Z.B. (1997). Modelling shrinkage and porosity during vacuum dehydration. *International Journal of Food Science & Technology*, 32(6), 445-458.
- Kudlicka, K. & Brown, Jr R.M. (1996). Cellulose biosynthesis in higher plants. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 65(1-2), 17-24.
- Kusvuran, A., Ralice, Y. & Saglamtimur, T. (2014). Determining the Biomass Production Capacities of Certain Forage Grasses and Legumes and Their Mixtures under Mediterranean Regional Conditions. *Acta Advances in Agricultural Sciences*, 2 (2), 13-24.
- Kwabiah, A. B., Spaner, D. & Todd, A. G. (2005). Shoot-to-root ratios and root biomass of cool-season feed crops in a boreal Podzolic soil in Newfoundland. *Canadian Journal of Soil Science*, 85(3), 369-376.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623-1627.

Lazarev, A. & Maisyamova, D. (2006). The decomposition of afterharvest residues in chernozems during the autumn-spring period and in the annual cycle. *Eurasian Soil Science*, 39(6), 676-682.

Lehmann, J., Kinyangi, J. & Solomon, D. (2007). Organic matter stabilization in soil microaggregates: implications from spatial heterogeneity of organic carbon contents and carbon forms. *Biogeochemistry*, 85(1), 45-57.

Lemaire, S., Maupas, F., Cournède, P.H. & Reffye, P. de (2008). A morphogenetic crop model for sugar-beet (*Beta vulgaris* L.). In International Symposium on Crop Modeling and Decision Support: ISCMDS. 19-22.

Lemke, R.L., VandenBygaart, A.J., Campbell, C.A., Lafond, G.P. & Grant, B. (2010). Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1), 42-51.

Limagrain (2012). Wintertarwe-limagrain: Henrik. Gevonden op het internet op 8/03/2017: <https://www.google.be/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0ahUK Ewje14GJ3OXSAhUM8RQKHQhgCK0QFgggMAE&url=http%3A%2F%2Fwww.limagrain.nl%2Fweb%2Ffile%3Fuuid%3Da434152c-4a4d-4cc8-b887-59fa032f8ad8%26owner%3D54515ea7-6032-404e-b644-1c43cf181bcb&usg=AFQjCNH0ZBM3yFeylmDapuy3VndBcs6ldA>.

Limagrain (2016). Wintertarwe-limagrain: Henrik. Gevonden op het internet op 8/03/2017: <http://www.limagrain.nl/web/file?uuid=ba08f53c-8fb3-478f-a1ab-cd54abdd7c7d&owner=01e14747-ba63-4100-a422-c2bf375665d4>.

LNE (2009). Organische stof in de bodem: sleutel tot bodemvruchtbaarheid. Gevonden op het internet op 24/02/2016: <http://www.lne.be/themas/bodem/organische-stof/fotos-en-pdfs/brochure-organisch-stof-def>.

LNE, BDB, UGBB (2006). Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems. 155p.

López-Bellido, L., López-Garrido, F.J., Fuentes, M., Castillo, J.E. & Fernández, E.J. (1997). Influence of tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on soil organic matter and nitrogen under rain-fed Mediterranean conditions. *Soil & Tillage Research*, 43(3), 277-293.

Mackensen, J., Bauhus, J. & Webber, E. (2003). Decomposition rates of coarse woody debris—a review with particular emphasis on Australian tree. *Australian Journal of Botany*, 51, 27-37.

Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N., Vandendriessche, H. (2012). Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw- en weilandpercelen (2008-2011). Bodemkundige dienst van België, 198p.

Måansson, K., Bengtson, P., Falkengren-Grerup, U. & Bengtsson, G. (2009). Plant–microbial competition for nitrogen uncoupled from soil C:N ratios. *Oikos*, 118(12), 1908-1916.

Manzoni, S., Porporato, A., D'Odorico, P., Laio, F. & Rodriguez-Iturbe, I. (2004). Soil nutrient cycles as a nonlinear dynamical system. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 11(5/6), 589-598.

Marschner, P. & Rengel, Z. (2007). Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Dordrecht : Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. KG

McInerney, M. & Bolger, T. (2000). Decomposition of *Quercus petraea* litter: influence of burial, comminution and earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 1989-2000.

Melillo, J.M., Butler, S., Johnson, J., Mohan, J., Steudler, P., ; Lux, H., Burrows, E., Bowles, F., Smith, R., Scott, L., Vario, C., Hill, T., Burton, A., Zhou, Y.M. & Tang, J. (2011). Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(23), 9508-12.

Michalowski, T., Asuero, A.G. & Wybraniec, S. (2013). The Titration in the Kjeldahl Method of Nitrogen Determination: Base or Acid as Titrant? *Journal of Chemical Education*, 90(2), 191-197.

Munkholm, L.J. & Hansen, E.M. (2012). Catch crop biomass production, nitrogen uptake and root development under different tillage systems. *Soil Use and Management*, 28(4), 517-529.

Neumann, A., Torstensson, G. & Aronsson, H. (2012). Nitrogen and phosphorus leaching losses from potatoes with different harvest times and following crops. *Field Crops Research*, 133, 130-138.

Oades, J.M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56(1), 377-400.

OVAM (2002). Oriënterend onderzoek naar de invulling van de begrippen mineralenrijk-mineralenarm, humusrijk. 33p.

Overloop, S., Tits, M., Elsen, A., Bries, J., Govers, G., Verstraeten, G., Van Rompaey, A., Poesen, J., Notebaert, B., Ruyschaert, G., De Meyer, A., Tirry, D., Gulink, H., Van Orshoven, J., Cardon, M., D'Haene, K., Oorts, K. & Maene, S., (2011). Milieurapport Vlaanderen: Achtergronddocument 2010, Bodem. Vlaamse Milieumaatschappij. Gevonden op het internet op 11/02/2016: http://www.milieurapport.be/Upload/main/miradata/MIRA-T/02_themas/02_15/AG_bodem.pdf.

Papini, R., Valboa, G., Favilli, F. & L'Abate, G. (2011). Influence of land use on organic carbon pool and chemical properties of Vertic Cambisols in central and southern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140(1-2), 68-79.

Pasangulapati, V., Ramachandriya, K.D., Kumar, A., Wilkins, M.R., Jones, C.L. & Huhnke, R.L. (2012). Effects of cellulose, hemicellulose and lignin on thermochemical conversion characteristics of the selected biomass. *Bioresource Technology*, 114, 663-669.

Raiesi, F. (2006). Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112(1), 13-20.

Reynolds, W.D., Drury, C.F., Tan, C.S., Fox, C.A. & Yang, X.M. (2009). Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma*, 152(3), 252-263.

Ruyschaert, G., Vandecasteele, B., Willekens, K., Van Waes, J. & Van Laecke, K. (2014). Bodem, nutriënten, compost: onderzoek voor een duurzame landbouw: ILVO mededeling nr 171. ILVO. Gevonden op het internet op 24/02/2016: http://www.ilvo.vlaanderen.be/Portals/68/documents/Mediatheek/Mededelingen/171_Bodem,nutri%C3%ABnten,compost_onderzoek_voor_een_duurzame_landbouw.pdf.

Saggar, S., Parshotam, A., Sparling, G.P., Feltham, C.W. & Hart, P.B.S. (1996). 14-C labelled ryegrass turnover times in soils varying in clay mineralogy. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12), 1677-1686.

Scheu, S. & Poser, G. (1996). The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone: indications for stemflow induced changes in community structure. *Applied Soil Ecology*, 3(2), 115-125.

Scheu, S. & Wolters, V. (1991). Influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of ¹⁴C-labeled beech leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 23(11), 1029-1034.

Schimel, D., Stephens, B.B. & Fisher, J.B. (2015). Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle (ecology: earth, atmospheric and planetary sciences). *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, 112(2), 436-441.

Shipitalo, M.J. & Protz, R. (1989). Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma*, 45(3), 357-374.

- Sigua, G.C., Novak, J.M., Watts, D.W., Johnson, M.G. & Spokas, K. (2016). Efficacies of designer biochars in improving biomass and nutrient uptake of winter wheat grown in a hard setting subsoil layer. *Chemosphere*, 142, 176-183.
- Sinsabaugh, R.L., Lauber, C.L., Weintraub, M.N., Bony, A., Allison, S.D., Crenshaw, C., Contosta, A.R., Cusack, D., Frey, S., Gallo, M.E., Gartner, T.B., Hobbie, S.E., Holland, K., Keeler, B.L., Powers, J.S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M.P., Wallenstein, M.D., Zak, D.R. & Zeglin, L.H. (2008). Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters*, 11(11), 1252–1264
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79(1), 7-31.
- Sollins, P., Homann, P. & Caldwell, B.A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1), 65-105.
- Soon, Y.K. & Arshad, M.A. (2002). Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. *Biology and Fertility of Soils*, 36(1), 10-17.
- Statistics Belgium (2015). Kerncijfers landbouw: de landbouw in België in cijfers. Gevonden op het internet op 20/04/2016:
http://statbel.fgov.be/nl/binaries/NL_Kerncijfers%20Landbouw_2015k_tcm325-270401.pdf.
- Stehouwer, R. (2003). Soil quality fundamentals - water and air essentials. *BioCycle*, 44(11), 30-32.
- Stehouwer, R. (2004). Soil chemistry and the quality of humus. *BioCycle*, 45(4), 41-48.
- Stewart, C., Moturi, P., Follett, R. & Halvorson, A. (2015). Lignin biochemistry and soil N determine crop residue decomposition and soil priming. *Biogeochemistry*, 124(1), 335-351.
- Stubbs, T., Kennedy, A., Reisenauer, P. & Burns, J. (2009). Chemical composition of residue from cereal crops and cultivars in dryland ecosystems. *Agronomy Journal*, 101(3), 538-545.
- Talbot, J., Yelle, D., Nowick, J. & Treseder, K. (2012). Litter decay rates are determined by lignin chemistry. *Biogeochemistry*, 108(1), 279-295.
- Tracy, S.R., Black, C.R., Roberts, J.A. & Mooney, S.J. (2011). Soil compaction: a review of past and present techniques for investigating effects on root growth. *Journal of the science of food and agriculture*, 91(9), 1528-37.
- Tuomi, M., Laiho, R., Repo, A. & Liski, J. (2011). Wood decomposition model for boreal forests. *Ecological Modelling*, 222(3), 709-718.
- Tracy, S., Black, C., Roberts, J., McNeill, A., Davidson, R., Tester, M., Samec, M., Korošak, D., Sturrock, C., & Mooney, S. (2012). Quantifying the effect of soil compaction on three varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) using X-ray Micro Computed Tomography (CT). *Plant and Soil*, 353(1), 195-208.
- Van Kerckhoven, S., Riksen, M. & Cornelis, W.M. (2009). Afbakening van gebieden gevoelig aan winderosie in Vlaanderen. Eindrapport, Universiteit Gent, Vakgroep Bodembeheer, 79p.
- Varadachari, C., Mondal, A.H. & Ghosh, K. (1991). Some aspects of clay-humus complexation: effect of exchangeable cations and lattice charge. *Soil Science*, 151(3), 220-227.
- VLM (2014). Beste landbouwpraktijken van teelten in combinatie met nateelten/vanggewassen. Gevonden op het internet op 11/02/2016:
https://www.vlm.be/nl/SiteCollectionDocuments/Mestbank/Studies/nateelt_vanggewas/Literatuurstudie%20Vanggewassen.pdf.
- VLM (2016). Actieprogramma Nitraatrichtlijn 2015-2018: MAP 5. Gevonden op het internet op 23/04/2016:
https://www.vlm.be/nl/SiteCollectionDocuments/Mestbank/Algemeen/MAP5/MAP5_deel_1_algemeen_deel.pdf.

- Voisin, A.S., Salon, C., Munier-Jolain, N.G. & Ney, B. (2002). Effect of mineral nitrogen on nitrogen nutrition and biomass partitioning between the shoot and roots of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant and Soil*, 242(2), 251-262.
- Wachendorf, C., Potthoff, M., Ludwig, B. & Joergensen, R.G. (2014). Effects of addition of maize litter and earthworms on C mineralization and aggregate formation in single and mixed soils differing in soil organic carbon and clay content. *Pedobiologia: International Journal of Soil Biology*, 57(3), 161-169.
- Wagner, G H. & Broder, M.W. (1993). Microbial progression in the decomposition of corn stalk residue in soil. *Soil Science*, 155(1), 48-52.
- Whitmore, A.P. & Groot, J.J.R. (1997). The decomposition of sugar beet residues: mineralization versus immobilization in contrasting soil types. *Plant and Soil*, 192(2), 237-247.
- Wright, A., Wang, Y. & Reddy, K.R. (2008). Loss-on-Ignition Method to Assess Soil Organic Carbon in Calcareous Everglades Wetlands. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(19-20), 3074-3083.
- Xu, J.M., Tang, C. & Chen, Z.L (2006). The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), 709-719.
- Yaduvanshi, N.P.S. & Sharma, D.R. (2008). Tillage and residual organic manures/chemical amendment effects on soil organic matter and yield of wheat under sodic water irrigation. *Soil & Tillage Research*, 98(1), 11-16.
- Yan, F., Schubert, S. & Mengel, K. (1996). Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4), 617-624.
- Yang, X.M. & Wander, M.M. (1999). Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil & Tillage Research*, 52(1-2), 1-9.



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIE v.z.w.

W.de Croylaan 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leijestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0013 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE95 0000 4991 2338
B.TW: BE 0420.413.0243

ADVIES ORGANISCHE KOOLSTOF

Voor dit perceel bedraagt de natuurlijke afbraak 1110 kg organische koolstof per hectare per jaar.

BEKALKINGSADVIES

Het totale bekalkingsadvies bedraagt 4225 zuurbindende waarde per ha (z.b.w./ha). Deze totale bekalking is de bekalking die nodig is om de bovengrens van de pH-streefzone van dit perceel te bereiken. Voor een aantal teelten ligt de optimale pH lager en kunnen er zich bij bekalking kwaliteitsproblemen voordoen. De hoger vermelde pH-streefzone is de streefzone voor de meeste teelten zoals suikerbieten en gerst. Het bekalkingsadvies op teeltniveau wordt hieronder weergegeven.

	deeg- of voedermaïs (05/2016)
Kalk	0 z.b.w./ha

TEELTSPECIEKE TOELICHTING BIJ BEKALKINGSADVIES

deeg- of voedermaïs: Omwille van het reeds ver gevorderde groeistadium kan hier geen bekalking meer gegeven worden.

Geen bekalking uitvoeren.



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIE v.z.w.

W.de Croylean 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0013 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE93 0000 4991 2338
B.TW: BE 0420.413.0243

BEMESTINGSADVIES

	deeg- of voedermais (05/2016)
Stikstof (N)	160 kg/ha
Fosfor (P ₂ O ₅)	50 kg/ha
Kalium (K ₂ O)	170 kg/ha
Magnesium (MgO)	0 kg/ha
Natrium (Na ₂ O)	0 kg/ha
Boor (B)	- kg/ha
Zwavel (SO ₃)	- kg/ha

Voor een evenwichtige en optimale bemesting moet de som van de bemestingswaarden van alle toegediende bemestingen gelijk zijn aan het advies. Indien er voor de bodemstaalname reeds organische of minerale meststoffen werden toegediend voor de eerstvolgende teelt, moeten deze van het bemestingsadvies worden afgetrokken. Een gemiddelde bemestingswaarde van organische meststoffen wordt vermeld in de verklarende nota, raadpleegbaar op <http://www.bdb.be/begeleidendenota/GLB.pdf>.

Het hoger vermelde bemestingsadvies kan in tegenspraak zijn met de wettelijk toegelaten dosis op dit perceel. Het geformuleerde advies is gericht op een landbouwkundig optimaal rendement, rekening houdend met de bodemvoorraad. Een meer nauwkeurig stikstofbemestingsadvies kan alleen bekomen worden op basis van een N-INDEX-bepaling van het perceel, contacteer uw staalner.

Het bemestings- en bekalkingsadvies werd beoordeeld door de adviseur land- en tuinbouw Stan Deckers.

TEELTSPECIEKE TOELICHTING BIJ BEMESTINGSADVIES

deeg- of voedermais: De fosforbemesting kan geheel of gedeeltelijk onder de vorm van organische bemesting worden toegediend. De minerale bemesting dient dan uiteraard evenredig te worden verminderd. Wanneer een gedeelte van de fosforbemesting in de rij wordt toegediend, moet het dubbele van de hoeveelheid die als rijenbemesting werd toegepast in mindering worden gebracht van de totale dosis. Bij breedwerpige toediening van het volledige fosforadvies onder vorm van organische of minerale meststoffen is rijenbemesting met startfosfor overbodig.



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIË v.z.w.

W.de Croylean 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0015 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE93 0000 4991 2338
B.TW: BE 0420.415.0243

MINIMAAL ADVIES RANDVOORWAARDEN GLB

De Bodemkundige Dienst van België is erkend in de discipline bodem, deeldomein bodembescherming. Het onderstaande advies is slechts een minimaal advies in het kader van de randvoorwaarden GLB en vervangt geenszins het bemestings- en bekalkingsadvies van de Bodemkundige Dienst van België.

	Resultaat
Textuur	Leem
Organische koolstof (%OC)	1.35
Zuurtegraad (pH-KCl ISO)	5.8

Limietwaarde voor verplichte bekalking volgens GLB randvoorwaarden	6.0
Optimale zone voor verlaging erosiegevoeligheidsklasse (pH-KCl ISO)	6.5 - 7.5

Limietwaarde voor verplichte toediening organische koolstof volgens randvoorwaarden GLB (%OC)	0.9
Minimumwaarde voor verlaging erosiegevoeligheidsklasse (%OC)	1.7



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIE v.z.w.

W.de Croijlaan 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31.09.22 - Fax: 016 22.42.06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22.0015.8344.2447
KBC: BE94.7364.0303.0014
PRC: BE95.0000.4991.2358
B.TW: BE 0420.413.0243

TOEGEPASTE METHODES

Parameters	Datum analyse	Methodenr.	Accreditatie/ Erkenning	Beproevoingsmethodes
Grondsoort	13/07/2016	458	7	BDB-methode: palpatie
pH-KCl	13/07/2016	089 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van ISO 10390
pH-KCl (ISO)	13/07/2016	053 B	B; 7; 9; 16	ISO 10390; CMA/2/II/A.20; BOC
Organische koolstof	13/07/2016	473 B	B; 7; 8; 9; 16	BOC; BAM deel 1/10; CMA/2/II/A.10; ISO 14235
Fosfor (P-AL)	13/07/2016	376 B	B; 8; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/I/8.1; extractie en meting conform BAM deel 1/11
Kalium (K-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/I/8.1
Magnesium (Mg-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/I/8.1
Calcium (Ca-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/I/8.1
Natrium (Na-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/I/8.1
Staslname	09/07/2016			VANDERVEKEN MARK BDB-ONDERZOEK

Legende	Accreditatie / Erkenning
8	BELAC-accreditatie 127-TEST (ISO 17025)
7	Vlaanderen_ALBON_discipline bodem, deeldomein bodemscherming
8	Vlaanderen_VUM_Erkenning in het kader van het Mestdecreet
9	Vlaanderen_OVAM_Erkenning laboratorium
16	Brussels Gewest_BIM_Erkend laboratorium

BEMEX is het bemestingsexpertsysteem van de Bodemkundige Dienst van België. Voor de beoordelingsmethodiek zie de verklarende nota, raadpleegbaar op <http://www.bdb.be/begeleidendenota/GLB.pdf>.

De analyseresultaten hebben uitsluitend betrekking op de geanalyseerde objecten. Het beproeavingsverslag mag niet gereproduceerd worden, behalve in volledige vorm, zonder schriftelijke toestemming van de Bodemkundige Dienst van België vzw.

Meetonzekerheden van de BELAC-geaccrediteerde methodes kunnen aangevraagd worden.

Onderzoek wordt verricht en adviezen worden verstrekt op voorwaarde dat de aanvrager afstand doet van ieder recht op aansprakelijkstelling.

Einde verslag



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIE v.z.w.

W.de Croijlaan 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0013 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE95 0000 4991 2358
B.TW: BE 0420.413.0243

ADVIES ORGANISCHE KOOLSTOF

Voor dit perceel bedraagt de natuurlijke afbraak 1810 kg organische koolstof per hectare per jaar.

BEKALKINGSADVIES

Het totale bekalkingsadvies bedraagt 1350 zuurbindende waarde per ha (z.b.w./ha). Deze totale bekalking is de bekalking die nodig is om de bovengrens van de pH-streefzone van dit perceel te bereiken. Voor een aantal teelten ligt de optimale pH lager en kunnen er zich bij bekalking kwaliteitsproblemen voordoen. De hoger vermelde pH-streefzone is de streefzone voor de meeste teelten zoals suikerbieten en gerst. Het bekalkingsadvies op teeltniveau wordt hieronder weergegeven.

	deeg- of voedermaïs (05/2016)
Kalk	0 z.b.w./ha

TEELTSPECIEKE TOELICHTING BIJ BEKALKINGSADVIES

deeg- of voedermaïs: Daar deze teelt reeds gezaaid is, raden wij aan voor deze teelt geen bekalking meer uit te voeren.

Geen bekalking uitvoeren.



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIE v.z.w.

W.de Croylaan 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 54 00 - Fax: 051 20 54 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0015 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE93 0000 4991 2338
B.TW: BE 0420.415.0243

BEMESTINGSADVIES

	deeg- of voedermaïs (05/2016)
Stikstof (N)	160 kg/ha
Fosfor (P ₂ O ₅)	50 kg/ha
Kalium (K ₂ O)	270 kg/ha
Magnesium (MgO)	80 kg/ha
Natrium (Na ₂ O)	0 kg/ha
Boor (B)	- kg/ha
Zwavel (SO ₃)	- kg/ha

Voor een evenwichtige en optimale bemesting moet de som van de bemestingswaarden van alle toegediende bemestingen gelijk zijn aan het advies. Indien er voor de bodemstaalname reeds organische of minerale meststoffen werden toegediend voor de eerstvolgende teelt, moeten deze van het bemestingsadvies worden afgetrokken. Een gemiddelde bemestingswaarde van organische meststoffen wordt vermeld in de verklarende nota, raadpleegbaar op <http://www.bdb.be/begeleidendenota/GLB.pdf>.

Het hoger vermelde bemestingsadvies kan in tegenspraak zijn met de wettelijk toegelaten dosis op dit perceel. Het geformuleerde advies is gericht op een landbouwkundig optimaal rendement, rekening houdend met de bodemvoorraad. Een meer nauwkeurig stikstofbemestingsadvies kan alleen bekomen worden op basis van een N-INDEX-bepaling van het perceel, contacteer uw staalnemer.

Het bemestings- en bekalkingsadvies werd beoordeeld door de adviseur land- en tuinbouw Stan Deckers.

TEELTSPECIFIEKE TOELICHTING BIJ BEMESTINGSADVIES

deeg- of voedermaïs: De fosforbemesting kan geheel of gedeeltelijk onder de vorm van organische bemesting worden toegediend. De minerale bemesting dient dan uiteraard evenredig te worden verminderd. Wanneer een gedeelte van de fosforbemesting in de rij wordt toegediend, moet het dubbele van de hoeveelheid die als rijenbemesting werd toegepast in mindering worden gebracht van de totale dosis. Bij breedwerpige toediening van het volledige fosforadvies onder vorm van organische of minerale meststoffen is rijenbemesting met startfosfor overbodig.



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIË v.z.w.

W. de Croijlaan 48

B-3001 Heverlee

Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06

E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63

B-8800 Roeselare

Tel.: 051 20 34 00 - Fax: 051 20 34 20

E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0013 8344 2447

KBC: BE94 7364 0303 0014

PRC: BE93 0000 4991 2358

B.TW: BE 0420.413.0243

MINIMAAL ADVIES RANDVOORWAARDEN GLB

De Bodemkundige Dienst van België is erkend in de discipline bodem, deeldomein bodembescherming. Het onderstaande advies is slechts een minimaal advies in het kader van de randvoorwaarden GLB en vervangt geenszins het bemestings- en bekalkingsadvies van de Bodemkundige Dienst van België.

	Resultaat
Textuur	Zand
Organische koolstof (%OC)	2.1
Zuurtegraad (pH-KCl ISO)	5.1

Limietwaarde voor verplichte bekalking volgens GLB randvoorwaarden	4.5
Optimale zone voor verlaging erosiegevoeligheidsklasse (pH-KCl ISO)	5.0 - 6.0

Limietwaarde voor verplichte toediening organische koolstof volgens randvoorwaarden GLB (%OC)	1
Minimumwaarde voor verlaging erosiegevoeligheidsklasse (%OC)	1.7



BODEMKUNDIGE DIENST VAN BELGIË v.z.w.

W.de Croylean 48
B-3001 Heverlee
Tel.: 016 31 09 22 - Fax: 016 22 42 06
E-mail: info@bdb.be

Leliestraat 63
B-8800 Roeselare
Tel.: 051 20 54 00 - Fax: 051 20 54 20
E-mail: info@bdb.be

BNP: BE22 0015 8344 2447
KBC: BE94 7364 0303 0014
PRC: BE95 0000 4991 2338
B.TW: BE 0420.415.0243

TOEGEPASTE METHODES

Parameters	Datum analyse	Methodenr.	Accreditatie/ Erkenning	Beproevingsmethodes
Grondsoort	13/07/2016	438	7	BDB-methode: palpatie
pH-KCl	13/07/2016	089 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van ISO 10390
pH-KCl (ISO)	13/07/2016	093 B	B; 7; 9; 16	ISO 10390; CMA/2/II/A.20; BOC
Organische koolstof	13/07/2016	473 B	B; 7; 8; 9; 16	BOC; BAM deel 1/10; CMA/2/II/A.10; ISO 14233
Fosfor (P-AL)	13/07/2016	376 B	B; 8; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/II/B.1; extractie en meting conform BAM deel 1/11
Kalium (K-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/II/B.1
Magnesium (Mg-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/II/B.1
Calcium (Ca-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/II/B.1
Natrium (Na-AL)	13/07/2016	376 B	B; 16	BDB-methode afgeleid van Egnér, Riehm, Domingo (via ammoniumlactaatextract); Meting met ICP-AES: ISO 11885; CMA 2/II/B.1
Staalname	09/07/2016			VANDERVEKEN MARK BDB-ONDERZOEK

Legende	Accreditatie / Erkenning
8	BELAC-accreditatie 127-TEST (ISO 17025)
7	Vlaanderen_ALBON_discipline bodem, deeldomein bodemscherming
8	Vlaanderen_VLM_Erkenning in het kader van het Mestdecreet
9	Vlaanderen_OVAM_Erkenning laboratorium
16	Brussels Gewest_BIM_Erkend laboratorium

BEMEX is het bemestingsexpertsysteem van de Bodemkundige Dienst van België. Voor de beoordelingsmethodiek zie de verklarende nota, raadpleegbaar op <http://www.bdb.be/begeleidendenota/GLB.pdf>.

De analysesresultaten hebben uitsluitend betrekking op de geanalyseerde objecten. Het beproevingsverslag mag niet gereproduceerd worden, behalve in volledige vorm, zonder schriftelijke toestemming van de Bodemkundige Dienst van België vzw.

Meetonzekerheden van de BELAC-geaccrediteerde methodes kunnen aangevraagd worden.

Onderzoek wordt verricht en adviezen worden verstrekt op voorwaarde dat de aanvrager afstand doet van ieder recht op aansprakelijkstelling.

Einde verslag

FACULTEIT INDUSTRIËLE INGENIEURSWETENSCHAPPEN
TECHNOLOGIECAMPUS GEEL
Kleinhoefstraat 4
2440 GEEL, België
tel. + 32 14 80 22 40
iiw.geel@kuleuven.be
iiw.kuleuven.be

