



Studie in opdracht van:

Vlaamse Overheid
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
ALBON
Dienst Land- en Bodembescherming
Koning Albert II-laan 20 bus 20
1000 Brussel

Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems

Deel 1 – Literatuurstudie

Deel 2 – Uitwerking van het adviessysteem

LA BOD/STUD 2006 01 04

Bodemkundige Dienst van België vzw W. de Croylaan 48 3001 Leuven-Heverlee	
Universiteit Gent Vakgroep Bodembeheer en bodemhygiëne (UGBB) Coupure Links 653 9000 Gent	

Inhoudstafel

1	Literatuurstudie	1
1.1	Het belang van organische stof in de bodem en mogelijke maatregelen	1
1.1.1	Wat is bodem organische stof	1
1.1.2	Chemische samenstelling van BOS	3
1.1.3	Scheidings- en fractionatiemethoden voor bodem organische stof	5
1.1.3.1	Traditionele chemische scheidingsmethoden	5
1.1.3.2	Recente chemische fractionering van organische stof	5
1.1.3.3	Fysische fractionering van organische stof	9
1.1.4	Hoe is organische stof in de bodem gebonden?	11
1.1.4.1	Biochemische recalcitrantie van BOS	12
1.1.4.2	Fysische bescherming van BOS in bodemaggregaten	13
1.1.4.3	Rol van de bodemporiënstructuur in BOS stabilisering	15
1.1.4.4	Bescherming van BOS door binding aan bodemmineralen	15
1.1.5	Wat is de rol van bodemflora en -fauna?	17
1.1.5.1	Microflora	19
1.1.5.2	Microfauna	20
1.1.5.3	Mesofauna	20
1.1.5.4	Macrofauna	20
1.1.5.5	Biologische parameters als indicatoren voor bodemkwaliteit	21
1.1.5.6	Is het voor de landbouwer zinvol om rekening te houden met het bodemleven? Kan en moet hij het stimuleren?	23
1.1.6	Welke rol speelt organische stof in de bodem? Welke bodemfuncties worden hierdoor beïnvloed?	24
1.1.6.1	Kleur	25
1.1.6.2	Klei-humuscomplex	25
1.1.6.3	Waterbergend vermogen	26
1.1.6.4	Mineralisatie	26
1.1.6.5	Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en bufferende werking	27
1.1.6.6	Chelatie	27
1.1.6.7	Efficiëntie van herbiciden	28
1.1.6.8	C sequestratie (in kader van Kyoto-protocol)	28
1.1.6.9	Behoud/herstel bodembiodiversiteit	28
1.1.7	Op welke wijze beïnvloedt het organische stofgehalte van de bodem de landbouwpraktijk en de landbouwproductie?	29
1.1.7.1	Bewerkbaarheid	29
1.1.7.2	Bodemwaterhuishouding en waterbeschikbaarheid	29
1.1.7.3	Bemesting	33
1.1.8	Is er een optimaal gehalte van organische stof in de bodem?	35
1.1.8.1	Minimaal BOS-gehalte	35
1.1.8.2	Gebruik van streefwaarden	37

1.1.9	Op welke tijdsschalen is evolutie van organische koolstof in de bodem meetbaar? Zijn er indicatoren voor het meten van deze evolutie?.....	39
1.1.9.1	Tijdsschalen voor het meten van de evolutie van BOC.....	39
1.1.9.2	Indicatoren van BOC stock evoluties.....	42
1.1.10	Evolutie organische stofgehalte in Vlaanderen.....	44
1.1.10.1	Periode 1945-1982.....	45
1.1.10.2	Periode vanaf 1982.....	46
1.1.10.3	Besluit.....	51
1.1.11	Hoe kan het organische stofgehalte van de bodem verhoogd worden?.....	53
1.1.11.1	Toediening organisch materiaal.....	53
1.1.11.2	Managementmaatregelen.....	60
1.1.11.3	Alternatieve landbouwsystemen.....	65
1.1.12	Wat zijn de voor- en nadelen van de mogelijke maatregelen?.....	66
1.1.13	Wat zijn de financiële implicaties?.....	68
1.1.14	Implicaties van bestaande wetgeving.....	68
1.1.14.1	MTR.....	69
1.1.14.2	Mestdecreet.....	69
1.1.15	Recent en lopend onderzoek naar OC in België.....	71
1.2	Wetenschappelijke onderbouwing van het adviessysteem.....	73
1.2.1	Modelleren van organische koolstof evolutie in de bodem.....	73
1.2.1.1	De verschillende kinetische modellen voor opbouw en afbraak van organische stof in de bodem: 73	
1.2.1.2	Modelleren van de invloed van milieufactoren op de BOS afbraaksnelheid.....	76
1.2.1.3	Welke conceptuele organische stof pools worden in simulatiemodellen gebruikt?.....	79
1.2.1.4	Welke organische stof pools in de bodem kunnen gemeten worden en hoe verhouden zij zich tot de conceptuele pools?.....	82
1.2.1.5	Welke zijn de voornaamste modellen die momenteel worden gebruikt voor het simuleren van de organische stof dynamiek in de bodem?.....	85
1.2.2	Structuur van het Roth-C model.....	94
1.2.3	De hoeveelheid en kwaliteit van de organische stof van de meest gangbare gewassen, organische meststoffen en bodemverbeters 96	
1.2.4	Initialisering van de OC verdeling over de Roth-C pools.....	103
2	Uitwerking van het adviessysteem.....	108
	Gebiedsspecifieke parametrisering van Roth-C voor de Vlaamse akkerbouw.....	108
2.1	Aanvoer van OC in vers organisch materiaal.....	108
2.2	Initialisering van de OC verdeling over de Roth-C pools en gevoeligheidsanalyse Roth-C.....	113
2.2.1	Invloed van initiële verdeling tussen de labiele RPM pool t.o.v. stabiele HUM pool.....	113
2.2.2	Invloed van een bemestingsvoorgeschiedenis.....	116
2.2.3	Parametersets voor de initiële verdeling van het expertsysteem.....	121
2.3	Parametersets voor het kleipercentage, de bodemdichtheid en weersgegevens.....	122
3	Literatuurverwijzingen.....	124
4	Bijlagen.....	137

Lijst van tabellen

Tabel 1	Matrix van functies van het bodemleven en de groepen uit het bodemleven die verantwoordelijk zijn voor deze functies (www.gaiabodem.nl).....	18
Tabel 2	Effect van BOS op bodemeigenschappen (Stevenson, 1994).....	25
Tabel 3	Effect van GFT-compost toediening op schijnbare dichtheid en totale porositeit in de 0 - 23 cm bodemlaag (bron BDB).....	31
Tabel 4	N mineralisatie voor een aantal velden met verschillende textuur en voorgeschiedenis (bron UGent) ..	34
Tabel 5	Beoordeling van het koolstofgehalte in de 0-23 cm bodemlaag voor akkerland in functie van de textuurklasse (Hendrickx et al., 1992)	37
Tabel 6:	Beoordeling van het koolstofgehalte voor weiland in de 0-6 cm bodemlaag in functie van de textuurklasse (Hendrickx et al., 1992)	38
Tabel 7	Evolutie van de procentuele verdeling van de grondstalen volgens koolstofgehalten in de zeven bodemvruchtbaarheidsklassen per landbouwstreek en volgens landbouwgebruik in de 0-23 cm bodemlaag voor akkerland en de 0-6 bodemlaag voor weiland (BDB).....	48
Tabel 8	Technieken voor het verhogen van het BOS gehalte (Lal, 2007)	53
Tabel 9:	Gemiddelde samenstelling (in kg/1000 l voor de vloeibare mesten en kg/1000 kg voor de vaste mesten) voor enkele veel voorkomende mestsoorten zoals deze momenteel door Bodemkundige Dienst van België worden gehanteerd bij de beoordeling van individuele mestanalyses.....	54
Tabel 10	Aanvoer van effectieve organische stof (EOS) per 10 ton en per kg snel werkzame N bij 3 vormen van dierlijke meststoffen (Mulier en Hofman, 2006) (aanvoer effectieve OC / 10 ton tussen haakjes)	54
Tabel 11	Bodem OC concentraties in de bouwvoor van percelen onder lange termijn studies in Rothamstad (UK) (Van Camp et al., 2004).....	54
Tabel 12	Berekenende hoeveelheid effectieve OC in de organische materialen (in %) en de hoeveelheid die zou toegediend worden bij gift van deze reststof gelijk aan 7 ton EOS/ha (om de 3 jaar) (bron UGent).....	56
Tabel 13	Aanvoer van effectieve organische stof bij maximale invulling van de in 1999 geldende bemestingslimieten.....	57
Tabel 14	Evolutie van het koolstofgehalte in functie van de organische bemesting (BDB)	59
Tabel 15	Resultaten van de wortelgewichten van wintertarwe en wintergerst tot 30 cm diepte (Lab. voor Bodem- en Waterbeheersing, 1982)	63
Tabel 16	Gemiddelde effectieve organische koolstof aanvoer groenbemesters in kg effectieve OC ha ⁻¹ (berekend uit cijfers Mulier et al. 2006).....	63
Tabel 17	Invloed toevoer organisch materiaal gedurende 25 jaar op BOS gehalte van kalkrijke zavelgrond (23% afslibbaar) bij een uitgangssituatie van 2.3% BOS (1.15% OC) (Timmer et al. 2004).....	64
Tabel 18	Aanvoer van effectieve OC (kg effectieve OC ha ⁻¹) voor tijdelijke en permanent grasland (berekend uit cijfers Mulier et al., 2006).....	64
Tabel 19	Gemeten mediaan concentraties (mg kg ⁻¹ droge stof) aan zware metalen in GFT- en Groencompost volgens VLACO in 2007 samen met huidige Europese reglementering betreffende maximaal toegelaten hoeveelheden zware metalen in slib.....	67
Tabel 20	Limietwaarden organische koolstof in de 0-23 cm bodemlaag in functie van de bodemtextuur (MTR) ..	69
Tabel 21	Beschrijving van de temperatuur- en vochtfuncties voor de aanpassing van de afbraakcontante k in een aantal BOS modellen.....	77
Tabel 22	Waarden van k_f en k_r voor verschillende BOS pools in het DNDC model (bron: Li et al., 1992).....	78
Tabel 23	Pools in 21 BOS modellen met opgave van eventuele C:N verhouding en verblijftijd van OC in de pools (Bron: Shibu et al., 2006).....	80
Tabel 24	Aanvoer OC uit oogstresten en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron a: N-(eco) ² , 2002; b: Mulier et al., 2006; c: Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, 2003; d: eigen berekening + advies stuurgroep)....	97

Tabel 25	Aanvoer OC, N en P ₂ O ₅ uit mest en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron: a: analyseresultaten Bodemkundige Dienst van België 2008; b: cijfers VLACO gerefereerd uit Salomez et al, 2008; c: Aanvoer OC: Eigen berekening op basis cijfers VLACO, overige gegevens uit De Neve et al., 2003) ..	99
Tabel 26	Aanvoer OC, N en P ₂ O ₅ uit organisch biologische afvalstoffen en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron: a: De Neve et al., 2003; b: Prat-Roibas, 2003) ..	100
Tabel 27	Berekening gemiddelde hc oogstresten uit gegevens volgens Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (2003) ..	101
Tabel 28	Gehalte aan OC in inert organisch materiaal en de initiële relatieve verdeling van BOC over de verschillende OC pools van het Roth-C model zoals geraamd uit de methode van Zimmerman et al. (2007) en na correctie op basis van de werkelijk gemeten BOC stock evolutie in Vlaamse akkerlandbodem (naar Sleutel et al., 2006a) ..	107
Tabel 29	Gehalte aan OC in inert organisch materiaal en de initiële relatieve verdeling van BOC over de verschillende OC pools van het Roth-C model in recent gescheurd weiland ..	107
Tabel 30	Berekende Roth-C DPM/RPM verhouding van gewasresten ..	110
Tabel 31	Berekende Roth-C DPM/RPM verhouding van mest en compost ..	111
Tabel 32	Gesimuleerde evolutie over 30 jaar van het BOC gehalte (in %OC) bij initialisatie met 100%, 150% en 50% van het vooropgestelde RPM gehalte. Het verschil in het BOC gehalte na 30 jaar tussen de scenario's wordt tussen haakjes gegeven ..	116
Tabel 33	Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling berekend uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor leemgronden (1,8 %DPM – 7,4 %RPM – 1,4 %BIO– 89,4 %HUM) ..	117
Tabel 34	Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de Roth-C default initiële verdeling (0,5 %DPM - 15 %RPM - 2 %BIO - 82,5 %HUM) ..	118
Tabel 35	Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling berekend uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor zandgronden (1 %DPM – 21,1 %RPM – 1,2 %BIO – 76,6 %HUM) ..	118
Tabel 36	Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling voor recent gescheurd grasland met 2%OC als initieel OC gehalte (1 %DPM – 47 %RPM – 1 %BIO – 51 %HUM) ..	119
Tabel 37	Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling voor recent gescheurd grasland met 4%OC als initieel OC gehalte (1 %DPM – 47 %RPM – 1 %BIO – 51 %HUM) ..	119
Tabel 38	Gesimuleerde relatieve verdeling van de OC over de RPM en HUM OC pools van het Roth-C model na 50 jaar bemesting met stalmest of met mengmest ..	121
Tabel 39	Gemiddeld kleipercentage en basis bodemdichtheid (bij BOS% = 0) voor de verschillende textuurgroepen ..	122
Tabel 40	Gemiddelde maandelijkse neerslag, temperatuur en potentiële evaporatiegegevens ..	123

Lijst van figuren

Figuur 1:	Bereik van de BOS verwijderingsefficiëntie van verschillende natte oxidatiemethoden en UV foto-oxidatie en de door ¹⁴ C datering geschatte gemiddelde leeftijd van resistente BOS fractie. (von Lützow et al., 2007)	6
Figuur 2:	Niet-hydrolyseerbare en hydrolyseerbare OC in de klei en leem groottefractie voor verschillende behandelingen van twee lange termijn bemestingsexperimenten op leembodems met hoog (H, links) en laag (L, rechts) BOS gehalte. (H1 L1: controle = geen bemesting; H2 L2: 35-40 t stalmest / rotatie; H3 L3: 35-40 t stalmest + equivalente dosis NPK / rotatie; H4: 80 en L4: 104 t stalmest / rotatie) (Sleutel et al., 2006b)	6
Figuur 3:	Fractioneringschema voor de scheiding van een mineraal gebonden BOS en een biochemisch stabiele BOS fractie (Mikutta et al., 2006)	8
Figuur 4	Relatieve verdeling van bodem OC in zandige Vlaamse akkerlanden met (rechts) en zonder (links) historisch heidebeheer over NaOCl oxideerbare OC (wit), NaOCl oxidatie resistente OC (grijs) en het % HF niet-extraheerbare gedeelte daarvan (gearceerd). (Ara Begum, 2007)	8
Figuur 5	Typische verdeling van BOC over deeltjesgroottefracties voor gematigde streken: proportie, samenstelling, C:N verhouding, turnover tijd en ¹⁴ C leeftijd (Von Lützow et al., 2007).	10
Figuur 6	Verdeling van OC en N over aggregaatfracties voor 7 Vlaamse akkerlandbodems gerangschikt naar oplopend kleigehalte (< 53 µm: klei en leem geassocieerde BOS; iPOM: intra-microaggregaat (53-250 µm) particulier organisch materiaal; fine fPOM: inter-microaggregaat organisch materiaal (53-250 µm); coarse fPOM: macroaggregaat (>250 µm) particulier organisch materiaal (Kader, 2006)	11
Figuur 7	Verband tussen het leempercentage en het gehalte aan fysisch beschermd OC in 12 West-Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2006c)	14
Figuur 8	Verband tussen het mineraal beschermd veronderstelde OC en N en het oxalaat-extraheerbare Al gehalte in Vlaamse zandbodems (Ara Begum (2007)).	16
Figuur 9	Eenvoudige voorstelling bodemvoedselweb	17
Figuur 10	Complexe voorstelling bodemvoedselweb (Hunt et al., 1987)	17
Figuur 11	Erodibiliteit van bodems (Wischmeier and Smith, 1978)	26
Figuur 12	Globale C cyclus (http://www.lifesci.ucsb.edu/~carlson/Images/C-Cycle.jpg)	28
Figuur 13	Vochtretentiecurve. Leembodem, A0-horizon, Meensel Kiezegem (bron BDB).....	30
Figuur 14	Evolutie van het koolstofgehalte in de 0 - 23 cm bodemlaag na meerjarige GFT-toediening (bron BDB)	30
Figuur 15	Evolutie van de vochtreserve in de 0 - 23 cm bodemlaag in functie van de GFT-compost toediening na 6 jaar proef (Bron BDB)	31
Figuur 16	Verzadigde infiltratiesnelheid in functie van de toediening van GFT-compost (bron BDB)	32
Figuur 17	Meeropbrengst bij aardappelen ten gevolge van verbeterde bodemvochtretentie na meerjaarlijkse toediening van GFT-compost (BDB)	33
Figuur 18	Variantiecoëfficiënten van de OC% labo analyse en de OC% bepaling op perceelsniveau (naar Morvan et al., 2007)	40
Figuur 19	Verband tussen het aantal gepaarde bemonsteringen en het geraamde minimum detecteerbaar OC stock verschil (0-30 cm) in Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2006a).....	41
Figuur 20	Proporties aan OC in grof vrij particulier OM (coarse fPOM), fijn vrij particulier OM (fine fPOM), intra-microaggregaat particulier OM (iPOM) en OC in de klei en leem groottefractie (<53 µm) in akkers in de Belgische leemstreek met beperkte bodembewerking (velden 5, 7, 9, 15) en conventionele bodembewerking (velden 6, 8, 10, 16) in de 0-10 cm bodemlaag (balk = gemiddelde waarde; lijn = standaarddeviatie) (uit D'Haene et al., 2008).	44
Figuur 21	Evolutie van het percentage koolstof in de 0-23 cm bodemlaag in akkerland (Vlaanderen 1982-2005), Bodemkundige Dienst van België (periode 2004-2005 = eigen berekeningen A. Gobin)	47

Figuur 22: Evolutie van het percentage koolstof in de 0-6 cm bodemlaag in weiland (Vlaanderen 1982-2005), Bodemkundige Dienst van België (periode 2004-2005 = eigen berekeningen A. Gobin)	47
Figuur 23 Evolutie van het koolstofgehalte in de 0-23 cm bodemlaag in de Vlaamse akkerbodems tussen 1982 en 2003 (Vandenauweele et al. 2004). Een donkere kleur wijst op een hoger BOC gehalte.....	52
Figuur 24 Simulatie van BOS concentratie in landbouwbodems met en zonder toediening van compost (0, 5, 10, 15 ton/ha/jaar) (Van Camp et al., 2004)	55
Figuur 25 Evoluties in het BOS gehalte voor rotaties in de rundveehouderij vertrekkend van een optimaal BOS gehalte (enkel mengmest – max 170 kg N uit organische mest) (Mulier en Hofman, 2006)	61
Figuur 26 Evoluties in het BOS gehalte voor rotaties in de rundveehouderij vertrekkend van een suboptimaal BOS gehalte (gevulde symbolen enkel mengmest + GFT compost) (Mulier en Hofman, 2006)	61
Figuur 27 Evoluties in het BOS gehalte voor rotaties in de akkerbouw vertrekkend van een optimaal BOS gehalte (enkel mengmest – max 170kg N/ha uit organische mest) (Mulier en Hofman, 2006).....	62
Figuur 28. De ontwikkeling van het BOS gehalte in blijvend gras, bij monocultuur maïs en bij wisselbouw (Verloop en Rensen, 2005)	65
Figuur 29 Beoordeling van BOS gehalte van 21 biologische landbouwbedrijven (in de bouwvoor) in vergelijking met conventionele bedrijven in Vlaanderen (in de 0-23cm laag) (De Neve et al., 1996).....	66
Figuur 30. Percentage metingen, in functie van het C-gehalte, boven/onder de Vlaamse NO ₃ -N-residu-norm van 90 kg NO ₃ -N/ha (periode 01/10/2001 - 15/11/2001) (BDB)	70
Figuur 31 Bepaling van de humificatiecoëfficiënt van stro (x-as = aantal jaar na incorporatie, y-as = percentage van het geïncorporeerd organisch materiaal dat nog niet is afgebroken) (Bron: Kolenbrander, 1974). 74	
Figuur 32 De door Roth-C 26.3 voorspelde OC in de microbiële biomassa (BIO modelled), gehumificeerde BOS (HUM modelled) en inerte BOS (IOM modelled) pools t.o.v. de gemeten gehalten aan OC in de klei en leem bodemfractie (BIO quantified en HUM quantified) en OC in de 6% NaOCl resistente klei- en leemfractie (IOM quantified) (Uit: Zimmermann et al., 2007).....	84
Figuur 33 Mogelijke verbanden tussen een experimenteel gescheiden BOS fractie (in donkergrijs) en alle in realiteit voorkomende afzonderlijke BOS fracties (Uit: Smith et al., 2002)	85
Figuur 34 Gebruikersinterface van het Duitse “Humusbilan” (links) en het Nederlandse “Nutrinorm” (rechts) BOS bedrijfs-adviesstelsel	86
Figuur 35 Decompositie submodel van DNDC	88
Figuur 36 Gesimuleerde evolutie van de gemiddelde BOC stock (0-30 cm) van Vlaams akkerland voor verschillende beheersopties die startten in 2006 (Uit: Sleutel et al., 2006b).....	91
Figuur 37 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 1 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995).....	92
Figuur 38 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 2 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995).....	92
Figuur 39 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 3 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995).....	93
Figuur 40 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 4 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995).....	93
Figuur 41 OC pool structuur van het Roth-C model.....	94
Figuur 42 De invloed van temperatuur en vochttekort op de correctie factoren a en b voor de afbraaksnelheid in het Roth-C model (Uit: Vanongeval et al., 1995)	95
Figuur 43 Verband tussen de CEC van de anorganische fractie van de bodem en de verhouding van de fracties CO ₂ , microbiële biomassa en humus. (Uit: Vanongeval et al., 1995).....	96

Figuur 44	Schematische voorstelling van de door Zimmerman et al. (2007) voorgestelde methode om de verdeling van BOC over de Roth-C OC pools te schatten. (met POM: Particulair organisch materiaal; DOC: Dissolved organic carbon; S+A: zand + stabiele aggregaten; rSOC: chemisch recalcitrant OC; s+c: de klei- en leemfractie (Bron: Zimmerman et al. (2007)).....	104
Figuur 45	Empirisch bepaald verband tussen de BOC voorraad en de uit 14C-datering bepaalde voorraad van OC in IOM (Bron: Falloon et al. (1998)).....	105
Figuur 46	Boxplots van het gemiddelde gemeten relatieve gehalte aan OC in vrij particulier organisch materiaal (fPOM) in Vlaamse akkerlandbodems opgesplitst per textuursymbool.	106
Figuur 47	Versand tussen de humificatiecoëfficiënt en de DPM/RPM verhouding van OM.....	109
Figuur 48	Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen Z & S.....	114
Figuur 49	Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen P & L.....	114
Figuur 50	Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklasse A.....	115
Figuur 51	Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen E & U.	115

Lijst van afkortingen

BDB	Bodemkundige Dienst van België
BIO	microbial biomass: microbiële biomassa fractie van het Roth-C model
BOC	bodem organische koolstof
BOS	bodem organische stof
CEC	kationenuitwisselingscapaciteit
DPM	decomposable plant material: afbreekbare fractie van het Roth-C model
EOS	effectieve organische stof (Dit is de hoeveelheid OS die overblijft na een in-situ mineralisatie van 1 jaar.)
fPOM	vrij particulier organisch materiaal
h_c	humificatiecoëfficiënt
HUM	humified organic matter: humus fractie van het Roth-C model
HWC	heet water extraheerbare koolstof
IOM	inert organic matter: inerte fractie van het Roth-C model
iPOM	intra-microaggregaat particulier organisch materiaal
MDV	minimum detecteerbare verschil
OC	organische koolstof
OM	organisch materiaal
OS	organische stof
RDM	runderdrijfmest
RPM	resistant plant material (resistente fractie van het Roth-C model)
RSM	runderstalmest
SSA	specifieke oppervlakte
VDM	varkensdrijfmest
WUE	water use efficiency

1 Literatuurstudie

1.1 *Het belang van organische stof in de bodem en mogelijke maatregelen*

In dit deel van de literatuurstudie wordt een overzicht gegeven van de bestaande wetenschappelijke en praktische kennis omtrent de aard, functies en effecten van organische stof in de bodem. Tevens wordt de evolutie van organische stof in Vlaanderen besproken. Tenslotte worden mogelijke maatregelen om het organische stofgehalte te wijzigen, met de voor- en nadelen en implicaties van bestaande wetgeving, toegelicht.

Hoofdstuk 1.1.1 geeft een algemene definitie van bodemorganische stof en een overzicht van de belangrijkste principes en begrippen omtrent bodem organische stof. In de hoofdstukken 1.1.2, 1.1.3 en 1.1.4 wordt theoretisch in detail ingegaan op de chemische samenstelling en chemische en fysische karakterisering van organische stof en hoe deze organische stof in de bodem gebonden is. De hoofdstukken vanaf 1.1.5 zijn meer praktijkgericht.

Wat is bodem organische stof: wat is de samenstelling van organische stof, welke fracties van organische stof in de bodem kunnen er onderscheiden worden?

1.1.1 *Wat is bodem organische stof*

Wanneer planten- en dierenresten na afsterven afgebroken en getransformeerd worden tot op een punt waarbij hun originele stadium onherkenbaar is geworden, wordt dit organische materiaal bodem organische stof (BOS) genoemd. Bodem organische stof omsluit daarmee de volledige niet-minerale fractie van de bodem. De belangrijkste uitgangsmaterialen van organische stof zijn allerlei plantenresten. Onder natuurlijke omstandigheden komen belangrijke hoeveelheden afgestorven bladeren, wortels, grassen, enz. in de bodem terecht. Dit ruw organisch materiaal wordt geleidelijk afgebroken en omgezet door bodemmicro-organismen waarbij een meer resistente rest overblijft. Hierbij vindt er zowel een fysische afbraak als chemische omzettingen plaats. De afbraak wordt "mineralisatie" genoemd terwijl de vorming van de resistente rest "humificatie" genoemd wordt. Bij mineralisatie van vers organisch materiaal of van bodem organische stof wordt de koolstof in het organisch materiaal omgezet naar CO₂, dat vervluchtigd. Nutriënten zoals N, P en S die aanwezig zijn in de bodem organische stof worden in de eerste plaats omgezet naar NH₄, PO₄ en SO₄. Hierdoor is bodem organische stof tegelijk een reservoir als een bron van nutriënten. Organische stof kan het ziekteverend vermogen van een bodem verhogen door een verhoging van de biologische activiteit en grotere diversiteit aan bodemorganismen. Organische stof heeft net zoals kleideeltjes, het vermogen om nutriënten (Ca, Mg, K, N,...) te adsorberen aan het oppervlak. Dit maakt zorgt voor een grotere reservoircapaciteit van deze nutriënten in de bodem. Tenslotte heeft organische stof in de bodem een gunstige invloed op de doorlaatbaarheid voor water en lucht, de bewerkbaarheid van de bodem en de bodem structuur.

Opbouw en afbraak van bodem organische stof

De meeste akkerlanden in Vlaanderen bevatten zo'n 110 t bodem organische stof in de bovenste 30 cm. Organische koolstof (OC) maakt ongeveer 50% uit van het totale gewicht van de bodem organische stof in landbouwbodems. De in de bodem aanwezige organische stof, en dus ook organische koolstof, zijn eveneens voortdurend onderhevig aan microbiële afbraak. Per jaar zal ongeveer 2% van de OC

afgebroken worden tot CO₂ wat overeenstemt met zo'n 1,1 t OC per hectare per jaar. Maar de exacte jaarlijkse afbraak hangt af van:

- Het organische koolstofgehalte
- De bodemtextuur (zand, zandleem, leem of klei)
- De bemestingshistoriek (zware organische bemesting, enkel minerale bemesting, vroeger weiland,...)
- De drainagetoestand (diepte grondwatertafel en vochtdoorlatendheid)

Om de vruchtbaarheid van de grond op peil te houden moet de jaarlijkse afbraak gecompenseerd worden met de aanvoer van organische stof. Bij de aanvoer van organische stof moet rekening gehouden worden met het rendement voor de organische stofopbouw, aangeduid met de term effectieve organische stof. De effectieve organische stof is de hoeveelheid van het toegediende organisch materiaal dat na 1 jaar nog in de grond aanwezig is. Van bovengrondse plantenresten blijft ongeveer 25% van het organisch materiaal nog achter in de bodem, bij stalmest is dit 50% en bij compost meer dan 80%.

De hoeveelheid effectieve organische stof uit oogstresten op zich is dikwijls onvoldoende om het bodem organische stof gehalte op peil te houden. Rekening houdend met de moderne manier van uitbating van een akkerbouwbedrijf is het voornaamste besluit dat zonder supplementaire organische stoftoediening het O.S.-gehalte op middellange termijn zodanig gedaald zal zijn dat de bodemvruchtbaarheid in het gedrang komt. De voorspelling van de afbraak en opbouw van organische stof in de bodem is echter niet steeds eenvoudig aangezien de jaarlijkse afbraak van de bodem organische stof sterk afhankelijk is van een aantal bodem- en beheersfactoren. Dit maakt dat computermodellen vereist zijn om de toekomstige evolutie van het OC gehalte te voorspellen bij een bepaald landbouwbeheer.

Verklarende woordenlijst voor belangrijkste begrippen

Bodem organische stof (BOS) De organische fractie van de bodem <2 mm. Naast organische koolstof bestaat bodem organische stof zoals alle organische verbindingen in de natuur voornamelijk uit zuurstof, waterstof en stikstof.

Organische koolstof (OC) De koolstof aanwezig in bodem organische stof. OC maakt ongeveer 50% uit van het totale gewicht van de bodem organische stof in landbouwbodems. Naast organische koolstof bevatten bodems met een hogere pH eveneens anorganische koolstof onder de vorm van CaCO₃ (calciumcarbonaat) of MgCO₃ (Magnesiumcarbonaat).

Organisch materiaal De term 'organisch materiaal' wordt voorbehouden voor de organische component van verse nog niet in de bodem ingewerkte plantenresten, mest, compost, enz. Bij planten bestaat nagenoeg de volledige droge stof uit organisch materiaal, bij mest en compost nemen minerale nutriënten een beperkte fractie van de droge stof in.

Effectieve organische stof Na incorporatie van vers organisch materiaal (plantenresten, organische mest,...) wordt het grootste deel daarvan door de micro-organismen gebruikt als voedselbron en afgebroken. De organische rest die na 1 jaar mineralisatie overblijft wordt effectieve organische stof genoemd.

Humificatiecoëfficiënt (h_c) De humificatiecoëfficiënt verhouding weer van het gehalte aan effectieve organische stof op het totale organisch materiaal gehalte van plantenresten, mest of compost.

Mineralisatie Zowel vers organisch materiaal als bodem organische stof zijn voortdurend onderhevig aan microbiële afbraak. Bij deze afbraak gebruiken de micro organismen dit materiaal als voedingsbron en worden de organische verbindingen omgezet in minerale verbindingen zoals CO₂ en NH₄. Dit proces wordt mineralisatie genoemd.

Humus Een vulgariserende benaming voor bodem organische stof. De term humus is verwarrend omdat soms de volledige bodem organische stof of soms enkel de stabielere fractie van humuszuren, fulvozuren en humine wordt bedoeld.

Humificatie Na incorporatie van vers organisch materiaal (plantenresten, organische mest,...) wordt het grootste deel daarvan door de micro-organismen gebruikt als voedselbron en afgebroken. Hierbij zal echter een deel van dit organisch materiaal niet afgebroken maar behouden of getransformeerd worden en deel uitmaken van de stabiele bodem organische stof. De vorming van deze resistente rest wordt "humificatie" genoemd.

Particulair organisch materiaal (POM) De fractie van bodem organische stof groter dan 50µm en kleiner dan 2mm. Vers in de bodem ingewerkt organisch materiaal wordt door de micro organismen fysisch verkleind en afgebroken. In een eerste stadium van dit afbraakproces zal dit verse materiaal relatief beperkt afgebroken en getransformeerd en nog identificeerbaar zijn als afzonderlijke organische partikels die niet gebonden zijn aan de minerale bodemfractie.

1.1.2 Chemische samenstelling van BOS

Gedetailleerde chemische karakterisering van BOS is noodzakelijk in het onderzoek naar de samenstelling van macromoleculaire "humus" moleculen, naar de schijnbaar tegenstrijdige stabilisering van bepaalde gemakkelijk afbreekbare OS componenten zoals peptiden, koolhydraten en aminozuren in deze structuren en naar de accumulatie van andere BOS componenten door aangaan van minerale bindingen.

Drie typerende eigenschappen van BOS bemoeilijken echter in grote mate het meten van de chemische samenstelling van BOS:

1. BOS is een **zeer heterogeen mengsel** van organische componenten
2. Bijna alle de BOS aanwezig is **opgebouwd uit macromoleculaire structuren** welke niet onderzocht kunnen worden zonder een voorafgaande degradatieve stap en daaropvolgende scheiding van de verkregen fragmenten.
3. BOS componenten kunnen sterke **bindingen** aangaan met de **minerale bodemfase**

De combinatie van deze drie punten maakt dat bodem organische stof wellicht de moeilijkst te karakteriseren substantie ter wereld is. Er zijn in de literatuur echter diverse methoden beschreven om de organische stof te karakteriseren. Het antwoord op de vraag wat organische stof is hangt echter volledig samen met de aangewende methodiek ter opsplitsing van de BOS in fracties. Evenwel wordt aangegeven dat BOS een continuüm is van aan elkaar gerelateerde chemische verbindingen en geen aaneenschakeling van discrete pools (Shang & Tiessen, 2000; Paul et al., 2006), waardoor een fractionering in het beste geval subunits oplevert die sterk afwijken in chemische samenstelling en omzettingssnelheid (Olk & Gregorich, 2006). Beschouwen we punten 1., 2. en 3 dan wordt het duidelijk dat vanuit het oogpunt van BOS dynamiek zowel de chemische samenstelling als het fysisch voorkomen van BOS steeds gelijktijdig beschouwd moeten worden. Recente inzichten in chemische en fysische aspecten van BOS samenstelling zijn enkel voortgevloeid uit de combinatie van fysische fractionering van BOS met gedetailleerde analytische karakterisering. Schulten & Leinweber (2000) distilleerden een **conceptueel model van BOS** uit decennia van onderzoek naar de samenstelling en thermische stabiliteit van deeltjesgrootte bodemfracties:

Vanuit een chemisch standpunt is BOS opgebouwd uit nagenoeg alle in levende biomassa voorkomende organische componenten.

Koolhydraten (cellulose, hemicellulose en suikers) vormen een zeer belangrijk deel van biomassa en zijn eveneens onder ongewijzigde vorm aanwezig in BOS. Hun verdeling over verschillende fysische fracties is sterk heterogeen. Onafgebroken of deels getransformeerde plantenresten bevinden zich hoofdzakelijk in de zand groottefracties en zijn relatief aangerijkt aan koolhydraatcomponenten. Doordat

koolhydraten relatief gemakkelijk worden afgebroken daalt het gehalte aan koolhydraten met een plantenafkomst met afnemende deeltjesgrootte van zand- naar leemfracties. Aangezien een groot deel van de microbiële biomassa zich in de klei groottefractie bevindt zijn koolhydraten met een microbiële herkomst (zowel de micro-organismen als hun metabolieten) aangerijkt in de klei groottefractie. Omdat hun afbraak daar verder geremd wordt tengevolge van binding aan mineralen en macromoleculaire humusstructuren is deze fractie sterk aangerijkt aan koolhydraten.

Een gelijkaardige verdeling wordt gevolgd door **peptiden** (afkomstig van proteïnen), die eveneens gemakkelijk afbreekbaar zijn en in de kleifractione accumuleren tengevolge van de combinatie van een selectieve microbiële productie en bescherming door binding aan mineralen en humusstructuren. Heterocyclische **N-houdende verbindingen** zijn sterk aangerijkt in de klei groottefractie en zijn afkomstig uit de microbiële productie. Samen met de peptiden maken zij het overgrote deel van de bodem organische stikstof uit.

Lignine vormt een relatief minder gemakkelijk afbreekbaar deel van afgestorven biomassa en het lignine gehalte van plantenmateriaal bepaalt daarom ten dele de afbreekbaarheid van plantenmateriaal. Bij verdergaande afbraak neemt het gehalte aan aromatische componenten (fenolstructuren afkomstig uit lignine) daarom toe. Dit vertaalt zich eveneens in een toenemend aandeel van ligninemonomeren (= basiseenheden van ligninepolymeren) met afnemende deeltjesgrootte. Aan elkaar gelinkte lignine monomeren (ofwel ligninedimeren) nemen zeer sterk af bij kleiner wordende deeltjesgrootte. Dit duidt eveneens op de doorgedreven afbraak van lignine naar kleinere groottefracties toe.

Lipiden (alkanen, alkenen, vetzuren, alkyl-esters) zijn afkomstig uit vetten, wassen en hun aandeel in de BOS neemt af met kleiner wordende deeltjesgrootte. Deze alifatische componenten van BOS maken een kleiner deel uit van plantenmateriaal en BOS.

Uitgesproken trends in de thermische stabiliteit van heterocyclische N-houdende verbindingen, lipiden, lignine-componenten en zgn. **alkylaromaten** duiden erop dat deze BOS componenten bij doorgedreven organisch materiaal afbraak sterker gebonden zijn in macromoleculaire structuren.

Dit zgn. "**cross-linking**" van getransformeerde en intacte organische componenten blijkt een **fundamenteel aspect te zijn van humusvorming**. Het voorkomen van alkylaromaten (alkylbenzenen, alkylnaphthalenen, (di)alkylphenolen, en alkyltoluenen) in nagenoeg alle bodemstalen, deeltjesgroottefracties en humusextracten staft de theorie dat deze moleculen het "skelet" van macromoleculaire humusverbindingen vormen. Aryl-alkyl bindingen in deze moleculen demonstreren het bestaan van **covalente bindingen** tussen aromatische en alifatische componenten in humusmoleculen. Omdat dergelijke alkylaromaten niet aanwezig zijn in biomassa kan hun voorkomen enkel **verklaard worden door het doorgedreven cross-linken van organische stof componenten bij humificatie**.

Naast covalente bindingen zijn kleinere afzonderlijke niet-humusmoleculen (lipiden, peptiden, koolhydraten) door **zwakkere krachten** gebonden aan de humusmatrix. Eveneens kunnen xenobiotische stoffen zoals pesticiden op een gelijkaardige wijze in de driedimensionale humusmatrix "gevangen" worden. **Inter-moleculaire krachten** (H-bruggen, Van-Der-Waals krachten en dipool-dipool interacties) spelen hierbij een voorname rol. In het bijzonder zou de adsorptie van peptiden en aminozuren in deze humusstructuren de geobserveerde accumulatie van schijnbaar gemakkelijk degradeerbare organische stikstof verbindingen kunnen verklaren (Leinweber & Schulten, 2000). Verbetering van ons inzicht hierin is bepaald van cruciaal belang voor de verdere verklaring van de N cyclus in bodems.

Het is duidelijk dat een volledige scheiding tussen niet-humus en humus componenten op basis van chemische of fysische scheidingsmethoden dus onmogelijk is. Dit verklaart mede het beperkte succes van traditionele chemische scheidingsmethoden die in het verleden algemeen aangewend werden.

1.1.3 *Scheidings- en fractionatiemethoden voor bodem organische stof*

1.1.3.1 Traditionele chemische scheidingsmethoden

De traditionele chemische methoden voor de karakterisering van organische stof bestaan uit het gebruik van meerdere extractiemiddelen met uiteenlopende eigenschappen (Schnitzer, 1982). Op basis van hun oplosbaarheid in basische of zure oplosmiddelen worden humusbestanddelen onderverdeeld in drie fracties, te weten: **i) Humuszuren**, die oplosbaar zijn in een verdunde basische oplossing, maar die neerslaan door het aanzuren van de basische oplossing, **ii) Fulvozuren**, die de humusfractie vertegenwoordigen die in oplossing blijft als het basische oplosmiddel wordt aangezuurd en dus zowel oplosbaar is in een verdunde basische als in een verdunde zure oplossing en **iii) humine**, wat de humusfractie is die niet wordt geëxtraheerd met een verdunde basische of zure oplossing.

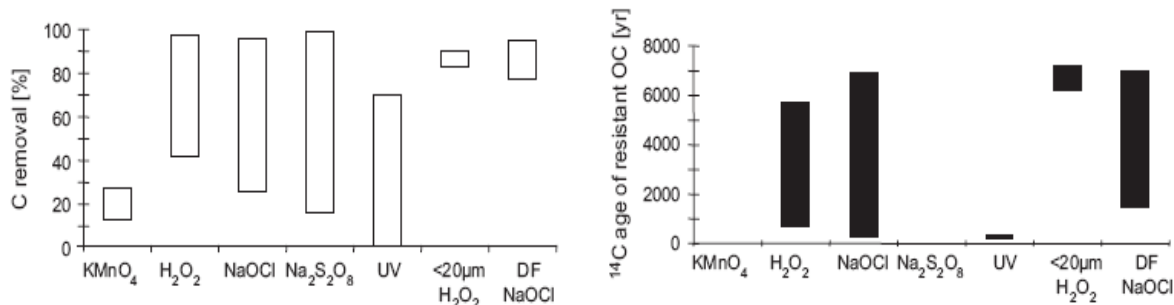
Vanuit de literatuur is bekend dat de drie humusfracties chemisch vergelijkbaar zijn, maar dat ze verschillen in het moleculair gewicht, de precieze samenstelling en het gehalte aan functionele groepen, waarbij fulvozuren een lager moleculair gewicht en een hoger gehalte aan O-houdende functionele groepen per gewichtseenheid bevatten dan de andere twee humusfracties. Alle humusfracties zijn relatief resistent tegen microbiële afbraak en kunnen stabiele water oplosbare en water onoplosbare complexen vormen met metaalionen en hydroxiden en alle humusfracties kunnen zich binden aan kleiplaatjes (Schnitzer, 1982). Er kan dan ook worden geconcludeerd dat de chemische scheidingsmethoden van beperkte waarde lijken te zijn voor het karakteriseren van het mineraliserend vermogen van de organische stof.

1.1.3.2 Recente chemische fractionering van organische stof

Ondanks het zeer beperkte succes dat geboekt werd met de traditionele chemische fractioneringmethoden voor isolatie van BOS pools verschillend in hun biochemische stabilisering, focust recent onderzoek echter terug op het aanwenden van chemische procedures. Gezien de zeer fijne schaal waarop bindingen tussen BOS en de minerale fase opereren, kunnen wellicht enkel chemische methoden gebruikt worden om een scheiding van gebonden en niet-gebonden en bepaalde labiele en stabiele BOS componenten te verkrijgen, al dan niet gecombineerd met een voorafgaande fysische fractionering.

1.1.3.2.1 Selectieve destructie

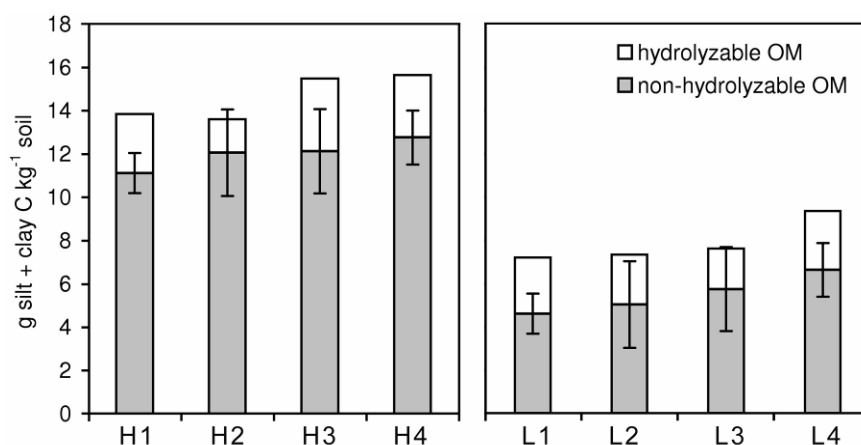
Selectieve destructie kan gebruikt worden voor de verwijdering van een oxideerbare en dus labielere BOS fractie van de bodem. De destructie van organisch materiaal kan gebeuren door thermische oxidatie (Mayer & Xing, 2001) of door natte **oxidatie** met waterstofperoxide (H_2O_2), natriumhypochloriet ($NaOCl$), kaliumpermanganaat ($KMnO_4$) of dinatriumperoxidesulfaat ($Na_2S_2O_8$). Natte oxidatiemethodes die gebruik maken van waterstofperoxide werden in het verleden frequent gebruikt, maar tasten ook de minerale bodemfractie aan. Recent onderzoek (Siregar et al, 2006) toonde aan dat 6% $NaOCl$ (Natriumhypochloriet) echter BOS oxideert met een minimale verstoring van de minerale bodemfase. Daarbij worden belangrijke minerale componenten zoals oxides en hydroxides eveneens slechts beperkt verstoord en wordt slechts een klein deel van het aluminium afkomstig van de zwak kristallijne mineralen, opgelost. Ten slotte werd ook hoogenergetisch ultraviolette foto-oxidatie door enkele auteurs gebruikt. De efficiëntie van verschillende natte oxidatiemethodes varieert zeer sterk, maar ligt voor de meest gebruikte reagentia (H_2O_2 en $NaOCl$) rond 60% (Figuur 1).



Figuur 1: Bereik van de BOS verwijderingsefficiëntie van verschillende natte oxidatiemethoden en UV foto-oxidatie en de door ¹⁴C datering geschatte gemiddelde leeftijd van resistente BOS fractie. (von Lützw et al., 2007)

1.1.3.2.2 Zure hydrolyse

Zure hydrolyse (met bv. HCl) is wereldwijd de doorgaans meest gebruikte methode voor de isolering van een stabiele BOS fractie, aangezien onderzoek heeft aangetoond dat jonge potentieel biodegradeerbare componenten zoals proteïnen en polysacchariden door hydrolyse worden verwijderd. In een studie door Sleutel et al. (2006b) werd hydrolyse in 6M HCl gedurende 16 uur gebruikt om een stabiele BOS fractie te isoleren in bodemonsters uit bemestingsproeven. Figuur 2 toont de hoeveelheid niet-hydrolyseerbare en hydrolyseerbare bodem OC in de klei en leem fractie van de verschillende bemestingsobjecten op leem bodems met hoog (1.4-2.2 %OC) en laag (0.9-1.2 %OC) BOC gehalte.



Figuur 2: Niet-hydrolyseerbare en hydrolyseerbare OC in de klei en leem groottefractie voor verschillende behandelingen van twee lange termijn bemestingsproeven op leembodems met hoog (H, links) en laag (L, rechts) BOS gehalte. (H1 L1: controle = geen bemesting; H2 L2: 35-40 t stalmest / rotatie; H3 L3: 35-40 t stalmest + equivalente dosis NPK / rotatie; H4: 80 en L4: 104 t stalmest / rotatie) (Sleutel et al., 2006b)

Het gehalte aan niet-hydrolyseerbare OC steeg merkbaar met toenemende input van vers organisch materiaal. Dit resultaat toont duidelijk aan dat deze fractie beïnvloedbaar is door beheer binnen een termijn van enkele decennia. Bijgevolg is het onwaarschijnlijk dat deze methode een unieke werkelijk inerte BOS fractie isoleert. Selectieve chemische degradatieve methoden zoals zure hydrolyse kunnen inderdaad geen onderscheid maken tussen BOS beschermd door minerale binding (zie 1.1.4) en BOS beschermd door haar biochemische samenstelling. Dit voorbeeld illustreert daarmee de beperkingen in

het potentieel van chemische fractionering op zich als een methode voor de isolatie van unieke BOS pools.

1.1.3.2.3 Selectieve extractie

Heet water extraheerbare BOS

Labele fracties van bodem OC, zoals van microbiële OC, opgeloste OC en heet water extraheerbare OC (HWC) (bij 80 tot 100°C), kunnen snel reageren op veranderingen in de koolstoftoevoer. Deze componenten worden daardoor aanzien als vroege indicatoren voor het effect van landgebruik op de BOS kwaliteit (Gregorich et al., 1994), en als belangrijke indicatoren voor de bodemkwaliteit. Verlies aan HWC is een indicatie voor het dalen van de organisch labiele nutriënten, microbiële biomassa, plant beschikbare nutriënten en een mogelijke degradatie van de bodemstructuur. Door de sterke positieve correlatie met de microbiële koolstof en mineraliseerbare stikstof, die gezien worden als sleutelindicatoren voor bodemkwaliteit, kan HWC gebruikt worden als een meting voor de bodemkwaliteit (Ghani et al., 2003). Afbraakstudies door Gregorich et al. (2003) hebben aangetoond dat HWC zeer labiel is. Bij heet water extractie wordt opgeloste BOS, microbiële en een deel labiele humus- of mineraalgebonden BOS (koolhydraten, peptiden,...) geëxtraheerd.

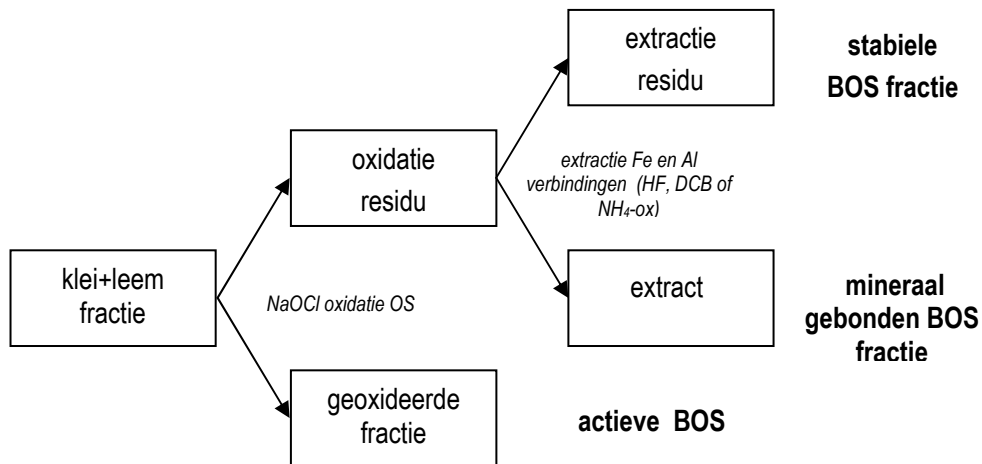
Gemiddelde gehalten aan HWC voor verschillende landgebruikvormen bedragen: 4000 mg C g⁻¹ in bos, 3000 mg C g⁻¹ voor melkvee weiland en 1000 mg C g⁻¹ voor akkerland (Haynes en Francis, 1993). De heet water geëxtraheerde C en N omvatten respectievelijk ongeveer 3-5% van de totale C en N respectievelijk.

Extractie van mineraal gebonden BOS

Recente studies suggereerden dat de reactiviteit van minerale oppervlakken voor binding en stabilisering van BOS afhankelijk is van de specifieke oppervlakte en dichtheid aan reactieve bindingsites en dus verschilt tussen minerale bodemcomponenten. Specifieke extractanten worden veelvuldig gebruikt om gebonden BOS te isoleren:

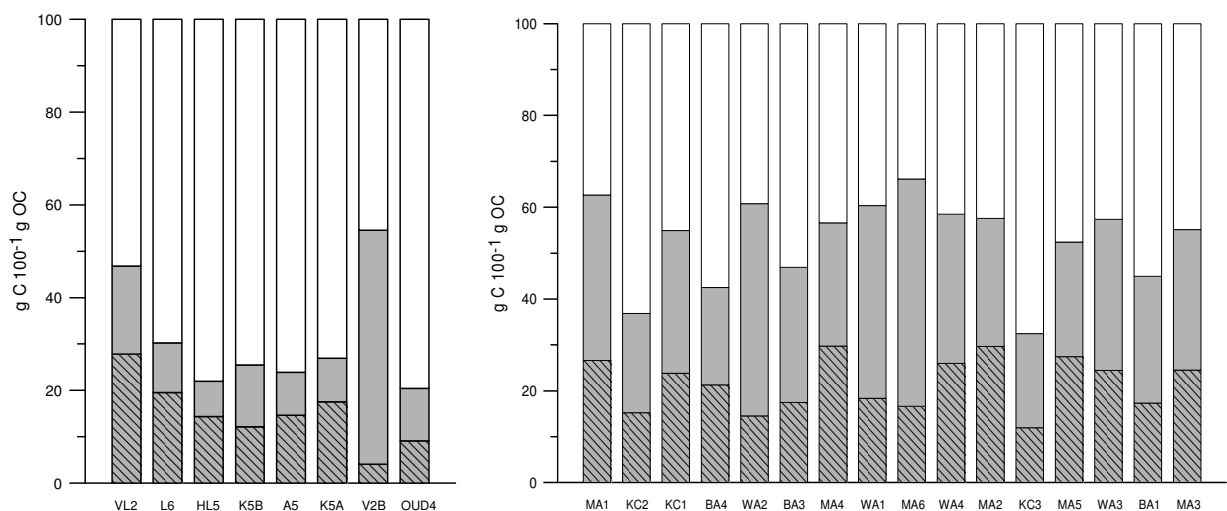
- **Na-pyrofosfaat** extraheert moleculaire componenten uit organische stof die gecomplexeerd zijn met Fe en Al (bijvoorbeeld ferrohydriet, goethiet en gibbsiet) (Blakemore et al., 1987). Na-pyrofosfaat extraheert tussen de 16% en 55% van de BOS,
- **NH₄-oxalaat**-extraheerbare Fe en Al zijn zwak-kristallijne aluminiumsilicaten, ferrihydriet en Al en Fe in organische complexen (Mikutta et al, 2006). Recente resultaten bevestigen dat de stabilisering van organische stof door interactie met zwak kristallijne mineralen en polyvalente metaalsoorten in het bijzonder, één van de belangrijkste mechanismen is voor het vasthouden van de organische stof (Mikutta et al., 2006) in zure bosbodems.
- **Dithioniet citraat bicarbonaat** (DCB) extraheert zowel kristallijne als zwak kristallijne Fe en Al verbindingen (Schulten & Leinweber, 1996).
- **Waterstof fluoride** (HF) oplossingen wordt gebruikt om de minerale bodemfase af te breken. Gehydrateerde silicaten worden opgelost en Fe en Al wordt gecomplexeerd. Niet-hydrofoob mineraal gebonden BOS wordt mee opgelost in de HF oplossing en verwijderd. Tot 90% van de bodem OC kan worden geëxtraheerd in diepere bodemlagen terwijl in de bovenste bosbodemhorizonten slechts ongeveer 10-30% van de totale OC wordt verwijderd. Dit kan wellicht geweten worden aan het feit dat in diepere bodemlagen relatief gezien het overgrote deel van de weinige aanwezige OC direct gebonden is aan de minerale fase, terwijl aan het bodemoppervlak een groter deel OC voorkomt in een ongebonden vorm (zoals b.v. particulier organisch materiaal).

Slechts de voorbije jaren werd meer aandacht besteed aan het identificeren en scheiden van mineraalgebonden BOS, vrije labiele BOS en biochemische recalcitrante BOS in de klei- en leemfractie van de bodem. Figuur 3 geeft een voorbeeld van een **gecombineerde oxidatie-extractie methode** voor de scheiding van een mineraal gebonden BOS en een biochemisch stabiele BOS fractie.



Figuur 3: Fractioneringschema voor de scheiding van een mineraal gebonden BOS en een biochemisch stabiele BOS fractie (Mikutta et al., 2006)

We vonden aanwijzingen voor de aanwezigheid van een omvangrijke recalcitrante BOS fractie in de grove **zandige akkerlandbodems in Vlaanderen** (regio rondom Beernem, de Kempen). Een mogelijke link met het algemeen historische heide landgebruik van deze bodems werd verder onderzocht. Zandige bodems werden vergeleken naar hun gehalte aan organische koolstof (OC), totale N, microbiële OC, heet water extraheerbare OC, NaOCl-oxidatie resistent OC en N, HF-extraheerbaar of mineraal gebonden OC en N en HF-extractie resistent of recalcitrante OC en N. Tot besluit kon worden gesteld dat de BOS in bodems met een historisch heidebeheer voor een aanzienlijk deel uit stabiele BOS bestaat. NaOCl oxideerbare OC besloeg gemiddeld 70% en 47% van de totale OC in bodems zonder en met historisch heidebeheer. De gehalten HF-extraheerbaar of mineraal gebonden OC en N bedroegen ongeveer 30% van de totale OC en N in de bodems met historisch heidebeheer (Figuur 4) en slechts 10% in de bodem zonder historisch heidebeheer.



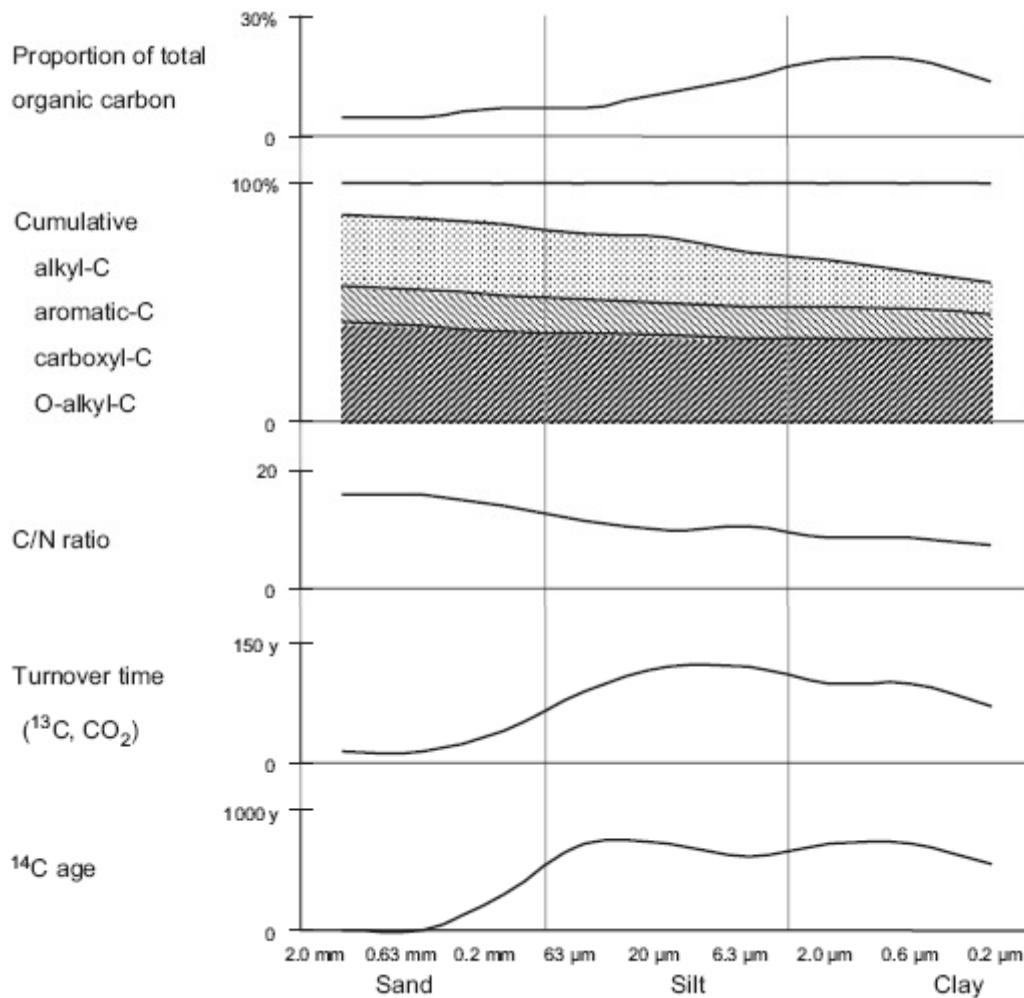
Figuur 4 Relatieve verdeling van bodem OC in zandige Vlaamse akkerlanden met (rechts) en zonder (links) historisch heidebeheer over NaOCl oxideerbare OC (wit), NaOCl oxidatie resistente OC (grijs) en het % HF niet-extraheerbare gedeelte daarvan (gearceerd). (Ara Begum, 2007)

Bescherming van de BOS tegen decompositie door minerale binding en door fysische afscherming bleken daarbij onafdoende om de gemeten hoge gehalten aan stabiele BOS te kunnen verklaren. Dit voorbeeld toont aan dat binnen eenzelfde textuurklasse en gelijk huidig landgebruik grote verschillen in BOS samenstelling tengevolge van historisch beheer kunnen worden blootgelegd aan de hand van een dergelijke chemische fractioneringmethode.

1.1.3.3 Fysische fractionering van organische stof

Fysische fractionering wordt veelvuldig gebruikt om de afbraak en turnover van BOS te bestuderen (Christensen, 2001). Fysische fractionering behandelt een waaier van verschillende methodes, elk ontworpen voor specifieke doeleinden, met inbegrip van combinaties van ultrasone, mechanische en chemische dispersie met **groottescheiding** door natte of droge zeping en **dichtheidsscheiding** in zware vloeistoffen. De meeste fractioneringschema's proberen om chemische veranderingen in SOM te vermijden tijdens de fractionering en hebben als doel een onderscheid te maken tussen BOS die niet stevig met bodemmineralen is geassocieerd, BOS die in primaire organo-minerale complexen zijn opgenomen, en BOS die binnen aggregaten (secundaire organo-minerale complexen) opgesloten is (Christensen, 1996). Deze methodologische aanpak erkent dat de globale regeling van decompositie gestuurd wordt door de bodemstructuur, die de gasuitwisseling, de beschikbaarheid van substraten en water, en het transport van oplossingen bepaalt.

Fractionering gebaseerd op het verschil in **grootte** van de BOS, bestaat uit het scheiden van de verschillende fracties van BOS door zeven. Zowel droog en nat zeven worden gebruikt, afhankelijk van het doel van de fractionering. Kleine aggregaten of bodemdeeltjes worden gescheiden van grotere delen die BOS bevatten, gedeeltelijk beschermd van microbiële afbraak, maar daarom niet noodzakelijk chemisch recalcitrant. Het zeven kan gebeuren met of zonder een voorbehandeling. Dispersie en zeven van BOS ter grootte van zandkorreltjes kunnen gebruikt worden om labiel particulier organisch materiaal (POM) te isoleren (Cambardella en Elliott, 1992). In de meeste bodems is het grootste gedeelte van de organische stof opgeslagen in de **kleifractie** ($< 2 \mu\text{m}$) (**ongeveer 50% van de BOS**), klei en fijn leem ($< 20 \mu\text{m}$) samen bevatten soms tot meer dan 90 % van de totale BOS (Christensen, 1996) (Figuur 5).

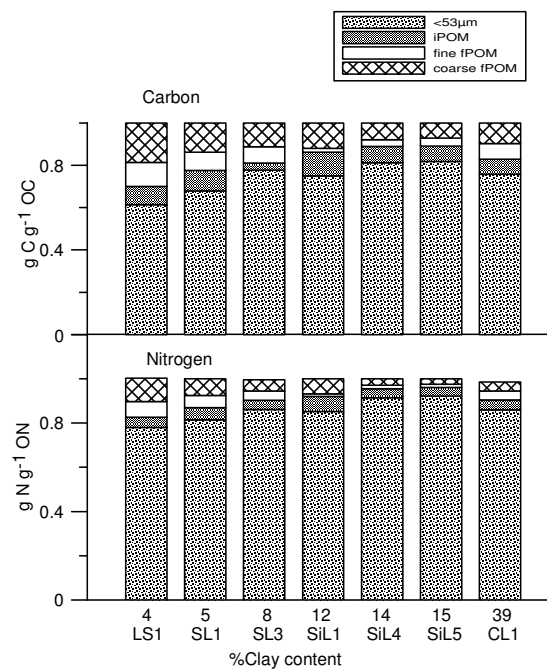


Figuur 5 Typische verdeling van BOC over deeltjesgroottefracties voor gematigde streken: proportie, samenstelling, C:N verhouding, turnover tijd en ^{14}C leeftijd (Von Lützow et al., 2007).

Ook de samenstelling van deeltjesgroottefracties verschilt zoals reeds uitvoerig besproken in 1.1.1. Verder hebben op ^{13}C -NMR gebaseerde studies aangetoond dat BOS in de kleifractie alifatischer is van aard (lipiden, koolhydraten) dan BOS in grovere fracties, terwijl aromatische structuren (lignine, polyfenolen) aangerijkt zijn in leem, en O-Alkyl-koolstof (koolhydraten) en alkyl-koolstof met dalende deeltjesgrootte (Guggenberger et al., 1995) verminderen (Figuur 5). Over het algemeen, ligt de mineralisatiesnelheid van BOS in de zandfractie hoger dan die van klei BOS, die op zijn beurt hoger is dan de mineralisatiesnelheid van BOS in de leemfractie. Na toevoeging van eenvoudig substraat, wordt nieuw gevormde BOS gevonden in alle groottefracties hoewel de BOS in de kleifractie een hogere accumulatie vertoont dan zand en leem. Na verloop van een langere termijn overheerst de BOS in de leemfractie over de BOS in de kleifractie. Het functionele belang van BOS van verschillende leeftijden varieert systematisch, waarbij de jongste BOS componenten het meeste biologisch actief zijn. Deze organische stof componenten met jonge en middenleeftijd (ouderdom 0 tot enkele decennia) dragen in het bijzonder bij tot de fysieke status van bodems. Oude organische stof (leeftijd honderden tot zelfs duizenden jaren) wordt slechts zeer traag afgebroken.

De fysieke opdeling van BOS hangt grotendeels af van de voorafgaande dispersie van de bodem. Zowel fysieke dispersie procedures (bv., schudden en ultrasone dispersie) en chemische procedures werden vaak gebruikt. Ultrasone dispersie wordt vandaag het meest aangewend aangezien over het

algemeen een goed niveau van dispersie wordt bereikt zonder het introduceren van chemische producten of zonder de pH te veranderen. In tegenstelling tot scheiding van deeltjesgroottefracties worden bij lichte dispersie **aggregaatfracties** gescheiden. Een gereduceerde diffusie van O₂ en enzymen in bodemaggregaten en beperking van de fysische beschikbaarheid voor micro-organismen resulteren in de verminderde afbraak van intra-microaggregaat BOS t.o.v. vrije BOS, dat zich buiten deze aggregaten bevindt. Incorporatie van vers organisch materiaal in kleine, zgn. microaggregaten (53-250 µm) leidt daarmee tot een "fysische" bescherming van dit organisch materiaal (Six et al., 2002). Fysische fractionering van aggregaatfracties en BOS binnen en buiten deze fracties benadrukt deze rol die de bodemstructuur speelt in de BOS cyclus. Figuur 6 toont hoe de relatieve verdeling van BOS over aggregaatfracties wijzigt met het kleigehalte in Vlaamse akkerlandbodems.



Figuur 6 Verdeling van OC en N over aggregaatfracties voor 7 Vlaamse akkerlandbodems gerangschikt naar oplopend kleigehalte (< 53 µm: klei en leem geassocieerde BOS; iPOM: intra-microaggregaat (53-250 µm) particulier organisch materiaal; fine fPOM: inter-microaggregaat organisch materiaal (53-250 µm); coarse fPOM: macroaggregaat (>250 µm) particulier organisch materiaal (Kader, 2006)

Fractionering op **dichtheid** is gebaseerd op het onderdompelen van bodemstalen in een anorganische zoutoplossing met een dichtheid die typisch ligt tussen 1.6 en 2.2 g cm⁻³ en begrensd dispersie (Christensen, 1992). Vaak gebruikte zware vloeistoffen zijn Na-polytungstaat, silicagel (Ludox) en NaI. Een lichte fractie kan gescheiden worden van een zware fractie door flotatie met een vloeistof met lage dichtheid (Gregorich en Janzen, 1996). De lichte fractie wordt verondersteld labiel te zijn met een dichtheid lager dan de bodemmineralen, terwijl de zware fractie geacht wordt BOS te bevatten die gestabiliseerd is op het oppervlak van klei- of leemdeeltjes (McLauchlan en Hobbie, 2004) of binnen bodem microaggregaten. Bij fractionering op dichtheid kunnen verschillende graden van dispersie worden gebruikt om de bodemaggregaten te breken en dus de scheiding van niet-gecomplexeerde BOS en verschillende groottefracties van organo-minerale complexen te bekomen.

1.1.4 Hoe is organische stof in de bodem gebonden?

Het traditionele standpunt dat BOS stabilisering gedomineerd wordt door een selectief behoud van recalcitrante organische componenten welke proportioneel aan hun chemische samenstelling

accumuleren kan niet langer worden weerhouden. Het zeer beperkte succes van decennia onderzoek naar de samenstelling van BOS aan de hand van chemische fractioneringen ter verklaring van BOS afbreekbaarheid kan enkel te wijten zijn aan de overschatting van de rol die biochemische processen spelen in de stabilisering van BOS en een onderschatting van de rol van andere mechanismen. In tegenstelling tot de vroeger algemeen gevolgde theorie, wordt de BOS stabilisering niet gedomineerd door selectief behoud van recalcitrante organische componenten die accumuleren in verhouding tot hun chemische eigenschappen (von Lützow et al., 2006):

- De bodem biotische gemeenschap is in staat om eerder welke BOS verbinding van natuurlijke oorsprong te ontbinden
- moleculaire recalcitrantie van BOS is eerder relatief dan absoluut
- recalcitrantie is enkel belangrijk tijdens vroege afbraak en in actieve oppervlaktebodems
- tijdens latere afbraak en in diepere bodemlagen stijgt het belang van organo–minerale interacties (chemische stabilisering) en van de insluiting van BOS in microporiën of bodemaggregaten (fysische stabilisering).

Om de stabiliteit van passieve BOS te verklaren werden recentelijk enkele conceptuele modellen opgesteld. Sollins et al. (1996) stelden drie grote mechanismen voorop over hoe BOS beschermd is tegen afbraak, namelijk het moleculaire karakter van BOS ('recalcitrantie'), 'lage toegankelijkheid' voor biologische afbraak, en 'interacties met minerale deeltjes'. Dit deels in overeenstemming met Baldock et al. (2004) die een model suggereerden voor biologische stabilisering gebaseerd op drie mechanismen, namelijk 'biologische recalcitrantie', 'biologische capaciteit en capaciteit van de afbraakorganismen' en 'fysische bescherming'. Drie sleutelprocessen werden vooropgesteld om deze stabilisering van passieve of lange termijn BOS fracties te verklaren (von Lützow et al., 2006).

1. Selectieve bescherming door inherente **biochemische recalcitrantie** tegen microbiële afbraak te wijten aan de stabiele chemische structuur van organische stof componenten en door onderlinge binding van deze BOS in macromoleculaire humuscomplexen.
2. **Beperking van de biologische beschikbaarheid** van BOS door insluiting van organische stof in bodemaggregaten, microporiën, in de interlammelaire ruimte van bepaalde phyllosilicaten, hydrofobie, of inkapseling in poriën in organische macromoleculen.
3. **Interactie van BOS componenten met oppervlaktes van bodemdeeltjes en metaalionen aanwezig in de minerale bodemfractie.** Deze interacties bevatten ondermeer ligand uitwisseling, polyvalente kationbruggen, zwakke interacties en interacties van metaalionen met organische moleculen (complexvorming) (Baldock en Skjemstad, 2000).

In iedere bodem, of zelfs in iedere bodemhorizont, treden deze mechanismen wellicht steeds gelijktijdig op, maar in verschillende mate. Hieronder volg een bespreking van de verschillende BOS stabiliseringenmechanismen:

1.1.4.1 Biochemische recalcitrantie van BOS

Onder biochemisch beschermde BOS verstaat men de BOS die door zijn eigen chemische samenstelling (bijvoorbeeld recalcitrante componenten zoals melanoidines, bepaalde tannines en een aantal aliphatische verbindingen (Poirier et al., 2003)) en door chemische complexeringsprocessen in de bodem (Six et al., 2002) gestabiliseerd is tegen microbiële decompositie. Gehumificeerde organische stof (humuszuren en humine) representeert een van de de meest persistente poolen van BOS met een gemiddelde verblijftijd van enkele honderden jaren (Piccolo, 1996). Tenslotte bevatten bodems afhankelijk van hun historisch landgebruik ook zgn. "black carbon" gevormd tijdens brand.

Zoals boven gesteld bestaat er grote twijfel omtrent het belang van biochemische resistentie bij de stabilisering van BOS. Desalniettemin, zijn concepten van biochemische resistentie van BOS nog steeds relevant en bijgevolg zinvol voor de beschrijving van de **afbraak van vers organisch materiaal**, afkomstig van plantenmateriaal en organische meststoffen. Plantenresiduen zijn mengsels van hoofdzakelijk polysacchariden (zetmeel, cellulose, hemicellulose,...(50-60%)) en lignine (15-20%), maar ook proteïnen, polyfenolen, lipiden suberine en wassen (10-20%). De afbraak van eenvoudige monomeren zoals glucose en aminozuren kan voltooid zijn binnen enkele uren. Polymeren (bv. polysacchariden, proteïnen) hebben afbraaksnelheden van meerdere weken tot maanden. De meest resistente polymeren bevatten aromatische ringen (zoals bv. lignine) en hebben langere afbraakperiodes. Vele labo-experimenten hebben inderdaad bevestigd dat deze componenten selectief worden behouden gedurende de beginfasen van de decompositie van plantenmateriaal. Op langere termijn zijn ook deze resistente componenten toch afbreekbaar aangezien geen grote lignine accumulaties gevonden worden in bodems.

Naast deze primaire recalcitrantie van organisch materiaal in plantcomponenten is er ook nog een secundaire biochemische stabilisering van microbiële afbraakproducten en door extracellulaire complexatie van BOS componenten. De traditionele concepten van humificatie veronderstellen dat humuspolymeren gevormd worden door de gedeeltelijke microbiële decompositie van vers organisch materiaal gevolgd door een spontane extracellulaire polymerisatie. Deze visie sluit aan bij het hierboven uitgezette model van BOS samenstelling (zie 1.1.2). Er bestaat echter nog geen consensus in de literatuur over dit model en andere onderzoekers (Piccolo, 2001) postuleerden een humusmodel waarin grote humusmoleculen enkel gevormd worden door het clusteren van relatief kleine BOS moleculen door relatief zwakke inter-moleculaire krachten. Hoewel deze theorie fundamenteel verschilt van het in 1.1.1 voorgestelde conceptueel model naar Schulten en Leinweber (2000) beklemtonen beiden het belang van zwakke binding van niet-humuscomponenten aan humusstructuren of aan minerale deeltjes.

"Black Carbon" ontstaat bij de onvolledige verbranding van organisch materiaal. Het is het hoofdbestanddeel van verbrand plantenmateriaal en bestaat uit een continuüm van houtskool tot grafiet (Derenne en Largeau, 2001). Het regelmatig optreden van brand in natuurlijke ecosystemen kan leiden tot aanzienlijke accumulaties van black carbon. Naast natuurlijke branden draagt ook de depositie van fijne verbrandingsdeeltjes van fossiele brandstoffen en stof uit steenkoolverwerking bij tot accumulatie van black carbon (bv. in het voormalige Oost-Duitse Lusatian mijnbouw gebied was tot 45% van de BOC black carbon). De grootte van black carbon deeltjes varieert tussen enkele nm en tientallen μm . Kleinere deeltjes (50-100 nm) hebben een typische gelaagde structuur en komen voort uit de onvolledige verbranding van beperkt geoxideerde BOS bestanddelen zoals wassen van hogere planten. Grotere deeltjes zijn daarentegen slecht georganiseerd en stammen af uit lignine en cellulose. Black carbon is zeer stabiel en heeft een verblijftijd in bodems van duizenden jaren.

1.1.4.2 Fysische bescherming van BOS in bodemaggregaten

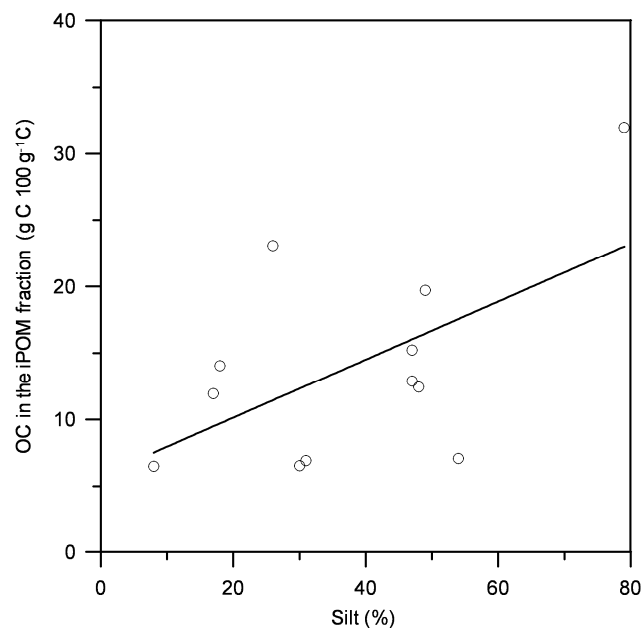
Tisdall en Oades (1982) stelden een model voorop dat de rol van bodemaggregaten in de dynamiek van organische stof beschrijft. Volgens dit model bestaan er vier hiërarchische ruimtelijke niveaus van organisatie van de bodematrix. Kleine partikels en kleimicrostructuren worden samengebonden met bacterieel afval tot extreem stabiele microaggregaten ter grote van leempartikels (2-20 μm diameter), die op hun beurt samengebonden kunnen worden met zwammen- en plantenafval of resten ervan tot grotere microaggregaten (20-250 μm diameter). Het organische bindmiddel dat betrokken is in het stabiliseren van microaggregaten wordt als relatief persistent aanzien en bestaat wellicht uit humusmaterialen of polysaccharide-polymeren die sterk gebonden zijn aan kleideeltjes, waarbij de meest persistente klei-organische bindingen versterkt worden door bruggen van polyvalente metaalkationen. Microaggregaten zijn op hun beurt gebonden tot macroaggregaten (> 250 μm in diameter) door (i) kortstondig bindmiddel (bijvoorbeeld makkelijk afbreekbaar organisch materiaal, zoals

belangrijkste polysacchariden afkomstig van microbiel en plantenafval) en (ii) tijdelijke bindmiddelen (zoals bijvoorbeeld fijn plantenmateriaal, bacteriële cellen en algen). Bij stijgende diameter worden de kortstondige bindmiddelen in macroaggregaten minder belangrijk, terwijl het belang van tijdelijke bindmiddelen stijgt.

Een gereduceerde diffusie van O_2 en enzymen in kleine bodemaggregaten en beperking van de fysische beschikbaarheid voor micro-organismen resulteren in de verminderde afbraak van intra-microaggregaat particulier organisch materiaal (iPOM) t.o.v. vrij particulier organisch materiaal (fPOM), dat zich buiten deze aggregaten bevindt. Incorporatie van fPOM in kleine, zgn. microaggregaten (53-250 μm) leidt daarmee tot een "fysische" bescherming van dit fPOM dat dan iPOM wordt (Six et al., 2002). Verscheidene lijnen van bewijsmateriaal wijzen erop dat de bescherming van BOS door microaggregaten groter is dan de bescherming door macroaggregaten. De hoeveelheid vrijgestelde C na opbreken of dispersie van aggregaten in laboratoriumincubaties is vaak groter voor microaggregaten dan voor macroaggregaten (Bossuyt et al., 2002; Gregorich et al., 1989). Voorts is de verblijftijd van OC gemiddeld korter in macroaggregaten dan in microaggregaten (Six en Jastrow, 2002).

Lange termijn stabilisering van BOS (decennia tot millennia) wordt echter hoofdzakelijk toegeschreven aan biochemische recalcitrantie en binding van BOS aan minerale oppervlakken in plaats van aan fysieke bescherming (Skjemstad et al., 1996).

Het is duidelijk dat er een sterke **link** bestaat tussen **BOS dynamiek en bodemstructuur**. Een vermindering van bodemverstoring of verhoging van de aggregaatstabiliteit kan leiden tot een doorgedreven vorming van microaggregaten en accumulatie van fysisch beschermde BOS. Anderzijds impliceert een dergelijk accumulatie van BOS door fysische bescherming eveneens dat meer BOS vatbaar is voor verlies na verstoring van de bodemstructuur. Sleutel et al. (2006c) isoleerden fysisch beschermde BOS (intra-microaggregaat particulier organisch materiaal (iPOM)) in akkerlandbodems uit West-Vlaanderen. **Fysisch beschermde OC** omvatte **7 tot 30% van de totale bodem OC** en bleek slechts beperkt afhankelijk van de bodemtextuur (bv. Het verband tussen het leempercentage en het relatieve aandeel van OC in iPOM in Figuur 7. Dit duidt erop dat naast bodemtextuur ook bodembeheer een bepalende invloed heeft op het aandeel fysisch beschermde BOS.



Figuur 7 Verband tussen het leempercentage en het gehalte aan fysisch beschermde OC in 12 West-Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2006c)

1.1.4.3 Rol van de bodemporiënstructuur in BOS stabilisering

De bodemmicrostructuur kan een beduidende invloed uitoefenen op verschillende bodemprocessen, door bescherming van micro-organismen tegen predatie, door regeling van de diffusie van substraten naar en metabolieten weg van microbiële cellen, m.a.w. door een variëteit aan micro-omgevingen tot stand te laten komen die in mindere of meerdere mate geschikt zijn voor de groei, overleving en activiteit van micro-organismen (Nunan et al., 2006). Aangezien de bodemporiënruimte de feitelijke habitat van de micro-organismen uitmaakt, is het mogelijk evidenter om een directe link te maken tussen de BOS dynamiek en het systeem van bodemporiën, eerder dan tussen BOS dynamiek en aggregaatstabiliteit.

Nochtans hebben zeer weinig studies gefocust op de rol van de architectuur van de bodemporiën en bodempartikels in de biologische stabiliteit van BOS, noch op de hypothese dat de afbreekbaarheid van BOS afhangt van haar locatie in de bodemmatrix. Directe en indirecte bewijzen dat BOS binnenin kleine poriën beter beschermd wordt dan in grotere kwam reeds naar voren uit metingen van BOS mineralisatie in verstoorde bodemkolommen, uit studies van BOS fractionering en uit beelden bekomen met elektronenmicroscopie. Er zijn twee hoofdredenen voor de belangrijke sturende rol van de bodemporiën verdeling op BOS afbraakprocessen en waarom BOS kan accumuleren binnen bepaalde poriëngroottes klassen:

1° Micro-organismen verantwoordelijk voor de afbraak hebben enkel toegang tot die poriën die hen fysisch gezien kunnen herbergen.

2° De poriën grootteverdeling bepaalt de distributie van water binnen het poriënsysteem en aangezien de microflora afhankelijk is van water voor haar motiliteit, beïnvloedt deze ruimtelijke verdeling van water in sterke mate de biologische activiteit in de verschillende bodemporiën klassen (Strong et al., 2004). Zo is er een aanzienlijke microbiële activiteit in de gemiddelde poriëngrootte klasse (15-60 μm) als gevolg van de optimale water en zuurstofbeschikbaarheid in deze poriën. Vooral fungi en nematoden verblijven in deze poriëngrootte klasse en de afbraak van BOS kan worden bevorderd door hun activiteit. Het is verder aangetoond dat begrazing van bacteriën door bacterievore nematoden en flagellanten de BOS mineralisatie aanzienlijk kan versterken. Bijgevolg is de turn-over van bacteriën in kleine poriën (<6 μm) trager dan die van bacteriën die gelokaliseerd zijn in grotere poriën (6-30 μm). Indien een grote fractie van de totale bodemporiën zich bevindt in de klasse kleiner is dan 0.5 μm dan zal de microbiële activiteit sterk beperkt worden aangezien deze poriën niet toegankelijk zijn voor micro-organismen.

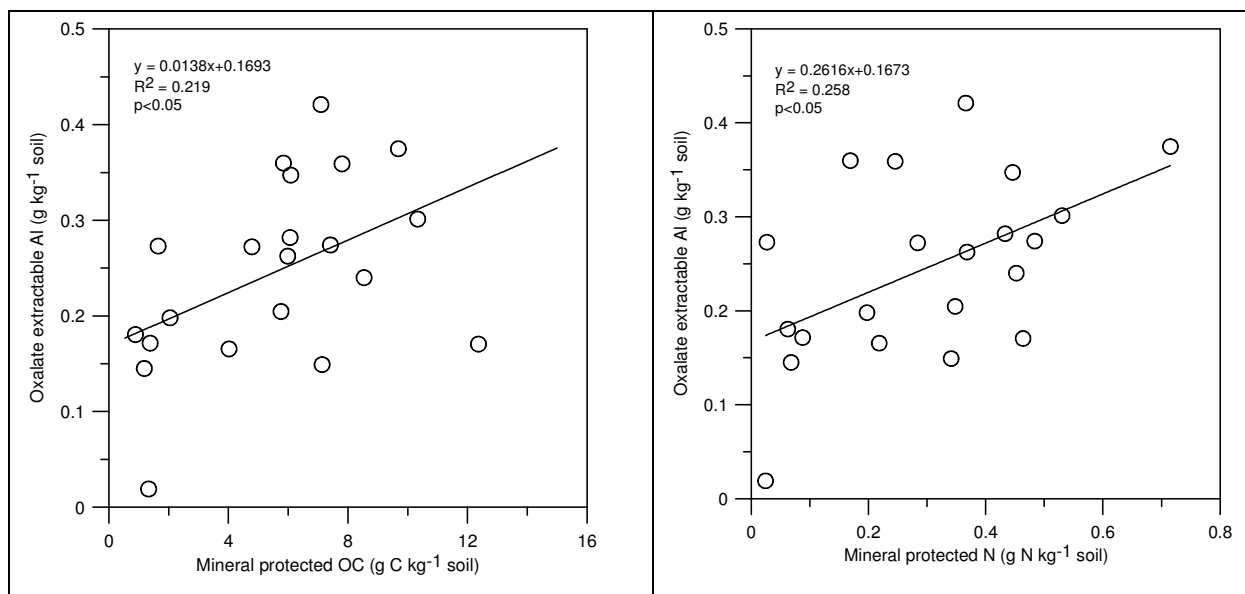
Ondanks het groeiende aantal bewijzen voor het belang van de bodemporiënstructuur voor microbiële processen zoals afbraak van BOS, is er een gebrek aan gegevens die de kwantificering van het relatieve belang van deze stabiliseringmechanismen binnen het hele proces van BOS afbraak toelaten. Dit gebrek aan kennis vloeit voor een groot deel voort uit de beperkingen van de technieken die momenteel beschikbaar zijn voor de visualisering van de ruimtelijke organisatie van de bodem, en meer bepaald van de ruimtelijke verdeling van BOS en micro-organismen in de bodemmatrix. Vooruitgang in niet-destructieve analysetechnieken zoals NMR en X-stralen computer tomografie scanning (X-stralen CT), gecombineerd met spatiale analyse, openen echter nieuwe perspectieven voor een directe kwantificering van de interne bodemarchitectuur, en dit in drie dimensies.

1.1.4.4 Bescherming van BOS door binding aan bodemmineralen

Naast stabilisering van BOS door de insluiting van organisch materiaal in bodemaggregaten en door biochemische recalcitrantie van BOS, wordt de afbreekbaarheid van de klei en leem BOS fractie ook bepaald door haar binding met de minerale fractie. Minerale bindingen maken de BOS minder ontvankelijk voor biodegradatie dan wanneer deze ongebonden is. Hieruit wordt verondersteld dat deze bindingen een belangrijke controlerende factor zijn bij de stabilisering van BOS. Meer dan zo'n 60% van

de BOS is door zwakke tot zeer sterke bindingen geassocieerd met de minerale bodemfase. Het overgrote deel van deze gebonden BOS bevindt zich in de kleifraction. Verschillende mechanismen worden overwogen met betrekking tot de interacties van BOS met minerale oppervlakken: ligand uitwisseling, polyvalente kationbruggen en zwakke interacties, zoals hydrofobe interacties, van der Waalskrachten en H-bruggen (von Lützw et al., 2006). In het bijzonder worden zwak kristallijne Fe en Al verbindingen verondersteld een groot potentieel te hebben tot binding van BOS tengevolge van hun groot bindingsoppervlak, hun hoge hydratatiegraad en hun variabele lading (Torn et al., 1997). Ook smectieten en oxiden hebben een groter bindingspotentieel dan andere kleimineralen. Het bindingspotentieel van kristallijn Fe en Al (goethiet, gibbsiet, halloysiet, haematiet) is kleiner, maar hun voorkomen in bodems is algemener.

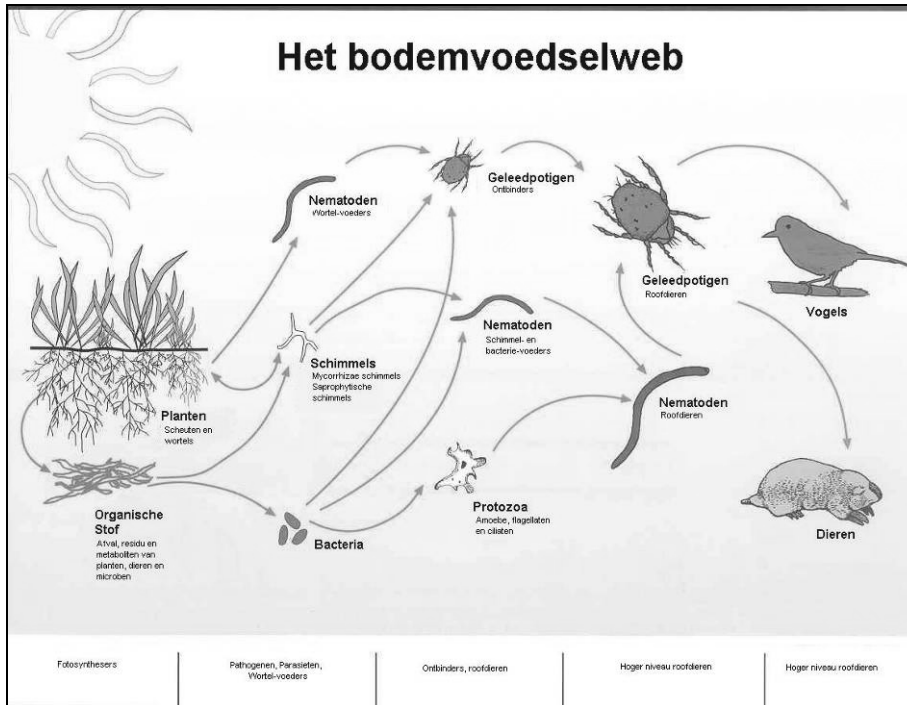
De potentiële plaatsen voor interactie op het oppervlak van minerale deeltjes vertaalt zich in de specifieke oppervlakte (SSA). Daarom werd de SSA voorgesteld als een betere voorspeller voor de adsorberende capaciteit van de bodem te zijn dan het klei- of leemgehalte. De SSA varieert met kleimineralogie en vermindert ook met stijgende deeltjesgrootte. Aldus, kunnen zandige of lemige bodems met kleine hoeveelheden hoog-specifieke-oppervlakteklei meer bodem OC absorberen dan bodems met gelijke textuur maar met een laag-specifiek-oppervlakteklei. Een aantal studies hebben inderdaad een positief verband tussen de SSA en de bodem OC inhoud gevonden en de gemiddelde verblijftijd van bodem OC bleek ook met SSA te stijgen. De afhankelijkheid van bodem OC en N gehalten van SSA, het kleigehalte en oxidegehalte wordt echter dikwijls overschaduwd door de invloed van bodembeheer op de bodem OC stocks. Wiseman en Püttman (2005) concludeerden dat evenwel betere verbanden bestonden tussen Fe en Al uit oxiden en BOC gehalten in centraal Duitse bodems. Betere verbanden kunnen eveneens gevonden worden tussen deze minerale bodemvariabelen en gehalten van specifieke BOS fracties. De HF-extraheerbare maar NaOCl-oxidatie resistente bodem OC en N fracties van Vlaamse zandige bodems (dit is de door minerale binding beschermde veronderstelde BOS fractie) vertonen een positieve trend met het oxalaat extraheerbaar Al gehalte (Figuur 8).



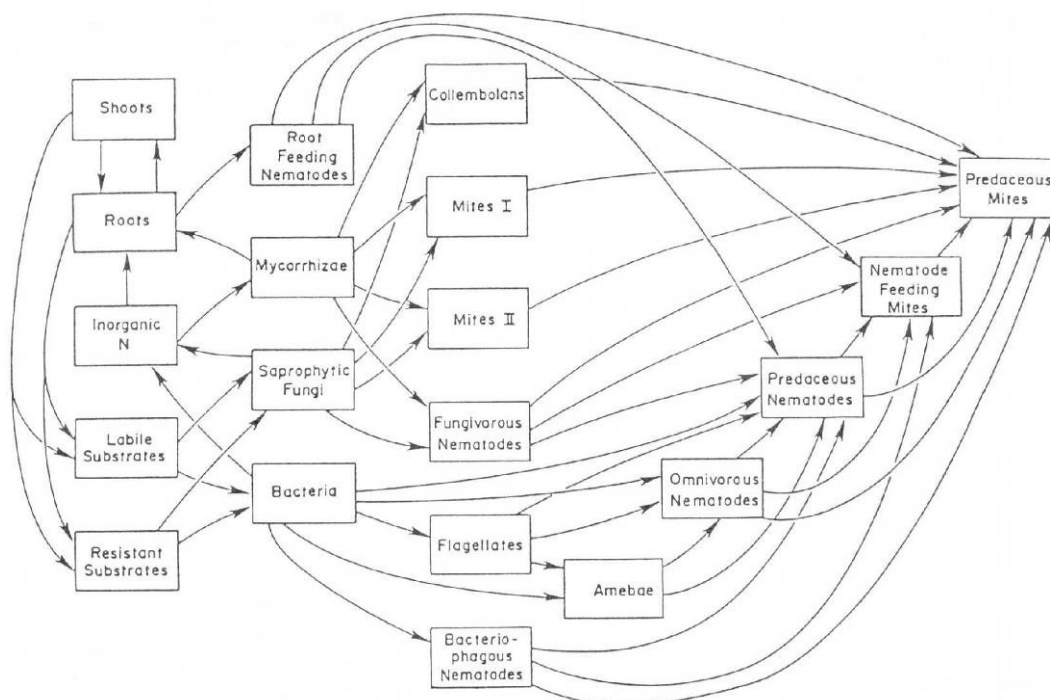
Figuur 8 Verband tussen het mineraal beschermd veronderstelde OC en N en het oxalaat-extraheerbare Al gehalte in Vlaamse zandbodems (Ara Begum (2007)).

1.1.5 Wat is de rol van bodemflora en -fauna?

Hoewel het bodemleven minder dan 10% van het totale BOS bedraagt, kan een landbouwbodemeen levende biomassa bevatten van ongeveer 3 ton/ha (Van Camp et al., 2004) en vervult het bodemleven heel wat belangrijke functies. Dit bodemleven vormt een **voedselweb** (Figuur 9 en Figuur 10), waarin het vooral gaat om eten en gegeten worden en waarin elke groep van organismen zijn eigen specifieke taak heeft.



Figuur 9 Eenvoudige voorstelling bodemvoedselweb



Figuur 10 Complexe voorstelling bodemvoedselweb (Hunt et al., 1987)

In de bodem is er een continu biologische proces aan de gang van opbouw en afbraak van organische stof. Bacteriën nemen de gemakkelijk afbreekbare organische stof voor hun rekening, terwijl schimmels eerder verantwoordelijk zijn voor de afbraak van de moeilijk afbreekbare fractie. Deze twee groepen bodemorganismen worden op hun beurt weer “gegeten” door andere bodemorganismen zoals protozoa, nematoden, springstaarten en mijten. Regenwormen zorgen dan weer voor het incorporeren van aan het oppervlakkig aanwezige oogstresten in de bodem waardoor ze beter beschikbaar worden voor microbiële activiteit. Het bodemvoedselweb vormt de bron en de motor van alle transformaties van OC en nutriënten in de bodem. Het goed functioneren van het volledige bodemvoedselweb is dus van zeer groot belang voor de bodemkwaliteit (De Visser en Hanegraaf, 2003).

Maar naast het belang van het bodemvoedselweb in de **nutriëntenkringloop**, spelen de organismen uit het bodemvoedselweb ook een onmisbare rol in cruciale processen zoals de vorming van **bodemstructuur**, en de **ziektewerendheid** van bodems (Tabel 1 en zie verder).

Tabel 1 Matrix van functies van het bodemleven en de groepen uit het bodemleven die verantwoordelijk zijn voor deze functies (www.gaiabodem.nl)

Funcities	Bacteriën	Schimmels	Mycorrhiza	Protozoën	Nematoden	Regenwormen	Potwormen	Springstaarten + mijten
Aanvoeren van nutriënten in de bodem	x							
Beschikbaar maken van nutriënten	x	x	x	x	x	x	x	x
Opname van nutriënten		x						
Vastleggen van nutriënten		x	x	x	x	x	x	x
Bodemstructuurverbetering door aggregaatvorming	x	x	x			x	x	x
Bodemstructuurverbetering door profielontsluiting						x		
Ziektewering	x	x	x		x			x

De indeling van de verschillende organismen binnen het bodemvoedselweb gebeurt meestal op basis van hun afmetingen. De bacteria, fungi en algen behoren tot de **microflora**. De **microfauna** (kleiner dan 0.2 mm) met in hoofdzaak de protozoa en de nematoden, bewonen de waterfilms. De **mesofauna** met de micro-arthropoden (hoofdzakelijk mijten en springstaarten) en de encytraeidae (potwormen) hebben een gemiddelde afmeting van 0.2 - 2 mm en leven in de grotere (luchtgevulde) poriën van de bodem. De **macrofauna** (regenwormen, termieten en grote arthropoden) zijn groter dan 2 mm en hebben de mogelijkheid om zich een eigen ruimte te creëren door graafactiviteiten waardoor ze vaak aangeduid worden als de ‘ecosysteem ingenieurs’ (Cochran et al., 1994). Of met andere woorden: de pieren en mieren zijn de eerste boeren. Een korte beschrijving van de belangrijkste bodemorganismen binnen deze vier groepen volgt hieronder:

1.1.5.1 Microflora

Bacteriën

De functies van bacteriën in het bodemvoedselweb kunnen als volgt worden samengevat (De Neve en Willekens, 2000):

- vasthouden van nutriënten: dit heeft te maken met de zeer lage C:N verhouding van deze organismen (zie verder)
- N-fixatie
- nitrificatie
- plantenbescherming: hier speelt het mechanisme van de pre-emptieve kolonisatie (competitie met pathogenen), dit zowel onder- als bovengronds. Bovendien scheiden bacteriën groeifactoren af. Productie van antibiotica kan bepaalde schimmels remmen.
- structuurvorming in de bodem, door productie van slijmstoffen waardoor individuele bodemdeeltjes aan mekaar kunnen gekit worden
- actinomyceten degraderen moeilijk afbreekbare verbindingen, zoals humusachtige stoffen, maar ook recalcitrante organische vervuilingen (cfr. fungi in zure bodems)

Bacteriën in de bodem vertonen een extreme ruimtelijke variabiliteit, ze komen vooral daar voor waar gemakkelijk beschikbare organische C aanwezig is, de zgn. C-hotspots in de bodem. Voorbeelden hiervan zijn verse plantenresten/uitwerpselen, maar ook de rhizosfeer. Door productie van wortellexudaten trekken planten bacteriën aan (met als gevolg pre-emptieve kolonisatie). Bacteriën kunnen binnendringen in kleine poriën tot enkele μm , maar organisch materiaal dat zich in nog kleinere poriën bevindt is beschermd tegen microbiële afbraak. Bij bodembewerking worden de aggregaten deels vernietigd en zal OM dat oorspronkelijk beschermd was ter beschikking komen van de bacteriën, hetgeen een flush van mineralisatie zal veroorzaken.

In landbouwgrond bedraagt de totale hoeveelheid bacteriën gewoonlijk enkele procenten van het totale organische stofgehalte in de bodem.

Bodemschimmels

Deze groeien meestal in hyphae of schimmeldraden (uitgezonderd gisten), ze zijn enkele μm in diameter, met een lengte van enkele cellen tot vele meters. De hyphae zijn soms gegroepeerd in massa (wat dan mycelium wordt genoemd). Schimmels zijn saprofieten, ze leven op afgestorven OM, en kunnen hierbij ook heel complexe substraten aan (vandaar bv. hun belang in de lignine afbraak!). Ze zijn dan ook belangrijk in het opruimen van allerlei verontreinigingen in de bodem.

Veel schimmels in de bodem zijn mutualisten (vb. mycorrhizae), ze koloniseren de plantenwortels. Er zijn ook een hele reeks pathogenen (parasieten) die potentieel grote economische schade kunnen veroorzaken.

De functies van schimmels in het voedselweb kunnen als volgt worden samengevat:

- vasthouden van nutriënten (lage C:N)
- plantenbescherming: pre-emptieve kolonisatie (competitie met pathogenen), nematoden etende schimmels
- structuurvorming: via hyphae
- stabilisering van OM (humusvorming)

In tegenstelling tot bacteriën groeien schimmels zich als het ware een weg door de bodem. Ze zijn vooral belangrijk in bossen. Veel bomen kunnen niet gedijen indien niet de gepaste schimmels in de bosbodem aanwezig zijn. Schimmels vervangen bacteriën in de bodem bij zuurdere pH.

1.1.5.2 Microfauna

De vrijlevende microfauna in de bodem kan ingedeeld worden in 4 ecologische groepen: flagellaten, naakte amoeben, testacea en ciliaten. Hoewel hun aantallen (in termen van biomassa) heel wat kleiner zijn dan die van de microbiële biomassa, spelen zij een heel belangrijke rol in de turnover van nutriënten via hun "graas"activiteiten op bacteriën, schimmels en algen. Zo werd aangetoond dat de zich zeer snel voedende protozoa verschillende malen de heersende bacteriële populatie kunnen consumeren in de loop van een jaar tijd (Coleman, 1994).

1.1.5.3 Mesofauna

De raderdierdjes (rotifera) kunnen deels zowel tot de microfauna als tot de mesofauna gerekend worden. Over het algemeen worden ze als van minder belang beschouwd in de bodem. Beerdierdjes (Tardigrada) zijn kleine (0.05-1.2 mm) organismen die in de bovenste 1-2 cm van bodems voorkomen. Ze kunnen gebruikt worden als vroege waarschuwingssignalen van allerlei vormen van milieustress, gezien hun grote gevoeligheid voor dergelijke stress.

Nematoden of rondwormen zijn een enorm belangrijke groep binnen de mesofauna. Net als de raderdierdjes bewonen ze vooral de waterfilmen of de met water gevulde poriën in de bodem. Nematoden voeden zich met een uitgebreid gamma aan organismen. Men kan een onderscheid maken tussen bacterivoren, fungivoren, plantenvoedende nematoden, predatoren en omnivoren. Nochtans is de scheidingslijn tussen de verschillende categorieën moeilijk te maken, omdat het ook afhangt van het ontwikkelingsstadium, en omdat de voedingsgewoonten dikwijls slecht gekend zijn. De ruimtelijke variabiliteit van voorkomen van nematoden is ook heel groot, met een sterke concentratie in de "hot spots" van biologische activiteit, zoals de rhizosfeer. Zo vonden Ingham et al. (1985) tot 70 % van de bacterievore en fungivore nematoden in 4-5% van het bodemvolume, overeenkomend met de rhizosfeer, namelijk de 1-2 mm bodem rond de wortels.

Tot de mesofauna behoren ook een grote variëteit aan arthropoden die gezamenlijk aangeduid worden als micro-arthropoden. De belangrijkste hiervan zijn de springstaarten (Collembola) en de mijten. Springstaarten zijn zeer algemeen voorkomende bodeminsecten, waarvan de aantallen kunnen oplopen tot meer dan 100 000 per m². Springstaarten zijn een belangrijke prooi voor andere bodemfauna. Zelf worden ze op de eerste plaats geklasseerd als fungivore organismen met een belangrijke invloed op de rhizosfeer dynamiek. In experimenten werd aangetoond dat springstaarten katoenplanten beschermen tegen pathogene schimmels (*Rhizoctonia solani*) door selectief op die schimmel te grazen.

Mijten komen ook in grote aantallen in bodems voor. Over de ecologie van bodemmijten is eigenlijk weinig geweten. De meest voorkomende groep (Oribatei) is fungivoor of voedt zich met afgestorven plantenmateriaal. Andere mijten zijn typische predatoren van andere kleine bodemfauna.

1.1.5.4 Macrofauna

Bij de macrofauna beperken we ons hier enkel tot de regenwormen, de best bekende groep binnen de bodemfauna. Regenwormen voeden zich typisch met strooisel, waarbij, afhankelijk van de ecologische groep, veel of weinig minerale bodem mee wordt ingeslikt.

Op basis van hun gedrag en morfologische kenmerken kunnen we drie ecologische groepen onderscheiden (Valckx, 2006).

- De diepgravers of anecische regenwormen leven in permanente verticale gangen die vaak een diameter hebben van 1 cm en die tot 2 m diep kunnen graven. Deze wormen voeden zich met het organische materiaal van de strooisellaag na een voorafbraak van het materiaal door schimmels en bacteriën. De uitwerpselen worden terug aan het oppervlak afgezet.
- De bodemwoelers of endogeïsche regenwormen zijn kleinere, bleekgekleurde soorten regenwormen die in niet-permanente subhorizontale gangen tot op 25 à 30 cm diepte leven. Ze bewegen zich door de bodem door grond gemengd met humus op te nemen. De tijdelijke gangen die op deze manier ontstaan, worden vervolgens opnieuw met uitwerpselen gevuld.
- De strooisel –of compostwormen (epigeïsche regenwormen) voeden zich net als de diepgravers met vers organisch materiaal, maar ze zijn niet in staat tot het graven van gangen.

Het mengen van organische en minerale bodembestanddelen door regenwormen speelt een belangrijke rol in het vormen van de organo-minerale complexen in de bodem, de stabiele humuscomponenten. Regenwormen zijn belangrijk voor de vorming en het onderhoud van een goede bodemstructuur. Door het graven van gangen en de inname van bodem vormen ze waterstabiele aggregaten door de binding van minerale bodembestanddelen met humus. De graafactiviteiten van regenwormen zorgen voor verminderde run-off, betere infiltratie, maar kunnen ook aanleiding geven tot grotere nutriëntenverliezen als gevolg van een sterkere uitspoeling langs preferentiële kanalen.

1.1.5.5 Biologische parameters als indicatoren voor bodemkwaliteit

Biologische parameters zijn uitermate geschikt als indicatoren voor bodemkwaliteit omdat ze zeer snel reageren op veranderingen in het management en al in een pril stadium een aanduiding geven van een achteruitgang van de bodemstructuur, organische stof gehalte en nutriëntenstatus.

Daarenboven zal bij een optimaal gebruik van organische meststoffen en de omschakeling naar meer duurzame landbouw minerale meststof vaker vervangen worden door organische bemesting. Daarbij zal, als uit overheidswege de hoeveelheid mest die mag worden toegediend gereduceerd wordt, het bodemleven een grotere rol gaan spelen in het beschikbaar maken van nutriënten (via mineralisatie uit BOS en symbiose tussen gewassen en micro-organismen).

Welke biologische parameters zijn makkelijk meetbaar en geschikt als indicator:

- Microbiële biomassa (via fumigatie-extractie procedure, Voroney et al., 1993)
- Bacterie/schimmel verhouding (via PLFA analyse)
- Microbiële activiteit via het bepalen van bodemrespiratie en enzymactiviteiten (Alef and Nannipieri, 1995)
- Nematoden (verschillende indices, Ferris et al., 2001)
- Bepaling van populatie aan bodemfauna gevoelig voor verandering zoals regenwormen (via tellingen, Leroy et al., 2007b)

Microbiële biomassa wordt vaak als een geschikte indicator naar voor geschoven aangezien het zowel fysische (textuur, structuur en waterhuishouding) als chemische (pH) aspecten integreert en ook reageert op antropogene wijzigingen (klimaat, landbouwpraktijken,...). Door de korte turn-over tijd (0.2 – 6 jaar) reageert deze parameter daarenboven zeer snel op situaties die kunnen leiden tot een verandering in het BOS gehalte: de microbiële biomassa geeft zo een snelle indicatie van een toekomstige toename of afname van het organische stofgehalte en de beschikbare nutriënten. Een nadeel van deze parameter is dat hij sterk afhankelijk is van verschillende abiotische factoren (vochtgehalte, temperatuur, recente toediening meststoffen of andere verstoringen), waardoor de bekomen waarden moeilijk interpreteerbaar zijn. Het standaardiseren van een dergelijke pool blijkt dan ook niet evident.

Ook de **bacterie/schimmelverhouding** wordt als een interessante indicator naar voor geschoven. Bij zeer intensieve landbouwsystemen (hoge intensiteit aan bodembewerkingen en aanvoer van gemakkelijk beschikbare nutriënten) is deze verhouding zeer hoog, terwijl bij bijvoorbeeld extensieve graslandssystemen (Bailey et al., 2002), verminderde bemesting (De Vries et al., 2006) of bij minimale bodembewerking (Frey et al., 1999) deze verhouding zeer sterk afneemt en nauwer gaat aansluiten bij de natuurlijke ecosystemen (waarbij deze verhouding varieert tussen 1/10 en 1/100, (Brussaard et al. 2003). Deze parameter geeft dus een indicatie van de graad van verstoring van het bodemecosysteem. Een lagere bacterie/schimmelverhouding resulteert in een fungi dominante afbraak. Door de hogere C/N verhouding van fungi t.o.v. bacteriën leidt dit tot een efficiëntere opname en verhoogde retentie van voedingsstoffen en dus potentieel verminderde verliezen naar het milieu (De Vries et al., 2006)

Microbiële activiteit wordt dikwijls als een nog gevoeliger indicator voorgesteld dan de microbiële biomassa omdat vaak een deel van de microbiële biomassa inactief is. Het bepalen van de bodemrespiratie en/of enzymactiviteiten kan een idee geven van de werkelijke opbouw/afbraak van BOS en geeft dus een beeld van de beschikbaarheid van de nutriënten. Wanneer we deze waarden uitdrukken tegenover de totale hoeveelheid BOS aanwezig, vormen ze ook een beeld van de efficiëntie van deze processen.

Nematoden (microfauna) zijn algemeen voorkomend en eenvoudig in te delen in functionele groepen. Daarbij zijn ze vrij gemakkelijk te extraheren uit de bodem en zijn ze zeer gevoelig voor verstoringen in de bodem (Leroy et al., 2007a). Daardoor kan het bepalen van de nematodepopulatie ook als een interessante indicator naar voor geschoven worden (Bongers en Ferris, 1999; Yeates, 2003). Het integreren van trofische niveaus en levensstrategieën in de functionele groepen kan aanleiding geven tot het definiëren van verschillende indices die een beeld geven van de structuur, functie en status van het bodemvoedselweb ten opzichte van veranderingen in de bodem (verstoringen, stress) (Bongers en Bongers, 1998). Ferris et al., 2001 ontwikkelde de aanrijdingsindex (EI) als maat voor de beschikbaarheid aan voedsel, de structuurindex (SI) als maatstaf voor het aantal trofische niveaus en de ontwikkeling van het bodemvoedselweb en de channelindex (CI) als parameter voor het voorspellen van de wijze van afbraak van het BOS. Deze index geeft ook een indicatie of de decompositie eerder bacterie-dominant is dan fungi-dominant (Berkelmans et al., 2003).

Grotere bodemorganismen zoals **regenwormen**, graven gangen in de bodem waardoor ze zorgen voor een beter verluchting van de bodem, een menging van de minerale bodem met de organische materialen die zijn toegevoegd en vorming van bodemaggregaten (Kladivko, 2001). Aangezien regenwormen zich voeden met vers organisch materiaal en afgedood worden door bodembewerkingen vormen ze ook een goed indicatie voor wijzigingen van landbouwpraktijken (Valckx, 2006).

Het Louis Bolk instituut onderzoekt op dit ogenblik of het mogelijk is om **de bodemvoedselweb structuur** van landbouwbedrijven te visualiseren (Smeding et al., 2005). Hierbij worden biomassa of aantallen van verschillende groepen bodemorganismen gestandaardiseerd tot een getal gelegen tussen 0 en 1. Van alle bedrijven krijgt de hoogste gevonden waarde een 1. Deze waarden worden dan visueel weergegeven als cirkels in een voedselweb diagram, waarbij de waarde de grootte van de cirkel bepaalt. Basisgroepen krijgen een grotere cirkel dan topgroepen. Bij deze beoordeling staat de compositie centraal.

Wanneer we stellen dat biologische parameters goede indicatoren zijn als ze aanduidingen geven in (de veranderingen van) bodemorganische stof, nutriëntenstatus, bodemstructuur en productiviteit, dan voldoen al deze beschreven parameters. Echter, de geschiktheid van een parameter is ook afhankelijk van de mate waarin hij:

- rekening houdt met de ruimtelijke variabiliteit
- stabiel is in de tijd onder constante omstandigheden en waarbij jaarlijkse fluctuaties kunnen voorspeld worden

- specifiek zijn voor bepaalde milieuocondities en gevoelig voor veranderingen in (landbouwkundig) management

Hieruit blijkt dat het vastleggen van biologische indicatoren zeer moeilijk is en dat een combinatie van verschillende parameters het meeste zinvol is voor de monitoring van bodemkwaliteit (Brussaard et al., 2003). Uit een onderzoek in de UK (DEFRA project SP0529, www.defra.gov.uk) blijkt dat uit 183 onderzochte bodembioologische indicatoren 13 geschikt zijn voor bodemmonitoring in de UK. Deze indicatoren zijn sterk gevoelig voor temporele variabiliteit, maar deze variabiliteit interfereert niet altijd met de gevoeligheid van de parameter. Verder onderzoek moet uitmaken in welke mate de variatie in deze parameters kan voorspeld en verklaard worden.

1.1.5.6 Is het voor de landbouwer zinvol om rekening te houden met het bodemleven? Kan en moet hij het stimuleren?

De hierboven aangehaalde impact van bodemleven op bodemkwaliteit is van groot belang voor de chemische en fysische bodemvruchtbaarheid, en heeft alleszins een grote impact op het productievermogen van een landbouwperceel. In die zin is het voor de landbouwer bijzonder belangrijk om hiermee rekening te houden, alleen bestaat er nog weinig kwantitatieve informatie omtrent de relatie kwaliteit/diversiteit bodemleven en bodemprocessen. Belangrijk is hierbij te onderkennen dat bodemstructuur en bodembioologie onlosmakelijk verbonden zijn, en dat vaak **eerst aan de bodemstructuur moet gewerkt worden** alvorens de biologische bodemkwaliteit kan verbeteren. We geven hierbij enkele voorbeelden van hoe in de praktijk met het bodemleven kan rekening gehouden worden.

In bodems met minder goede structuur (storende lagen, gecompacteerd bodem, ploegzool) kan de aërobe vertering van organisch materiaal gehinderd worden, waardoor rotting optreedt van het toegediend organisch materiaal i.p.v. mineralisatie, hetgeen zeer ongewenst is. Dit is te wijten aan de gebrekkige zuurstofdiffusie naar het afbrekende materiaal als gevolg van de ongunstige bodemstructuur. Dergelijke processen kunnen in de bodem gemakkelijk herkend worden aan de grijsblauwe kleuren die ontstaan rond het afbrekend organisch materiaal in de bodem. In dergelijke omstandigheden is het ten eerste aan te raden om zo weinig mogelijk vers materiaal in te ploegen, maar eerder gecomposteerd materiaal, dat al afgebroken is buiten de bodem, en dat een veel kleinere zuurstofvraag veroorzaakt bij inwerken. Op langere termijn moet het de bedoeling zijn om ongunstige structuurtoestanden op te heffen, zodat het bodemleven optimaal kan functioneren en voor een goede aërobe vertering van toegediend materiaal zorgt.

Meer algemeen is het zo dat een slechte bodemstructuur alle gewenste biologische omzettingsprocessen in de bodem zal hinderen. Hierdoor zal bv. de natuurlijke stikstofvrijstelling uit bodem organische stof ook verminderen, waardoor meer beroep zal moeten gedaan worden op externe hulpmiddelen, zijnde minerale stikstofbemesting. Dergelijke bodems zullen ook een verminderde ziekteverendheid vertonen.

Een belangrijke beheersmaatregel voor het onderhoud van een goed bodemvoedselweb is een **regelmatige aanvoer van organische stof**. Schimmels ontwikkelen zich bijvoorbeeld meer op koolstofrijke gewasresten en bacteriën op stikstofrijke gewasresten. Recent is er daarom aandacht voor het sturen van de bacterie/schimmel verhouding, zoals eerder reeds vermeld. Er worden onder andere pogingen ondernomen om door het wijzigen van het type organisch materiaal dat aan de bodem wordt toegediend deze verhouding te veranderen. In landbouwbodems zou er namelijk dikwijls een te hoge bacterie/schimmel verhouding zijn, wat aanleiding zou geven tot grotere verliezen in de stikstofcyclus.

Vaak wordt ook verondersteld dat schimmel-gedomineerde grond robuuster en ziekteverwerper is dan Bacteriën-gedomineerde grond. Hoewel een aantal zaken hier nog vrij hypothetisch zijn, lijkt dit ook een mogelijkheid tot sturen van de biologische bodemkwaliteit. Wel zou dit in een aantal gevallen een drastische wijziging in het management vergen (overstappen op totaal andere bronnen van organisch materiaal).

Wat macrofauna betreft kan men stellen dat bodems die een grote hoeveelheid regenwormen herbergen getuigen van een goede chemische en fysische bodemkwaliteit. De talrijke aanwezigheid van regenwormen is dan ook een sterke indicatie voor de landbouwer dat hij zijn bodem goed beheert. Landbouwers zouden hier dan ook oog voor moeten hebben. **Grondbewerking** leidt tot minder regenwormen en andere bodemdieren die juist de grondbewerking kunnen 'overnemen'. Minimale grondbewerking verstoort de bodem zo weinig mogelijk en het bodemleven krijgt zo de kans om zich te herstellen en hetzelfde werk op haar eigen manier te doen.

Tenslotte dient vermeld dat **gewasbeschermingsmiddelen** ook kunnen inwerken op niet-schadelijke organismen en kunnen het biologische evenwicht in de bodem verstoren. Meer resistente soorten krijgen dan de overhand en bepaalde ziekteverwekkers kunnen gaan overheersen. Dit kan zowel de mineralisatie als de ziekteverwerperheid verlagen.

Voor de beoordeling van de structureigenschappen en een aantal biologische indicatoren van bodemkwaliteit van landbouwbodems werd in Nederland een protocol opgesteld, dat vertrekt vanuit het graven van een mini 'profielkuil' (Koopmans et al., 2005). Het protocol stelt in zeer bevattelijke bewoordingen waar een landbouwer kan op letten om de structuurtoestand en de biologische kwaliteit van zijn bodem te beoordelen, en is mits enige inoefening door iedere landbouwer te gebruiken.

Besluitend kan gesteld worden dat het zeer zeker de moeite loont voor een landbouwer om de biologische bodemactiviteit te stimuleren of in optimale conditie te houden, maar dat de kwantitatieve wetenschappelijke kennis hieromtrent nog vrij beperkt is. Vaak zal het verbeteren van de structuurtoestand, al of niet gecombineerd met het toedienen van meer aangepaste bronnen van organisch materiaal, het bodemleven zeer positief beïnvloeden.

1.1.6 Welke rol speelt organische stof in de bodem? Welke bodemfuncties worden hierdoor beïnvloed?

De aanwezigheid van BOS speelt een zeer belangrijke rol in het behoud van de bodemkwaliteit (Van Camp et al., 2004). Zowat alle dynamische bodemeigenschappen, zowel chemische, fysische als biologische worden beïnvloed door het organische stofgehalte in de bodem (Tabel 2).

Tabel 2 Effect van BOS op bodemeigenschappen (Stevenson, 1994)

Eigenschap	Fysisch Opmerkingen	Effect op de bodem
Kleur	De donkere kleur, typisch voor vele bodems, wordt verklaard door de aanwezigheid van organische stof	Opwarming
Klei-humuscomplex	Organische stof vormt het cement waarmee bodemdeeltjes aan elkaar kiten tot aggregaten	Stabiliseert de bodemstructuur, minimaliseert erosie en verslemping en vergroot de doorlatendheid en gasuitwisseling
Waterbergend vermogen	Organische stof kan tot 20× z'n eigen gewicht aan water bevatten	Verhoogt vnl. in zandige bodems het waterbergend vermogen
Mineralisatie	Afbraak van organische stof levert CO ₂ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻	Organische stof is bron van nutriënten voor planten
Kationen-uitwisseling	CEC van organische stof bedraagt 100 tot 300 cmol(+)/kg	Verhoogt de CEC van de bodem doordat 20 tot 70% van de CEC te wijten is aan organische stof
Bufferende werking	Organische stof oefent een bufferende werking uit in licht zuur, neutraal tot alkalisch milieu	Draagt bij tot een uniforme bodemreactie
Chelatie	Organische stof vormt met Cu ²⁺ , Mn ²⁺ , Zn ²⁺ en andere polyvalente kationen stabiele complexen	Vergroot de beschikbaarheid van micro-nutriënten voor de plant
Verbindingen met andere organische moleculen	Organische stof beïnvloedt de bio-activiteit, de levensduur en bio-afbreekbaarheid van pesticiden	Wijzigt het toepassingsvolume van pesticiden voor een effectieve werking

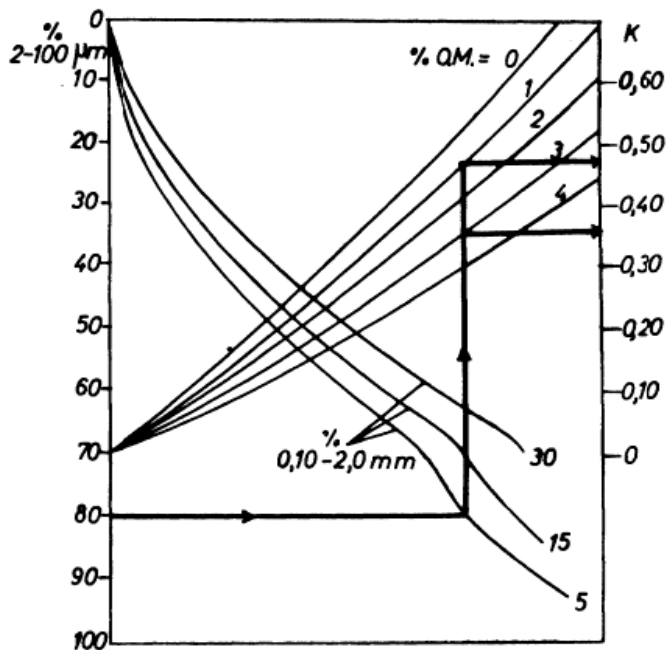
1.1.6.1 Kleur

Bodems met hoog organisch stof gehalte vertonen vaak een donkere kleur. Door deze donkere kleur nemen ze meer **warmte** op. Het gebruik van de warmte van de eerste voorjaarszon kan van belang zijn o.a. bij het kweken van primeurgroenten: door de snellere opwarming van de bodems, kan je je groenten sneller planten en ook sneller oogsten.

1.1.6.2 Klei-humuscomplex

Hoe meer organische stof in de bodem, hoe stabiel de bodem waardoor ook de kans op verslemping en erosie afneemt. Dit blijkt duidelijk uit onderstaande figuur (Figuur 11). Op deze figuur wordt aan de linkerkant de leemfractie (+ zeer fijn zand) en de fijne zandfractie weergegeven en aan de rechterkant de **erosiegevoeligheid** (K-factor, waarde tussen 0 en 1) van de bodem. Anderzijds zijn er op de figuur verschillende curven weergegeven voor de verschillende BOS-percentages. Bij een zekere leem- + zeer fijne zandfractie (vb 80%) en fijne zandfractie (vb 5%) geeft een OM fractie van 1 % een waarde

van 0.5 voor de erodibiliteit, terwijl voor een zelfde hoeveelheid leem + zeer fijn zand en fijn zand bij een OM fractie van 3% de erosiegevoeligheid daalt tot ongeveer 0.35.



Figuur 11 Erodibiliteit van bodems (Wischmeier and Smith, 1978)

De positieve invloed van organische stof op de **aggregaatstabiliteit** is toe te schrijven aan volgende factoren (Sparling et al., 2003)

- Binding tussen klei en humusmoleculen
- De tijdelijke mechanische verbinding door de draadvormige filamenten (mycelia) van schimmels. Deze effecten zijn vooral merkbaar wanneer vers organisch materiaal in de bodem wordt gebracht en voornamelijk enkele weken tot enkele maanden na toediening
- De cementerende werking door intermediaire producten van microbiële afbraak en synthese (polysacchariden)
- Stimulering van wortelontwikkeling (wortels houden bodemdeeltjes bijeen en microbiële populatie neemt toe)
- Toename van regenwormen

1.1.6.3 Waterbergend vermogen

Organische stof kan een grote hoeveelheid water vasthouden in de bodem en draagt op deze manier bij aan het waterbergend vermogen van de bodem (zie 1.1.7.2.).

1.1.6.4 Mineralisatie

Organische stof vormt een zeer belangrijke bron van **voedingstoffen** voor de aanwezige gewassen. Tijdens de afbraak van organische stof (= mineralisatie) komen namelijk heel wat nutriënten vrij zoals N, P en S. Tot aan het invoeren van minerale meststoffen was het toedienen van organisch materiaal de enige mogelijkheid om nutriënten zoals N aan te voeren. Stikstofmineralisatie is één van de belangrijkste aanvoerposten van N doorheen het groeiseizoen van zowel akker- als tuinbouwgewassen.

Vollegrondsgroenten worden bovendien veelal geteeld op chemisch rijke bodems, waardoor de mineralisatiecomponent nog belangrijker wordt. Loveland en Webb (2003) stellen dat, bij een gematigde bemesting, de potentiële opbrengst niet kan gehaald worden als het BOS gehalte lager is dan 1.7% omwille van een te beperkte N levering uit BOS. Een hogere bemesting kan echter dit probleem wegwerken in landbouwbodems van de gematigde streken.

Als deze N echter vrijkomt op een plaats die niet beschikbaar is voor de plantwortels of op een moment waarop er geen behoefte is aan N (winter) kan er ook gevaar zijn voor N uitloging. Dit risico is vooral aanwezig als de BOS hoofdzakelijk bestaat uit jonge, gemakkelijk afbreekbare BOS met een lage C/N ratio (Postma et al., 2004).

1.1.6.5 Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en bufferende werking

Organische stof heeft net als kleimineralen de eigenschap om **kationen te adsorberen** aan het oppervlak. Wanneer het BOS gehalte van een bodem toeneemt, betekent dit dus ook een stijging van de CEC. Het vermogen van een bodem om kationen vast te houden is van invloed op de gewasproductie. In het onderzoeksproject van Bolt et al. (1978) wordt gesteld dat de CEC een productielimiterende factor is als de CEC kleiner is dan 10 cmol (+)/kg grond. De nalevering van kationen wordt beneden deze CEC zo laag dat er geen sprake meer is van buffering omdat dan de geadsorbeerde ionen concentratie nauwelijks groter is dan concentratie in de bodemoplossing.

De bufferende werking van een bodem ligt hoofdzakelijk vevat in de geadsorbeerde kationen aan het oppervlak van BOS en kleimineralen. Het grote belang van deze bufferende eigenschap is het voorkomen van grote schommelingen van de **bodem-pH**. Dit houdt in dat hoe meer BOS aanwezig is, hoe beter de bodem gebufferd zal zijn. Dit is van belang aangezien gewassen slechts optimaal groeien binnen relatief nauwe pH-grenzen.

1.1.6.6 Chelatie

Polyvalente kationen zoals Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , ... essentieel voor de plantengroei, bezitten het vermogen coördinatieve bindingen te vormen met organische moleculen. De metalen, aanwezig in de bodemoplossing als ionen en als oplosbare metallo-organische complexen, worden beïnvloed door de activiteit van hogere planten en micro-organismen die beiden wateroplosbare liganden voor **complexvorming** leveren. Hierdoor worden metalen in niet-oplosbare organische complexen vastgehouden waardoor ze niet uitspoelen, maar ook niet rechtstreeks beschikbaar zijn voor de planten.

De betekenis van deze chelatering kan als volgt worden samengevat:

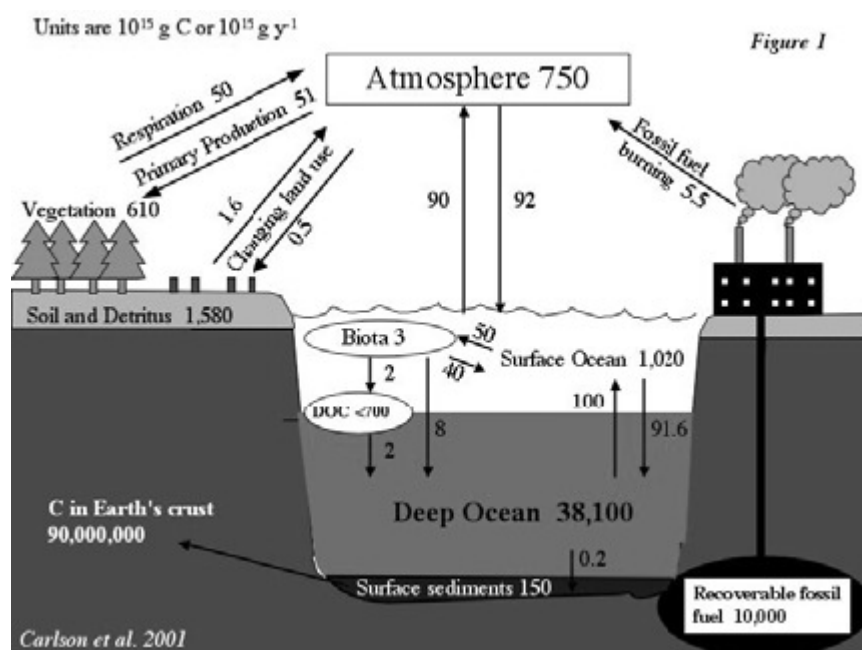
- Metaalionen die onder de heersende pH-waarden een onoplosbare neerslag zouden vormen, blijven in oplossing;
- Organische complexerende verbindingen beïnvloeden de beschikbaarheid van sporenelementen voor hogere planten en voor de bodemorganismen. Sommige verbindingen uit de organische stof vormen oplosbare complexen met metaalionen terwijl andere onoplosbare complexen vormen;
- Onder bepaalde omstandigheden kan de concentratie van een metaalion door complexatie verlaagd worden tot onder een bepaald toxisch niveau. Dit gaat in het bijzonder op voor metallo-organische complexen met lage oplosbaarheid, hetgeen het geval is voor verbindingen van de organische stof met een hoog moleculair gewicht;
- Chelatering speelt een sleutelrol bij de verwerking van gesteenten en mineralen. Micro-organismen lossen het gesteenteoppervlak waaraan ze vastgehecht zijn op door het vormen van organische chelaterende verbindingen.

1.1.6.7 Efficiëntie van herbiciden

Veldproeven hebben reeds herhaaldelijk aangetoond dat de hoeveelheid pesticide die moeten worden toegediend om een efficiënte werking te garanderen, sterk beïnvloed wordt door het BOS gehalte. Algemeen dient meer pesticide aangewend te worden naarmate het BOS gehalte stijgt.

1.1.6.8 C sequestratie (in kader van Kyoto-protocol)

Terrestische ecosystemen worden tegenwoordig als een grote potentiële **sink** van CO₂ (belangrijkste broeikasgas) beschouwd (Figuur 12). Het is niet enkel mogelijk om C vast te leggen in vegetatie (waarbij men het vooral heeft over het bosareaal), maar ook bodems zelf hebben een duidelijk potentieel voor koolstofopslag. De hoeveelheid C in bodems wordt hoofdzakelijk bepaald door de input aan organisch materiaal, wortellexudaten en wortelresten. Hieruit blijkt al duidelijk dat ook de landbouw een belangrijke rol kan spelen in dit proces en dat het gevoerde management kan bepalen of een bepaalde landbouwbodem als **sink** dan wel als **source** naar voor zal treden. Mogelijke beheersmaatregelen om het C gehalte in de bovenste bodemlaag te verhogen en zo bij te dragen aan het Kyoto-protocol zijn o.a. verminderde bodembewerkingen (Stockfish et al., 1999; Alvarez, 2005; D'haene et al., 2006), beheer van oogstresten (Paustian et al., 1997; Coppens et al. 2006; Van den Bossche et al., 2007) en bemesting (Gregorich et al., 2005; Khan et al., 2007; Leroy et al., 2007b). Deze opties zullen verder in detail besproken worden.



Figuur 12 Globale C cyclus (<http://www.lifesci.ucsb.edu/~carlson/Images/C-Cycle.jpg>)

1.1.6.9 Behoud/herstel bodembiodiversiteit

Een hoger BOS gehalte betekent ook **meer voedsel en habitat** beschikbaar voor bodemorganismen.

Zo leidt het toedienen van organisch materiaal tot een stijging van de microbiële biomassa en activiteit (Kandeler et al., 1999; Bohme et al., 2005) waardoor ook diegenen die zich voeden met bacteriën of schimmels, zoals nematoden, toenemen in aantal (Forge et al. 2003; Leroy, 2008)

Spinnen en kevers voeden zich met prooien aanwezig in oppervlakkige strooisellagen. De hoeveelheid en kwaliteit aan organisch materiaal aanwezig aan het oppervlak bepaalt dus mede hun aanwezigheid

en activiteit. Daarbij leven de larvale stadia van de kevers in de bodem en zorgen oppervlakkige oogstresten voor optimale vocht- en temperatuurcondities (Wardle, 1995).

Verschillende studies hebben reeds aangewezen dat regenwormen een bodem met een hoog organische stofgehalte verkiezen (Hendrix et al., 1992; Leroy et al., 2007a). Het toedienen van organisch materiaal waardoor het BOS gehalte stijgt en meer voedsel beschikbaar is, zal dus leiden tot een grotere regenwormpopulatie.

Meer voedsel en habitat zal niet enkel de biologische diversiteit en activiteit van de organismen onder en op het oppervlakte verhogen, maar ook de biodiversiteit aan organismen hoger in de voedselketen (vogels en zoogdieren) zal positief beïnvloed worden (Mäder et al., 2002).

1.1.7 Op welke wijze beïnvloedt het organische stofgehalte van de bodem de landbouwpraktijk en de landbouwproductie?

1.1.7.1 Bewerkbaarheid

Een hoger BOS gehalte zal leiden tot een beter bewerkbare bodem (Tabel 3). Hierdoor is het mogelijk om te werken met lichtere machines waardoor het risico op **bodemcompactie** afneemt. Dit levert een betere bodemstructuur, gevolgd door een betere vertering en mineralisatie van het BOS en resulteert uiteindelijk in een lagere bemestingsbehoefte.

1.1.7.2 Bodemwaterhuishouding en waterbeschikbaarheid

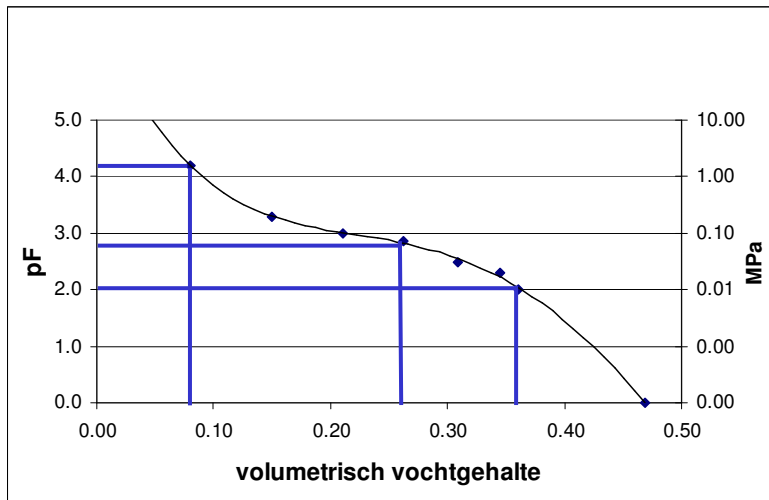
Het effect van het organisch stofgehalte op de vochtretentie en op de waterbeweging in de bodem is het voorwerp van heel wat onderzoek geweest, met uiteenlopende resultaten. In de laatste decennia is dit effect redelijk goed beschreven. Het organisch stofgehalte van de bodem en in het bijzonder van de bouwlaag heeft op meerdere wijzen invloed op de bodemwaterhuishouding.

Het organisch materiaal in de bodem speelt een belangrijke rol in de ontwikkeling en in de instandhouding van de bodemstructuur. Concreet gaat een verhoogd organisch stofgehalte samen met een toenemende aggregaatstabiliteit en een groter poriëngehalte. Hierdoor neemt de vochtretentie van de bodem toe en verhoogt zowel de onverzadigde als de verzadigde conductiviteit in de bodem, evenals de infiltratiesnelheid ter hoogte van het maaiveld, het bodemoppervlak. Deze karakteristieken kunnen een betekenisvolle invloed hebben op de plantaardige productie.

Vochtretentie

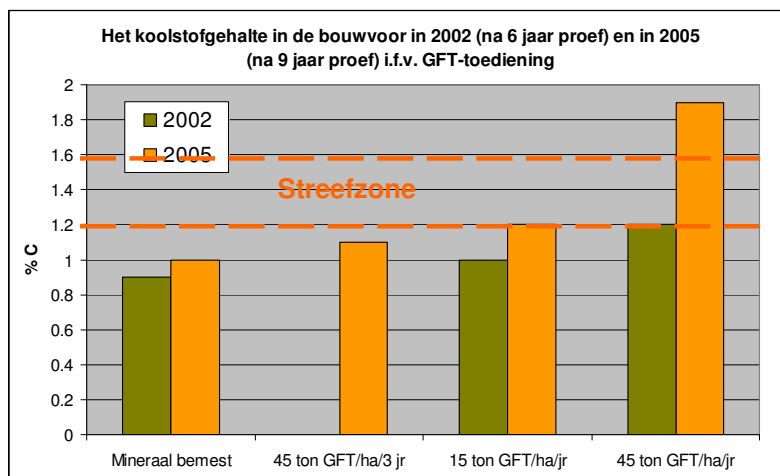
De vochtretentiekarakteristiek van een bodem wordt weergegeven aan de hand van de vochtretentiecurve (Figuur 13). Deze geeft het verband weer tussen het volumetrisch bodemvochtgehalte en de kracht waarmee het water wordt vastgehouden door de bodem. Zo is bij verzadiging deze kracht gelijk aan nul en zal het water bij verzadiging gravitair wegdraineren indien mogelijk. Naarmate het vochtgehalte afneemt, zal de vochtspanning of deze kracht toenemen. Bij een waarde van ca. 10 tot 33 kPa zal het resterend bodemvocht nauwelijks nog gravitair wegdraineren. Deze situatie wordt als "veldcapaciteit" aangeduid. Plantenwortels oefenen een onderdruk uit en kunnen alzo water uit de bodem opnemen. Met verder afnemend bodemvochtgehalte stijgt ook de vochtspanning die de wortels moeten overwinnen om water op te nemen. Bij ca 30 tot 200 kPa, afhankelijk van plant en groeiomstandigheden, ondervindt de wortel moeilijkheden om het resterend water op te nemen. De hoeveelheid water die tussen veldcapaciteit en bv. 60 kPa kan opgenomen worden wordt aangeduid als "gemakkelijk opneembare vochtreserve". Daalt het bodemvochtgehalte nog verder, wordt het verwelkingspunt bereikt, bij 1500 kPa, waarbij de wortel geen water meer kan

opnemen. De bodemvochtreserve tussen veldcapaciteit en verwelkingspunt is de “opneembare vochtreserve”.



Figuur 13 Vochtretentiecurve. Leembodem, A0-horizon, Meensel Kiezegem (bron BDB)

Verschillende auteurs (bv. Vereecken et al., 1989; Hudson, 1998; Hillel, 1998; Rawls et al., 2003) geven aan dat de vorm en het bereik van de vochtretentiecurve zeer sterk samenhangt met de textuur van de bodem. Hillel (1998) demonstreert eveneens duidelijk dat bij lage vochtspanningen (< 100 kPa) de vochtretentiecurve hoofdzakelijk bepaald wordt door capillair water en door de poriënverdeling. De poriënverdeling wordt in de eerste plaats beïnvloedt door de bodemstructuur. Bij hogere vochtspanningen, bij droogte, wordt de curve in toenemende mate bepaald door de textuur en veel minder mate door de bodemstructuur. Hieruit kan men afleiden dat toenemende ontwikkeling van bodemaggregaten het vochtgehalte bij veldcapaciteit doet toenemen en nauwelijks het verwelkingspunt beïnvloedt. De hoeveelheid voor de plant beschikbaar vocht neemt dan m.a.w. toe. Gezien het effect van de betere bodemstructuur bovendien in het natte gedeelte van de vochtretentiecurve (bij lage vochtspanningen) plaatsgrijpt, kan men ook verwachten dat in de eerste plaats de gemakkelijk beschikbare vochtreserve toeneemt.

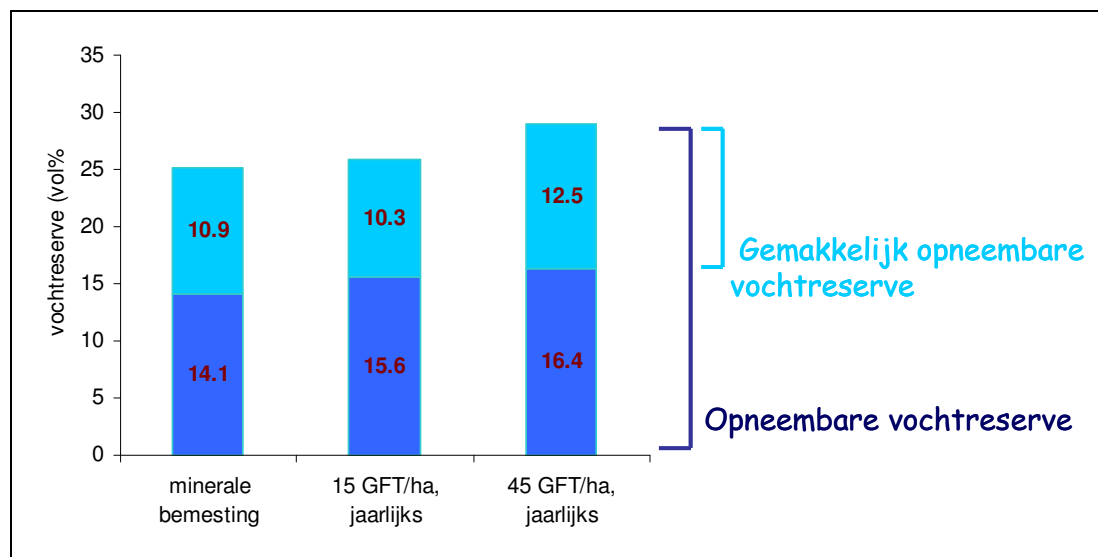


Figuur 14 Evolutie van het koolstofgehalte in de 0 - 23 cm bodemlaag na meerjarige GFT-toediening (bron BDB)

De Bodemkundige Dienst van België voert in opdracht van VLACO VZW meerjarig onderzoek naar de effecten van jaarlijkse toediening van GFT-compost. Hiertoe werd een proefveld te Boutersem op een

zwaar zandleembodem aangelegd in 1997. Reeds gedurende meer dan 11 jaar wordt compost toegediend in verschillende behandelingen evenals getuigepercelen met enkel minerale bemesting, en dit in een normale landbouwteeltrotatie, naast eveneens een behandeling onder braak. Figuur 14 geeft de evolutie van het BOS weer op enkele behandelingen na 6 en na 9 jaar. De streefzone geeft voor dit type bodem het optimale koolstofgehalte in functie van de chemische bodemvruchtbaarheid weer voor een optimale opbrengst zoals gedefinieerd in het BEMEX bemestingsadviesstelsel van de Bodemkundige Dienst van België (zie hoofdstuk 1.1.8.2).

De vochtretentiekarakteristieken op deze behandelingen werden eveneens bepaald in 2002, en samengevat door de onderstaande figuur.



Figuur 15 Evolutie van de vochtreserve in de 0 - 23 cm bodemlaag in functie van de GFT-compost toediening na 6 jaar proef (Bron BDB)

Zowel de opneembare vochtreserve als de gemakkelijk opneembare vochtreserve nemen significant toe (statistische gegevens hier niet getoond) naargelang het organisch stofgehalte in de bodem toeneemt. In dezelfde lijn vertoont de totale porositeit een positieve trend toe, en daalt de schijnbare dichtheid (Tabel 3).

Tabel 3 Effect van GFT-compost toediening op schijnbare dichtheid en totale porositeit in de 0 - 23 cm bodemlaag (bron BDB)

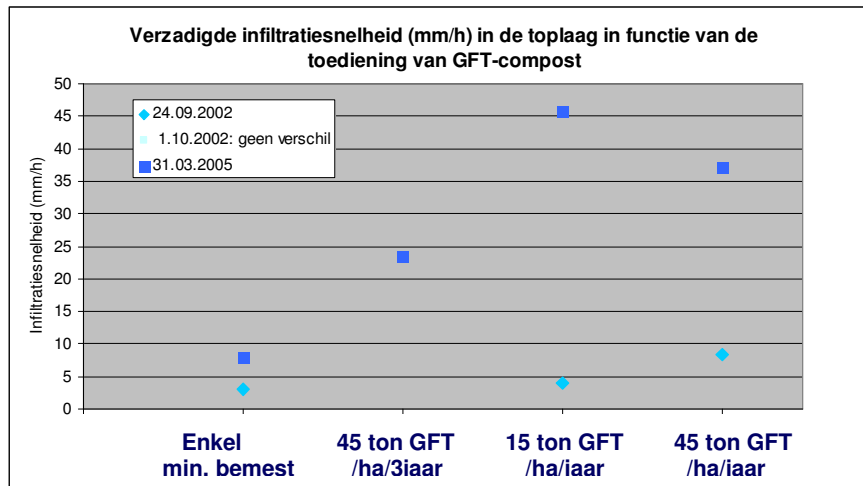
	Schijnbare dichtheid (g/cm ³)				pF 0 (vol%) , totale porositeit			
	2002		2005		2002		2005	
minerale bemesting	1.51	a	1.44	a	41.0	b	42.3	a
45 GFT/ha, 3-jaarlijks			1.42	ab			43.8	a
15 GFT/ha, jaarlijks	1.50	a	1.39	ab	41.6	b	43.9	a
45 GFT/ha, jaarlijks	1.44	b	1.35	b	44.3	a	45.1	a

(waarden gevolgd door een verschillende letter zijn significant verschillend op het 5% niveau)

Infiltratiesnelheid

In het kader van de hogervermelde proefopzet te Boutersem werd eveneens voor enkele behandelingen de oppervlakkige infiltratiesnelheid gemeten. Een toenemend organisch stofgehalte leidt

na respectievelijk 6 en 9 jaar proefduur trendmatig (maar statistische niet significant) tot een hogere infiltratiesnelheid op deze bodem. In de praktijk volgt hieruit dat bij intensieve regenbuien minder snel runoff en erosie zal optreden, maar ook dat de neerslag efficiënter zal worden, i.e. meer zal opgenomen worden in de bodem, hetgeen een beter vochtvoorziening in het teeltseizoen mogelijk maakt.



Figuur 16 Verzadigde infiltratiesnelheid in functie van de toediening van GFT-compost (bron BDB)

Conductiviteit

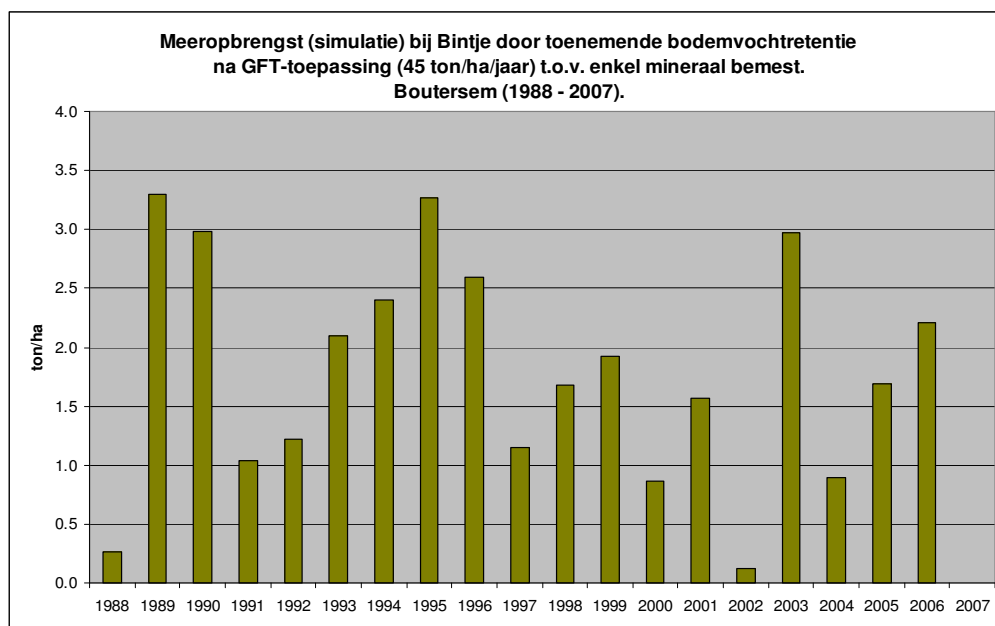
De conductiviteit geeft aan welke de snelheid is van de waterbeweging in de bodem onder invloed van een verschil in bodemvochtspanning of bodemvochtgehalte. De conductiviteit kan bepaald worden zowel voor een waterverzadigde als een -onverzadigde bodem. Gezien de eerder beschreven effecten van organische stof op de bodemstructuur en het poriëngehalte, ligt een verhoogde conductiviteit onder invloed van een verhoogd organisch stofgehalte voor de hand. Het verband is reeds door meerdere auteurs beschreven (bv. Rawls et al., 1998; Nemes et al., 2005). De conductiviteit is een maat voor de mogelijke capillaire beweging van het water in de bodem en heeft dan ook onmiddellijk invloed op de vochtvoorziening.

Betekenis voor de plantaardige productie

De vochtvoorziening van een gewas beïnvloedt in verregaande mate de ontwikkeling van het gewas. Bij een hoge gemakkelijk opneembare vochtreserve zal een gewas minder snel beginnende droogtestress ondervinden en sterk vegetatief kunnen ontwikkelen. Indien ook de totale opneembare vochtreserve toeneemt zal sterke droogte in het teeltseizoen veel minder frequent voorkomen. Het spreekt vanzelf dat veranderingen in de vochtretentiekarakteristieken van de bodem, onder invloed van een veranderend organisch stofgehalte, dan ook onmiddellijk effect zullen hebben op de gewasproductie.

De Bodemkundige Dienst van België rekende voor het eerder geciteerde proefperceel te Boutersem door welk het verschil in opbrengst van aardappelen is onder invloed van een veranderende vochtretentiekarakteristiek als gevolg van een toenemend organisch stofgehalte. De bodemwaterbalans werd gesimuleerd op dagbasis gedurende de teeltseizoenen van 1988 tot 2007 met de klimaatgegevens (dagneerslag- en evapotranspiratiewaarden) bekomen van een nabijgelegen weerstation en dit op basis van de vochtretentiekarakteristieken van het enkel mineraal bemest perceelsgedeelte t.o.v. de percelen die 45 ton GFT-compost/ha/jaar ontvingen. Als referentie werd Bintje genomen met een Water Use Efficiency (WUE) van 199 kg/mm/ha. Deze factor geeft de opbrengst aan oogstbaar product weer per mm evapotranspiratie door het gewas en per oppervlakte-eenheid (Bries et al. 1995). Het verschil in vochtvoorziening en meer bepaald in actuele evapotranspiratie van de teelt op beide bodems laat toe om op basis van de WUE het verschil in

opbrengst te berekenen. Deze waarden worden bevestigd indien men de methode van de “crop response factor” toepast (Doorenbos et al., 1986) (hier niet weergegeven). Figuur 17 geeft de verschillen in opbrengst doorheen de jaren weer. Gemiddeld komt dit neer op nagenoeg 1.7 ton/ha bruto, hetgeen een tegenwaarde betekent van € 110/ha (contractprijs van €65/ton). Hierbij blijven de andere inputs dezelfde (plantgoed, bodembewerkingen, bemesting, bespuitingen,...). De doorrekening van de opbrengstverbetering maakt bovendien nog abstractie van mogelijk betere productkwaliteit, effecten door verbeterde infiltratiesnelheid, conductiviteit of andere effecten (bodembioïologie, minerale voorziening, erosiebeperking,...). Deze illustratie geeft duidelijk aan dat de effecten van een toenemend organisch stofgehalte op de bodemwaterhuishouding betekenisvol zijn in termen van landbouwproductie.



Figuur 17 Meeropbrengst bij aardappelen ten gevolge van verbeterde bodemvochtretentie na meerjaarlijkse toediening van GFT-compost (BDB)

1.1.7.3 Bemesting

Voor het opstellen van een N bemestingsadvies moet rekening gehouden worden met enerzijds de stikstofbehoefte van het gewas en anderzijds de hoeveelheid N die beschikbaar is. Deze aanbodzijde wordt bepaald door de minerale N hoeveelheid op dit moment in de bodem, maar ook door de hoeveelheid minerale N die vrijkomt uit BOS en geïncorporeerd organisch materiaal. **N mineralisatie** is een microbiologisch proces, en wordt dan ook heel sterk bepaald door een aantal "externe" factoren zoals de bodemtemperatuur, het bodemvochtgehalte, en de zuurstofvoorziening in de bodem (samenhangend met bodemstructuur). De invloed van deze externe factoren op de N mineralisatie is vrij nauwkeurig gekend en er bestaan algemeen aanvaarde modellen om de invloed hiervan kwantitatief te voorspellen. In het BEMestingsEXpertsysteem (BEMEX) van de Bodemkundige Dienst wordt dan ook op deze manier de N-dosis berekend op basis van het organisch stofgehalte, zonder directe meting van de bodemstikstof zelf.

Daarnaast zijn er een aantal "interne" factoren die bepalen hoe bodems onderling verschillen in hun N mineralisatiecapaciteit. Het voorspellen van de N mineralisatie van een bodem bij constante, gegeven omstandigheden van temperatuur en vochtgehalte is een cruciale factor met het oog op een optimale N benutting en dus het minimaliseren van het minerale N residu bij de oogst en in het najaar. De hoeveelheid BOS bepaalt de hoeveelheid substraat die aanwezig is voor de microbiële biomassa en is

dus sterk bepalend voor de mineralisatie. Eigenlijk is de minerale N een restproduct van de microbiële afbraak van organische stof en is de N mineralisatie verbonden met de koolstofmineralisatie via de C/N verhouding. Inderdaad, bij een hoge C/N verhouding zal zelfs bij een sterke mineralisatie een geringe hoeveelheid minerale N vrijgesteld worden. Evenwel varieert de C/N verhouding van landbouwbodems binnen een vrij nauw bereik van 10-12, en zijn het vooral natuurlijke bodems (zoals bosbodems) waar deze **C/N verhouding** een doorslaggevende rol speelt. In bepaalde omstandigheden kan het historische landgebruik nog een bepalende invloed hebben op de C:N verhouding van landbouwbodems. Zo vonden Sleutel et al. (2008b) dat akkers in de zandstreek met een historisch heidebeheer nog steeds een hogere C:N verhouding bezitten (gemiddeld 14,5) dan akkers zonder die al eeuwen een landbouwlandgebruik hebben (gemiddeld: 10,8). De onderzochte heidebodems zelf hadden een gemiddelde C:N verhouding van 22,6. Ook Springob et al. (2002) vonden dat de C:N verhouding van akkers op zandbodems in Duitsland voornamelijk bepaald wordt door historisch beheer.

De vrijgestelde hoeveelheden kunnen sterk uiteenlopen naargelang van de aard van het perceel en de oorspronkelijke BOS concentratie (Tabel 4). Algemeen wordt aangenomen dat onder gematigde klimaatsomstandigheden het percentage organische stof dat jaarlijks wordt afgebroken 2 à 2.5 % bedraagt van de totale hoeveelheid BOS aanwezig. Veronderstellen we een bouwvoor van 30 cm diep en een schijnbare dichtheid van 1.4 g/cm³ en een BOS gehalte van 2% (= BOS gehalte van 1.16%) dan verdwijnt van de totale hoeveelheid BOS (87 000 kg/ha) door mineralisatie elk jaar 1700 à 2200 kg BOS/ha/jaar of zo'n 986 à 1276 kg BOS/ha/jaar (BOS bestaat voor 58% uit C) of m.a.w. 99-130 kg minerale N/ha/jaar (gemiddelde C/N verhouding van 10). Hieruit kunnen we afleiden dat een hoger BOS gehalte resulteert in een hogere vrijstelling van minerale N in de loop van het groeiseizoen, waardoor er minder bemest moet worden. Dit zal in de toekomst steeds belangrijker worden, zeker omdat door overheidsmaatregelen de aanvoer van meststoffen steeds verder zal teruggedrongen worden.

Tabel 4 N mineralisatie voor een aantal velden met verschillende textuur en voorgeschiedenis (bron UGent)

Veld	Textuur	N mineralisatie (kg/ha)	Organische N in bouwvoor
1	Leem	95 - 100	3 650
2	Leem	115 - 125	3 590
3	Leem	80 - 100	3 165
4	Leem	145 - 185	4 590
5	Klei	100 - 120	5 495
6	Klei	200 - 250	10 045
7	Zand	160 - 185	3 815
8	zand	210	4 790

Veld 1, 2, 3 en 5: continue akkerland zonder supplementaire OM toediening
Veld 4: oud-weiland, 6 jaar na akkerland
Veld 6: oud-weiland, een paar jaar onder akkerland
Veld 7 en 8: regelmatige mengmesttoediening

Naast stikstof levert de BOS via mineralisatie eveneens andere nutriënten aan, waaronder zowel macro-elementen als oligo-elementen.

Niet alleen BOS maar ook de aanwezige oogstresten kunnen een belangrijke bron vormen van beschikbare N. Wanneer oogstresten worden ingewerkt in de bodem, worden zij gekoloniseerd door micro-organismen die de oogstresten afbreken en de vrijgekomen C en N gebruiken voor energie en opbouw van hun biomassa. Gedurende deze afbraak vindt er een continue N mineralisatie -

immobilisatie plaats in de bodem, afhankelijk van de samenstelling van het ingewerkte materiaal. Wanneer de N concentratie van de oogstresten hoog is, zal de N die niet gebruikt wordt in de opbouw van de microbiële biomassa vrijgesteld worden als minerale N in de bodem. Wanneer de N concentratie echter laag is, lager dan de N behoefte van de micro-organismen, dan zal minerale N uit de bodemoplossing worden onttrokken. Algemeen wordt gesteld dat bij inwerking van organische materialen met een C/N verhouding hoger dan 20-40 netto N immobilisatie optreedt.

1.1.8 Is er een optimaal gehalte van organische stof in de bodem?

1.1.8.1 Minimaal BOS-gehalte

Om een idee te vormen van het effect van een daling van het BOS gehalte op de bodemkwaliteit, is het noodzakelijk om een minimum BOS gehalte op te stellen waarbij een bodem optimaal functioneert in relatie tot het bodemgebruik. Het opstellen van een algemene streefwaarde aan BOS is zeker **niet evident**. Tussen vele bodemeigenschappen en het BOS gehalte bestaan er kwantitatieve verbanden, maar de meeste relaties zijn complex en niet lineair (Loveland en Webb, 2003). Een bijkomend probleem is de grote diversiteit in de samenstelling van BOS. Niet elke fractie heeft een zelfde waarde: zeer recente organische stof is veel labiel dan oude stabiele organische stof en draagt minder bij aan de bodemfuncties. Zelfs het algemeen vooropstellen van een **minimaal** gehalte aan organische stof dat meer heeft dan enkel een regionale toepasbaarheid is bijzonder moeilijk (zoals bijvoorbeeld 1.5 tot 2 % C voor aggregaatstabiliteit). Het verhogen van de BOS concentratie heeft op vele bodemeigenschappen een gunstige invloed, maar kan in bepaalde gevallen (bijvoorbeeld zeer hoge gehalten aan onstabiele vormen van humus) ook ongewenste effecten opleveren zoals eutrofiëring van grond – en oppervlaktewater via het uitloggen van N en P. Anderzijds moet men bij het vastleggen van zo'n optimale waarde ook rekening houden met het klimaat, het bodemtype, het bodemgebruik, bewerkingsmethode en dikte van het A-horizont.

Door de Europese werkgroep voor het opstellen van de thematische strategie Bodem is geconcludeerd dat het opstellen van grenswaarden slechts zinvol is als ze gedefinieerd worden voor geografisch zeer beperkte gebieden. Het zal dus niet mogelijk zijn om voor Europa één algemene richtwaarde voorop te stellen wegens de enorme variatie in klimaat –en bodemtypes. Vanuit dezelfde werkgroep werd dan ook geopperd om specifieke richtwaarden te bepalen voor duidelijk gedefinieerde regio's op basis van die factoren die de belangrijkste invloed hebben op het BOS gehalte: klimaattype, bodemtype (textuur) en drainage. Dit zal leiden tot datasets met honderden verschillende richtwaarden voor Europa, maar het lijkt de enige realistische manier van werken. De vroeger vaak vooropgestelde waarde van 2% C als kritische waarde voor het optimaal functioneren van een bodem is dus zeker niet altijd representatief (Van Camp et al., 2004).

Een dergelijke aanpak is compatibel met het standpunt van de Raad van de Europese Unie die in haar Verordening (EG) Nr. 1782/2003 van 29 september 2003 in de overwegende (3) heeft opgenomen dat de lidstaten normen kunnen stellen met inachtneming van de specifieke kenmerken van de betrokken gebieden, inclusief de bodem- en klimaatgesteldheid en de bestaande landbouwsystemen (grondgebruik, vruchtwisseling, landbouwmethoden) en landbouwstructuren (Publicatieblad van de Europese Unie, 21.10.2003).

In bijlage IV van dezelfde Verordening wijst de Raad erop dat het belangrijk is het gehalte aan organische stof in de bodem te handhaven door passende praktijken, ten einde de bodem in goede landbouw- en milieuconditie te houden, zoals bedoeld in artikel 5 van de Verordening. Organische stof "handhaven" wijst erop dat er een minimale waarde nodig is en eveneens een waarde waartegenover kan gerefereerd worden zodat opgevolgd kan worden of het organische stof gehalte nu daalt, toeneemt of gehandhaafd blijft.

In meerdere Europese lidstaten worden reeds sedert de jaren 1930 bodemanalysen uitgevoerd met inbegrip van de bepaling van het gehalte aan organische stof. Er is dus ruime ervaring aanwezig en bovendien kan men terugkijken naar de toestand en evolutie van de organische stofgehalten over een periode van enkele decennia. Rekening houdend met deze ervaring, de variabiliteit in organisch stofgehalte verbonden aan klimaat, bodemtype en bodemgebruik en de traagheid waarmee het organische stofgehalte in de bodem wijzigt, stelt de Raad van de Europese Unie dan ook terecht in haar overwegende (3) van de Verordening (EG) Nr. 1782/2003 dat de normen vastgesteld om de grond in goede landbouw- en milieuconditie te houden, op bepalingen van de lidstaten kunnen berusten.

In die lidstaten en regio's waar veel ervaring en historische datasets (referentiemogelijkheden) beschikbaar zijn is het belangrijk staalnamediepte en analysemethodiek in relatie te houden tot deze datasets voor de beschikbare bodemtypes en bodemgebruik. In andere regio's, vooral buiten Europa, begint men nu maar pas aan het opstellen van referenties en monitoring van BOS. Daarbij wordt maximaal gebruik gemaakt van lokale expertise van 'advisory officers' en 'research workers' en wordt bijzondere aandacht besteed aan staalarchivering (Mc Kenzie et al., 2002b; <http://www.nrm.gov.au/publications/factsheets/me-indicators/soil/pubs/soil-carbon.pdf>).

In België en Vlaanderen bestaat ruime expertise met bodemanalyse met inbegrip van organische stof. België beschikt over één van de meest gedetailleerde bodemkaarten van de wereld, waarbij het gehalte aan organische stof één van de gemeten parameters is, en beschikt sedert 1948 over gedetailleerde gegevens van het organische stofgehalte op landbouwpercelen, voornamelijk akkerland en weiland (Baeyens, 1948; Anonymous, 1952, 1976; Boon et al., 1983; Alaerts et al., 1986; Pauwels et al., 1988, Hendrickx et al. 1992; Vanongeval et al., 1996, 2000; Vandenauweele et al., 2004; Vandendriessche et al., 2008).

Het onderzoek en de monitoring in de praktijk kent volgende chronologie:

Onder leiding van Professor Jozef Baeyens, met de financiële steun van het Nationaal Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek, startte in 1937 het Bodemkundig Station van de Leuvense Universiteit met grootschalig veldonderzoek verspreid over geheel België. Hierbij werden bodems gekarakteriseerd, bemonsterd en geanalyseerd. De koppeling van deze gegevens aan de proefveldresultaten lieten toe om vruchtbaarheidsnormen vast te leggen voor o.a. organische stof in relatie tot het bodemtype, het bodemgebruik en de bemonsteringsdiepte, voornamelijk voor akkerland en weiland. Sedert 1989 worden deze vruchtbaarheidsnormen 'streefzones' genoemd (Hendrickx et al., 1992).

In 1947 werd op initiatief van het Instituut voor Wetenschappelijk Onderzoek in Nijverheid en Landbouw het 'Comité voor het opnemen van de Bodemkundige Kaart van België' opgericht. Leuven, Gent en Gembloux worden met de werkzaamheden belast. Deze namen meer dan twee decennia in beslag. In de jaren '90 werd de bodemkaart omgezet in digitale vorm en werd de digitale bodemdatabank "Aardewerk" ontwikkeld (Van Orshoven et al., 1988; Van Orshoven et al., 1993, Lettens, 2005).

Van 1957 tot en met 1992 werden in meerdere Europese landen internationale proefvelden aangelegd met de bedoeling de effecten van de (an)organische bemesting op het organisch stofgehalte en de stikstofvoorraad van de bodem te bestuderen. Deze proefvelden staan bekend onder de naam IDV (Internationale Dauer Versuche), ISDV (Internationale Stikstoff Dauer Versuche) en IOSDV (Internationale Ökologischer Stikstoff Dauer Versuche) en werden gecoördineerd door Professor von Bugoslavski. In België werden deze proefvelden aangelegd en opgevolgd door de Bodemkundige Dienst van België (Boon, 1969; Boon & Deventer, 1976).

Sedert 1945 tot op heden wordt in België het BOS gehalte jaarlijks gemeten op tienduizenden praktijkpercelen en vaak opgevolgd op hetzelfde perceel via een vierjaarlijks wekkerende standaardgrondontleding bij de Bodemkundige Dienst van België. Voor akkerbouwpercelen wordt daarbij de bemonsteringsdiepte tot 23 cm gehandhaafd en voor weiland is de bemonsteringsdiepte 6 cm. Daarnaast worden de resultaten van al deze praktijkpercelen gegeneraliseerd en weergegeven in vierjaarlijkse publicaties van de Bodemkundige Dienst voor akkerland enerzijds en weiland anderzijds.

Kaarten worden gemaakt per landbouwstreek, per regio of per gemeente. Bij deze laatste is de kleinste voorstellingseenheid het bodemtype binnen een gemeente.

1.1.8.2 Gebruik van streefwaarden

Voor het beoordelen van de bodemvruchtbaarheid en de berekening van de bemestingsadviezen worden door de Bodemkundige Dienst streefzones gehanteerd voor het gehalte aan organische stof in de bouwvoor van de Vlaamse landbouwgronden. Deze zijn opgesteld op basis van de eerder beschreven lokale proefveldwerking gekoppeld aan grootschalige inventarisatie van de relatieve opbrengsten van diverse gewassen in functie van de grondsoort en het gemeten koolstofgehalte aangevuld met jarenlange praktijkervaring. Op deze manier wordt tevens rekening gehouden met de fysische bodemeigenschappen. Uit proefveldonderzoek worden verbanden tussen koolstofgehalte en stikstofmineralisatie afgeleid. Voor de zandgronden worden relaties gelegd tussen uitspoelingsverliezen van diverse kationen en het humusgehalte van de bodem. Uit het geheel van informatie zijn per bodemtype zones van optimale koolstofgehalten afgeleid. Deze zijn geldig voor het merendeel van de akkerbouwteelten. Voor specifieke laagstikstofbehoefte teelten zoals witloof en in mindere mate vlas is een iets lager koolstofgehalte meer aangewezen. Bij de beoordeling van het koolstofgehalte worden, zoals dit ook het geval is voor de andere parameters, zeven beoordelingsklassen gehanteerd, van zeer laag tot zeer hoog (Hendrickx et al., 1989; Vanongeval et al., 1995 en Vanden Auweele et al., 2004). Voor koolstof wordt voor deze laatste klasse de term 'veenachtig' gehanteerd. Zoals blijkt uit onderstaande tabellen zijn de streefzones voor organische stof gerelateerd aan het landgebruik (akkerland of weiland) en aan de bodemtextuur. Voor weiland liggen de streefwaarden hoger dan voor akkerland. Dit wordt verklaard door het feit dat op weiland een hoge en continue stikstoflevering, gerelateerd aan een hoger koolstofgehalte van de bodem, bijdraagt tot een hogere productiviteit. Op meerjarig weiland is er van nature een opbouw van koolstof in de toplaag. Op zijn beurt is het organisch stofgehalte via zijn impact op het soortelijk gewicht medebepalend voor de afbakening van de streefzone van de andere parameters. Het systeem van streefzones is via uitgebreid proefveldonderzoek op de diverse Belgische bodemsoorten opgesteld en gevalideerd en houdt derhalve reeds rekening met de specifieke agro-ecologische en landbouwkundige Vlaamse randvoorwaarden. De streefzones zijn ingebouwd in de bemestingsexpertsystemen (o.a. BEMEX) van de Bodemkundige Dienst van België.

Tabel 5 Beoordeling van het koolstofgehalte in de 0-23 cm bodemlaag voor akkerland in functie van de textuurklasse (Hendrickx et al., 1992)

beoordeling	%C	%C	%C
	zand	zandleem - leem	polders
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 - 7,0	4,6 - 10,0
veenachtig	> 10,0	> 7,0	> 10,0

Tabel 6: Beoordeling van het koolstofgehalte voor weiland in de 0-6 cm bodemlaag in functie van de textuurklasse (Hendrickx et al., 1992)

beoordeling	%C	
	elk type bodem behalve leem	leem
zeer laag	< 2,0	< 1,5
laag	2,0 - 2,9	1,5 - 2,0
tamelijk laag	3,0 - 3,5	2,1 - 2,5
streefzone	3,6 - 5,5	2,6 - 4,2
tamelijk hoog	5,6 - 7,0	4,3 - 6,5
hoog	7,1 - 10,0	6,6 - 9,0
veenachtig	> 10,0	> 9,0

Waar de streefwaarden van de Bodemkundige Dienst van België werden opgesteld op basis van jarenlange experimentele landbouwkundige bepaling van de bodem plant relatie, zochten Körschens et al. (1998) naar een **chemisch** gefundeerde bepaling van streefzones voor BOS. Deze streefzones voor BOS (en dus voor OC) werden opgesteld aan de hand van informatie gewonnen uit 12 Europese lange termijn veldexperimenten en uit bestaande bodemdatabanken uit Duitsland. Deze experimenten lagen in Duitsland, het Verenigd Koninkrijk, Denemarken, Tsjechië, Polen en Zweden en leveren bijgevolg een representatief beeld voor Noord(-West) Europa. Körschens et al. (1998) stelden BOS "onderlimieten" voor op basis van metingen van de 'afbreekbare' OC fractie, welke voor een voldoende bodemvruchtbaarheid op basis van de onderzochte veldexperimenten minimaal 0,2 tot 0,6% OC moet bedragen. Bovenlimieten werden gelijkgesteld aan het bodem OC gehalte waarboven er geen verder positief effect op de bodemvruchtbaarheid kon worden vastgesteld, maar waarbij wel het risico op milieuproblemen gerelateerd met N verliezen zou kunnen toenemen. Vanuit bovenstaande bevindingen zouden volgende streefzones kunnen worden vooropgesteld voor akkerlandbodems

- zand en licht zandleem: 0,7 - 1,0%OC
- zandleem: 1,0 - 1,5%OC
- leem: 1,3 - 1,7%OC
- klei: 1,6 - 2,1%OC

De streefzones voor zandleem, leem en klei stemmen goed overeen met de door de Bodemkundige Dienst van België opgestelde zones. Voor zand en licht zandleem komen Körschens et al. (1998) uit op een veel lagere streefzone. Hierbij dient echter de specifieke situatie van zandgronden in België (vnl. in de Kempen en in het Noordwestelijk deel van de zandstreek) in acht te worden genomen. De in vergelijking met andere regio's ongewoon hoge gehalten van OC in een deel van de Vlaamse zandbodems kan mogelijk verklaard worden door de specifieke historie van heidebeheer (zie 1.1.3.2.3 en Sleutel et al. 2008a,b) enerzijds en door de uitgebreide recente conversie van grasland naar akkerland anderzijds (Sleutel et al., 2007). De daling van de bodem OC gehalten in zandbodems (S en Z) voor de jaren 90 wordt geraamd op $-0,54 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (Sleutel et al., 2006). Dit toont aan dat dergelijk hoge bodem OC gehalten niet worden onderhouden door het huidige landbouwbeheer, wat natuurlijk op oude gescheurde graslanden ook niet de bedoeling is. De actuele aanvoer van vers organisch materiaal op zandige percelen is nochtans dikwijls gemiddeld hoog aangezien de belangrijkste teelt, maïs, een substantiële dierlijke bemesting ontvangt. Het is daarom mogelijk dat voor akkerlanden in de zandstreek het behoud van het bodem OC gehalte binnen de door de Bodemkundige Dienst opgestelde streefzone een grotere aanvoer van organisch materiaal zou vergen dan momenteel het geval is of andere vormen van organische aanbreng zou vragen dan dierlijke mest. Hoge aanvoer van dierlijke mest zou immers in tegenspraak kunnen zijn met de huidige mestwetgeving, waardoor andere, meer stabiele bronnen van koolstof dienen aangesproken te worden. Anderzijds zou een terugval naar de zeer lage streefzone voorgesteld door Körschens et al. (2008) een sterke

achteruitgang van de bodemvruchtbaarheid en belangrijke netto emissie van CO₂ inhouden wat in tegenspraak is met de principes van duurzaam bodembeheer. Rekening houdende met bovenstaande gegevens is UGent voor de zandgronden voorstander voor een bredere streefzone (bv. 1,2-1,9)

Een hoger OC gehalte zal steeds een verbetering van de fysische bodemvruchtbaarheid (vocht- en luchtdoorlatendheid, waterbergend vermogen, fysische bewerkbaarheid, aggregaatstabiliteit) met zich meebrengen. In het onderzoek van de Bodemkundige Dienst van België op proef- en praktijkvelden zijn deze aspecten bij het bestuderen van de bodem-plantrelatie meegenomen. Voor de zandgronden is dit voor de productiviteit uitermate belangrijk zodat Bodemkundige Dienst van België het behoud van de actuele streefzone het meest relevant vindt voor de Vlaamse situatie.

1.1.9 Op welke tijdschalen is evolutie van organische koolstof in de bodem meetbaar? Zijn er indicatoren voor het meten van deze evolutie?

1.1.9.1 Tijdschalen voor het meten van de evolutie van BOC

Organische stof is in de bouwvoor aanwezig in een grootteorde van 50-150 ton BOS per ha (met uitschieters aan beide zijden van deze vork). Veranderingen op jaarbasis van het organische stofgehalte zijn typisch in de grootteorde van maximaal enkele tonnen per ha. Gelet op de ruimtelijke variabiliteit van het organische stofgehalte en de beperkingen gepaard gaand met monsternamen, monstervoorbehandeling en analyse, is het duidelijk dat dergelijke kleine veranderingen bijzonder moeilijk aantoonbaar zijn. Aangezien organische stof in een vrij constante verhouding opgebouwd is uit 50% bodem organische koolstof (BOC), worden BOS stocks en veranderingen in BOS vrijwel steeds bepaald a.d.h.v. het BOC gehalte. In het kader van het mogelijk in rekening brengen van bodem organische koolstofsinks tot het behalen van de Kyoto CO₂-uitstoot reductie doelstelling werd recent veel aandacht besteed aan de verifieerbaarheid van BOC stock veranderingen. Er zijn in Europa reeds enkele officiële monitoringnetwerken of deze worden momenteel uitgebouwd. Het detectiepotentieel van een Vlaams monitoringnetwerk kan geschat worden uit de ervaring van deze bestaande Europese netwerken.

De meeste Europese nationale netwerken hebben BOC gehalten gemeten van een groot aantal landbouwpercelen op één tijdstip. Deze metingen zijn, in tegenstelling tot de Vlaamse data, voldoende precies geo-gerefereerd om herhaalde bemonsteringen mogelijk te maken. Binnen deze optiek is het van cruciaal belang om de detecteerbaarheidstermijn van bepaalde BOC stock veranderingen in te schatten. De ruimtelijke variabiliteit van BOC bepaalt in grote mate deze mogelijkheid tot detecteerbaarheid. Een aantal studies werden reeds uitgevoerd naar dit verband op **perceelsniveau** (b.v. Conant et al. (2003); Smith (2004)). Op **regionaal of nationaal niveau** dienen echter de effecten van het aantal bemonsteringen en de inherente ruimtelijke variabiliteit worden geraamd op de detecteerbaarheid van BOC stock veranderingen.

Een monitoringsopzet met gepaarde herhalingen is veel effectiever dan een willekeurige bemonstering van velden. Onder de voorwaarden van gepaarde herhalingen kan het statistische minimum detecteerbare verschil (MDV) berekend worden. Een 100(1- α)% betrouwbaarheidsinterval rond D , het gemiddelde verschil in BOC stock, kan geschreven worden (Barnett, 2002) als:

$$D - z_{\alpha} s \sqrt{2/n} < D < D + z_{\alpha} s \sqrt{2/n} \quad (1)$$

met n het aantal bemonsteringspunten, z_{α} de waarde van de standaard normale verdeling bij waarschijnlijkheid α en s^2 de variabiliteit van de metingen op één bemonsteringstijdstip. Hieruit kan bekomen worden dat de minimum detecteerbare SOC stock verandering gelijk is aan:

$$MDV = z_{\alpha} s \sqrt{2/n} \quad (2)$$

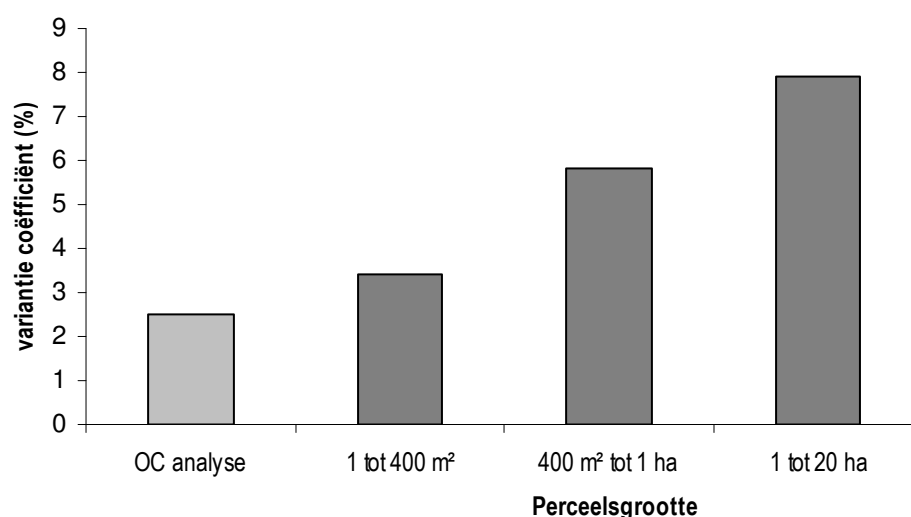
Indien we de BOC stock verandering lineair in de tijd beschouwen met een constante "rate of change" k dan kunnen we de minimale termijn t voor de detectie van het MDV bepalen:

$$t = \frac{z_{\alpha} s \sqrt{2/n}}{k \sqrt{n}} \quad (3)$$

Deze vergelijking kan ook gebruikt worden om het aantal vereiste bemonsteringspunten n te berekenen voor de detectie van een verschil D :

$$n = \frac{2z_{\alpha}^2 s^2}{D} \quad (4)$$

s^2 is een schatter van de ruimtelijke variabiliteit van het BOC% in Vlaanderen (s_a^2) of het beschouwde subgebied (b.v. gemeentelijk niveau), maar moet eveneens de binnen-perceels BOC% meetfout behelzen (s_p^2), welke ook afhankelijk is van de fout op de OC analyse (s_a^2). Morvan et al. (2007) schatten deze twee laatste termen op basis van meervoudige BOC% bepalingen in 120 Europese velden¹. De variantiecoëfficiënt van de analytische fout bedroeg 2.6% en de variantiecoëfficiënt van de meetfout op bepaling van het BOC% op perceelsniveau was afhankelijk van de perceelsgrootte (Figuur 18). Indien we rekenen met een gemiddeld BOC% van 1.33 %OC (in 1999) voor Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2007) en een gemiddelde perceelsgrootte > 1 ha dan kunnen s_a^2 en s_p^2 gelijk aan $(0.03 \%OC)^2$ en $(0.11 \%OC)^2$ geschat worden.



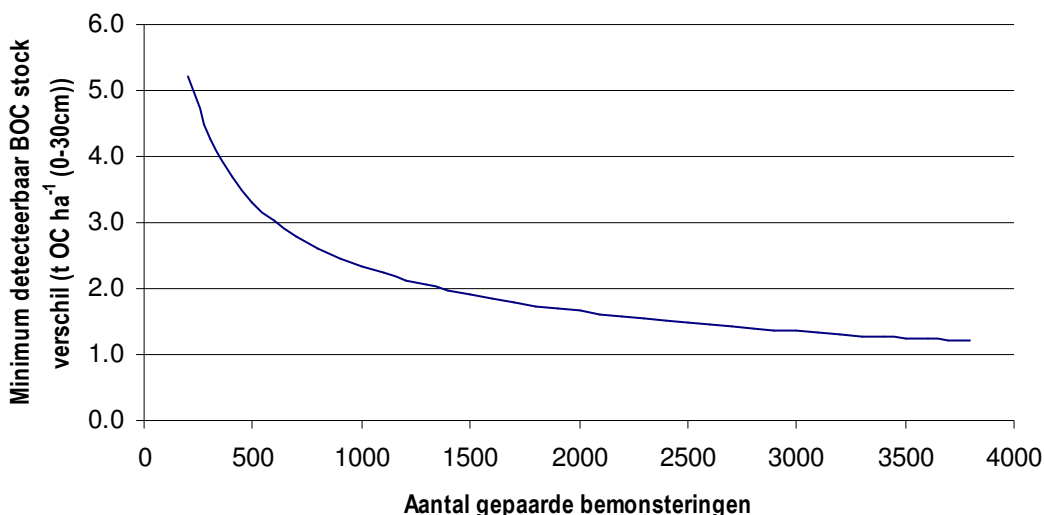
Figuur 18 Variantiecoëfficiënten van de OC% labo analyse en de OC% bepaling op perceelsniveau (naar Morvan et al., 2007)

¹ De studie van Morvan et al. (2007) vloeit voort uit het Europese ENVASSO samenwerkingsproject

De regionale variabiliteit van het OC% s_r^2 is sterk afhankelijk van de schaal van het beschouwde studiegebied. Uit de BOC databank van de Bodemkundige Dienst van België kan op gemeentelijk niveau een gemiddelde s_r^2 van $(0.462 \%OC)^2$ worden berekend². Op grotere schaal kan een dergelijke schatting gemaakt worden a.d.h.v. een studie uitgevoerd door de vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne naar de evolutie van het BOC% in West-Vlaanderen (Van Meirvenne et al., 1996). Op basis van het OC% van 939 akkerlanden (in 1990) kan s_r^2 voor West-Vlaanderen geraamd worden op $(0.369 \%OC)^2$. Op basis van de Aardewerk databank (3759 punten bemonsterd in 1947-1962) kan een schatting van s_r^2 van $(0.514 \%OC)^2$ voor volledig Vlaanderen worden berekend.

Deze ramingen duiden erop dat de grootste onzekerheid op alle beschouwde niveaus afkomstig is van de ruimtelijke variabiliteit binnen de beschouwde oppervlakte. Uit de deelfoutentermen wordt $s = 0.474 \%OC$ berekend (uit $s^2 = s_r^2 + s_a^2 + s_p^2$). Hernemen we vergelijking (2) dan wordt op gemeentelijk niveau bij $\alpha = 0.05$ het MDV $0.094 \%OC$ (bij gemiddelde $n = 194$). Dit impliceert dan wel dat per gemeente alle 194 punten herbemonsterd worden, hoewel in de huidige databank van de Bodemkundige Dienst deze bemonsteringslocaties niet exact gekend zijn. Bijgevolg levert deze oefening enkel een "best-case" MDV.

Een concreter beeld kan bekomen worden uit de BOC-dataset voor de provincie West-Vlaanderen die effectief geogerefererde punten bevat. Voor $\alpha = 0.05$ (en $n = 939$) wordt het MDV $0.047 \%OC$. Voor een gemiddelde bodemdichtheid van 1.4 g cm^{-3} en een diepte van 30 cm komt dit MDV neer op een BOC stock verandering van 2 t OC ha^{-1} . Voor volledig Vlaanderen is dit $0.029 \%OC$ of 1.2 t OC ha^{-1} . Hierbij dient weer in acht genomen te worden dat alle 3759 punten moeten worden herbemonsterd. Ook dit potentieel lijkt echter niet haalbaar in de praktijk aangezien een deel van de locaties uit de originele dataset wellicht niet langer als akkerland wordt gebruikt. Onderstellen we dat slechts een 2000-tal locaties herbemonsterd kunnen worden, dan is het MDV = $0.039 \%OC$ of 1.7 t OC ha^{-1} (Figuur 19). Deze cijfers zijn van de dezelfde grootteorde als de nationale MDV's die gepubliceerd werden door Saby et al. (2008)³.



Figuur 19 Verband tussen het aantal gepaarde bemonsteringen en het geraamd minimum detecteerbaar OC stock verschil (0-30 cm) in Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2006a)

² Berekening uit CASTEC project op basis van OC% data van 304 (in 1999) Vlaamse gemeenten (Bodemkundige Dienst van België)

³ Saby et al (2008) schatten dat een MDV, die 5% van de Belgische nationale BOC stocks bedraagt, minimaal 2105 waarnemingen vergt

Sleutel et al. (2006a) simuleerden toekomstige BOC stock veranderingen in Vlaamse akkerlanden onder ongewijzigd landbouwbeheer (referentieperiode 1990-2000). Zij schatten dat onder deze omstandigheden een gemiddelde BOC stock daling van $-0.15 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ zich zal voordoen tijdens de periode 2008-2012. Uitgaande van deze simulatie kan de detectieperiode van een dergelijke trend geschat worden op 11 jaar indien 2000 geogerefererde gepaarde bemonsteringen worden uitgevoerd.

Goidts & Van Wesemael (2008) voerden een gelijkaardige analyse uit van de propagatie van verschillende foutentermen, die bijdragen op de gehele onzekerheid op regionale OC voorraad schattingen. Hierbij werd het specifieke geval van een schatting van de OC voorraad in bodems in Wallonië beschouwd, waarbij de bemonsterde punten moesten samenvallen met oorspronkelijke bemonsteringslocaties van de Nationale Bodemkartering. Zij vermelden indien enkel de labo analysefout van in rekening wordt gebracht er een onzekerheid van 5-12% op de bepaling voorraad wordt geïntroduceerd. De fout op schatting van de OC voorraad op perceelsniveau waarin dus ook de variabiliteit in bulk densiteit en OC gehalte worden opgenomen is 15-26%. De globale fout op schatting van de OC voorraad op regionaal niveau was 15-35%. Voor akkerland in Wallonië stemt dit overeen met een minimum detecteerbaar verschil van 3.2 g OC kg^{-1} of omgerekend $4,8 \text{ t OC ha}^{-1}$. Hierbij dient echter wel vermeld dat dit resultaat geldig voor de studie van Goidts & Van Wesemael (2008) waarbij een paar honderd oorspronkelijke profielen van de Bodemkartering worden herbemonsterd. Dit minimum detecteerbare verschil ligt daardoor aanzienlijk hoger dan de hierboven berekende $1,7 \text{ t OC ha}^{-1}$, berekend voor Vlaams akkerland indien 2000 geo-gerefererde punten worden herbemonsterd.

Ten slotte dient vermeld dat ook de variatie in de bulkdensiteit in beschouwing moet worden genomen bij de bepaling van veranderingen in de bodem OC voorraad. Hierbij dient een onderscheid te worden gemaakt tussen de seizoensgebonden variatie, welke mogelijk ondervangen kan worden door steeds op hetzelfde moment in het jaar te bemonsteren, en middellange termijnveranderingen in bulkdensiteit. Zulke middellange termijnveranderingen kunnen het gevolg zijn van een gewijzigd bodembewerkingsbeheer of van een relatief grote verandering in het bodem OC gehalte. Bij vergelijkingen tussen velden met verschillende bodembewerkingsystemen (bv. tussen no-till en conventional till) dient de bulkdensiteit daarenboven nog in verschillende dieptelagen bepaald te worden. Door veranderingen in de tijd in bulkdensiteit kan verder eveneens de oorspronkelijke ploegvoordiepte variëren, waardoor vergelijkingen van de OC voorraad tot op één welbepaalde vaste diepte foutief kunnen zijn. Daarom zou er in het ideaal geval steeds de OC voorraad van eenzelfde massa bodem vergeleken moeten worden in plaats van eenzelfde volume.

1.1.9.2 Indicatoren van BOC stock evoluties

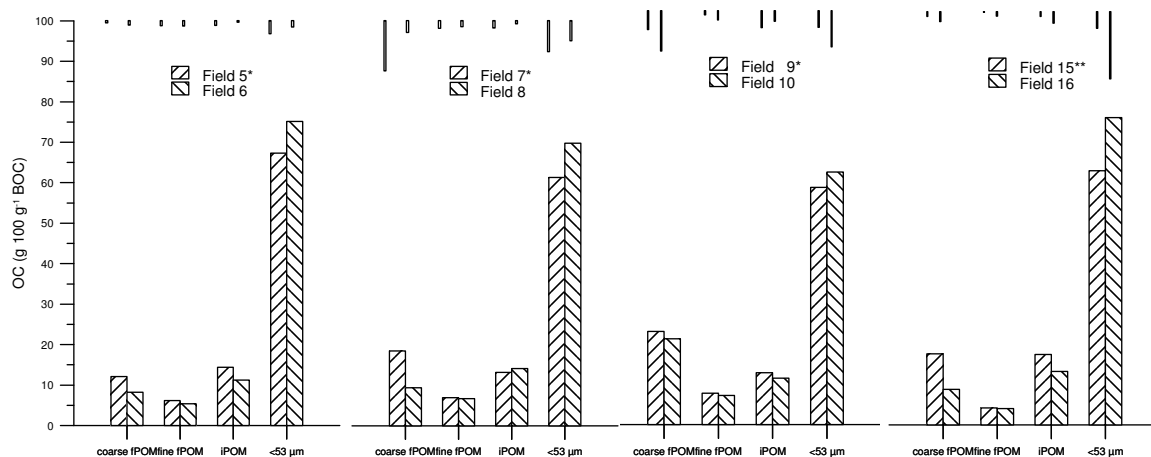
Uit voorgaande blijkt dat korte termijn veranderingen (enkele jaren) en zelfs middellange termijn evoluties (5-10 jaar) moeilijk of niet te meten zijn indien niet uitgegaan wordt van extreme scenario's (lees niet in overeenstemming met veranderende vigerende wetgevingen). Nochtans blijkt uit onderzoek dat bepaalde fracties van organische stof veel sneller reageren op bepaalde beheersmaatregelen dan de organische stof in zijn geheel, en dat de veranderingen in die fracties kunnen gebruikt worden als vrij betrouwbare indicatoren voor toekomstige evoluties van het organische stofgehalte in zijn geheel. Zaak is dus om dergelijke fracties van organische stof, die als proxy voor BOS in zijn geheel kunnen gebruikt worden, te identificeren en er duidelijk de betekenis voor de praktijk van aan te geven.

De samenstelling, ouderdom en turn-over van verschillende BOS fracties kunnen ver uiteenliggen. Er wordt algemeen aanvaard dat een groot deel van de BOS door chemische en fysische bescherming

gestabiliseerd is. Daardoor wordt aangenomen dat enkel de overblijvende labielere, niet-gebonden, BOS fractie op een tijdspanne van jaren tot enkele decennia beïnvloedbaar is door landbouwbeheer. De twee voorbije decennia werd door experimenteel werk aangetoond dat fysische fractioneringmethodes in staat zijn om verschillende BOS pools te scheiden die structurele en functionele eigenschappen van BOS integreren. Uitgebreid onderzoek heeft aangetoond dat zowel de zgn. "lichtere fractie" van de BOS, verkregen uit dichtheitsfractioneringen, en het zgn. vrije particulier organisch materiaal (POM), verkregen door natte zeping van de bodem, belangrijke componenten van de labiele BOC pool zijn. Gedeeltelijk afgebroken plantenresiduen maken hiervan een belangrijk deel uit. Andere frequent gebruikte maten voor de labiele OC fractie zijn microbiële C, opgeloste OC en heet water extraheerbaar OC.

De "turnover" van deze actieve BOC fractie wordt geschat op enkele jaren. Voor de studie van verschillende POM fracties biedt fractionering en analyse van bodemmonsters uit lange termijn veldexperimenten het grootste potentieel om zinvolle informatie te bekomen. Hieronder wordt een voorbeeld gegeven uit recent onderzoek van de onderzoeksgroep Bodemvruchtbaarheid en Nutriëntenbeheer (UGent): Bodemstalen afkomstig van verschillende objecten uit gepaarde velden met beperkte en conventionele bodembewerking (0-10 cm, leembodems, akkerbouw rotaties) werden d.m.v. natte zeping en dichtheitscheiding gefractioneerd in twee vrije POM fracties, in intra-microaggregaat POM (iPOM) en in de klei en leem BOS fractie (D'Haene et al., 2008) (Figuur 23). Beperkte bodembewerking gedurende 2 tot 10 jaar leidde consistent tot een toegenomen aandeel van het grove vrije particulier organisch materiaal en in mindere mate van iPOM in de 0-10 cm bodemlaag. Beide labiele OM fracties vertoonden dus een sterkere respons dan de totale BOC op gewijzigd landbouwbeleid. Uitgespreid over de gehele bouwvoor (0-30 cm) zal dit effect wellicht beperkter zijn aangezien uit vele internationale studies blijkt dat de stijging in POM door beperkte bodembewerking in hoofdzaak aan het bodemoppervlak gebeurt.

In de internationale literatuur blijkt dat met name de lichte fractie, die bij dichtheitscheiding wordt bekomen, de meest sensitieve BOS fractie is (Bolinder et al, 1999) hoewel deze lichte fractie dikwijls maar 5 tot 10% van de BOS uitmaakt. Biederbeck et al (1994) vonden dat de respons op gewijzigd landbouwbeheer van de lichte fractie OC 2.5 tot 3 keer sterker was dan van de BOC. Paul et al. (2004) vonden dat OC in POM ongeveer de helft van de wijzigingen in BOC verklaarde tussen bemestingsobjecten. Bremer et al. (1994) vonden dat de respons op verschillen in gewasrotatie van de lichte fractie tot 10 keer groter was dan de gehele BOC. Het verband tussen trends in labiele OC fracties en beheer is echter niet steeds eenduidig. Von Lützow et al. (2002) vergeleken indicators voor OM kwaliteit tussen biologische akkerbouw, geïntegreerde akkerbouw en grasland in Duitsland. Relatieve gehalten aan microbiële C, OC particulier organisch materiaal en de microbiële respiratiequotiënt verschilden slechts matig tussen de onderzochte landbouwsystemen na 7 jaar. Ook Leifeld en Kögel-Knabner (2005) vonden dat lichte fractie OM geen goede indicator was voor toekomstige trends in BOS gehalte in Duitse zandbodems na akkerbouw-grasland conversie. Bijgevolg moet besloten worden dat het toepassingsgebied van niet-gebonden BOS fracties als indicatoren voor toekomstige BOS evoluties niet universeel is.



Figuur 20 Proporties aan OC in grof vrij particulier OM (coarse fPOM), fijn vrij particulier OM (fine fPOM), intra-microaggregaat particulier OM (iPOM) en OC in de klei en leem groottefractie (<53 μm) in akkers in de Belgische leemstreek met beperkte bodembewerking (velden 5, 7, 9, 15) en conventionele bodembewerking (velden 6, 8, 10, 16) in de 0-10 cm bodemlaag (balk = gemiddelde waarde; lijn = standaarddeviatie) (uit D'Haene et al., 2008).

Welbepaalde BOS parameters hebben evenwel voor bepaalde beheers- en bodemcombinaties een duidelijk potentieel als indicator voor bodemkwaliteitsaspecten. Vanuit een bodemvoedselweb standpunt maakt ongebonden BOS wel een betekenisvolle BOS pool uit omdat deze BOS fractie de primaire voedsel- en energiebron van de bodemfauna is (Gregorich et al., 2006). Aangezien de bodemfauna instaat voor de vorming van bodemaggregaten kan het gehalte aan labiele BOS gelinkt worden aan relevante bodemfysische parameters zoals de aggregaatstabiliteit, het waterbergend vermogen en de waterdoorlaatbaarheid. Omdat de hoeveelheid ongebonden BOS van groter belang is voor aggregaatvorming dan de gehele BOS (Pikul et al., 2007) kunnen de lichte fractie en particulier organisch materiaal gebruikt worden als indicatoren voor bodemkwaliteit, met evidente implicaties voor kwetsbaarheid tegen droogtestress, erosie en wateroverlast.

Fysische fractionering kan verder bv. een aanduiding geven van de fractie op korte termijn afbreekbare organische stof. De grootte van een dergelijke BOS fractie die verloren kan gaan op korte termijn wordt geschat op ongeveer 10 tot 40 % van de BOS in zijn geheel voor Vlaamse akkerlanden (Sleutel et al., 2006b). De aanwezigheid van deze “kwetsbare” BOS fractie in de intensief beheerde Vlaamse akkerlandbodems moet echter verder worden onderzocht door middel van fysische fractionering van een groter aantal bodems.

1.1.10 Evolutie organische stofgehalte in Vlaanderen

Dankzij de talrijke bemestingsadviezen op basis van grondontleding beschikt de Bodemkundige Dienst van België over een omvangrijk gegevensbestand om in het algemeen de evolutie van de chemische bodemvruchtbaarheid en meer specifiek de evolutie van het organische stofgehalte van de Vlaamse landbouwgronden te bespreken (Bries et al., 2006). Bij de standaardgrondontleding wordt per staal de grondsoort, pH-KCl, koolstofgehalte en de gehalten aan fosfor, kalium, magnesium, calcium en natrium bepaald. Het koolstofgehalte wordt bepaald volgens de gewijzigde Walkley en Black methode (W&B). In een recent vergelijkend onderzoek uitgevoerd door VITO in opdracht van LNE (Van den Broeck et al., 2007) werd aangetoond dat resultaten bekomen met deze methode geen significante afwijkingen vertonen ten opzichte van de TOC methode. Beide methoden geven iets hogere waarden dan de dichromaاتم methode (oorspronkelijke Walkley and Blackmethode) maar de afwijking is beperkt.

Daarnaast kon niet worden aangetoond dat de gewijzigde W&B methode andere C-fracties zou meten dan de TOC methode.

Het gehalte wordt uitgedrukt als het percentage dat de koolstof in het bodemgewicht vertegenwoordigt. De omzetting van het OC gehalte naar het BOS gehalte gebeurt door het OC gehalte met een vaste factor te vermenigvuldigen. Hierbij wordt een omrekeningsfactor 1.724 gehanteerd. Hierbij dient vermeld dat deze veelgebruikte factor terugstamt naar één enkele studie (Kononova, 1958) en ondertussen vonden meerdere auteurs dat deze factor regionaal sterk specifiek is en varieert tussen 1,4 en 3,3 (Kuntze et al., 1988; Rasmussen & Collins, 1991; Riek, 1995). Andere studies op Belgische landbouwbodems duiden op een factor a rato 2 (Van Hove, 1969; Sleutel et al., 2007), wat aansluit bij een Duitse studie door Blume (1990).

Voor de standaardgrondontleding wordt steeds de bouwlaag bemonsterd. Voor bouwland en tijdelijk grasland (akkerland) is dit de bovenste 23 cm van de bodem; voor weiland is dit de bovenste 6 cm, met name de laag met een hoge wortelintensiteit. Bij de staalname wordt de gemeente van herkomst genoteerd. Bij de overzichtspublicaties over de chemische bodemvruchtbaarheid vormt het deel van de fusiegemeente behorend tot een bepaalde landbouwstreek dan ook als de kleinste gedefinieerde ruimtelijke voorstellingseenheid. Door de combinatie van grote aantallen monsters die elk jaar genomen worden en de fijnmazige lokalisatie is het mogelijk om de evolutie van het koolstofgehalte op een betrouwbare manier af te leiden, al is er mogelijk een zekere bias aanwezig omwille van de niet willekeurige staalnameverdeling.

1.1.10.1 Periode 1945-1982

Bij de grondontledingen, uitgevoerd op de Bodemkundige Dienst van België, is steeds bijzondere aandacht besteed aan het humusgehalte⁴ van de bodem via de bepaling van het organische koolstofgehalte. Dit bewijst zeker volgende bemerking uit het bodemvruchtbaarheidsoverzicht van 1948 (Baeyens en Stenuit, 1948):

“Voor de beoordeling van de voedingstoestand en de meststoffenbehoefte van een grond is zijn humusgehalte van overwegend belang. Wij overdrijven niet wanneer we beweren dat het humusgehalte van een grond, de ganse beoordeling van de andere minerale meststoffentoedieningen beheerst”.

In ditzelfde vruchtbaarheidsoverzicht (1948) wordt gesteld dat de humustoestand van de Belgische gronden te laag lag. Vooral in de Vlaamse Zandstreek en de Kempen werd het humusgehalte op de meerderheid van de percelen als te laag beoordeeld. In die periode werd het belang van de organische bemesting onderstreept, wat ondermeer blijkt uit volgende paragraaf afkomstig uit bovengenoemd vruchtbaarheidsoverzicht:

“Zeer algemeen mogen we zeggen dat het humusgehalte van onze Belgische gronden te laag is. Wij kunnen hier slechts terloops wijzen op het belang van de teelt der graangewassen met lang stro, van het gebruik der strosoorten op de hoeve zelf, van het opdrijven der mesthoeveelheden en van een betere vruchtwisseling op de hoeve met een ruimere plaats voor de vlinderbloemigen en groenmesten als nateelt.”

In latere publicaties (jaren 50) wordt steeds het belang van de BOC - toestand van de grond benadrukt.

⁴ De term 'humus' dient hier geïnterpreteerd te worden als BOC

Uit de analyseresultaten, uitgevoerd in de periode 1975 tot 1983 (Boon en Geypens, 1986), bleek echter dat het koolstofgehalte in de bouwvoor van akkerpercelen gemiddeld gezien toenam. Deze toename was sterker uitgesproken in de Kempen en de Vlaamse Zandstreek dan in de Zandleem- en Leemstreek. De evolutie van het BOC - gehalte in deze periode kan toegeschreven worden aan de volgende factoren:

- Een toenemende ontwikkeling van de intensieve veeteelt, welke zich voornamelijk voordeed in Vlaanderen (Vlaamse Zandstreek en Kempen);
- Een toenemend gebruik van groenbemesters als nateelt;
- Een toenemende gewasproductie (meer oogstresten);
- Het omzetten van meerjarig grasland in akkerland.

Door deze evolutie in de landbouw kwam meer organisch materiaal (dierlijke mest, oogstresten) ter beschikking, dat meestal lokaal leidde tot een aanvulling van de organische stofvoorraad van de bodem. Van vers organisch materiaal draagt slechts een fractie bij tot de BOC-voorraad. Dit maakt dat een éénmalige toediening van verse organische stof slechts een beperkte invloed heeft op de totale organische stofvoorraad van de bodem en dus ook moeilijk waarneembaar is aan de hand van een bodemanalyse. De gedetecteerde toename van de humustoestand in de bodem eind jaren zeventig, begin tachtig is met andere woorden het gevolg van herhaaldelijke toedieningen van een grotere hoeveelheid organisch materiaal.

1.1.10.2 Periode vanaf 1982

De opdeling voor en vanaf 1982 wordt hier gehanteerd omdat vanaf 1982 voor de parameter koolstof dezelfde labomethodiek en dezelfde beoordelingsklassen worden gehanteerd. Voor een periode van meer dan 25 jaar kunnen bijgevolg overzichten worden opgesteld en evoluties worden beschreven.

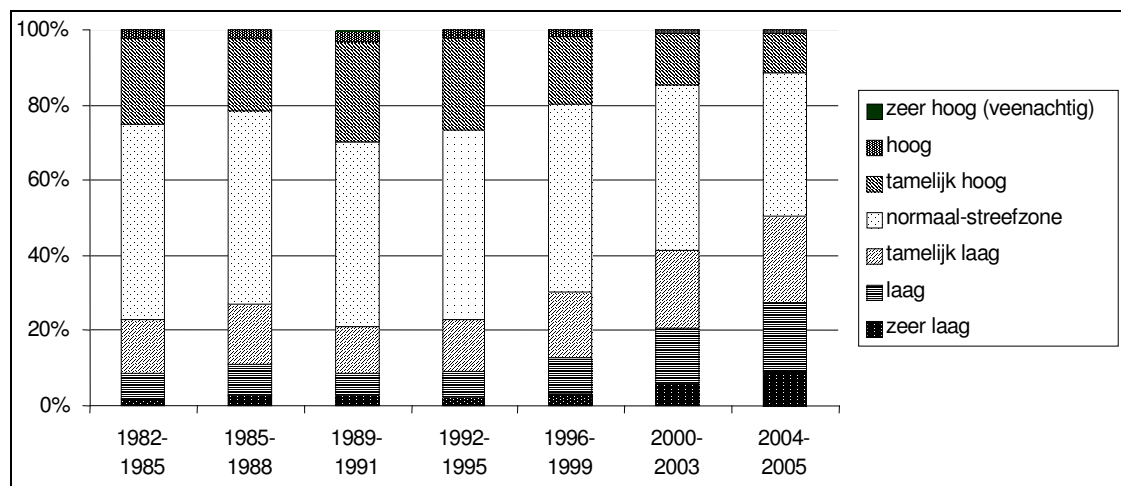
In het chemisch bodemvruchtbaarheidsoverzicht van de periode '92-95 (Vanongeval et al. 1996) wordt de evolutie van het koolstofgehalte als volgt besproken. Uit de analyses die uitgevoerd zijn in de periode tussen 1982 en 1995 blijkt overduidelijk dat de organische stoftoestand van de Belgische akkerpercelen gemiddeld gezien niet slecht is: meer dan 75 % van de akkerbouwgronden heeft een voldoende hoog koolstofgehalte. Hieruit kan besloten worden dat in deze gevallen het organisch stofgehalte van de bodem wellicht voldoende op peil gehouden werd door een combinatie van organische bemesting, groenbemesting en oogstresten (inclusief nawerking recent gescheurde weiden). Toch dient onderstreept te worden dat het percentage van percelen met een te laag organische stofgehalte weinig evolueert. Op dergelijke percelen is de BOS - toestand verwaarloosd en vergelijkbaar met de algemene toestand van de Belgische percelen in de na-oorlogse jaren. Ter verbetering van de algemene BOS - toestand zal op deze percelen een lange termijnplanning nodig zijn met betrekking tot organische stof. Het verleden leert ons immers dat het op peil brengen van de organische stofvoorraad van de bodem een werk van tientallen jaren is.

In de daarop volgende publicaties over de chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- weilandareaal (Vanongeval et al. 2000 en Vanden Auweele et al. 2004) wordt melding gemaakt van een gewijzigde tendens, met name een globale daling van het organische stofgehalte van de landbouwgronden. In MIRA T 2005 (VMM, 2005) wordt op basis van dezelfde cijfers, aangevuld door eigen berekeningen van de auteur (Gobin, 2005) de tendens in het organische stofgehalte van de Vlaamse akker- en weilandbodems behandeld. In de volgende paragrafen wordt deze evolutie voor verschillende geografische niveau's besproken en in tabellen en figuren weergegeven.

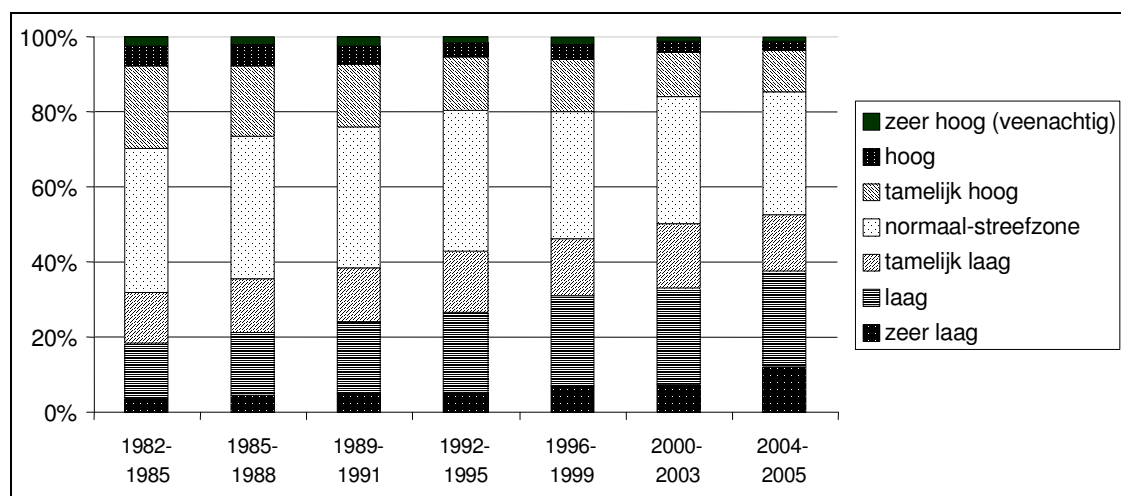
Evolutie op niveau van Vlaanderen

Op niveau van Vlaanderen wordt de evolutie van het percentage koolstof in akker- en weiland voorgesteld aan de hand van de procentuele verdeling van de stalen in de zeven beoordelingsklassen

voor de periode 1982-2005 (Figuur 21 en). De evolutie van het koolstofpercentage in de Vlaamse akker- en weidepercelen vertoont de laatste 10 jaar een duidelijk dalende tendens, met steeds meer percelen die beneden de optimale toestand (streefzone) komen te liggen. Op niveau van Vlaanderen volstaat de huidige aanbreng van stabiele organische stof (in combinatie met de ploegdiepte) niet om het de BOS op peil te houden. Er dient momenteel geen alarmbel te worden geluid omdat het merendeel van onze landbouwgronden nog een degelijk koolstofgehalte heeft. Wel dienen maatregelen genomen om het koolstofpeil niet verder te laten zakken.



Figuur 21 Evolutie van het percentage koolstof in de 0-23 cm bodemlaag in akkerland (Vlaanderen 1982-2005), Bodemkundige Dienst van België (periode 2004-2005 = eigen berekeningen A. Gobin)



Figuur 22: Evolutie van het percentage koolstof in de 0-6 cm bodemlaag in weiland (Vlaanderen 1982-2005), Bodemkundige Dienst van België (periode 2004-2005 = eigen berekeningen A. Gobin)

Evolutie per landbouwstreek

In de volgende tabellen is voor 4 landbouwstreken de evolutie van de procentuele verdeling van de grondstalen in de 7 bodemvruchtbaarheidsklassen weergegeven. Voor iedere landbouwstreek is een afzonderlijke tabel voor akkerland en voor weiland weergegeven. De toename van het percentage percelen in de klassen lager dan de streefzone wordt in iedere landbouwstreek vastgesteld. Deze toename is duidelijk meer uitgesproken voor de akkerbouwpercelen dan voor de weiden. Voor de weiden in de Leemstreek en de Zandleemstreek is de daling van het koolstofgehalte veel beperkter dan in de Kempen en de Vlaamse Zandstreek. Theoretisch wordt onder permanent grasland een stabiel of licht stijgend koolstofgehalte verwacht. De vastgestelde daling moet dan ook worden toegeschreven

aan andere factoren. Zo wordt in Vlaanderen veel weiland regelmatig vernieuwd waarbij dan ook de bemonsterde toplaag (0-6 cm) wordt gemengd met een belangrijke hoeveelheid grond van de onderliggende bodemlagen. De hogere frequentie van weidevernieuwing op de lichtere zandgronden is wellicht een deel van de verklaring van de verschillende evolutie tussen de landbouwstreken.

Tabel 7 Evolutie van de procentuele verdeling van de grondstalen volgens koolstofgehalten in de zeven bodemvruchtbaarheidsklassen per landbouwstreek en volgens landbouwgebruik in de 0-23 cm bodemlaag voor akkerland en de 0-6 bodemlaag voor weiland (BDB)

Akkerbouw, Kempen

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	2.2	1.3	2.1	3.3	6.2
laag	5	4.6	6.5	8.1	12.0
tamelijk laag	8.3	8.2	10.9	12.7	18.0
<i>normaal-streefzone</i>	<i>49.1</i>	<i>52.5</i>	<i>57.6</i>	<i>57.1</i>	<i>53.1</i>
tamelijk hoog	31	29.7	20.2	17	9.6
hoog	3.7	3.5	2.6	1.8	1.1
veenachtig	0.7	0.2	0.1	0	0.1

Weide, Kempen

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	5	5.3	7.6	7.5	15.1
laag	25.7	28.3	36.5	37.7	41.7
tamelijk laag	18.7	20.8	19.9	20.7	17.3
<i>normaal-streefzone</i>	<i>35</i>	<i>33.5</i>	<i>28.1</i>	<i>27.4</i>	<i>20.8</i>
tamelijk hoog	9.4	7.8	5	4.7	3.4
hoog	4.6	3.1	2.1	1.5	1.2
veenachtig	1.6	1.2	0.8	0.5	0.5

Akkerbouw, Leemstreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	0.5	0.9	1	2	3.5
laag	2.4	3.2	4.4	10.2	16.0
tamelijk laag	7.9	11.3	16.9	21.3	25.9
<i>normaal-streefzone</i>	<i>55.7</i>	<i>57.3</i>	<i>57.8</i>	<i>50.3</i>	<i>43.0</i>
tamelijk hoog	31.9	26.2	18.6	15.3	11.1
hoog	1.5	1.1	1.3	0.9	0.6
veenachtig	0.1	0	0	0	0.0

Weide, Leemstreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	1.7	1.7	4	4.2	3.7
laag	8.9	5.3	9.1	6	6.5
tamelijk laag	6.2	4.6	9.2	5.7	6.1
<i>normaal-streefzone</i>	<i>36.8</i>	<i>30.4</i>	<i>36.8</i>	<i>41.8</i>	<i>43.8</i>
tamelijk hoog	41.1	53.4	37.2	38.7	36.8
hoog	5.1	3.8	2.9	2.5	2.8
veenachtig	0.2	0.8	0.8	1.1	0.4

Akkerbouw, Zandleemstreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	2.2	1.7	2.6	5	7.7
laag	5.2	6	8.6	15.1	19.7
tamelijk laag	12	14.6	19.4	23.4	25.4
<i>normaal-streefzone</i>	<i>47.9</i>	<i>49.9</i>	<i>48.6</i>	<i>41.4</i>	<i>36.2</i>
tamelijk hoog	30.2	26.1	19.3	14.3	10.3
hoog	2.4	1.6	1.4	0.8	0.7
veenachtig	0.1	0.1	0.1	0	0.0

Weide, Zandleemsreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	3.5	3.9	4.3	6.2	6.3
laag	8.8	8.7	10.8	12.8	12.0
tamelijk laag	8.3	8.5	9.1	11	10.9
<i>normaal-streefzone</i>	<i>39.4</i>	<i>41.5</i>	<i>40.7</i>	<i>43.2</i>	<i>44.4</i>
tamelijk hoog	32.9	32.4	28.5	21.8	22.0
hoog	4.8	3.5	4	3.2	2.9
veenachtig	2.3	1.5	2.6	1.8	1.5

Akkerbouw, Vlaamse Zandstreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	4.2	4.2	6.4	10.6	15.7
laag	9.2	9.9	13.5	17.4	20.8
tamelijk laag	15.4	16.7	19.4	20.9	21.8
<i>normaal-streefzone</i>	<i>50.2</i>	<i>49.8</i>	<i>45.4</i>	<i>39.8</i>	<i>33.4</i>
tamelijk hoog	18.6	17.7	14.1	10.5	7.8
hoog	2.1	1.6	1.2	0.8	0.5
veenachtig	0.3	0.1	0	0	0.0

Weide, Vlaamse Zandstreek

	1989-1991	1992-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006*
zeer laag	5.7	6.7	8.8	9	14.9
laag	21.3	23.3	24.6	26.3	28.0
tamelijk laag	15.6	17.1	16.8	19.6	18.7
normaal-streefzone	40.5	39.7	37	33.7	30.1
tamelijk hoog	12.2	9.4	9.1	8.1	5.3
hoog	2.9	2.5	2.5	2.2	1.8
veenachtig	1.8	1.3	1.2	1.1	1.2

Bron: diverse chemische bodemvruchtbaarheidsoverzichten van de Bodemkundige Dienst van België plus eigen berekeningen A. Gobin

De gegevens van de verschillende deelperiodes zijn behalve voor de periode 2004-2006 terug te vinden in de diverse chemische bodemvruchtbaarheidsoverzichten. Voor de periode 2004-2006 betreft het de analyses tot en met augustus 2006. Deze laatste deelperiode toont een verdere daling van de koolstoftoestand. Bij deze deelperiode dient de opmerking gemaakt dat de stalen een aantal koolstofmetingen bevat die werden gemaakt in het kader van de Mid Term Review (MTR). Sinds 2005 dienen de landbouwers in dit kader voor hun akkerbouwpercelen immers te beschikken over een aantal recente koolstofmetingen van hun percelen. Hierbij kan onder meer gebruik worden gemaakt van de metingen die gebeuren als onderdeel van een standaardgrondanalyse. Daardoor is het mogelijk dat een aantal nieuwe percelen zijn toegevoegd aan de databank die nooit eerder werden bemonsterd. Met andere woorden voor de periode 2004-2006 slaat de statistiek terug op een mogelijk iets andere steekproef uit de populatie van landbouwpercelen. Vermits de reden van de staalnameaanvraag niet vermeld wordt valt niet uit te maken over welke aantallen het precies gaat.

Gemeenteniveau

In het chemische bodemvruchtbaarheidsoverzicht van de Bodemkundige Dienst van België wordt ook steeds cartografisch de bodemvruchtbaarheidstoestand op gemeenteniveau weergegeven. Bij deze weergave komen duidelijk de regio's (Oost-Brabant, zuidoosten van West-Vlaanderen) met lage koolstofgehalten tot uiting. In het recentste chemisch bodemvruchtbaarheidsoverzicht van de Bodemkundige Dienst van België (Vanden Auweele et al., 2004) werd vertrekkend vanuit deze gegevens voor de afgelopen 20 jaar de evolutie grafisch weergegeven (zie volgende figuur). Op deze overzichtskaarten wordt een lichte daling van het koolstofgehalte in de periode 1982-1995 vastgesteld. In de twee recentste deelperiodes (1995-1996 en 2000-2003) is de dalende tendens nog versterkt. De beschikbare data laten niet toe evoluties op perceelsniveau te bestuderen of te relateren aan het organische stofmanagement op de individuele percelen. De volgende factoren werden vermeld als (mede)oorzaken van de vastgestelde evolutie:

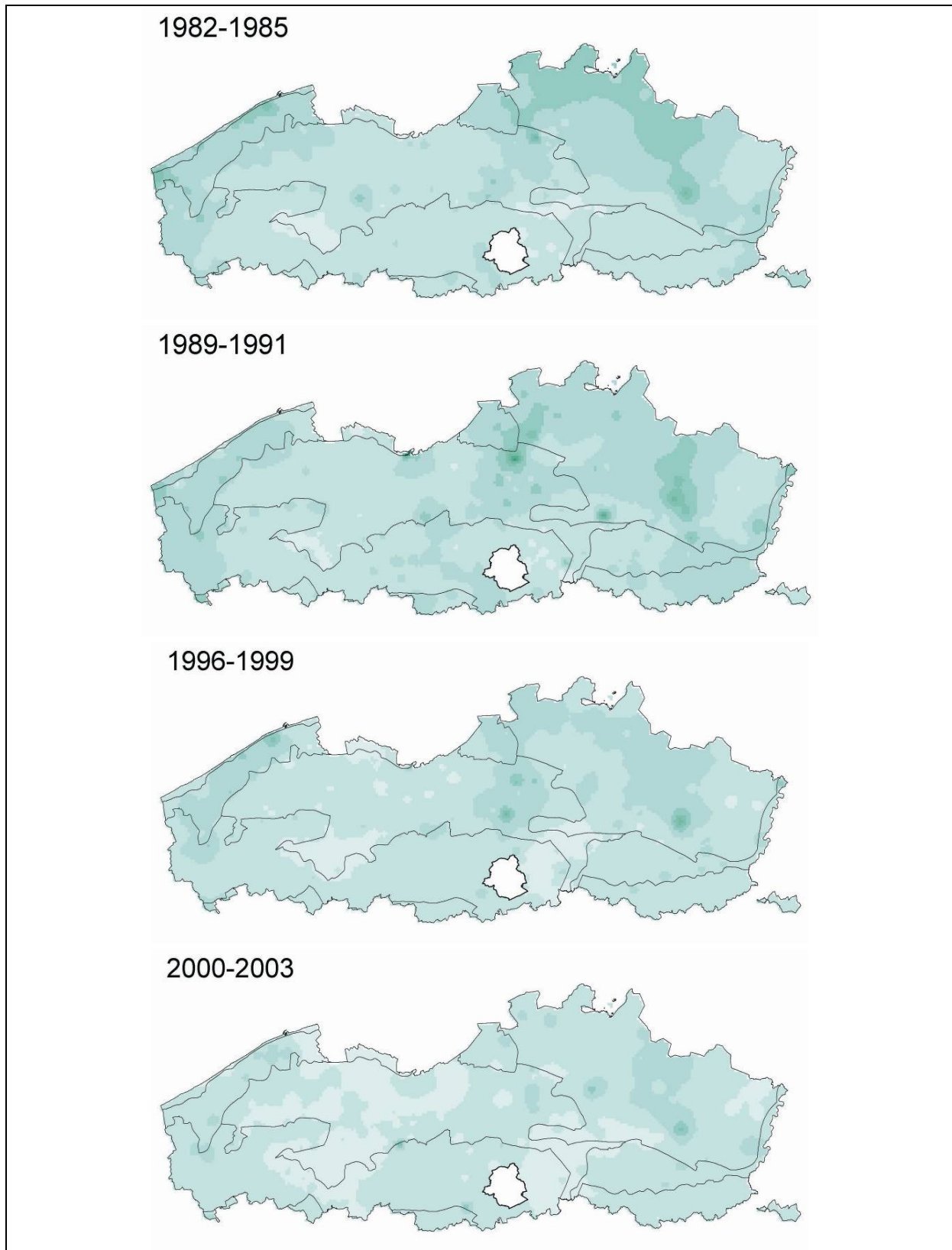
- toenemende ploegdiepte in bepaalde regio's
- vermindering van de aanbreng van stabiele organische stof onder andere ten gevolge van de mestwetgeving
- aanwezigheid van gescheurde weilanden in het akkerbouwareaal waarvan het koolstofgehalte na een aantal jaren afneemt.

Dit laatste gegeven kan duidelijk aangetoond worden op basis van de statistieken van het N.I.S en het A.M.S. Hieruit kan berekend worden dat het aandeel grasland (blijvend en tijdelijk) in de totale oppervlakte cultuurgrond in de Kempen gedaald is van 73 % in 1975 (69 % in 1980) tot 45 % in 2005. Op niveau van het Vlaamse Gewest is dit percentage gedaald van 47 % in 1980 tot 36 % in 2005.

1.1.10.3 Besluit

Via de talrijke bemestingsadviezen op basis van grondontleding beschikt de Bodemkundige Dienst van België over een omvangrijk gegevensbestand omtrent het koolstofgehalte (bepaald via de gewijzigde Walkley en Black methode) van de Vlaamse landbouwgronden. Reeds vanaf het begin van de grondontledingen in Vlaanderen werd het belang van een goed organisch stofgehalte benadrukt. Uit vergelijkende studies in de periode 1975-1985 werd gemiddeld een toename van het koolstofgehalte in de bouwvoor van akkerbouwpercelen vastgesteld. In het daaropvolgende decennium werd zeer weinig evolutie in de algemene organische stoftoestand vastgesteld. In de periode vanaf 1995 tonen de statistieken van de grondontledingen een globale daling van de organische stoftoestand.

Alhoewel via deze statistieken geen uitspraak kan gedaan worden over de evolutie van het organische stofgehalte op perceelsniveau, neemt het belang van het sensibiliseren van de individuele landbouwer voor een degelijk organische stofmanagement op perceelsniveau sterk toe.



Figuur 23 Evolutie van het koolstofgehalte in de 0-23 cm bodemlaag in de Vlaamse akkerbodems tussen 1982 en 2003 (Vandenauweele et al. 2004). Een donkere kleur wijst op een hoger BOC gehalte.

1.1.11 Hoe kan het organische stofgehalte van de bodem verhoogd worden?

Het verhogen van het BOS gehalte kan op verschillende manieren bekomen worden (Tabel 8). Een aantal technieken die in België aangewend kunnen worden zullen hieronder uitgebreid toegelicht worden.

Tabel 8 Technieken voor het verhogen van het BOS gehalte (Lal, 2007)

	Akkerbouwgronden	Graslanden
Technieken	<ul style="list-style-type: none">• Conserveringslandbouw• Biologische landbouw• Groenbemesters• Niet-afvoeren van oogstresten (inclusief stro)• Toediening van organische meststoffen• Uitgebreide vruchtwisseling• Positieve nutriëntenbalans• Waterbeheer	<ul style="list-style-type: none">• Gecontroleerde begrazing• Geschikte species• Agroforestry• Bemestingsmanagement• Waterbeheer

1.1.11.1 Toediening organisch materiaal

Regelmatige toediening van organisch materiaal leidt tot het verhogen van het organische stofgehalte in de bodem en dit zelfs op korte termijn. Dit geldt niet enkele voor de toediening van **dierlijke mest**, maar ook voor diverse **composten** (zoals GFT-compost en boerderijcompost⁵) en **andere secundaire grondstoffen** op basis van organisch biologische afvalstoffen (zoals slib uit de voedingindustrie) (Houot et al., 2007; Leroy et al., 2007b). De stijging van het gehalte is daarbij sterk afhankelijk van de kwaliteit van het toegediende materiaal, waarbij materialen met een hogere stabiliteit (hogere lignine gehalte) zorgen voor een grotere stijging van het BOS gehalte.

Dierlijke meststoffen

Regelmatige toediening van dierlijke mest kan substantiële veranderingen van het BOS gehalte induceren, zelfs op korte termijn. Een jaarlijkse mesttoediening, equivalent aan 1000 kg C/ha, kan leiden tot een koolstofsequestratie equivalent aan ongeveer 2000 kg CO₂/ha/jaar of 545 kg C/ha/jaar.. Uiteraard hebben niet alle dierlijke meststoffen dezelfde decompositiesnelheid omwille van hun verschil in samenstelling (Tabel 9 en Tabel 10).

⁵ Boerderijcompost is eigenlijk niet erkend als secundaire grondstof.

Tabel 9: Gemiddelde samenstelling (in kg/1000 l voor de vloeibare mesten en kg/1000 kg voor de vaste mesten) voor enkele veel voorkomende mestsoorten zoals deze momenteel door Bodemkundige Dienst van België worden gehanteerd bij de beoordeling van individuele mestanalyses.

Mestsoort	Droge stof	Org. stof	Org. C	Totale P ₂ O ₅	Totale N	Minerale N
Runderdrijfmest	88	66	38.4	1.4	5.1	2.9
Kalverdrijfmest	21	9	5.2	1.4	2.7	1.8
Runderstalmest	210	160	93.0	2.9	8.3	2.4
Varkendrijfmest	80	53	30.8	3.9	8.1	4.8
Varkendrijfmest (brijvoeding)	93	63	36.6	4.3	9.9	5.6
Drijfmest biggenopfok	65	43	25.0	3.5	5.9	3.2
Zeugendrijfmest	54	35	20.3	3.8	4.6	2.4
Varkensstalmest	255	195	113.4	7.5	11.1	3.3
Kippendrijfmest	135	85	49.4	6.9	10.8	6.4
Slachtkuikenmest	610	500	290.7	17.5	35.4	5.5
Leghennenmest	702	510	296.5	25.5	29.5	4.6

Bron : Mestanalysesresultaten Bodemkundige Dienst van België (26/1/2007)

Tabel 10 Aanvoer van effectieve organische stof (EOS) per 10 ton en per kg snel werkzame N bij 3 vormen van dierlijke meststoffen (Mulier en Hofman, 2006) (aanvoer effectieve OC / 10 ton tussen haakjes)

Mest	kg EOS/10 ton	kg EOS/kg snel werkzame N
Varkensmengmest	210 (105)	5
Rundveemengmest	290 (145)	13
Rundveestalmest	790 (395)	44

Deze tabellen geven aan dat vaste mest een groter potentieel heeft om organische stof aan de bodem toe te dienen dan mengmest.

Uit onderzoek in Rothamsted (Tabel 11) blijkt dat jarenlange toediening van een lage dosis dierlijke mest (14 ton/ha/jaar) zorgt voor een stijging van het BOC gehalte jaar na jaar.

Tabel 11 Bodem OC concentraties in de bouwvoor van percelen onder lange termijn studies in Rothamstad (UK) (Van Camp et al., 2004)

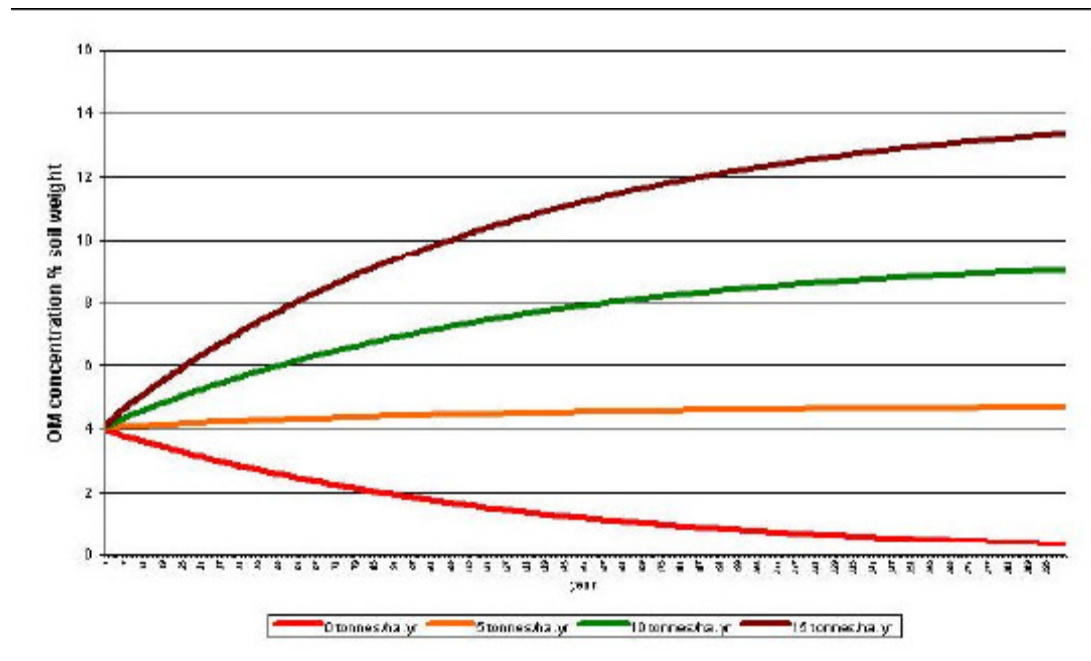
Type vegetatie of gewas	% OC
Grasland	1.52
Bos	2.38
Monocultuur tarwe gedurende 50 jaar (1893)	
• Zonder toediening dierlijke mest	0.89
• Enkel toediening minerale meststoffen	1.10
• Toediening van 14 ton/ha/jaar	2.23

Compost

Figuur 24 toont aan dat ook het al of niet toedienen van compost en ook de hoeveelheid compost (stabiel organisch materiaal) die toegediend wordt van grote invloed is op het BOS gehalte in de loop

van de tijd (Van Camp et al., 2004). Enerzijds is er bij het toedienen van 5 ton compost/ha nauwelijks een stijging waar te nemen, maar is er toch een duidelijk verschil ten opzichte van het niet toedienen van compost (daling van het BOS gehalte). Anderzijds stijgt het BOS gehalte tot 14% bij de maximale dosis (15 ton/ha/jaar).

Deze resultaten zijn consistent met andere lange termijn studies: het weglaten van een organische bemesting leidt tot een enorme daling van het BOS gehalte (gecombineerd met een transfer van CO₂ naar de atmosfeer). Terwijl de continue applicatie van organische meststoffen (dierlijke mest of compost) het mogelijk maakt om het BOS gehalte op peil te houden of te verhogen (Van Camp et al., 2004; Antil et al. 2005; Li et al. 2005).



Figuur 24 Simulatie van BOS concentratie in landbouwbodems met en zonder toediening van compost (0, 5, 10, 15 ton/ha/jaar) (Van Camp et al., 2004)

Recentelijk werd ook door de BDB in opdracht van VLACO VZW een modellering uitgevoerd naar de evolutie van het organische-stofgehalte in de bodem over een periode van 25 jaar na toediening van groencompost, al dan niet bijgemengd met dierlijke mest in verschillende dosissen (Verlinden, 2002). Deze modellering werd uitgevoerd met CAA-expert voor typische akkerbouwrotaties (suikerbieten, wintertrawe, aardappelen) op leem- en kleigronden en voor een monocultuur maïs op zand- en leemgronden (Verlinden, 2002). Hieruit blijkt dat wanneer alleen dierlijke drijfmest wordt toegediend het organisch materiaal in een bodem met een initieel laag organisch stofgehalte in het beste geval stabiel blijft, maar op hellend terrein (zoals bvb. in de zandleem- en leemstreek) daalt wegens het wegspoelen van de oppervlaktelaag door erosie. Tevens is het duidelijk dat verhoging van de stabiele organische fractie in de bodem via de aanvoer van organische materiaal (groenbemesters, stalmest, e.a.) een uiterst langzaam proces is met een ophopingsfactor (d.i. de stijging van het koolstofhalte in % na 10 jaar toediening van organisch materiaal ter grootte van 0.1 % van het bouwvoorgewicht) tussen 0.12 tot 0.30 %. Aanvoer van grote hoeveelheden van bvb. stalmest of compost om een snellere stijging te realiseren zijn binnen het kader van de huidige wetgeving niet meer toegestaan tenzij in uitzonderlijke omstandigheden.

Secundaire grondstoffen

Bij het toedienen van secundaire grondstoffen⁶ als bodemverbeteraar moet men echter niet alleen rekening houden met de verhoging van het BOS gehalte maar ook met de invloed op andere bodemeigenschappen (N beschikbaarheid, microbiële activiteit en biodiversiteit, eco-toxicologische effecten,...).

In een onderzoek op de vakgroep Bodembeheer en –hygiëne aan de UGent werd de bruikbaarheid van een aantal soorten secundaire grondstoffen die gebruikt kunnen worden als bodemverbeteraars nagegaan. De gebruikte materialen zijn enerzijds groencompost en GFT-compost en anderzijds slibs afkomstig uit de voedingsindustrie (Tabel 12): ANA: ontstaan uit een anaërobe co-compostering van slib en mest, BROU slib uit brouwerijen, FRUI uit de fruitverwerking, AARD uit de aardappelverwerking, GEL uit gelatineproducties, ZUIV uit zuivelproductie, SLACHT uit slachthuizen en compost gebruikt uit de champignonteelt (Champost).

Tabel 12 Berekenende hoeveelheid effectieve OC in de organische materialen (in %) en de hoeveelheid die zou toegediend worden bij gift van deze reststof gelijk aan 7 ton EOS/ha (om de 3 jaar) (bron UGent)

Soort OM	% effectieve OC	Toegediend vers OM (ton / ha)	Toegediende N (kg N / ha)	Toegediende P (kg P / ha)
Groencompost	95.31	40	200	53
GFT-compost	86.56	35	349	111
ANA	86.42	810	401	153
BROU	78.94	310	488	241
FRUI	53.62	420	1017	287
AARD	76.02	370	601	399
GEL	68.70	40	379	167
ZUIV	36.36	460	1831	695
SLACHT	55.69	280	929	220
CHAMPOST	90.75	40	276	69

Via incubatieproeven werd voor deze materialen de C mineralisatie bepaald en berekend hoeveel de effectieve hoeveelheid organische stof (% van BOS) bedraagt. Dit is de hoeveelheid BOS die overblijft na een in-situ mineralisatie van 1 jaar. Hieruit blijkt dat groencompost, GFT-compost, ANA en champost traag mineraliseren en kunnen bijdragen aan een verhoging van het BOS gehalte. Anderzijds werd voor de verschillende materialen ook eens berekend hoeveel N en P toegediend wordt bij een gift van 7 ton/ha EOS om de drie jaar (= normale toediening van 40 ton groencompost). Hieruit blijkt dat een groot aantal secundaire afvalstoffen niet in aanmerking komen om als bron van EOS te dienen, omdat een te grote hoeveelheid nutriënten zou aangevoerd worden, rekening houden met de bemestingslimieten van 80 à 100 kg P₂O₅ /ha/jaar of 35-45 kg P/ha/jaar en 170 kg N/ha/jaar volgens MAP III (mestdecreet december 2006).

Evolutie van het organische stofgehalte in functie van de toegediende organische bemesting

Met behulp van het CAA-model (Vanongeval et al., 1995) werden door de Bodemkundige Dienst in 1999 een aantal doorrekeningen gemaakt van de verwachte evolutie van het organische stofgehalte van een aantal praktijkbodems, rekening houdend met de beperkingen aan de dosissen dierlijk mest opgelegd in het kader van **de toenmalige mestwetgeving** (Vanongeval, 1999).

⁶ Bijlage 4.1. VLAREA heeft een overzicht van de secundaire grondstoffen die als bodemverbeterend middel gebruikt kunnen worden en de voorwaarden inzake samenstelling en/of gebruik

In onderstaande tabel (Tabel 13) worden de maximaal toelaatbare dosissen dierlijk mest weergegeven in functie van de toenmalig geldende bemestingslimiet, en rekening houdend met de gemiddelde samenstelling van de mest. De maximale hoeveelheid varkensdrijfmest wordt gelimiteerd door de fosfaatbemestingslimiet, terwijl dit voor runderdrijfmest en –stalmest de stikstofbemestingslimiet is. Binnen de voorliggende normeringen is de aanvoer van effectieve organische stof (EOS) via varkensdrijfmest duidelijk lager dan de aanvoer via rundermest.

Tabel 13: Aanvoer van effectieve organische stof bij maximale invulling van de in 1999 geldende bemestingslimieten

	N-organisch	P ₂ O ₅	Maximale dosis (ton/ha)			Aanbreng van effectieve organische stof EOS (kg/ha)		
			RDM	VDM	RSM	RDM	VDM	RSM
<u>Algemene limieten</u>								
Mais	300	140	55	30	42	1.596	845	2.917
Andere gewassen	300	130	55	28	40	1.596	784	2.809
Grasland	400	150	73	32	46	2.128	905	3.241
Gewassen met lage N-behoefte	150	125	28	17	21	798	488	1.458
<u>Eindlimieten algemeen</u>								
Mais	250	100	46	22	31	905	553	1.653
Andere gewassen	200	100	37	22	28	905	553	1.653
Grasland	250	130	46	28	35	905	553	1.653
Gewassen met lage N-behoefte	125	100	23	15	17	665	407	1.215
<u>Verscherping groep 'Water'</u>								
Mais	170	100	31	20	24	1.330	603	2.160
Andere gewassen	170	100	31	20	24	1.064	603	1.944
Grasland	170	100	31	20	24	1.330	784	2.431
Gewassen met lage N-behoefte	125	80	23	15	17	665	407	1.215

RDM = runderdrijfmest; VDM = varkensdrijfmest; RSM = runderstalmest

bron: BDB

In Tabel 14 wordt de evolutie van het koolstofgehalte in functie van de organische bemesting weergegeven. Er worden twee situaties bekeken :

- Een lemige grond met een normaal koolstofgehalte en een teeltrotatie granen-suikerbieten;
- Een zandige grond met een normaal koolstofgehalte en deegmaïs als teelt.

Ingeval van de lemige grond met een normaal koolstofgehalte en met een klassieke akkerbouwrotatie zien we dat de oogstresten alleen (stoppelresten en bietenblad) niet volstaan om het koolstofgehalte op lange termijn (> 10 jaar) op peil te houden. Dit kan wel indien regelmatig (vb. éénmaal per rotatie) er een extra inbreng van organisch materiaal is onder vorm van dierlijke mest, stro of een groenbemester (of een combinatie). Eénmaal per rotatie 40 ton stalmest toedienen geeft zelfs een lichte verhoging van de koolstofvoorraad. Willen we echter het koolstofgehalte op niveau houden met varkensdrijfmest, dan is een toediening van minstens 100 ton/ha (éénmaal per rotatie) vereist. **Met dergelijke dosis wordt echter de toen geldende, en dus zeker ook de huidige algemene bemestingslimiet overschreden**

(Tabel 14). Conform de algemene bemestingslimiet mocht er maximaal 28 ton varkensdrijfmest per hectare toegediend worden. Bij een jaarlijkse toediening van deze dosis, kan echter de organische stofvoorraad net niet op peil worden gehouden, zodat op lange termijn een daling van het koolstofgehalte te verwachten is. Een extra inbreng van organische materiaal (via een groenbemester of het inwerken van stro) is in deze situatie echter noodzakelijk willen we het humusgehalte van de grond op peil houden. Indien het perceel zou gelegen zijn in gebieden met verscherpte bemestingslimieten (voorbeeld 'kwetsbare zone water'), is de maximale dosis varkensdrijfmest beperkt tot 20 ton/ha. Ook in deze situatie zal een extra inbreng van organisch materiaal noodzakelijk zijn om het koolstofgehalte op peil te houden. Een jaarlijkse toediening van 20 ton runderstalmest kan wel binnen de bemestingslimieten, en is ook voldoende om de organische stofreserve op peil te houden (en zelfs geleidelijk te verhogen).

Op een zandgrond met normaal koolstofgehalte en met een cultuur van silomaïs, is een inbreng van organisch materiaal absoluut noodzakelijk om de organische stofreserve op peil te houden. Binnen de algemene bemestingslimieten kan dit via een jaarlijkse toediening van 55 ton runderdrijfmest. Indien gewerkt wordt met varkensdrijfmest is de toelaatbare dosis echter onvoldoende om het koolstofgehalte op peil te houden. In dit geval is er een extra inbreng van organisch materiaal nodig (voorbeeld via een nateelt). Indien het perceel gelegen is in een gebied met een verscherpte normering ('kwetsbare zone water') kan de organische stofvoorraad niet meer met een jaarlijkse toediening van drijfmest op peil gehouden worden en is een extra inbreng noodzakelijk. Met stalmest slaagt men er wel in om, binnen de geldende limieten, het koolstofgehalte te behouden.

In bovengeschetste situaties werd steeds uitgegaan van een bodem met een normaal koolstofgehalte. Op percelen met een eerder laag koolstofgehalte kan het echter wenselijk zijn de organische stofreserve van de grond te verhogen. Hiervoor is een extra inbreng van organische stof vereist. In de situatie van de lemige grond is, binnen de huidige bemestingslimieten, een verhoging van het koolstofgehalte mogelijk indien gewerkt wordt met regelmatige toedieningen van stalmest al dan niet gecombineerd met een groenbemester of het inwerken van stro. Indien gewerkt wordt met drijfmest, is er jaarlijks een extra inbreng onder vorm van stro of een groenbemester noodzakelijk.

Op de zandgrond zal een verhoging van het koolstofgehalte mogelijk zijn bij gebruik van stalmest, gecombineerd met een groenbemester. In de andere gevallen zal een verhoging van het koolstofgehalte eerder moeilijk zijn.

Op percelen met een eerder hoog koolstofgehalte is de jaarlijkse behoefte aan organische stof hoger (Tabel 14). Dit betekent dat op dergelijke gronden een extra inbreng van organisch materiaal, naast de toegelaten hoeveelheden dierlijke mest, noodzakelijk zal zijn om de huidige hoge koolstofgehalte te behouden. Volgens artikel 13, paragraaf 10 in MAP III (december 2006) staat echter dat 'ter verbetering van de humustoestand van landbouwgrond op bepaalde percelen met een te laag koolstofgehalte tot 10 GFT compost of 15 ton groencompost per hectare opgebracht mag worden op voorwaarde dat, in het vorig kalenderjaar, bij de bemonstering van het betrokken perceel landbouwgrond, in de periode van 1 oktober tot 15 november, een nitraatresidu is vastgelegd dat niet hoger is dan de nitraatresiduwaarde (90 kg nitraat-stikstof/ha/jaar).

Tabel 14: Evolutie van het koolstofgehalte in functie van de organische bemesting (BDB)

	Evolutie van het koolstofgehalte op lange termijn
Situatie 1 lemige grond met normaal koolstofgehalte	
1. geen dierlijk mest, enkel inbreng van oogstresten (stoppels, bietenblad) maar geen stro	↓
2. geen dierlijk mest, wel inbreng van oogstresten inclusief stro	=
3. jaarlijks 28 ton varkensdrijfmest conform in '1999' geldende algemene bemestingslimiet, inbreng van oogstresten maar geen stro	↓
4. jaarlijks 40 ton stalmest conform in '1999' geldende algemene bemestingslimiet, inbreng van oogstresten maar geen stro	↑↑
5. 1 x per rotatie 40 ton stalmest, inbreng van oogstresten maar geen stro	↑
6. jaarlijks 28 ton varkensdrijfmest, 1 x per rotatie stro ingewerkt of 1 x per rotatie een gele mosterd als groenbemester	=
7. jaarlijks 20 ton stalmest conform de in '1999' geldende verscherpte limiet 'water', inbreng oogstresten maar geen stro	↑
8. jaarlijks 20 ton varkensdrijfmest conform de in '1999' geldende verscherpte limiet 'water', inbreng van oogstresten maar geen stro	↓

Situatie 2 : zandgrond met een normaal koolstofgehalte	
1. enkel inbreng van wortel en stoppelresten	↓
2. jaarlijks 55 ton runderdrijfmest conform de in '1999' geldende algemene bemestingslimiet, wortel en stoppelresten	=
3. jaarlijks 30 ton varkensdrijfmest conform de in '1999' geldende algemene bemestingslimiet, wortel en stoppelresten	↓
4. jaarlijks 30 ton varkensdrijfmest, wortel en stoppelresten, snijrogge als nateelt	=
5. jaarlijks 30 ton runderdrijfmest conform de in '1999' geldende verscherpte limiet 'water', wortel en stoppelresten	↓
6. jaarlijks 20 ton varkensdrijfmest conform de in '1999' geldende verscherpte limiet 'water', wortel en stoppelresten	↓
7. jaarlijks 20 ton stalmest conform de in '1999' geldende verscherpte limiet 'water', wortel en stoppelresten	=

Uit het voorgaande blijkt dat in een aantal situaties een daling van de organische stofvoorraad van de bodem te verwachten is. Men kan zich dan ook de vraag stellen in welke mate hierdoor ook de bodemvruchtbaarheid van de percelen afneemt.

Algemeen kan men stellen dat een daling van de organische stofvoorraad ook een daling van de stikstoflevering met zich meebrengt. In bodems met een normaal koolstofgehalte wordt deze stikstoflevering immers in belangrijke mate bepaald door de stabiele BOC-fractie. Op percelen met een regelmatige inbreng van organische stof krijgen we een verhoogde stikstoflevering als gevolg van de afbraak van het toegediende organisch materiaal. Deze verhoogde stikstoflevering is dus een gevolg van de stikstofvrijstelling uit de makkelijk afbreekbare organische componenten. Dit makkelijk afbreekbaar materiaal heeft ook een hogere stikstofinhoud dan de stabiele bodemhumus, waardoor er

bij afbraak in verhouding meer stikstof vrijkomt dan bij de afbraak van eenzelfde hoeveelheid bodemhumus. Bovendien is de afbraaksnelheid ook veel hoger dan deze van de bodemhumus. Afhankelijk van het type van materiaal (drijfmest, stalmest, groenbemester, loof,...) wordt binnen één jaar na toediening 30 – 80 % van de organische stof afgebroken. De resterende hoeveelheid is minder snel afbreekbaar en zal in de loop van de volgende jaren verder afgebroken worden. Bij een éénmalige toediening van bijvoorbeeld varkensdrijfmest, zal er zich voornamelijk in het eerste jaar na de toediening een verhoging van de stikstofvrijstelling voordoen. Op percelen waarop regelmatig varkensdrijfmest wordt toegediend, kan geleidelijk een accumulatie van tamelijk snel afbreekbaar materiaal vastgesteld worden. Op deze gronden zal dan ook het stikstofleverend vermogen van de grond geleidelijk verhogen, m.a.w. deze gronden worden 'rijker'.

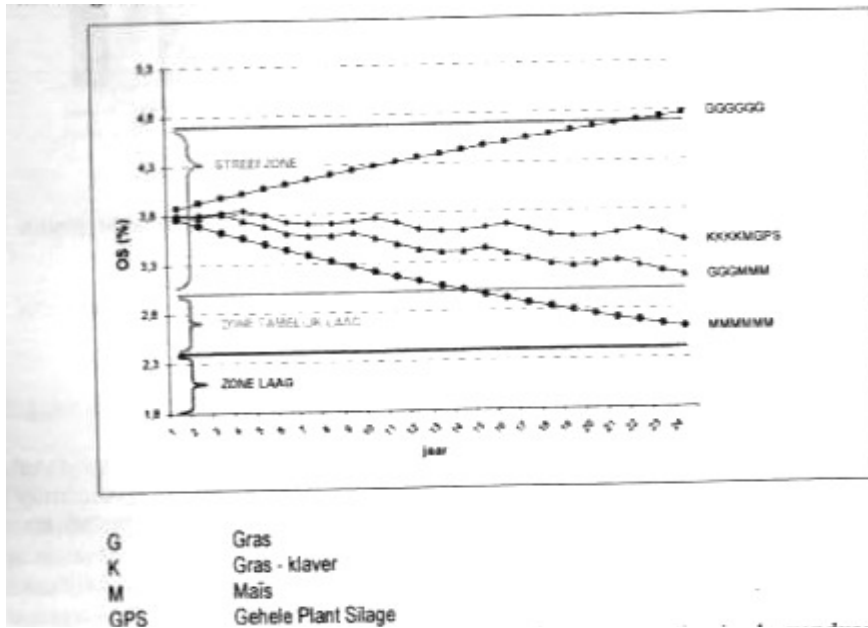
Bij een daling van de organische stofvoorraad (daling van het koolstofgehalte), zal in eerste instantie de fractie makkelijk afbreekbare organische stof afnemen. Dit gebeurt in een tijdspanne van 3 tot 5 jaar, afhankelijk van de grootte van deze fractie. Aangezien deze snel afbreekbare fractie slechts een klein deel uitmaakt van de totale organische stofvoorraad van de bodem, zal de afbraak van deze fractie slechts een gering effect hebben op de daling van het koolstofgehalte. Deze fractie is echter rijker aan stikstof dan de stabiele bodemhumus, waardoor de afbraak ervan wel degelijk een effect zal hebben op de stikstoflevering. Gedurende de eerste jaren zal de stikstoflevering met andere woorden sneller afnemen dan de daling van het koolstofgehalte laat vermoeden. Dit effect zal ook het meest uitgesproken zijn op de zogenaamde 'rijke' percelen.

Met betrekking tot de situaties, weergegeven in Tabel 14, kan gesteld worden dan in de gevallen met een daling van de organische stofvoorraad, er ook een daling van de bodemvruchtbaarheid mag verwacht worden. Vooral op percelen met een hoge bodemvruchtbaarheid zal het effect op de stikstoflevering merkbaar zijn. Bij de bepaling van de stikstofbemesting van de teelt is het wenselijk met deze gewijzigde situatie rekening te houden. Dit kan door op regelmatige tijdstippen het BOC-gehalte van de grond te controleren en de stikstoflevering exact in te schatten, waarbij rekening wordt gehouden met bodemtype, koolstofgehalte, oogstresten, groenbemesting en organische bemesting (cfr. N-INDEX-analyse).

1.1.11.2 Managementmaatregelen

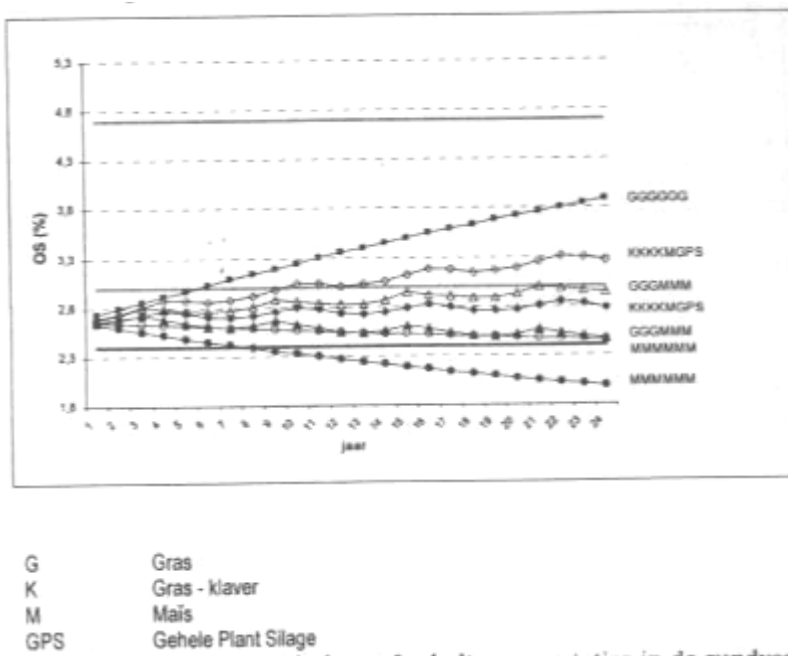
Gewasrotatie

Om verschillende rotaties met elkaar te vergelijken wordt er gebruik gemaakt van een studie van Stedula waar op basis van balansmodellen de evolutie van organische stof in de bodem wordt nagegaan (Mulier et al., 2006). Hiervoor wordt berekend hoeveel effectieve organische stof (EOS) per perceel en per rotatie wordt aangevoerd via gewasresten, groenbemesters en organische messtoffen en hoeveel organische stof wordt afgebroken. Op basis van deze aan- en afvoerposten wordt dan een balans opgesteld.



Figuur 25 Evolutes in het BOS gehalte voor rotaties in de rundveehouderij vertrekkend van een optimaal BOS gehalte (enkel mengmest – max 170 kg N uit organische mest) (Mulier en Hofman, 2006)

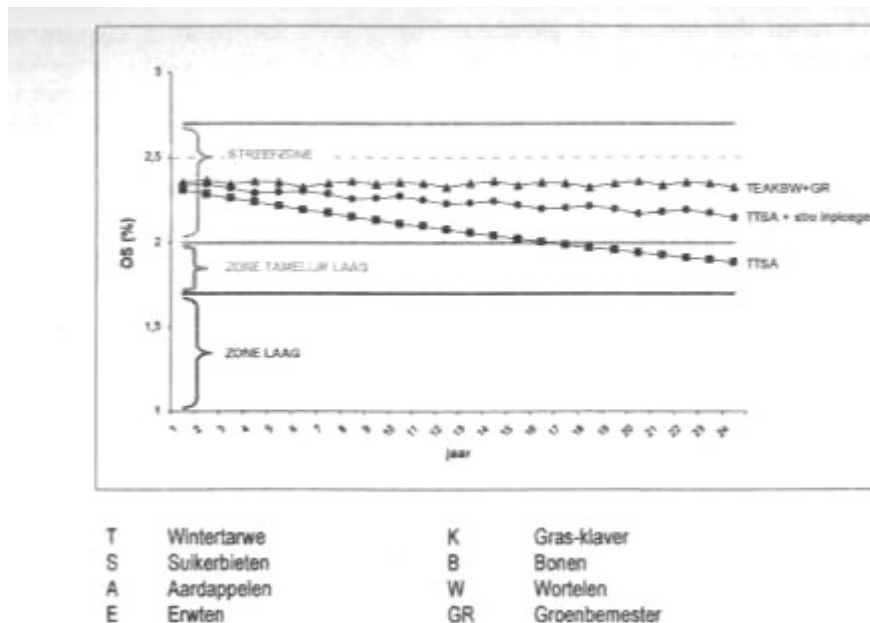
Figuur 25 toont dat binnen de gangbare rundveehouderijrotaties – wanneer enkel mengmest toegediend wordt (à rato van 170 kg N/ha, wat overeenkomt met ongeveer 35 ton mengmest) – alleen het permanent gras scenario geen daling van het BOS veroorzaakt. Hoewel de wisselbouwscenario's duidelijke betere resultaten neerzetten dan het scenario permanent maïs, slagen ook deze scenario's er niet in om het BOS gehalte op langere termijn binnen de streefzone te houden.



Figuur 26 Evolutes in het BOS gehalte voor rotaties in de rundveehouderij vertrekkend van een suboptimaal BOS gehalte (gevulde symbolen enkel mengmest + GFT compost) (Mulier en Hofman, 2006)

Figuur 26 toont aan dat het met de wisselbouwrotaties wel mogelijk is om een suboptimaal BOS gehalte terug te herstellen, op voorwaarde dat er combinaties van mengmest en compost ingezet worden (opnieuw a rato van 170 kg N/ha; 10 ton/ha drijfmest + 10 ton/ha compost).

Figuur 27 toont aan dat de klassieke akkerbouwrotatie er niet in slaagt om het BOS gehalte in onze bodems op peil te houden, zelfs niet bij consequent inploegen van het tarwestro, hoewel dat de snelheid waarmee het BOS gehalte daalt wel reduceert. Een biologische rotatie waarin de klassieke teelten worden aangevuld met industriegroenten, grasklaver en groenbemesters en de bemesting ook deels met stalmest wordt ingevuld, slaagt er wel in om het BOS gehalte in de streefzone te houden (Mulier en Hofman, 2006).



Figuur 27 Evoluties in het BOS gehalte voor rotaties in de akkerbouw vertrekkend van een optimaal BOS gehalte (enkel mengmest – max 170kg N/ha uit organische mest) (Mulier en Hofman, 2006)

Algemeen kunnen we hieruit besluiten dat voor rundveehouderijen de hoeveelheid EOS/ha die aangebracht wordt door de verschillende teelten bepalend is voor het al of niet op peil houden van het BOS gehalte: teeltplannen waarin veel permanent grasland voorkomt en waarin maïs (grotendeels) vervangen wordt door granen, zullen op het vlak van BOS opbouw duurzamer zijn dan de meest gangbare rotaties. Ook voor akkerbouwrotaties speelt het teeltplan een belangrijke rol: omschakeling naar meer granen (met inploegen van stro) en gebruik van groenbemesters kunnen zorgen voor een reductie van de daling in het BOS gehalte (Mulier en Hofman, 2006).

Hierbij mag niet vergeten worden dat naast de aanvoer van EOS via de gewassen ook de keuze van de gebruikte organische meststoffen van groot belang is. Vaak kan het BOS gehalte enkel verhoogd worden door regelmatige inzet van stabiele organische stoffen.

Aanbreng uit wortelresten

Door het laboratorium voor Bodem- en Waterbeheersing (geciteerd in Boon, KVIV 1985) werden metingen gedaan in 1982 van de wortelmassa die in de bodem aanwezig is onder wintergerst en wintertarwe. De bepalingen werden uitgevoerd op leemgronden bij verschillende bemestingsdosissen. De volgende tabel herneemt de resultaten van de metingen omgerekend naar kg droge stof per hectare voor de bovenste 30 cm grond.

Tabel 15: Resultaten van de wortelgewichten van wintertarwe en wintergerst tot 30 cm diepte (Lab. voor Bodem- en Waterbeheersing, 1982)

Wintertarwe		Zomertarwe	
N-bemesting	Wortelgewicht kg DS/ha 0-30 cm	N-bemesting	Wortelgewicht kg DS/ha 0-30 cm
0 kg N/ha	1318	0 kg N/ha	1002
80 kg N/ha	1787	60 kg N/ha	916
160 kg N/ha	1752	120 kg N/ha	856
Gemiddelde	1619	Gemiddelde	925

Op een gelijkaardige manier werden de zijwortelgewichten van suikerbieten geteeld op een normaal bemeste leemgrond bepaald en dit voor de diepte 15 tot 30 cm. Dit gewicht bedroeg slechts 51 kg DS per ha. Door de Bodemkundige Dienst werd de hoeveelheid zijwortels bepaald in de laag 0-30 cm enkel in de onmiddellijke nabijheid van de biet. Dit leverde een totaal van 696 kg DS per ha. De totale massa zijwortels ligt derhalve nog hoger.

Groenbemesters

Groenbemesters kunnen niet alleen gebruikt worden voor het vasthouden van N tijdens de winter, maar ook om het BOS gehalte op peil te houden. Door de lage C/N ratio van de meeste groenbemesters en de beperkte hoeveelheid moeilijk afbreekbaar materiaal, is de hoeveelheid aan EOS die door deze gewassen geleverd wordt echter beperkt (Curtin et al., 2000 en Tabel 16 en Tabel 17). Uit onderzoek door Ninane et al. (1994) blijkt dat slechts bij een herhaaldelijke toediening van groenbemesters (hier gele mosterd) aan de bodem de C verliezen konden gecompenseerd worden. Vanaf dan steeg het totale C gehalte, waarbij tevens het huminegehalte steeg, wat een indicatie is voor een toename van de meer stabiele BOC fractie.

Tabel 16 Gemiddelde effectieve organische koolstof aanvoer groenbemesters in kg effectieve OC ha⁻¹ (berekend uit cijfers Mulier et al. 2006)

Groenbemester	Gemiddelde	Minimum	Maximum
Italiaans raaigras	635	540	750
Gras na maïs*	350	297	413
Engels raaigras	578		
Rode klaver	583		
Witte klaver	425		
Gele Mosterd	425		
Bladrammenas	425		
Wikke	345	323	438
Phacelia	350		

*Indien een gras als groenbemester na maïs wordt ingezaaid, zal de ontwikkeling niet zo goed zijn als bv. na tarwe, we schatten de effectieve OC-aanbreng in dit geval op ongeveer 55% van de aanbreng via gras dat al vroeger in het groeiseizoen kan worden ingezaaid.

Tabel 17. Invloed toevoer organisch materiaal gedurende 25 jaar op BOS gehalte van kalkrijke zavelgrond (23% afslibbaar) bij een uitgangssituatie van 2.3% BOS (1.15% OC) (Timmer et al. 2004)

Perceel	Handeling	Toename humusgehalte na 25 jaar (eenheid = % van aanwezige BOS)
1	Geen extra OM	-0.2
2	Extra stro (9 jaar x 7 ton/ha)	-0.1
3	Groenbemesting (9x) en bietenblad (4x)	0
4	Stalmest (9x 40ton/ha)	0.2

Tijdelijk grasland

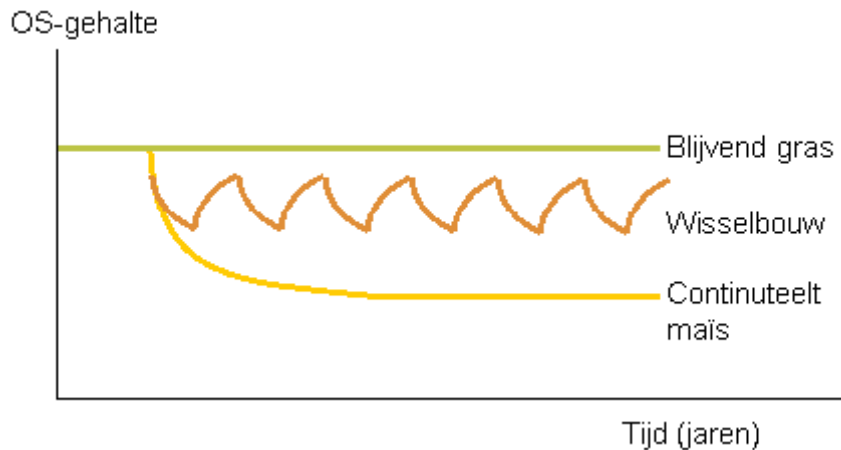
Omschakeling van akkerbouw naar tijdelijk of permanent grasland zorgt voor een enorme verhoging van het BOS gehalte en vertegenwoordigt dus één van de meest efficiënte mogelijkheden voor het verhogen van de BOS gehalte (Van Camp et al. 2004). Kortleven (1963) stelt dat in Nederland het BOS gehalte onder grasland 2 tot 5 keer hoger was dan onder akkerbouw. Terwijl Romkens et al. (1999) stelden dat 9 jaar na conversie van akkerbouw naar grasland 90 % van het BOS gehalte dat was gemineraliseerd tijdens de 26 jaar monocultuur maïs geregenereerd was en dat het risico op uitspoeling van DOC gedaald was.

In onderstaande tabel geven we de aanvoer van effectieve OC weer voor tijdelijk en permanent grasland.

Tabel 18: Aanvoer van effectieve OC (kg effectieve OC ha⁻¹) voor tijdelijke en permanent grasland (berekend uit cijfers Mulier et al., 2006)

Grasland	Gemiddelde	Minimum	Maximum
Eénjarig grasland	575	563	588
Tweejarig grasland	1260	1233	1288
Driejarig grasland	1945	1903	1988
Permanent grasland	1945	1903	1988
Eénjarig klavergrasland	530	522	539
Tweejarig klavergrasland	1010	991	1029
Driejarig klavergrasland	1489	1460	1519
Permanent klavergrasland	1489	1460	1519

Wisselbouw, waarin maïs (of een ander graan) afgewisseld wordt met gras kan ook een mogelijkheid zijn om het organische stofgehalte op peil te houden: de BOS die in de graslandperiode wordt opgebouwd zal in de akkerbouwfase worden verbruikt. Hierdoor zal het BOS gehalte minder snel dalen dan bij monocultuur maïs.



Figuur 28. De ontwikkeling van het BOS gehalte in blijvend gras, bij monocultuur maïs en bij wisselbouw (Verloop en Rensen, 2005)

1.1.11.3 Alternatieve landbouwsystemen

Conserveringslandbouw

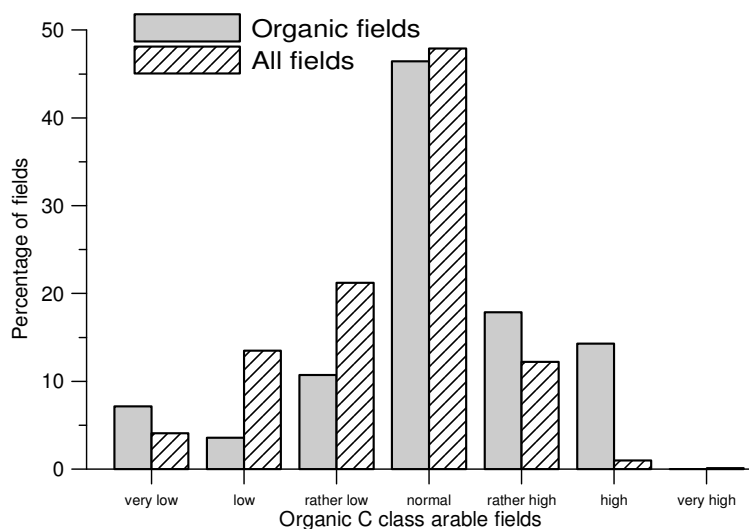
Vaak wordt gesteld dat conversie van conventionele landbouw naar no-till (gecombineerd met specifiek management van oogstresten en bemesting) wereldwijd 0.6 tot 1.2 Gt/jaar aan C kan opslaan in de bodem of 15% van de totale hoeveelheid aan antropogene emissies (Lal, 2004). Uit een studie van D'haene et al. (2006) blijkt over het algemeen dat in België percelen onder conserveringslandbouw een duidelijke toename van het percentage aan BOS in de bovenste bodemlagen (bovenste 10-15 cm) vertonen, maar meestal werd een lager percentage BOS gevonden in de diepere lagen. De stijging van het BOS gehalte in de bovenste bodemlagen is uiteraard van zeer groot landbouwkundig belang aangezien BOS vooral in de bovenste lagen cruciale functies uitoefent (aggregaatvorming, tegengaan van verslemping en erosie, vrijstelling van nutriënten,..). Door het niet meer of ondieper bewerken van de bodem wordt het organisch materiaal dat toegevoegd wordt aan de bodem minder verdund en wordt de BOS geconcentreerd daar waar ze van belang is.

Wanneer echter gekeken wordt naar de mogelijkheid van conserveringslandbouw om de C stock in de bodem te verhogen in het kader van het Kyoto-protocol, moet naast het % aan BOS ook rekening gehouden worden met de schijnbare dichtheid en moet het volledige bodemprofiel in rekening gebracht worden (0-60 cm). Op basis van deze berekeningen kon geen significante stijging of daling vastgesteld worden. Een belangrijke mogelijke verklaring voor de uitblijvende of slechts zeer geringe toename is wellicht te vinden in het soort rotaties dat typisch is onder conserveringslandbouw in België (D'haene et al., 2006). Het aandeel van gewassen zoals aardappelen en bieten is vrij hoog in de akkerbouwgewassen in België, dit in tegendeel tot vele grote akkerbouwgebieden onder conserveringslandbouw elders in de wereld. De oogst van dergelijke gewassen gaat gepaard met een bodemverstoring die er wellicht voor zorgt dat een sterke organische stofopbouw wordt verhinderd. Andere mogelijke oorzaken van het beperkte effect ten opzichte van enkele andere studies die grotere effecten waarnemen zijn mogelijke verschillen in klimatologische omstandigheden, voorgeschiedenis van de percelen, C input, kwaliteit en tijdstip van de C-toediening (via gewasresten of organische bemesting) en meetwijzen van de C-stocks (Oorts et al., 2006).

Biologische landbouw

Gezien de bemesting in de biologische landbouw nagenoeg uitsluitend organisch is, en er een groter aandeel (tijdelijk) grasland en groenbemesters/vanggewassen is, wordt er globaal gezien meer C in de bodem gebracht dan in de gangbare sector. Hoewel de resultaten van onderzoek hieromtrent niet

steeds in dezelfde richting wijzen, is er toch een tendens voor globaal hogere organische C gehalten in biologische bodems (Shannon et al., 2002; Marriott en Wander, 2006). Uit recent onderzoek blijkt dat biologische landbouwbedrijven in Vlaanderen gemiddeld een hoger BOS gehalte hebben dan conventionele bedrijven en dat er meer bedrijven zijn met een hoog BOS gehalte dan bij de conventionele bedrijven (Figuur 29). Dit gehalte was positief gecorreleerd met de intensiteit van het management (hogere gehalten bij intensievere bemesting) (De Neve et al. 2006).



Figuur 29 Beoordeling van BOS gehalte van 21 biologische landbouwbedrijven (in de bouwvoor) in vergelijking met conventionele bedrijven in Vlaanderen (in de 0-23cm laag) (De Neve et al., 1996)

1.1.12 Wat zijn de voor- en nadelen van de mogelijke maatregelen?

Het verhogen van het BOS gehalte door het toedienen van organisch materiaal heeft heel wat voordelen (zie 1.1.6). Het **nutriëntengehalte** van exogeen organisch materiaal kan echter sterk variëren. Een grote toevoer van organisch materiaal met een hoog N gehalte (zoals dierlijke mest en groenbemesters) en een hoog gehalte aan organische stof kunnen echter aanleiding geven tot hoge stikstofmineralisatie op momenten dat er een geringe opname is door de planten en het gewas. Daardoor ontstaat een verhoogd risico op stikstofuitspoeling. Het Mestdecreet (december 2006) heeft daarom beperkingen opgelegd voor de maximale giften aan N en P_2O_5 die jaarlijks per ha mogen toegediend worden, waardoor ook het toedienen van organisch materiaal aan de bodem beperkt is (zie 1.1.14). Een ander nadeel van het gebruik van organische materialen als meststof, in vergelijking met minerale meststoffen, is de veel **lagere werkingscoëfficiënt** waardoor de toegediende N veel trager vrijkomt. De groenteteelt voorbeeld vormt in West-Vlaanderen een zeer belangrijke economische activiteit, maar is ook zeer intensief. De hoge grondprijzen vereisen rotaties met een hoge economische waarde en een grote toediening van hoogwaardige organische meststoffen of minerale meststoffen. Daarenboven blijven er na de oogst van groenten grote hoeveelheden oogstresten op het veld achter. De hoeveelheid oogstresten die achterblijft is afhankelijk per gewas maar kan oplopen tot een aantal ton per ha. Daarbij is de gemiddelde N concentratie van deze oogstresten hoog (tussen 2 en 4 % op droge stof basis), waardoor minerale N hoeveelheden tot 150 kg N ha^{-1} kunnen vrijkomen (Chaves, 2006). Het achterlaten van deze oogstresten gecombineerd met de jarenlange overbemesting van de velden met labiele organische meststoffen zorgt voor een zeer hoge mineralisatiecapaciteit van de bodem (met waarden van 0.9 tot 1.6 kg N ha^{-1} per dag, Demyttenaere, 1991) die de optimale bemesting en verhoging van de lage waarden aan C in de bodem bemoeilijkt.

Behalve een verhoogde kans op nitraatuitspoeling moet ook opgelet worden voor mogelijke **P verzadiging**. Het gebruik van stabiele C bronnen (zoals compost) is erg efficiënt om het BOS te verhogen en vertoont door zijn lage N inhoud een beperkt risico op nitraatuitspoeling (Van Camp et al., 2004). Het nadeel van deze vormen van organisch materiaal is echter de hoge P inhoud, waardoor ze kunnen bijdragen tot een verhoogde P verzadiging van de bodem en een mogelijks risico tot P eutrofiëring van grond –en oppervlaktewater. Daarnaast werd in het verleden vaak gebruik gemaakt van samengestelde meststoffen waarbij de N/P₂O₅ verhouding meestal 1/1 was. Ook bij mengmest ligt de verhouding tussen 1.1 en 2.4, terwijl de verhouding tussen de N behoefte en de P export schommelt tussen 2.5 en 4. Wanneer via de bemesting de N behoefte volledig wordt gedekt, dan wordt steeds een overmaat aan fosfor toegediend met P accumulatie in de bodem tot gevolg.

Een andere mogelijkheid tot het verhogen van het BOS gehalte is het gebruik van reststoffen uit de industrie (**organisch biologische afvalstoffen**, zie 1.1.12). Bij het gebruik van dergelijke middelen in de landbouw zijn er op korte termijn voor de landbouwer misschien besparingen mogelijk, zonder onmiddellijke risico's voor het milieu. Belangrijk is echter om de tijdslimiet in rekening te brengen. Op lange termijn zijn de eco-toxicologische en de daaruit voortvloeiende economische gevolgen van verkeerd gebruikte grondstoffen immers niet of moeilijk in te schatten. Tabel 19 toont aan dat het lange termijn toedienen van stadscompost kan leiden tot te hoge concentraties aan zware metalen in de bodem tot waarden zelfs boven de saneringsnorm.

Tabel 19. Gemeten mediaan concentraties (mg kg⁻¹ droge stof) aan zware metalen in GFT- en Groencompost volgens VLACO in 2007 samen met huidige Europese reglementering betreffende maximaal toegelaten hoeveelheden zware metalen in slib

	GFT-compost	Groen-compost	Norm FOD	KDS VLACO vzw
Cadmium	0,66	0,65	<2	<1,5
Chroom	22,2	17,4	<100	<70
Koper	49,1	30,3	<150	<90
Kwik	0,19	0,12	<1	<1
Lood	48,0	40,9	<120	<120
Nikkel	10,3	7,1	<50	<20
Zink	239	168	<400	<300

Organisch biologische afvalstoffen kunnen niet enkel leiden tot verhoogde concentraties zware metalen in de bodem, maar kunnen ook organische pollutanten (dioxines, antibiotica,...) bevatten. Wanneer deze in het milieu terecht komen, kunnen ze mogelijks en negatief invloed hebben op het bodembologisch leven, of in extremere situaties op de gezondheid van plant, dier en mens.

Een goede inhouds- en waardebeoordeling van dergelijke reststoffen is dus noodzakelijk.

Daarnaast kan een ruime aanwezigheid van goed afbreekbaar organisch stof leiden tot **emissies van de broeikasgassen** CO₂, N₂O en CH₄.

Conserveringslandbouw, één van de mogelijkheden die aangehaald werd om de C opslag in bodems te verhogen, kan evenwel bijdragen tot verhoogde N₂O emissies door het verhoogde vochtgehalte en het aan het oppervlak blijven van oogstresten, hoewel er op dit ogenblik hierover nog geen consensus bestaat (Six et al. 2004; Ventura et al., 2005; Beheydt 2006, D'haene et al., 2008b) en verder onderzoek nodig is.

1.1.13 Wat zijn de financiële implicaties ?

Naar de financiële implicaties van dalende koolstofgehalten of actief koolstofbeheer is momenteel nog weinig of geen kwantitatief onderzoek verricht. Dit wordt gemakkelijk verklaard door hoge complexiteit van deze materie, waarbij zowel rekening dient worden gehouden met zowel technische als economische en zelfs beleidsmatige randvoorwaarden.

Grove schattingen door Lal (communicatie EU Studiedag klimaatsverandering 12 juni 2008 Brussel) begroten de waarde van bodemorganische stof op ongeveer 200 \$ per ton. Verwijzend naar de waardering voor CO₂ emissierechten in de grootteorde van 20 tot 30 \$ per ton schatten Sandor en Skees (1999) de potentiële inkomsten voor Amerikaanse landbouwers op 4 tot 6 miljard dollar, of ongeveer 10 procent van het bedrijfsinkomen. Deze schatting houdt enkel rekening met de vergoeding die landbouwers in het kader van de koolstofsequestratie zouden ontvangen, los van de verbetering van de intrinsieke waarde van de bodemkoolstof. Antle et al. (2001) geven een zeer brede range voor de marginale kostprijs van koolstofopslag in landbouwgrond (12 tot 500 \$ per ton), afhankelijk van het soort contract of betalingsmechanisme, de hoeveelheid vastgelegde koolstof en de plaats specifieke kenmerken van het gebied waar de sequestratie plaatsvindt.

In Duitsland wordt door de VHE (Verbände der Humus- und Erdenwirtschaft op basis van de marktwaarde van stro de waarde van een kg bodemkoolstof op 0,04 euro geschat wat overeenkomt met **40 € per ton C**.

Bij de berekening van de 'navette', de vergoeding die een pachter dient te betalen of ontvangt bij de teruggave van het gepachte land is de factor organische stof een belangrijke maar moeilijk in te schatten parameter. Vergelijkende berekeningen van de kostprijs van verschillende vormen van ruwvoederwinning uitgevoerd in 2000 door een werkgroep bestaande uit medewerkers van het Ministerie van Middenstand en Landbouw, ALT, Boerenbond, Bodemkundige Dienst en PDLT-Antwerpen houden rekening met de invloed van elk type van winning op de organische stofbalans. Hierbij wordt een waarde gehanteerd van **37,98 euro per ton bodemorganische koolstof**.

Op het Vlaamse niveau omvat actief koolstofbeheer maatregelen met betrekking tot een aangepaste vruchtafwisseling, toediening van organisch materiaal en onderwerken van oogstresten. Wat dit laatste betreft is vooral de onderwerking van stro een belangrijke factor omwille van de vermarktbaarheid van het product. Verkoopprijzen van stro variëren sterk van plaats tot plaats en in de tijd, en lopen op tot 100 à 150 euro per hectare. Omgerekend naar effectieve organische koolstof zou dit neer komen op ongeveer **46 à 69 euro per ton bodemkoolstof**. De meerwaarde hiervan is moeilijk in te schatten. Meestal wordt de inwerking van stro daarom niet aanzien als een interessant alternatief. Voor de meeste andere oogstresten bestaat momenteel geen afzetmarkt als dusdanig, maar ook dit zou kunnen veranderen wanneer de vraag naar grondstoffen voor vergisting of andere vormen van valorisatie zou stijgen.

Ook wat betreft de toediening van organische stof ligt de situatie in Vlaanderen erg complex vermits dierlijke mest of andere organische meststoffen en bodemverbeteraars naargelang de situatie zowel een positieve als een negatieve waarde kunnen hebben. Deze laatste worden bovendien beïnvloed door de prijsevolutie van minerale meststoffen.

Nog complexer is de inschatting van de impact van een wijzigende bedrijfsvoering in functie van koolstofbeheer. Toch kan algemeen aangenomen worden dat, zeker zolang de financiële voordelen van een verbeterde koolstoftoestand niet concreet kunnen begroot worden, aanpassingen in de bedrijfsvoering die nieuwe en specifieke investeringen zouden vragen niet te verwachten zijn.

1.1.14 Implicaties van bestaande wetgeving

De hoeveelheid organische stof in de bodem is gelinkt aan hoofdzakelijk twee regelgevingen, met name de Mid Term Review (MTR) en het Mestdecreet.

1.1.14.1 MTR

Binnen de Mid Term Review (MTR) van de EG worden aan landbouwers randvoorwaarden (cross-compliance) opgelegd voor het ontvangen van inkomenssteun. Hieronder ressembleren o.a.:

- i) 18 beheerseisen op het vlak van milieu, dierenwelzijn, diergezondheid en gezondheid van planten, volksgezondheid,
- ii) de eis dat alle landbouwgronden in goede landbouw- en milieuconditie worden gehouden en
- iii) het behoud van de totale oppervlakte blijvend grasland per lidstaat.

Onder het in goede landbouw- en milieucondities houden van landbouwgrond wordt o.a. verstaan een minimum organische stofgehalte in de bodem. In de Code van Goede Praktijk Bodembescherming wordt een leidraad gegeven voor het opstellen van een advies voor het in goede landbouw- en milieucondities houden van alle landbouwgrond met betrekking tot o.a. het organische koolstofgehalte. Het wettelijk kader is vervat in het Besluit van de Vlaamse Regering van 8 juli 2005 tot instelling van een bedrijfstoelageregeling en tot vaststelling van bepaalde steunregelingen voor landbouwers en tot toepassing van de randvoorwaarden. Deze randvoorwaarden geven aan dat iedere landbouwer, afhankelijk van de grootte van het bedrijf, het koolstofgehalte van een aantal percelen (grasland en permanente bedekking uitgesloten) moet laten bepalen en de bijhorende analyseresultaten moet kunnen voorleggen. Hierbij worden de volgende limietwaarden voor organische koolstof gehanteerd (Tabel 20).

Tabel 20. Limietwaarden organische koolstof in de 0-23 cm bodemlaag in functie van de bodemtextuur (MTR)

Bodemtextuur	limietwaarde OC (%)
Zand	< 1
Zandleem	< 0,9
Leem	< 0,9
Klei	< 1,2

Vergeleken met de streefwaarden zoals gehanteerd in het beoordelingssysteem van de Bodemkundige Dienst (zie Tabel 5) liggen deze limietwaarden eerder aan de lage kant en komen zij overeen met de beoordeling laag tot zeer laag. Indien het percentage organische koolstof in de bodem lager is dan de waarden vermeld in Tabel 20, wat naar schatting voor 10% van de Vlaamse akkerbodems het geval is, moet de landbouwer acties ondernemen om de landbouwgrond in goede landbouw- en milieucondities te brengen. Deze acties zijn gebaseerd op het verhogen van het organische stofgehalte en omvatten het toedienen van stalmest of mengmest, en/of compost, en/of het inwerken van stro en/of het telen van groenbemesters. Dit betekent dat binnen afzienbare tijd het organisch stofgehalte van alle bodems in Vlaanderen minstens het % OC zal dienen te bevatten, vermeld in Tabel 20.

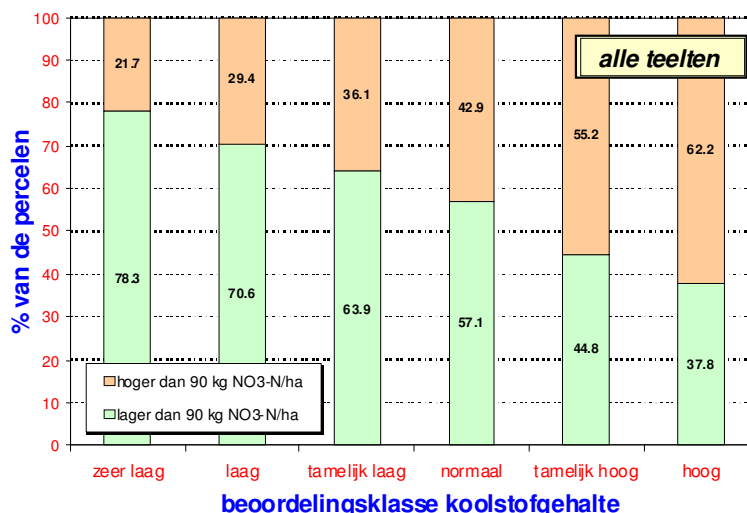
1.1.14.2 Mestdecreet

In het Mestdecreet (december 2006) zijn beperkingen opgelegd omtrent de maximaal toegelaten N en P₂O₅ giften per ha en per jaar en dit in functie van de gewasgroep. Dit heeft uiteraard ook consequenties op het toepassen van allerlei organisch materiaal en is het vaak dansen op een slappe koord. Vanuit bodemkwaliteitsstandpunt is het aangewezen om een voldoende hoeveelheid organische

stof in de bodem te hebben en dient men dus regelmatig supplementair organisch materiaal toe te dienen aangezien de oogst- en rooiresten van de gewassen niet volstaan om de mineralisatie van bodem organische stof te compenseren. De toegelaten hoeveelheid dierlijke mest is beperkt tot 170 kg N/ha en 170 kg N/ha uit andere organische meststoffen indien geen derogatie is aangevraagd. Bij derogatie stemt de toegelaten hoeveelheid dierlijke mest overeen met een maximale toediening van 250 kg N/ha voor grasland en maïs met een snede gras en 200 kg N/ha voor bieten en wintertarwe gevolgd door een groenbemester. Om optimale opbrengsten te bekomen, is voor een groot aantal gewassen een combinatie dierlijke mest-organische meststoffen uitgesloten zodat de hoeveelheid supplementair toegediend organisch materiaal beperkt zal blijven. Dit houdt in dat kennis van N-werkingscoëfficiënten en van effectieve organische stof van het toegediende materiaal onontbeerlijk is, wil men de bodem organische stof op een bepaald peil houden. Tevens dient tijdens de periode van 1 oktober tot en met 15 november het nitraatstikstofresidu in het bodemprofiel tot een diepte van 90 cm lager te zijn dan 90 kg N/ha. Uit een analyse van de nitraatresidumetingen uitgevoerd door de Bodemkundige Dienst van België blijkt dat, hoe hoger het organische stofgehalte in de bodem, hoe moeilijker het wordt om de grens van 90 kg N/ha in het najaar niet te overschrijden. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 30 waarbij het aantal overschrijdingen duidelijk hoger ligt op deze percelen met een hoog organisch stofgehalte.

Artikel 13 §10 van het mestdecreet laat toe dat op bodems met een laag organisch stofgehalte extra compost (15 ton groencompost/ha of 10 ton GFT-compost/ha), bovenop de bemestingsnormen gebruikt wordt. Er zijn 2 bijkomende voorwaarden:

- Het perceel in kwestie heeft een te laag koolstofgehalte: zandgronden < 1,8%C, poldergronden < 1,6%C, leem en zandleemgronden <1,2%C.
- Het perceel is na het voorafgaande teeltseizoen in de periode tussen 1 oktober en 15 november bemonsterd voor bepaling van het nitraatresidu (door een erkend laboratorium). De waarde voor de laag 0-90 cm moet lager zijn dan de limietwaarde van 90 kg N/ha.



Figuur 30. Percentage metingen, in functie van het C-gehalte, boven/onder de Vlaamse NO₃--N-residu-norm van 90 kg NO₃--N/ha (periode 01/10/2001 - 15/11/2001) (BDB)

Uit hetgeen voorafgaat blijkt dat beide wetgevingen nauwelijks compatibel zijn en dat kennis omtrent N-inhoud, N-werkingscoëfficiënten en effectieve organische stof van de toegediende organische materialen onontbeerlijk is om beide wetgevingen te respecteren.

1.1.15 Recent en lopend onderzoek naar OC in België

Om de ontwikkeling van het koolstofadviesstelsel te kaderen binnen het reeds uitgevoerde onderzoek in België wordt op vraag van de stuurgroep hieronder ten slotte een kort overzicht gegeven van lopend en recent afgerond onderzoek naar OC stock inventarisering en modellering van OC stock evoluties in België.

a) Inventarisatie van OC stocks en OC stock veranderingen

Twee recente onderzoeksprojecten gefinancierd door het Federaal Wetenschapsbeleid hebben zich toegespitst op een raming van OC stocks in Vlaanderen en België:

1. Het **CASTEC** project (Carbon Sequestration potential in Belgian Terrestrial Ecosystems - Koolstofopslagpotentieel in verschillende Belgische terrestrische ecosystemen: kwantificatie en strategische exploitatie met als promotoren prof. O. Van Cleemput, prof. P. Boeckx, prof. G. Hofman, prof. S. De Neve, prof. R. Lemeur, van de UGent en prof. L. Carlier van ILVO – looptijd 2001-2005). In dit project werden de mogelijkheden tot C-sequestratie in Belgische bodems bestudeerd. Ramingen van OC stocks in Vlaams akkerland en grasland op gemeentelijk niveau en hun evolutie gedurende de jaren 90 werden gemaakt op basis van meetgegevens van de Bodemkundige Dienst van België. Een algemeen dalende trend in de OC voorraad per hectare werd vastgesteld voor beide landgebruiksvormen. Een onafhankelijke dataset van gepaarde meetpunten in akkerlanden in de provincie West-Vlaanderen bevestigde deze recente daling van de OC voorraad per hectare. Als mogelijke verklaringen werden de conversie van grasland naar akkerland, de verminderde toediening van dierlijke mest sinds het begin van de jaren 90 en conversies in teeltrotaties aangehaald. Eerder onderzoek in opdracht van het IWONL aan de vakgroep Bodembeheer (UGent) toonde een oplag van OC in West-Vlaamse akkers tussen de jaren 1950 en 1990 aan. Exploratieve schattingen duiden er op dat het potentieel van koolstofsequestratie door beheersmaatregelen in de Vlaamse akkerbouw slechts voor maximaal 1% van de broeikasgasemissie reductievereisten van België kan instaan.

2. Het **METAGE** project (Modelling Ecosystem TrAce Gas Emissions) met als promotoren prof. B. Vanwesemael (Université Catholique de Louvain), prof. J. Van Orshoven (KULeuven) en prof. E. Laitat (Faculté universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux). Dit project had ondermeer tot doel evoluties van BOC stocks in België te modelleren. In tegenstelling tot CASTEC werd uitgegaan van een GIS georiënteerde toepassing waarin verschillende databanken werden gelinkt op het niveau van "landscape units": de Aardewerk databank, meetgegevens van de Bodemkundige Dienst en meetgegevens van Requasud. Net zoals het CASTEC project kwamen deze onderzoekers tot de conclusie dat er een daling van de gemiddelde OC voorraad per hectare akkerland was in Vlaanderen gedurende de jaren 90 na een stijging tussen 1960 en 1990. Voor Wallonië werd een daling tussen 1960 en 1990 geconcludeerd maar geen verdere daling gedurende de jaren 90. De gemiddelde OC voorraad per hectare grasland steeg in volledig België tussen 1960 en 1990 en daalde sindsdien.

Een voortzetting van dit onderzoek vindt plaats in een door de Waalse Regio gefinancierd onderzoeksproject "Evolution of organic carbon content in agricultural soils of Wallonia". Binnen dit onderzoek worden zoals in de bovenvermelde IWONL studie voor West-Vlaanderen profiellocaties van de Nationale bodemkartering herbemonsterd. Analooq aan §1.1.9 wordt daarbij eveneens de meetbaarheid van OC stock veranderingen geraamd (Goidts & Van Wesemael, 2008).

b) Modellering van OC stock veranderingen

- Binnen het bovenvermelde CASTEC project werd door de vakgroep Bodembeheer de toekomstige BOC stock evolutie van Vlaamse akkerlanden gesimuleerd met het DNDC model (zie verder §1.2.1).

- De invloed van landgebruiksconversies op OC stocks in Wallonië werd gesimuleerd met het Roth-C model door Dendoncker et al. (2008) (Université Catholique de Louvain).
- Van Wesemael et al. (2005) gebruikten het Roth-C model om veranderingen in de OC stocks van akkerlanden tussen 1960 en 2000 te simuleren voor de polders, de leemstreek en de Condroz. Een verdieping van de ploegdiepte en de continue organische bemesting gedurende die periode werden als de voornaamste bronnen voor koolstofopslag geïdentificeerd. Roth-C simuleerde evenwel geen daling van de BOC voorraad tussen 1990 en 2000.
- Binnen een IWONL onderzoeksopdracht werd het CAA-expertmodel opgesteld door de Bodemkundige Dienst van België (Vanongeval et al., 1995).

c) Overig onderzoek naar bodem organische stof

- Onderzoek aan de **Afdeling Bodem- en Waterbeheer** van de **KULeuven** (prof. Roel Merckx) spits zich reeds enkele decennia toe op diverse aspecten betreffende bodem organische stof dynamiek. Met betrekking tot OC is momenteel het project "Het voorspellen van de invloed van klimaatwijzigingen op bodem organische stof dynamiek over het ganse bodemprofiel: een procel en simulatie studie" lopende. Verder werden in de afgelopen jaren reeds meerdere doctoraten vervolledigd (dr. Steven Degryze, dr. Heleen Bossuyt, dr. Karolien Deneff, dr. Katrien Oorts) naar de link tussen bodem organische stof dynamiek en bodemaggregatie, bodembioïologie en bodembewerkingsbeheer. Tenslotte focust recent onderzoek zich op de dynamiek van opgeloste organische stof in de bodem. Doel van het onderzoek is de bronnen van DOM in landbouwbodems te identificeren, na te gaan hoe deze variëren in tijd en ruimte, en het effect van DOM op metaal- en pesticidentransport en pesticidentegradatie te ontrafelen.
- Overig onderzoek naar bodem organische stof aan de **onderzoeksgroep bodemvruchtbaarheid en nutriëntenbeheer** van de **UGent** (prof. Stefaan De Neve): In het kader van verscheidene lopende en recent voltooide onderzoeken werd reeds een brede ervaring opgedaan omtrent karakterisering van BOS en kwantificering van bodemkwaliteit aan de hand van fysische en chemische fractionering van BOS en verdere massaspectrometrische analyse (post-doctoraal onderzoeksmandaat dr. Steven Sleutel). Hierbij zal recent opgestart fundamenteel onderzoek naar lokalisatie en kwantificatie van BOS in ongestoorde bodemmonsters d.m.v. X-stralen tomografie een centrale rol innemen. Naast meer fundamenteel onderzoek maakten verscheidene andere recent afgeronde onderzoeksprojecten gebruik van C en N incubatie-experimenten, bepalingen van aggregaatstabiliteit, microbiële en bodemfauna analyses en fractionering van opgeloste organische stof.
- Onderzoek aan het **Laboratorium voor Toegepaste fysicochemie** (ISOFYS) van de **UGent** (prof. Pascal Boeckx) omtrent BOS betref in afgelopen jaren het bovenvermelde CASTEC project met een specifieke focus op broeikasgasemissies (vnl. N₂O en CO₂) uit bodems. Recent onderzoek naar de structuur van de microbiële gemeenschap en de connectie met de OC dynamiek in graslanden werd uitgevoerd door dr. Karolien Deneff.
- Onderzoek aan de **onderzoeksgroep planten- en vegetatie-ecologie** van de **Universiteit Antwerpen** (prof. Ivan Janssens) betreft de begroting van CO₂ fluxen uit boscsystemen in Europa; de raming van de invloed van klimaatverandering op CO₂ fluxen uit wetlands; de opmeting van broeikasgasemissies en OC fracties in veenbodems.

1.2 Wetenschappelijke onderbouwing van het adviessysteem

In dit deel van de literatuurstudie wordt de dynamiek van organische koolstof in de bodem grondig besproken, waarbij zowel fundamentele aspecten aan bod zullen komen (modelleren van organische stof pools, verschillende kinetische modellen, ...), als meer praktische aspecten zoals stabiliteit van organische koolstof in allerlei types organisch materiaal.

1.2.1 Modelleren van organische koolstof evolutie in de bodem

1.2.1.1 De verschillende kinetische modellen voor opbouw en afbraak van organische stof in de bodem:

De modellen die het eerst zijn ontwikkeld zijn eerste-orde vergelijkingen die de bodem organische stof in de bodem beschouwen als **één pool**. Deze modellen waren vooral goed te gebruiken om de snelle afbraak van bladmateriaal en van gemakkelijk afbreekbare verbindingen, zoals koolhydraten, te beschrijven. Er zijn veel auteurs die deze benadering hebben gebruikt. De afbraak van organische stof bestaat uit een aaneenschakeling van complexe macro- en microbiologische processen van materiaalverkleining tot biochemische omzetting. Desalniettemin blijkt uit de praktijk dat de verandering van de totale hoeveelheid organische stof in de bodem met de tijd vaak goed kan worden weergegeven met een eenvoudig eerste-orde model (M1):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -kC \quad (1)$$

De verandering van de hoeveelheid OC (C) met de tijd t = - afbraakconstante k x totale hoeveelheid C (kg OC /kg droge grond). De oplossing van het M1 model wordt gegeven door:

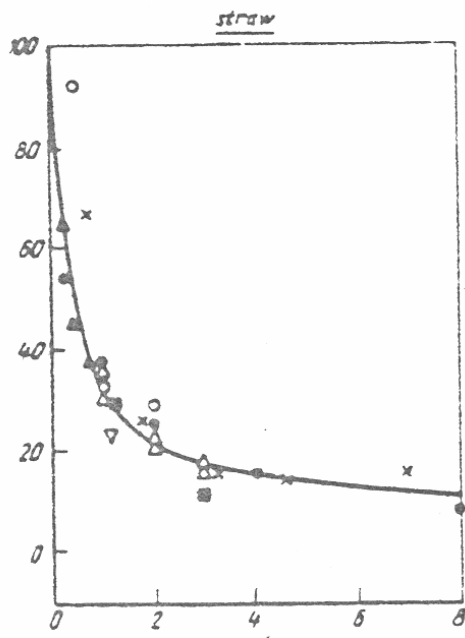
$$C(t) = C_A \{1 - e^{-kt}\} \quad (2)$$

met $C(t)$ de cumulatieve hoeveelheid gemineraliseerde OC op tijdstip t en C_A de hoeveelheid mineraliseerbare OC. Het eerste-orde model is wellicht het meest gebruikte afbraak model voor bodem organische stof en organisch materiaal (bv. De Neve et al., 1996; Saviozzi et al., 1997).

Van de eerste modellen die bodem organische stof dynamiek kwantitatief beschrijven is wellicht het model van **Henin en Dupuis (1945)** het meest gebruikt en bekend. Dit model gaat uit van een afbraak van bodem organische stof die volgens vergelijking 1 kan worden beschreven. **Kortleven (1963)** heeft dit model verder uitgewerkt en ging ervan uit dat de omzetting van vers organisch materiaal naar bodem organische stof door twee constanten kan worden voorgesteld: h_c , de humificatiecoëfficiënt is gelijk aan de fractie van het verse toegediende organisch materiaal dat na één jaar nog niet is afgebroken, en k , de mineralisatiecoëfficiënt of relatieve afbraakconstante van de bodem organische stof. De verandering in het bodem OC gehalte (C_b) in een tijdstap van één jaar wordt gegeven door

$$dC_b/dt = h_c C_i - k C_b \quad (3)$$

Humificatiecoëfficiënten van oogstresten en mest werden uit veldexperimenten en incubatiestudies afgeleid. Als voorbeeld geven we hier de bepaling van de humificatiecoëfficiënt van stro weer door Kolenbrander (1973) in Figuur 31.



Figuur 31 Bepaling van de humificatiecoëfficiënt van stro (x-as = aantal jaar na incorporatie, y-as = percentage van het geïncorporeerd organisch materiaal dat nog niet is afgebroken) (Bron: Kolenbrander, 1974)

De BOS balansen benadering wordt tot op heden gebruikt in België, Nederland, Duitsland en Frankrijk. Als voorbeeld kunnen worden twee recente BOS adviessystemen aangehaald, nl. het Duitse Humusbilan en het Nederlandse Nutrinorm systeem. Beiden worden verderop besproken.

Eenvoudige single pool en Multi pool modellen

De grootste beperking van eerste-orde modellen is dat ze veronderstellen dat organisch materiaal is opgebouwd uit één type verbinding en dat dit het onmogelijk maakt dat resistentere verbindingen worden gevormd en/of achterblijven (Sorensen, 1981). De benadering kan worden verfijnd door te werken met twee verschillende C pools of door de k-waarde te laten veranderen in de tijd. Als voorbeeld van deze eenvoudige multi-pool modellen worden hieronder het parallel eerste-orde model en het parallelle eerste- en nulde-orde model beschreven. Voor de complexere "single-pool" modellen worden de Monod en Michaelis-Menten kinetische modellen besproken.

Het parallel eerste-orde kinetisch model (M11) (b.v. Brenal et al., 1998), ook wel dubbel-exponentieel model genaamd, veronderstelt het bestaan van twee beschikbare OC pools. De afbraak van OC uit de twee pools wordt afzonderlijk beschreven door eerste-orde kinetieken, maar de afbraaksnelheden verschillen tussen beiden. In geïntegreerde vorm wordt het M11 model geschreven als:

$$C(t) = C_{A,f} \{1 - e^{-k_f t}\} + C_{A,s} \{1 - e^{-k_s t}\} \quad (4)$$

met $C_{A,f}$ en $C_{A,s}$ de OC pools met snelle en trage turn-over tijd en k_f en k_s de afbraaksnelheidsconstanten van deze pools.

Het parallelle eerste- en nulde-orde model (M10) (Saviozzi et al., 1997; Bernal et al., 1998) veronderstelt dat het organisch materiaal een gemakkelijk afbreekbare BOS fractie bevat waarvan de afbraak exponentieel verloopt volgens een eerste-orde kinetiek, en een tweede resistentere fractie waarvan de mineralisatie volgens een nulde-orde kinetiek kan worden beschreven. Hierbij wordt dus verondersteld dat de resistente BOS pool niet beduidend wordt afgebroken over de beschouwde tijdspanne.

$$\frac{dC}{dt} = -k_f C + k_s \quad (5)$$

In geïntegreerde vorm wordt het M10 model geschreven als:

$$C(t) = C_{A,f} \{1 - e^{-k_f t}\} + k_s t \quad (6)$$

met k_f de eerste-orde afbraaksnelheidsconstante van de gemakkelijk afbreekbare OC pool $C_{A,f}$ en k_s de nulde-orde afbraaksnelheidsconstante van de resistente OC pool.

In tweede-orde kinetische modellen wordt verondersteld dat de afbraaksnelheid proportioneel is aan het product van de substraatsconcentratie en de microbiële biomassa (Whitmore, 1996). Wanneer een hoeveelheid substraat C (de OC) wordt afgebroken, dan wordt daarvan een deel aC omgezet in microbiële biomassa, die het afbraakproces zelf verder beïnvloedt. Het tweede-orde model (M2) wordt geschreven als:

$$\frac{dC}{dt} = -k_2 a C (1 - a) C \quad (7)$$

met k_2 de tweede-orde afbraaksnelheidsconstante.

In geïntegreerde vorm wordt het M2 model geschreven als:

$$C(t) = C_A - \frac{C_A}{1 + k_2 a (1 - a) C_A t} \quad (8)$$

met $C(t)$ en C_A zoals in vgl. 2. De parameters k_2 en a kunnen niet afzonderlijk geschat worden door fitten van het M2 model aan observaties en daarom kan enkel $k_2 a (1 - a)$ als één geheel worden geschat.

Tenslotte wordt ook het Monod-kinetiek model gebruikt waarin de microbiële groei gekoppeld wordt aan de consumptie van het substraat (Whitmore, 1996), de OC.

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{\mu C b}{k_M + C} \quad (9)$$

met μ de maximale specifieke groei van de microbiële biomassa (dag^{-1}), k_M de Michaelis-Menten constante voor microbiële groei en b de concentratie biomassa of enzyme dat de afbraak beïnvloedt. Wordt $b=aC$ verondersteld dan kan het volgende verband tussen $C(t)$ en t worden bekomen:

$$t = -\frac{k_M}{a\mu} \left(\frac{1}{C_A - C(t)} - \frac{1}{C_A} \right) + \frac{1}{a\mu} \ln \frac{C_A}{C_A - C(t)} \quad (10)$$

waarbij a en μ weer enkel als product $a\mu$ kunnen geschat worden uit observaties.

Sleutel et al. (2005) vergeleken het potentieel van alle bovenvermelde kinetische modellen voor het schatten van de stabiele fractie OC in organisch materiaal (stalmest, GFT-compost, varkensmest, anaërobe compost, witte klaver wortels, witte klaver bovengrondse biomassa, Heifer slurry en "municipal solid waste compost"). De modellen werden gefit aan koolstofmineralisatiedata gemeten in labo-incubatie experimenten. Deze studie toonde aan dat een duidelijk onderscheid moet worden gemaakt tussen de fit aan de data van het model, het potentieel van het model tot extrapolatie in de tijd en het potentieel van het model om biologisch realistische waarden van de modelparameters te leveren. Indien een model tot doel heeft om enkel de mineralisatiedata te beschrijven dan leveren alle geteste modellen vergelijkbare resultaten. Het M11 model leverde in bepaalde omstandigheden evenwel onrealistische waarden voor de modelparameters. Met het oog op extrapolatie van C mineralisaties in de tijd voldeden de veelgebruikte M1 en M10 niet en zou het M2 model verkozen moeten worden.

1.2.1.2 Modelleren van de invloed van milieufactoren op de BOS afbraaksnelheid

De afbraaksnelheidsconstanten in de kinetische modellen kunnen verder afhankelijk worden gesteld van externe factoren. In **eenvoudige modellen** van BOS afbraak zijn deze constanten meestal enkel functies van de temperatuur en vochtbeschikbaarheid. Bv., in het CESAR koolstofmodel voor landbouwbodems, ontwikkeld aan Plant Research International Wageningen (Vleeshouwers & Verhagen, 2002) wordt BOS mineralisatie door een eerste-orde kinetiek beschreven. De jaarlijkse flux aan BOC (F_C) tussen jaar $t-1$ en jaar t volgt uit het verschil tussen input van effectieve organische stof uit oogstresten en de afbraak van BOS:

$$F_C = ch_c \left(\frac{\gamma_{t-1}}{H} - \gamma_{t-1} \right) - r_a C_{t-1} \quad (11)$$

met r_a de eerste-orde kinetiek afbraaksnelheidsconstante; c het koolstofgehalte van de oogstresten; h_c de humificatiecoëfficiënt van de oogstresten; γ_{t-1} de geogoste biomassa in jaar $t-1$, H de oogstindex en C_{t-1} het BOC gehalten in jaar $t-1$. r_a wordt berekend uit de dagelijkse afbraaksnelheidsconstanten r_d .

$$r_a = 1 - \prod_{d=0}^{365} (1 - r_d) \quad (12)$$

$$\text{waarbij } r_d = r_{dref} e_T e_m \quad (13)$$

met r_{dref} de dagelijkse afbraaksnelheidsconstante bij een referentie temperatuur en optimaal vochtgehalte; en e_T en e_m **responsfuncties** van respectievelijk de **bodemtemperatuur** en het **vochtgehalte**. Zo werd r_{dref} voor BOC bekomen door fitten van een eerste-orde afbraakmodel (Yang, 1996) aan metingen van het verloop van BOC gehalten in braakvelden. Vleeshouwers & Verhagen (2002) baseerden zich daarbij op drie experimenten in Nederland, Engeland en Denemarken. Vleeshouwers & Verhagen (2002) gebruikten het CESAR model bv. om verschillen in de jaarlijkse relatieve afbraak van BOS over geheel Europa te schatten met een 1km² resolutie. In Tabel 21 worden de temperatuur- en vochtfuncties beschreven van vier andere frequent gebruikte BOS modellen. De temperatuur en het bodemvochtgehalte beïnvloeden de microbiële activiteit volgens simpele relaties (Tabel 21). Hoe verder de temperatuur en het vochtgehalte verwijderd zijn van de optimale waarden, hoe trager de decompositie verloopt. Al deze functies definiëren bijgevolg steeds weer een correctiefactor, geassocieerd met deze suboptimale afbraakcondities, waarmee de referentie afbraakconstanten van de verschillende BOS pools worden vermenigvuldigd.

Tabel 21 Beschrijving van de temperatuur- en vochtfuncties voor de aanpassing van de afbraakconstante k in een aantal BOS modellen

Model	Temperatuur	Temperatuurfunctie ^a	Vocht- gehalte ^b	vochtgehaltefunctie
CENTURY	Bodem T	$0.125 e^{(0.07 T)}$	SW	als SW <1.5: $1 / [1+30 e^{(-8.5 SW)}]$ als SW >1.5: $1-0.7 (SW-1.5) / 1.5$
ANIMO	Bodem T	$e^{[-\mu/R\{1/(T+273)-1/(Tref+273)\}]}$	pF	$pF = 1 / [1+4 e^{(-6 RWC)}]$ met RWC=1.0 als pF < 3.2 en RWC=1-0.8 als $3.2 < pF < 4.2$ en RWC=0.2 als pF > 4.2
DNDC	Bodem T	$((60-T)/25.78)3.503e^{(3.503(T-34.22)/25.78)}$	WFPS	als WFPS >0.05: $1.01-0.21$ WFPS; zoniet: 0
RothC	Lucht T	$47.9/[1 + e^{106/(T+18.3)}]$	TSMD	MIN (1, $0.2 + 0.8$ (klei factor-TSMD)/16.53)

^a T = temperatuur in °C; Tref = referentietemperatuur (25°C); μ = molaire activeringsenergie (74826 J mol⁻¹); R = gasconstante (8.3141 J mol⁻¹ K⁻¹)

^b SW = (opgeslagen water + neerslag) / potentiële evapotranspiratie; RWC = relatief vochtgehalte; WFPS = Water Filled Pore Space; TSMD = Total soil moisture deficit

In **complexe multi-pool modellen** worden naast temperatuur en vochtbeschikbaarheid nog andere factoren opgenomen die een bepalende invloed hebben op de BOS afbraak. Als voorbeeld bespreken

we hieronder de benadering van het DNDC model (Li et al, 1992, 1994) dat verschillende pools heeft, die volgens een eerste orde kinetiek afbreken. De decompositiesnelheid van een OC pool wordt in DNDC gegeven door:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_{clay} \mu_{CN} \mu_{tm} (C_1 k_1 + (1 - C_1) k_r) \quad (14)$$

waarin:

- t : tijd (dagen)
- C_i : de labiele fractie van de OC pool (-)
- k_i : specifieke decompositiesnelheid van de labiele fractie (d⁻¹)
- k_r : specifieke decompositiesnelheid van de resistente fractie (d⁻¹)
- μ_{tm} : gecombineerde temperatuur en vochtgehalte reductie factor (= product van beide factoren; range: 0-1)
- μ_{clay} : klei-gehalte reductie factor (range: 0,34-1,67)
- μ_{CN} : C:N-verhouding reductie factor (range: 0-1)

De opbouw van de vergelijking bevat een algemeen deel waarin de maximale theoretische afbraaksnelheid (d.w.z. deze onder ideale omstandigheden voor temperatuur, vochtgehalte, beschikbaarheid van N en bodemtextuur) specifiek voor iedere pool staat uitgedrukt:

$$(C_1 k_1 + (1 - C_1) k_r) \quad (15)$$

Deze maximale snelheid wordt bepaald door de verdeling van het OM in deze pool onder zijn labiele en resistente componenten en door hun vast bepaalde specifieke decompositiesnelheden k_i en k_r (Tabel 22). Deze maximale snelheid wordt vervolgens gecorrigeerd (verminderd) door vermenigvuldiging met een aantal dimensieloze reductiefactoren die de werkelijke omstandigheden in rekening te brengen.

Tabel 22 Waarden van k_i en k_r voor verschillende BOS pools in het DNDC model (bron: Li et al., 1992)

Pool	Component	Aandeel fractie	C:N	k_i of k_r
Residu	zeer labiel	0.08	2.35	0.074
	Labiel	0.32	20	0.074
	Resistent	0.60	20	0.02
Biomassa	Labiel	0.90	8	0.33
	Resistent	0.10	8	0.04
Humads	Labiel	0.16	8	0.16
	Resistent	0.84	8	0.006

Naast de invloed van temperatuur en vochtbeschikbaarheid (samengenomen in de factor μ_{tm}), wordt ook de invloed van de C:N verhouding van de BOS en van het kleigehalte verrekend. Gedurende de afbraak van organisch materiaal assimileren micro-organismen een deel van het afgebroken materiaal in hun eigen biomassa. Daarbij verschilt de C:N verhouding tussen de micro-organismen en de BOS dat wordt afgebroken waarbij de tweede meestal veel hoger ligt of dus relatief gezien minder N bevat. De C:N verhouding van de micro-organismen blijft constant onafhankelijk van welke soort BOS afgebroken wordt. Gedurende de afbraak en incorporatie van een bepaalde hoeveelheid C uit OM wordt er ook steeds dezelfde hoeveelheid N geassimileerd. De hoeveelheid beschikbare N (N in de BOS die vrijkomt bij afbraak + vrij beschikbaar N afkomstig van NO_3^- en NH_4^+ in de bodem) beïnvloedt dus ook de decompositiesnelheid. In het model wordt weer gebruik gemaakt van een reductiefactor $\mu_{C:N}$:

$$\mu_{CN} = 0.2 + \frac{7.2}{\left(\frac{CP}{NP}\right)} \quad (16)$$

waarin:

- CP: C geproduceerd door de potentiële OM afbraak ($\text{kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$)
- NP: N geproduceerd door de potentiële OM afbraak per dag + vrij NH_4^+ en NO_3^- in de bodem (kg N ha^{-1})

Verder beïnvloedt het kleigehalte van de bodem (de minerale fractie $< 2 \mu\text{m}$) ook de afbraak van het OM; kleideeltjes adsorberen OC en beschermen het zo tegen decompositie. Het model brengt ook dit effect in rekening via een reductiefactor μ_{clay}

$$\mu_{clay} = \log\left(\frac{0.14}{\text{fractie klei}}\right) + 1 \quad (17)$$

1.2.1.3 Welke conceptuele organische stof pools worden in simulatiemodellen gebruikt?

Er kunnen verschillende groepen modellen worden onderscheiden die de organische stofdynamiek in bodem-plant systemen beschrijven (Parton et al., 1996). De modellen die het eerst zijn ontwikkeld zijn eerste-orde vergelijkingen die de organische stof in de bodem beschouwen als **één pool**. Deze modellen waren vooral goed te gebruiken om de snelle afbraak van bladmateriaal en van gemakkelijk afbreekbare verbindingen, zoals koolhydraten, te beschrijven. Er zijn veel auteurs die deze benadering hebben gebruikt. De grootste beperking van deze modellen is dat ze veronderstellen dat organisch materiaal is opgebouwd uit één type verbinding en dat dit het onmogelijk maakt dat resistentere verbindingen worden gevormd en/of achterblijven (Sorensen, 1981). De benadering kan worden verfijnd door de k-waarde te laten veranderen in de tijd (Janssen, 1984; Yang, 1996). Parton et al. (1996) noemen als beperking van deze methode dat die k-waarde voor verschillende materialen moet worden afgeleid.

Als gevolg van de complexiteit van het geheel aan interacties tussen BOS en de bodemmatrix is een modelmatige benadering vereist voor het voorspellen van de BOS dynamiek. Het is algemeen aanvaard dat de heterogeniteit van BOS ook in modellen moet ingebracht worden, hetzij door opsplitsing van de BOS over verschillende discrete BOS pools, hetzij a.d.h.v. een **continue modelstructuur** (Bosatta & Ångren, 2003). Een structuur van continue BOS kwaliteit heeft het voordeel dat ze het continuüm van

afbreekbaarheid van BOS beter benadert. Omwille van de grote complexiteit en het gebrek aan experimentele gegevens werden slechts enkele pogingen ondernomen om dergelijke continue BOS modellen te ontwikkelen, en concepten omtrent fysische bescherming van BOS werden tot op heden niet beschouwd in deze modellen. Bovendien wordt de validatie van deze modellen beperkt door een gebrek aan bruikbare experimentele gegevens. Bijgevolg brengt het overgrote deel van de huidige BOS modellen de BOS onder in verschillende pools met verschillende afbraaksnelheden.

De karakteristieke turn-over van deze **BOS pools** varieert meestal tussen 1 jaar en duizenden jaren. Zo onderscheidde Jenkinson & Rayner (1977) de organische stof in een actieve, een langzaam afbrekende en een passieve pool, die volledig worden afgebroken in respectievelijk 2, 50 en 1980 jaar. Van Veen & Paul (1981) verbeterden die organische stofmodellen door gewasmateriaal in gemakkelijk afbreekbare en resistente fracties te onderscheiden en het concept van fysische bescherming door bodemdeeltjes te introduceren. Ook Parton et al. (1993) hebben voortgebouwd op deze groep van multi-component modellen. Hassink & Whitmore (1997) hebben het concept van de fysische bescherming van organische stof verder uitgewerkt voor graslandgronden door aan te nemen dat elke grond een maximum capaciteit heeft om organische stof te beschermen en dat de mate van verzadiging van de beschermende capaciteit bepaalt in welke mate gewasresten fysiek worden beschermd tegen afbraak. Matus (1994) stelde echter vast dat textuur en structuur van de bodem in akkerbouwsystemen geen invloed heeft op de afbraaksnelheid van gewasresten, terwijl dat wel het geval was voor bodem organische stof. De meeste modellen onderscheiden naast de BOS pools ook pools voor vers OM en microbiële biomassa welke meestal een veel kortere turn-over en verblijftijd hebben.

Shibu et al. (2006) vergeleken de poolstructuur van 21 belangrijke BOS modellen. Een overzicht van de pool structuur van deze modellen, de eventuele C:N verhouding en de verblijftijd van OC in deze pools wordt gegeven in Tabel 23.

Tabel 23 Pools in 21 BOS modellen met opgave van eventuele C:N verhouding en verblijftijd van OC in de pools (Bron: Shibu et al., 2006)

Model	OM/BOS pools	C:N verhouding	Verblijftijd (jaar)
PAPRAN	Fresh	Variabel	0.03–2.88
	Stable	10	33.0
Van Veen and Frissel	Plant residue (pool 1)		0.014
	Plant residue (pool 2)		0.034
	N-containing SOM (pool 3)		0.274
	Microbial residues (pool 4)		0.009
	Resistant active C (pool 5)		0.548
	Recalcitrant old C (pool 6)		342
Juma and Paul	Biomass	6	0.19
	Active	6	0.74
	Metabolite	3	0.003
	Old	11.8	913.0
	Stable	11	4.5
ANIMO	Slurry fraction 1	8.3	0.03
	Slurry fraction 2	11.6	1.01
	Slurry fraction 3	58	8.30
	Crop residues (fast)	58	0.50
	Crop residues (slow)	39	4.57
	Root exudates	23	0.003
Verberne	DPM	6.0	0.014

	SPM	150	0.027
	RPM	100	0.137
	BIOM	8.0	0.005
	AOM (POM and NOM)	10–15	
	SOM	10–20	3425.0
NICCCE	Microbial biomass (metabolic)	variabel	
	Microbial biomass (structural)	variabel	
	Humic	variabel	10–20
	Stable	variabel	50–100
	Resistant	variabel	500–2000
DAISY	AOM 1	100	0.06
	AOM 2	–	0.04
	SMB 1	6	0.28
	SMB 2	10	2.78
	SOM 1	12	1000
	SOM 2	10	20.0
SUNDIAL	RO	5–70	0.12
	BIO	8.5	1.5
	HUM	8.5	48.0
CANDY	FOM	variabel	2.5
	BOM	8.5	7.14
	SOM	8.5	20.0
RothC	DPM	-	0.1
	BIO	-	1.5
	RPM	-	3.3
	HUM	-	50.0
	IOM	–	50000
	Roots	25	
	Litter (plant residues and roots)	60	0.078
	Faeces	50	0.078
ICBM	Young	-	1.25
	Old	-	166
NCSOIL	Residue pool		
	Pool I labile	6	0.01
	Pool I resistant	6	0.07
	Pool II labile	6	0.45
	Pool II resistant	6	1.72
	Pool III (stable humus)	12	25.0
CENTURY	Structural	150	1–5
	Metabolic	10–30	0.1–1
	Active SOM	3–14	1–5
	Slow SOM	12–20	20–40
	Passive SOM	11–12	400–2000
EPIC	Fresh pool		
	Active pool	12–25	
	Stable pool	<12	33
DNDC	Very labile litter	2.35	0.04
	Labile litter	20	0.04
	Resistant litter	20	0.14

	Labile microbial biomass	8	0.01
	Resistant microbial mass	8	0.07
	Labile humads	8	0.02
	Resistant humads	8	0.45
	Passive humus		
APSIM	Fresh OM	variabel	0.01–0.29
	BIOM	8.0	0.34
	HUM	variabel	18.26
SOCRATES	DPM	-	0.02
	RPM	-	0.32
	Unprotected MB	-	0.003
	Protected MB	-	0.35
	Stable OM.	-	21.31
SOMM	L	-	variabel
	F	-	variabel
	H	-	variabel
Ecosys	Plant residue	-	
	Animal manure	-	
	Particulate SOM	-	
	Non-particulate	-	
RZWQM	Metabolic	80.0	
	Structural	8.0	
	Fast OM	8.0	
	Intermediate O.M	10.0	
	Slow OM	11.0	

1.2.1.4 Welke organische stof pools in de bodem kunnen gemeten worden en hoe verhouden zij zich tot de conceptuele pools?

Het belangrijkste bezwaar tegen veel van de multi-pool modelbenaderingen is dat er geen koppeling mogelijk is tussen de fracties die experimenteel worden bepaald met chemische of fysische methoden, en de conceptuele pools die in de modellen worden onderscheiden. Het is in die gevallen dus niet mogelijk om de BOS pools die in de modellen worden onderscheiden door een meting te kwantificeren. De consequentie hiervan is dat de huidige organische stofmodellen alleen kunnen worden gevalideerd door een toetsing op basis van totale organische stofgehalten (Parton et al., 1996).

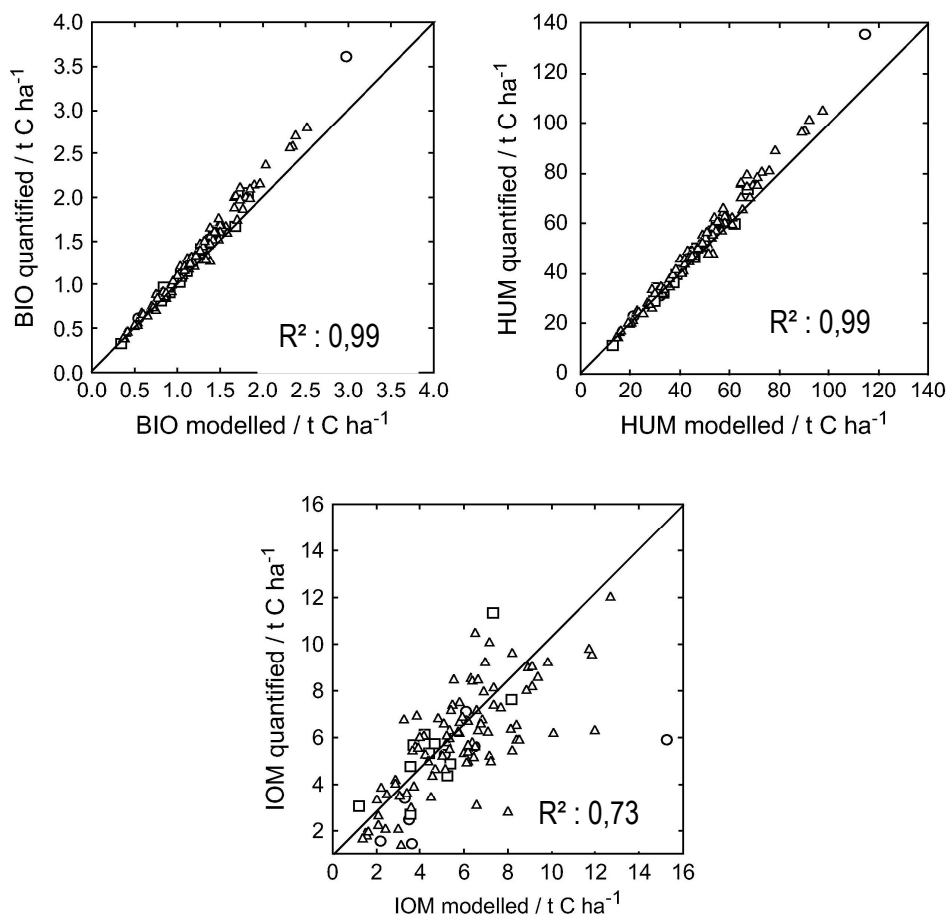
Desalniettemin werden de laatste jaren pogingen ondernomen om fractioneringen te ontwikkelen die ons in staat stellen om zo nauwgezet mogelijk de in wezen arbitraire modelpools te meten. De indeling in fracties kan gebeuren op basis van biochemische karakteristieken (Sanger *et al.*, 1994), fracties die verschillen in soortelijk gewicht (Magid *et al.*, 1997) en/of deeltjesgrootte (Sohi *et al.*, 2001). Een beschrijving van BOS pools en kwantificering van BOS pools aan de hand van fysische en chemische fractioneringmethoden werd reeds gegeven in 1.1. Als voorbeeld worden hier voor het Roth-C 26.3 model enkele concrete methodieken aangehaald:

Skjemstad et al. (2004) veronderstelden dat de inerte BOS pool van Roth-C 26.3 samenvalt met de houtskool (ofwel "black carbon" - zie 1.1) fractie van de BOS. De resistant plant material BOS pool

stelden ze gelijk aan de fractie particulier organisch materiaal en de overige BOS (totaal - particulier organisch materiaal - houtskool) werd gelijk gesteld aan de HUMUS pool. Na aanpassing van de afbraaksnelheid van de resistant plant material pool (RPM) was het model zeer goed in staat om de OC gehalten van deze drie fracties en de totale OC te simuleren in een Australisch veldexperiment.

Een ander voorbeeld waarbij een succesvolle simulatie van individuele meetbare OC fracties werd bekomen, wordt gegeven door Zimmermann et al. (2007). In tegenstelling tot de studie van Skjemstad et al. (2004) volgden Zimmermann et al. (2007) niet de evolutie van een aantal OC fracties en de door Roth-C 26.3 voorspelde gehalten van deze fracties in één bepaald veldexperiment. In de plaats daarvan werden voor een groot aantal landbouwbodems voorspellingen van de OC pools bij evenwichtsituatie vergeleken met de OC in een aantal fysische en chemische fracties (Figuur 32). De gemeten gehalten aan OC in de klei- en leemfractie werden verdeeld tussen de humus pool en de microbiële biomassa pool op basis van de door Roth-C 26.3 berekende verhouding van deze twee pools bij evenwicht.

Hoewel beide hier aangehaalde voorbeelden een optimistisch beeld geven van de meetbaarheid van BOS pools in Roth-C, moet vermeld worden dat tientallen andere pogingen minder succesvol waren. De meeste pools in deze BOS modellen werden immers niet zo geconcipeerd dat ze overeen zouden stemmen met werkelijke BOS fracties. Slechts bepaalde pools zoals microbiële biomassa of opgeloste organische stof zijn werkelijk meetbaar. Bovendien kan verwacht worden dat dergelijke overeenstemmingen tussen BOS fracties en BOS pools tevens locatie- en landgebruikspecifiek zullen zijn. Bijgevolg zal steeds weer het verband tussen fracties en pools experimenteel moeten worden bepaald. Tot op heden is er enkel het model van Six et al. (2002) waarin alle BOS pools direct meetbaar zijn als werkelijke BOS fracties. Dit model bevindt zich echter nog steeds in een conceptuele fase en noch ontwikkeling van de software, noch kalibratie ervan werden uitgevoerd.



Figuur 32 De door Roth-C 26.3 voorspelde OC in de microbiële biomassa (BIO modelled), gehumificeerde BOS (HUM modelled) en inerte BOS (IOM modelled) pools t.o.v. de gemeten gehalten aan OC in de klei en leem bodemfractie (BIO quantified en HUM quantified) en OC in de 6% NaOCl resistente klei- en leemfractie (IOM quantified) (Uit: Zimmermann et al., 2007)

Het gebruik van meetbare pools zou het grote voordeel hebben van gedetailleerde initialisering en grondige evaluatie. Smith et al. (2002) beschreven theoretische regels voor de ontwikkeling van nieuwe BOS fractioneringen en BOS modellen. Welke methode van fractionering voor de ontwikkeling van nieuwe BOS modellen ook wordt gebruikt, er moet kunnen worden aangetoond dat de meetbare BOS fracties uniek en niet-samengesteld zijn (Smith et al., 2002). Een BOS pool kan als een BOS compartiment worden gedefinieerd dat BOS bevat dat chemisch niet verder te scheiden is en dat voor planten of voor de microbiële biomassa even toegankelijk is (Jenkinson et al., 1985). Als een gemeten BOS fractie niet **uniek** is (d.w.z. het vertegenwoordigt slechts een deel van het chemisch en biologisch niet verder te scheiden materiaal), zal de beschrijving ervan als een afzonderlijke pool geen extra informatie leveren, terwijl juist door een grotere complexiteit van het BOS model de propagatie van fouten zal verhogen. Omgekeerd kan een BOS fractie **samengesteld** zijn uit organische stof componenten die in feite biologisch en chemisch van elkaar verder onderscheiden kunnen worden. De kenmerken van deze BOS pool zullen steeds veranderen met veranderingen in omgevingsfactoren omdat het aandeel van de samenstellende subpools daarbij verandert. Dit zal in een model resulteren dat niet kan worden gebruikt zonder dat deze parameters steeds weer opnieuw experimenteel worden afgeleid en dergelijk model is dus van weinig generische waarde (Smith et al., 2002).

i. Isolate (shaded) is non-composite and unique. Good pool structure.

Fraction 2	Fraction 1	Fraction 3
------------	------------	------------

ii. Isolate (shaded) is non-composite and non-unique. Bad pool structure. Will result in unnecessary propagation of errors.

Fraction 2	Fraction 1	Fraction 3
------------	------------	------------

iii. Isolate (shaded) is composite and unique. Bad pool structure. May not transfer reliably to novel environments.

Fraction 2	Fraction 1	Fraction 3
------------	------------	------------

iv. Isolate (shaded) is composite and non-unique. Bad pool structure. May not transfer reliably to novel environments and subject to unnecessary propagation of errors.

Fraction 2	Fraction 1	Fraction 3
------------	------------	------------

Figuur 33 Mogelijke verbanden tussen een experimenteel gescheiden BOS fractie (in donkergrijs) en alle in realiteit voorkomende afzonderlijke BOS fracties (Uit: Smith et al., 2002)

Zoals geïllustreerd in Figuur 33, is een gemeten fractie gelijkwaardig aan een modelpool als en slechts als die fractie uniek en niet-samengesteld is. In Figuur 33 is dus enkel in situatie i. de gemeten fractie uniek en niet-samengesteld en is ze gelijkwaardig aan een BOS model pool. In deze context verwijzen uniek en niet-samengesteld naar de dynamica van de BOS fractie, niet naar zijn chemische, fysische of biologische samenstelling. Bijvoorbeeld, een BOS fractie kan uit vele verschillende chemische componenten worden samengesteld, maar als de afbraakeigenschappen van deze componenten (binnen aanvaardbare grenzen) gelijk zijn, kan de fractie toch als niet-samengesteld worden beschouwd.

1.2.1.5 Welke zijn de voornaamste modellen die momenteel worden gebruikt voor het simuleren van de organische stof dynamiek in de bodem?

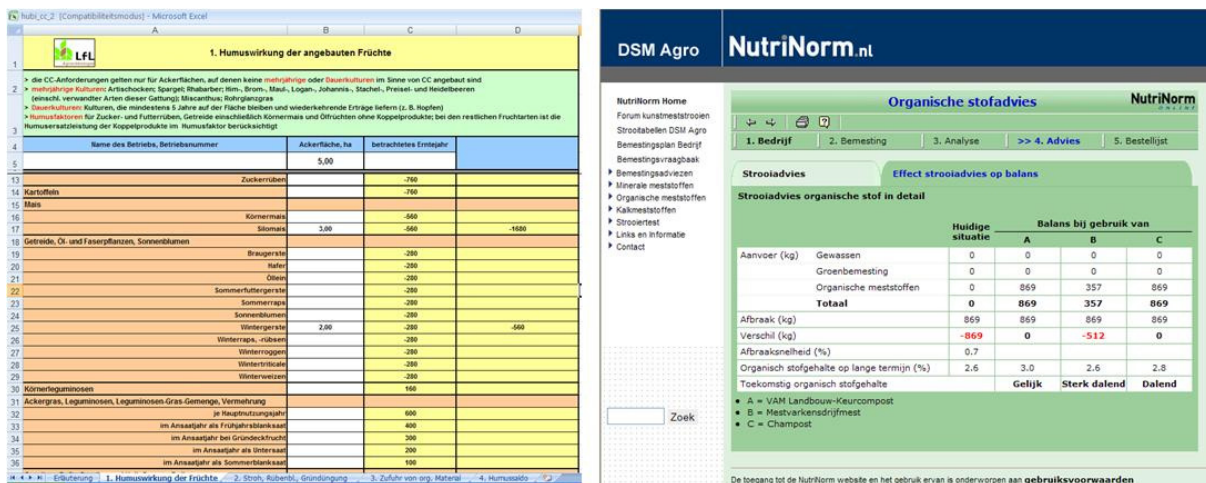
Zoals hierboven reeds besproken werden in onze buurlanden recent OC adviessystemen opgesteld welke gebaseerd zijn op het model van Hénin & Dupuis:

1° Het Duitse **Humusbilan** systeem definieert per teelt een vaste netto opbouw of afbraak van de BOS in kg BOS ha⁻¹ jaar⁻¹. In deze netto afbraak of opbouw werd reeds de jaarlijkse afbraak van BOS ingerekend. Voor dierlijke mest en compost worden vaste cijfers van BOS opbouw per aangewende ton gedefinieerd. Op bedrijfsniveau wordt vervolgens eenvoudigweg de netto som gemaakt van alle teelten en de totale aanvoer van OS uit mest en compost. Zo levert de teelt van suikerbieten en aardappel bv. een netto afbraak van 760 kg BOS ha⁻¹ jaar⁻¹ en graangewassen een netto afbraak van 280 kg BOS ha⁻¹ jaar⁻¹. De in het Humusbilan systeem gebruikte cijfers komen (Körschens et al., 2005) uit een algemene studie van 30 behandelingen van lange termijn veldexperimenten en 22 opgevolgde velden in

Duitsland. De netto som van de aanvoer en afbraak termen van de vergelijking volgens Henin en Dupuis (1945) en Kortleven (1963) werden bijgevolg reeds verrekend en een verdere invloed van bodemtextuur of BOS% kan niet worden ingebracht.

2° In tegenstelling tot Humusbilan gebeurt in het Nederlandse **Nutrinorm systeem** (Nutrinorm, 2007) wel degelijk de berekening van de BOS balans volledig volgens de benadering van Henin en Dupuis (1945) en Kortleven (1963). In dit systeem wordt per teelt nog steeds een vaste hoeveelheid effectieve OS toegekend, maar de berekende afbraak van BOS wordt wel bepaald door het door de gebruiker opgegeven BOC% en bodemtype. Dit systeem werkt net zoals Humusbilan slechts op bedrijfsniveau en berekent slechts voor één jaar de BOS balans.

Beide systemen bepalen m.a.w. niet de toekomstige evolutie van het BOC% maar geven enkel een indicatie van het tekort op de BOS balans. Figuur 34 geeft de gebruikersinterface van Humusbilan (in Excel) en Nutrinorm (een webapplicatie) weer.



Figuur 34 Gebruikersinterface van het Duitse “Humusbilan” (links) en het Nederlandse “Nutrinorm” (rechts) BOS bedrijfs-adviesysteem

Er werden reeds tientallen BOS modellen ontwikkeld in de afgelopen 30 jaar. In het kader van het Global Change and Terrestrial Ecosystem project van de International Council of Scientific Unions werd Het GCTE-SOMNET (Global Change and Terrestrial Ecosystem Soil Organic Matter Network) opgericht. Het GCTE-SOMNET inventariseerde 34 BOS modellen en vergeleek hun databehoeften en werking. Deze metadatabank is beschikbaar op <http://saffron.rothamsted.bbsrc.ac.uk/cgi-bin/somnet>. Een volledige lijst met opgave van de ruimtelijke en tijdschaal en inputparameters van de belangrijkste bestaande bodemmodellen wordt gegeven in **Bijlage 1**.

Smith et al. (1997) vergeleken de prestaties van 9 lange-termijn organische stof modellen voor het simuleren van BOC stock veranderingen in 7 gevestigde lange termijn veldexperimenten (Bad Lauchstädt-Duitsland (484mm, 8,7°C); Calhoun-Verenigde Staten (1250mm, 17,0°C); Park Grass-Verenigd Koninkrijk (728mm, 9,1°C); Prague-Tsjechië (523mm, 8,0°C); Tamworth-Australië (676mm, 17,5°C); Geescroft-Verenigd Koninkrijk (728mm, 9,1°C); Waite-Australië (604mm 16,8°C). Op basis van de “root mean square error” waren de prestaties van zes van deze modellen (Roth-C, CANDY, DNDC, CENTURY, DAISY en NCSOIL) vergelijkbaar. Slechts 4 modellen (CANDY, DNDC, CENTURY,

DAISY) uit de studie van Smith et al. (1997) waren in staat om in alle gevallen een simulatieresultaat binnen het 95% onzekerheidsinterval van de meetgegevens te leveren. Slechts 3 modellen (CANDY, CENTURY en Roth-C) simuleerden geen bias voor alle experimenten. Hoewel de studie van Smith et al. (1997) een eerste objectieve screening van de meest gebruikte BOS modellen leverde, kan op basis van deze studie nog geen sluitende keuze voor het adviessysteem gemaakt worden.

Bij nagenoeg iedere modelleringopdracht spelen enkele andere zeer relevante criteria eveneens een rol:

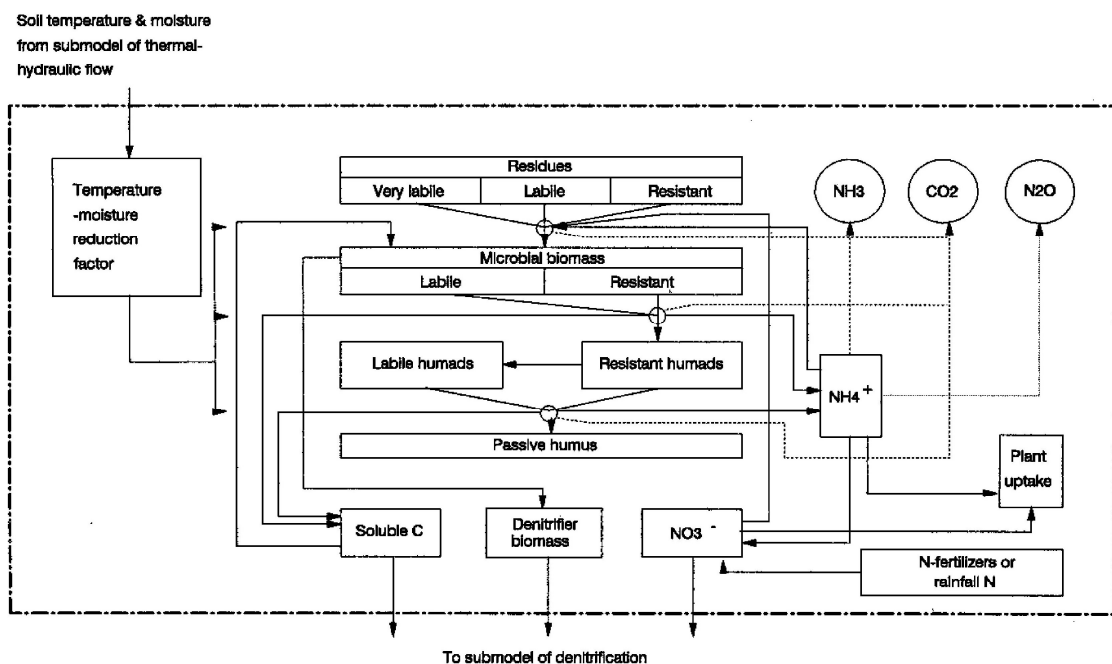
1. De vereiste **inputs** voor het model moeten aangepast zijn aan de beschikbare gegevens
2. De **output**variabelen beantwoorden aan een gestelde vraag
3. Het model zou de **beheersopties** moeten aanbieden die moeten worden gemodelleerd.
4. Het model moet aan de **specifieke condities** van bodem, klimaat en beheer aangepast zijn
5. **Bewijs**materiaal dat het model goed in de ecologische omstandigheden werkt
6. Toegankelijkheid en doorzichtigheid, **beschikbaarheid** van de technische achtergrond

Op basis van deze criteria en de vergelijking van Smith et al. (1997) werd het Roth-C model geselecteerd voor het koolstofadviesysteem. Een motivering volgt hieronder.

1. De complexiteit van BOS modellen varieert zeer sterk. Slechts een paar modellen zijn in staat om gedetailleerde beheersaspecten zoals soort organische bemesting, bodembewerkingen en minerale bemesting te simuleren (DNDC, CENTURY). De grotere complexiteit van dergelijke modellen bemoeilijkt echter ook hun kalibratie en vergroot soms onzekerheid op schattingen. Smith et al. (1997) concludeerden dat het koppelen van dergelijke BOC modellen met complexe submodellen (bv. een plantfysiologisch submodel) frequent leidt tot introductie van fouten en grotere onzekerheid op de simulaties. Eenvoudigere modellen zoals RothC en NCSOIL presteren goed in een breder bereik aan landgebruikvormen. Het DNDC model wordt hier aangehaald als één van de meer complexe modellen waarin er een meerlagige structuur bestaat en er een koppeling is tussen de C en de N cyclus:

Het **DNDC** model (Li et al., 1992, 1994) is een algemeen proces georiënteerd model voor de C en N dynamiek in agrarische ecosystemen. Het is een dynamisch, mechanistisch, één dimensionaal, deterministisch model. Het model bestaat uit twee componenten. De eerste component bevat bodem klimaat, gewasgroei en afbraakmodules die de bodem temperatuur, vochtgehalte, pH, redoxpotentiaal en concentraties aan organische substraten voorspellen. De tweede component, bestaande uit nitrificatie, denitrificatie en fermentatie submodellen, voorspelt NO, N₂O, CH₄ en NH₃ fluxen. Klassieke fysische, chemische en biologische wetten worden samen met empirische vergelijkingen, bekomen uit labo studies, gebruikt in het model om iedere specifieke chemische of biologische reactie te parameteriseren. Het hele model vormt een brug tussen de C- en N-biogeochemische cycli. Het DNDC model wordt gedreven door 4 ecologische factoren, nl. klimaat, bodemfysische parameters, vegetatie en menselijke activiteiten. Accurate inputdata voor deze factoren verzekeren het al dan niet succesvol zijn van simulaties uitgevoerd met DNDC. Processen worden met een dagelijkse temporele resolutie berekend in DNDC. Dit impliceert ook dat het model nood heeft aan dagelijkse weersinformatie. Afhankelijk van de voorspelde redoxpotentiaal wordt de bodem in verschillende lagen ingedeeld die ofwel een aerobe of een anaërobe status krijgen toegekend, en waarin respectievelijk nitrificatie of denitrificatie en fermentatie plaatsvinden. Wanneer de bodem zich in een aerobe toestand bevindt, zijn decompositie en andere oxidatie reacties zoals nitrificatie de dominerende processen. Oogstresten, microbiële biomassa en humus worden voortdurend afgebroken. Gedurende de decompositie wordt vaste organische koolstof

(OC), opgeloste organische koolstof, NH_4^+ en NO_3^- gevormd. Organisch materiaal is in DNDC verdeeld in 3 actieve “pools”: vers organisch materiaal resten, microbiële biomassa en humads (door humificatie en adsorptie gedeeltelijk gestabiliseerde materialen); iedere pool wordt nog eens onderverdeeld in labiele en resistente componenten. De passieve organische pool, of stabiele humus, wordt verondersteld niet te interageren met de andere pools of de atmosfeer gedurende de tijdspanne waarover gemodelleerd wordt. Iedere component breekt onafhankelijk van de anderen af. Zowel de resistente als de labiele koolstof pools worden afgebroken volgens een eerste orde kinetiek. Samengevat bestaat organisch materiaal in het DNDC submodel voor afbraak uit 4 pools: oogstresten, microbiële biomassa, humads en passieve humus (Figuur 35). De drie eerste pools hebben een labiele en een resistente component. De afbraaksnelheid van iedere component wordt bepaald door eigen temperatuur- en vochtafhankelijke afbraaksnelheden.



Figuur 35 Decompositie submodel van DNDC

Gewasresten, geïncorporeerd in de bodem worden als volgt in de bodem verdeeld bij afbraak: er wordt koolstof vrijgesteld die enerzijds geïncorporeerd wordt in microbiële biomassa en anderzijds als CO_2 verademd wordt. Respectievelijk 90 en 10% komen terecht in de labiele en de resistente fracties van de microbiële pool. De hoeveelheid die in de microbiële biomassa terecht komt is afhankelijk van de efficiëntie waarmee het materiaal wordt benut. In bodems waaraan gemakkelijk afbreekbaar O.M. (bv. dierlijke mest) werd toegediend is de opbouw aan microbiële biomassa hoger dan in bodems waaraan deze niet werden toegediend. De efficiëntie is dan ook afhankelijk van de afbreekbaarheid van het OM dat wordt toegediend: ze wordt gelijkgenomen aan 60% indien er gemakkelijk afbreekbaar materiaal werd toegediend en 20% wanneer dit niet het geval was (dus bij enkel afbraak van bodem organische stof). De microbiële populatie sterft ook zelf voortdurend af, er wordt dan 60% van het OC terug in nieuwe biomassa geïncorporeerd, 20% verdwijnt als CO_2 en 20% wordt getransfereerd naar de resistente component van de humads pool. Als de resistente humads pool wordt afgebroken, wordt 40% omgezet in humus, 40% wordt omgezet naar CO_2 en 20% wordt geïncorporeerd in microbiële biomassa. Bodembewerking (ploegen) kan de decompositie ook beïnvloeden door fysiek het O.M. beter te vermengen en tegelijk de bodem te verluchten. In DNDC wordt het effect van een bodembewerking weer uitgedrukt als een herverdeling onder verschillende O.M. pools: direct na de bewerking gaat 16% van de resistente

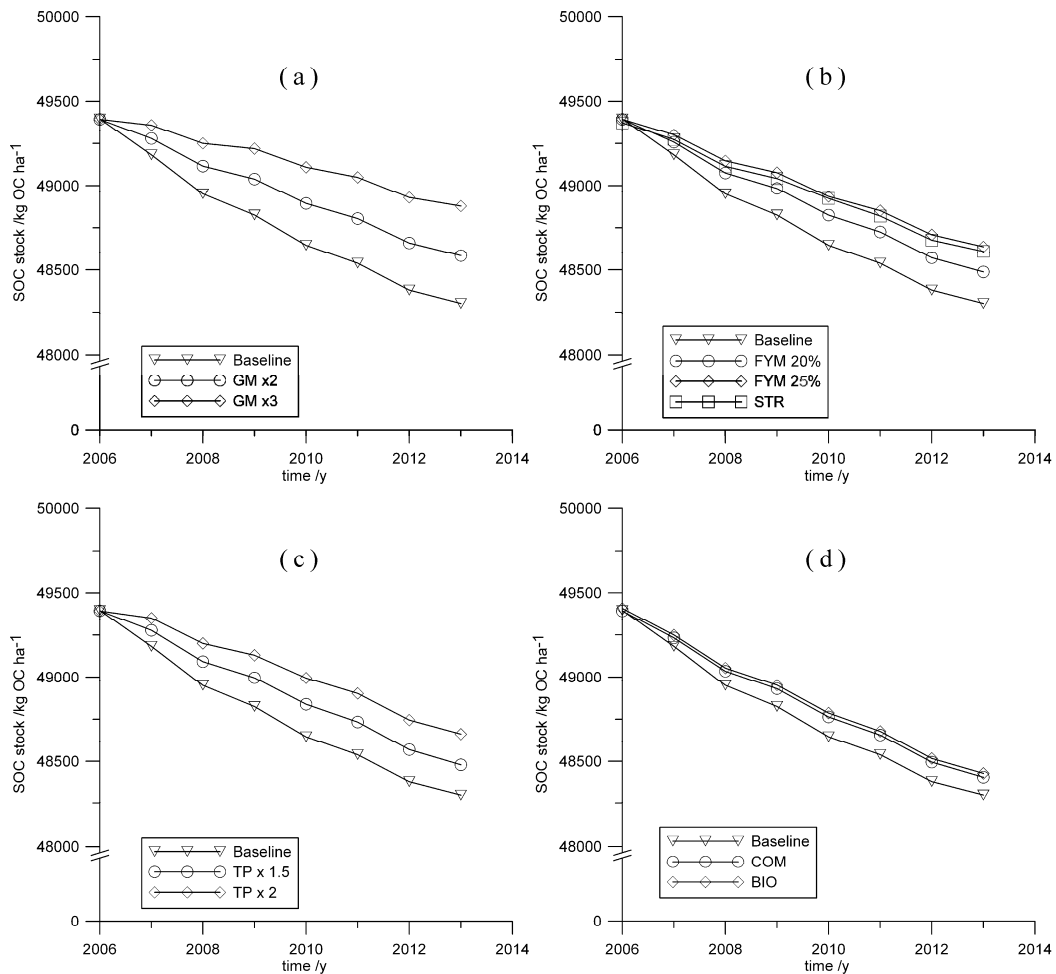
humads pool naar de labiele humads. Bij daaropvolgende regenbuien vindt nog een herverdeling plaats, namelijk nog eens 12, 8 en tenslotte 4% gaat van de resistente naar de labiele humads bij respectievelijk de 1ste, 2de en 3de regenbui. Tenslotte wordt er in het DNDC model ook nog gebruik gemaakt van een fictieve pool: de opgeloste OC (soluble C), die dagelijks de hierboven vermelde 20% bevat van de microbiële biomassa die omgezet wordt in resistente humads en de 60% die bij de afbraak van microbiële biomassa terug in zichzelf wordt omgezet. De volgende dag verdwijnt de inhoud van deze tussenpool naar de respectievelijke pools en wordt ze weer opnieuw gevuld met de nieuw afgebroken OC uit decompositie van de microbiële biomassa. De opgeloste C pool is dus eerder slechts een indicator van de dagelijkse afbraak en dient verder als input voor het denitrificatie submodel.

Uit bovenvermelde wordt duidelijk dat de parametrisering van modellen die de C en N cyclus combineren aanzienlijk complexer wordt. De link met de N cyclus vergt het gebruik van een dagelijkse resolutie, een gelaagde bodemstructuur en submodellen die specifieke N-transformatieprocessen inschatten. De opgave van N-beheersgegevens vergroot: dagelijkse opgave van minerale en organische bemesting, dagelijkse weersgegevens, dagelijkse opgave van bodembewerkingen, enz. Het is duidelijk dat de datavereiste van een dergelijk complex model de uitbouw van het koolstofexpertsysteem merkkelijk zou compliceren. Andere modellen die in deze categorie vallen zijn CANDY, DAISY en CENTURY. Roth-C werkt met een maandelijkse tijdstap en vergt neerslag en temperatuursgegevens, aanvoer van OC en de opgave van de kwaliteit van aangevoerde BOS, de ploegdiepte, OC%, bodemdichtheid en het kleigehalte. Deze gegevens zijn wellicht beschikbaar op perceelsniveau of kunnen door gemiddelden voor Vlaanderen worden vervangen.

2. De simulatie van de N cyclus en deelstromen van N naar grondwater, gewas en atmosfeer zijn minder relevant voor het adviessysteem. De enige vereiste output voor het adviessysteem is het tijdsverloop van het BOC percentage. Onderverdelingen van de modeloutput over verschillende bodemlagen zijn eveneens van ondergeschikt belang aangezien in de klassieke akkerbouw de relevante bodemlaag (de bouwvoor) jaarlijks gemengd wordt. In tegenstelling tot CANDY, CENTURY, DAISY, DNDC en NCSOIL bepaalt Roth-C enkel de evolutie van de OC stocks en niet de N cyclus en deelstromen van N naar grondwater, gewas en atmosfeer.
3. Complexe modellen laten toe om zeer precies het beheer te specificeren wat betreft N bemesting, bodembewerkingen, begrazing, tijdstip van zaai, oogst en bemesting, enz. Al deze inputs zijn relevant voor de N cyclus, maar ze zullen een zeer beperkte invloed hebben op de OC cyclus binnen de gangbare akkerbouwpraktijk. Er kan immers redelijkerwijze worden aangenomen dat door het typische ruime jaarlijkse overschot op de bodem N balans de N beschikbaarheid niet limiterend is voor decompositie van vers OM en BOS. MIRA (2007) rapporteerde bv. voor 2005 een overschot op de bodem N balans van $119 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor het Vlaamse landbouwareaal. De voornaamste beheersfactoren die de OC cyclus voor akkerland domineren zijn: de hoeveelheid en kwaliteit van het aangevoerde verse OM en de voorgeschiedenis van een perceel omdat die de samenstelling en stabiliteit van de aanwezige BOS beïnvloedt. De totale aanvoer en kwaliteit van OM kunnen direct worden gedefinieerd in Roth-C. De invloed van de beheersvoorgeschiedenis op BOS samenstelling en stabiliteit kan worden gesimuleerd door de OC verdeling over de verschillende pools te variëren. Slechts in het geval dat beperkte bodembewerking moet worden gesimuleerd blijken de opties van Roth-C ontoereikend. Gezien binnen Vlaanderen het areaal onder beperkte bodembewerking bijna verwaarloosbaar klein is, lijken de opdeling van de bodem in verschillende lagen en de opgave van bodembewerkingen dan ook overbodige complicaties mee te brengen bij het uitbouwen van het adviessysteem.

4. Uit bovenvermelde studie van Smith et al. (1997) blijkt dat het toepassingsgebied van bepaalde modellen (bv. het Verberne model en het ITE model) soms sterk beperkt is tot de ecosystemen waarvoor ze werden ontwikkeld. Ook het CENTURY model werd in de eerste plaats ontwikkeld en gekalibreerd voor de simulatie van OC en nutriëntencycli van ongestoorde graslandecosystemen in de Verenigde Staten. Het Roth-C model werd daarentegen specifiek ontwikkeld om de koolstof evolutie in akkerlanden te simuleren in het Verenigd Koninkrijk. De kalibratie van het model gebeurde op lange-termijn plots van het Rothamsted Research proefstation. Afbraak van ^{14}C gelabeld stro werd gebruikt om de afbraaksnelheid van de DPM en RPM pools te kwantificeren (Jenkinson & Rayner, 1977). De daling van het OC gehalte van braakpercelen werd gebruikt om de afbraaksnelheden van de overige pools te kalibreren. Met een gemiddelde jaartemperatuur van $9,1^{\circ}\text{C}$ en totale neerslag van 700 mm sluiten de ecologische omstandigheden van deze veldexperimenten nauw aan bij de Vlaamse akkerbouw.
5. Uit de studie van Smith et al. (1997) blijkt duidelijk dat een aantal BOS modellen goed functioneert binnen de West-Europese landbouwbodems. Er bestaan geen echte lange termijn veldexperimenten in Vlaanderen, waaraan BOS modellen gevalideerd of gekalibreerd kunnen worden. Het model van Jenkinson, de werkelijke rekenmodule van het Roth-C model, werd evenwel gevalideerd aan de Liroux proefvelden van het Station de Phytotechnie de Gembloux door Vanongeval et al. (1995). DNDC werd bovendien gevalideerd aan dezelfde proefvelden te Gembloux en aan een veldexperiment te Juprelle door Sleutel et al. (2006a). Verscheidene andere modellen (WAVE, Hydrus) die een BOS afbraak module bevatten werden in het verleden reeds toegepast in Vlaanderen. Roth-C en DNDC zijn echter de enige Multi-pool BOS modellen die specifiek voor simulatie van BOC stock veranderingen werden toegepast. Deze validatie studies worden hieronder toegelicht.

a) Het DNDC model werd reeds gebruikt voor de voorspelling van toekomstige BOC stock veranderingen in Vlaamse akkerlandbodems (Sleutel et al., 2006a,b). De simulaties gebeurden op gemeentelijk niveau en daarmee verschaftte deze regionale benadering een gedetailleerd inzicht in de ruimtelijke verdeling van de netto BOC sekwestratie over Vlaanderen. Een perceelskalibratie van de gewasparameters werd uitgevoerd op basis van twee middellange termijn veldexperimenten (in Juprelle en Gembloux). De gesimuleerde BOC stock verandering van Vlaamse akkerlandbodems tijdens de jaren '90 werd eerst gefit aan de uitgebreide dataset van BOC metingen van de 1990 - 2000 periode. Deze modelvalidatie op regionale schaal is uniek omdat ze het gehele studiegebied bestreekt en er is vooralsnog geen enkele simulatiestudie op regionale schaal gebeurd met een dergelijke grote hoeveelheid gedetailleerde gegevens. Vervolgens werden simulaties van BOC stock veranderingen uitgevoerd gedurende een periode (2006-2012) die de "Kyoto commitment" periode omvatte, voor een "Business As Usual" (BAU) scenario en voor 7 alternatieve landbouwbeheersopties (Figuur 36). De gesimuleerde basislijn BOC stock afname verminderde ten opzichte van de gemiddelde daling van $-0.48 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ die plaatsvond tijdens de jaren '90 tot een gemiddelde daling van $-0.15 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ tijdens de 2006-2012 periode. Alle alternatieve scenario's resulteerden in een netto BOC opslag ten opzichte van het BAU scenario voor het studiegebied (Figuur 36), maar geen enkele van de individuele scenario's was in staat om de absolute BOC stock van het studiegebied te laten stijgen.



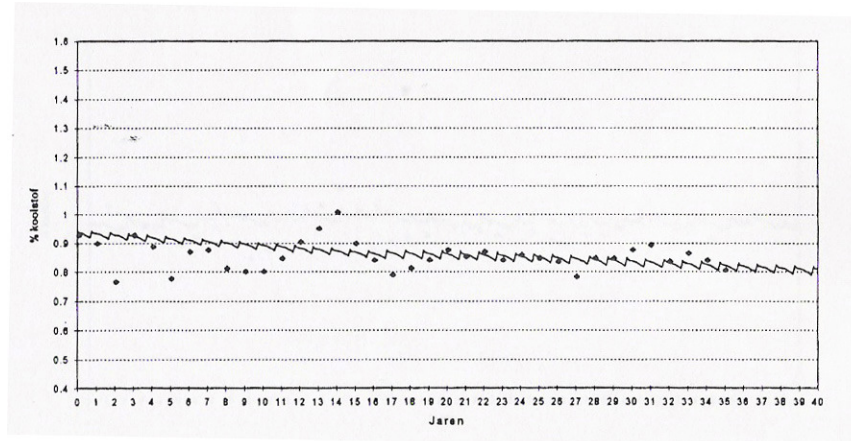
- (a) Uitbreiding inzaai groenbedekkers (areaal x 2 of x3) (GM);
 (b) Stalmest toediening i.p.v. mengmest (tot 20 en 25% van de dierlijke N-gift) (FYM) en inploegen van 50% van de geproduceerde stro van graangewassen (STR);
 (c) Uitbreiding van de oppervlakte tijdelijk grasland (x 1.5 en x 2) (TP);
 (d) uitbreiding gebruik GFT-compost tot 5% van de dierlijke N-gift (COM) en uitbreiding van het areaal onder biologische landbouw tot 5% van de akkerlandoppervlakte (OF)

Figuur 36 Gesimuleerde evolutie van de gemiddelde BOC stock (0-30 cm) van Vlaams akkerland voor verschillende beheersopties die startten in 2006 (Uit: Sleutel et al., 2006b)

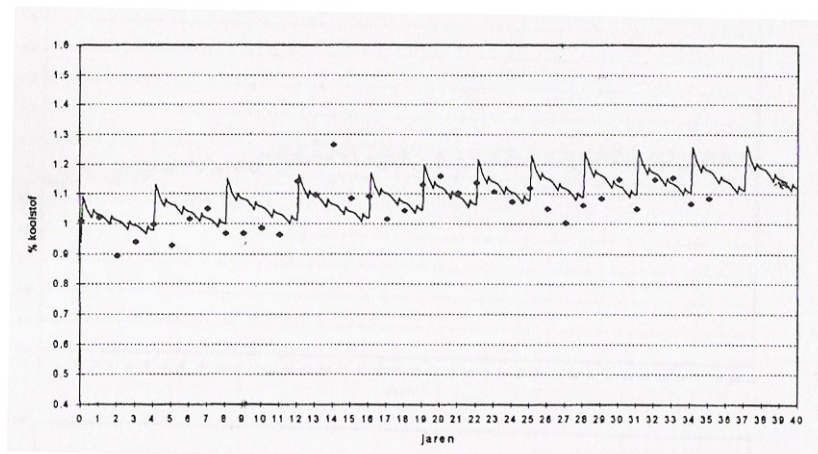
b) Het model van Jenkinson, de werkelijke rekenmodule van het Roth-C model, werd gevalideerd aan de Liroux proefvelden van het Station de Phytotechnie de Gembloux door Vanongeval et al. (1995). Het bodemtype en de landbouwpraktijk van deze proeven te Gembloux (Droeven et al., 1980; Frankinet et al., 1993) leunen zeer sterk aan bij de typische akkerbouw in de Vlaamse leemstreek. De proefvelden werden in 1958 aangelegd op een diepe leembodem met een initieel koolstofgehalte van 0,94%. Tot 1975 was er een vierjaarlijkse rotatie (suikerbiet gevolgd door drie jaar granen of door 2 jaar granen en één jaar paardebou). Vanaf 1975 werd dit een driejaarlijkse rotatie (suikerbieten gevolgd door twee jaar granen of door één jaar granen en één jaar paardebou). De gemeten koolstofgehalten uit de periode 1958-1994 werden gebruikt ter validatie van het Roth-C model. Het gemeten koolstofgehalte is het gemiddelde van vijf herhalingen van hetzelfde object. Vier behandelingen werden gesimuleerd:

- i) Geen inbreng van organische stof; de oogstresten worden afgevoerd, enkel de wortel en stoppelresten blijven achter op het veld (behandeling 1)
- ii) Inbreng van 40 ton stalmest per hectare per rotatie (behandeling 2)
- iii) Inploegen van het stro en het bonenloof in de jaren met respectievelijk graangewas en paardebonden (behandeling 3)
- iv) Inploegen van alle oogstresten en één groenbemester per rotatie (behandeling 4)

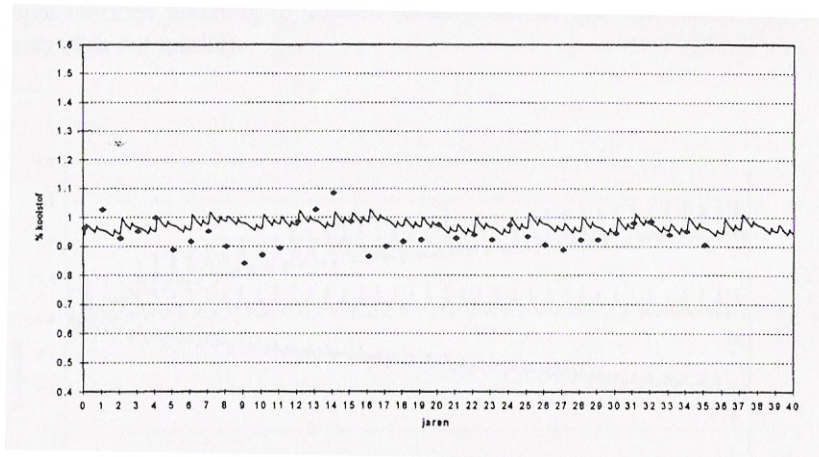
De initiële verdeling van de OC over de verschillende OC pools werd bekomen uit een voorafgaande run van het model van 20 jaar, waarbij werd uitgegaan van een dalend patroon in het OC gehalte voor 1958. In de Figuren 37-40 worden het gemeten en het gesimuleerde OC gehalte weergegeven op de proefvelden.



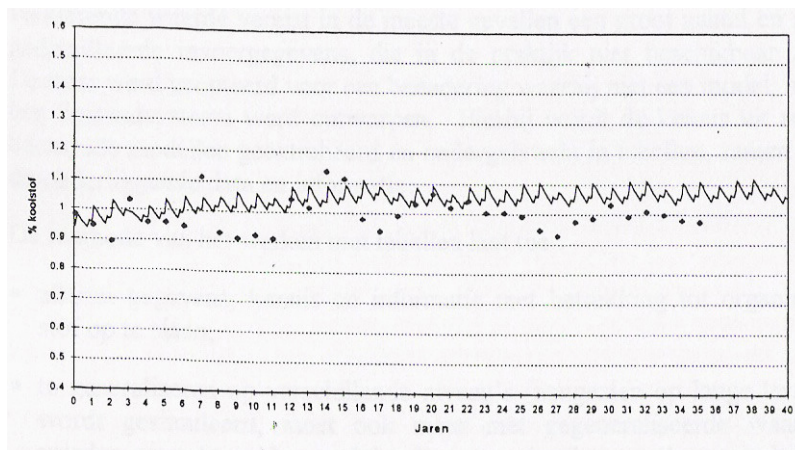
Figuur 37 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 1 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995)



Figuur 38 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 2 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995)



Figuur 39 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 3 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995)



Figuur 40 Evolutie van het OC gehalte bij behandeling 4 op het meerjarig proefveld Liroux van het Station de Phytotechnie de Gembloux. (Gemeten (punten) en gesimuleerde (lijn) waarden; jaar 0 is het beginjaar 1958) (Uit: Vanongeval et al., 1995)

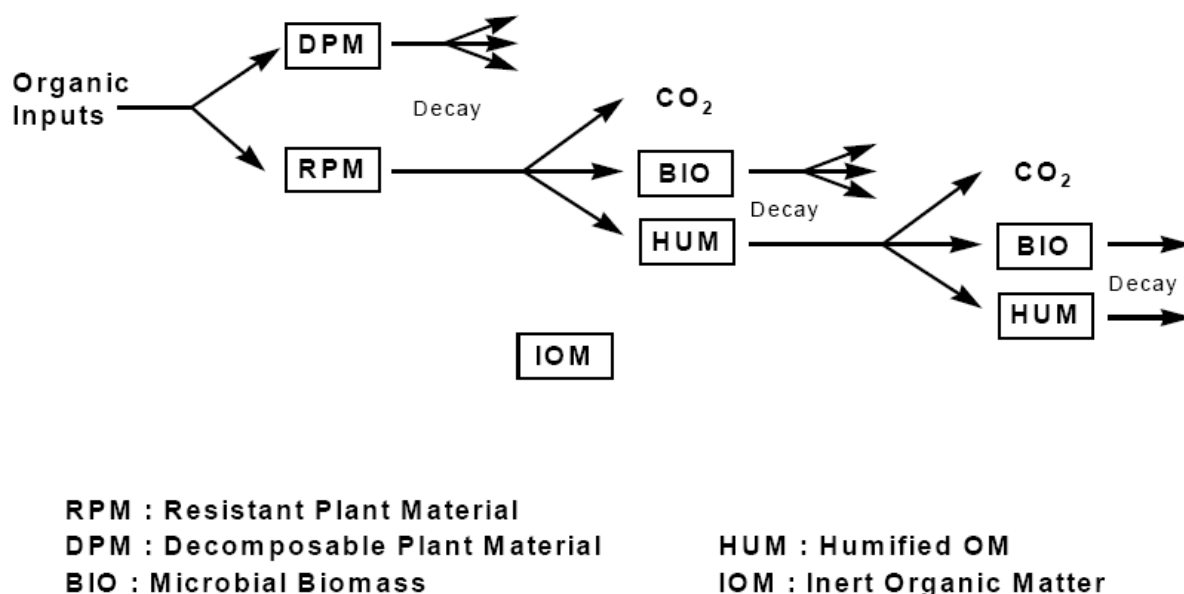
Er was een licht dalende trend in het koolstofgehalte bij behandeling 1 zonder organische stof inbreng. Op de behandeling 2 met stalmest neemt het OC gehalte sterk toe. Door inploegen van stro bij behandeling 3 bleef het OC gehalte gelijk. Door inploegen van alle oogstresten en een groenbemester neemt het OC gehalte langzaam toe. Al deze trends werden goed gevolgd door de simulatie met het Roth-C model. De sterke jaarlijkse fluctuaties in de opgemeten OC gehalten kunnen niet aan de inbreng van stalmest of de oogstresten worden toegeschreven en worden ook niet gesimuleerd door het Roth-C model.

6. Uit de door Smith et al. (1997) bestudeerde reeks modellen worden Roth-C, DNDC, CANDY en DAISY en in mindere mate CENTURY nog actief verder aangepast door de ontwikkelaars of gebruikers. Roth-C en DNDC zijn duidelijk de in de wereld meest gebruikte modellen. De nog voortdurende uitbouw en ondersteuning van deze modellen is een zéér belangrijk pluspunt bij implementatie van deze twee modellen.

Op basis van al deze elementen werd het Roth-C model uitgekozen als rekenmodule voor het C-adviesysteem. In 1.2.2 wordt de structuur van dit model nader toegelicht.

1.2.2 Structuur van het Roth-C model

Het Rothamstedmodel (Roth-C 26.3) (Coleman & Jenkinson, 1996) is een compartimentenmodel voor de turn-over van organische koolstof in niet-waterverzadigde bodems. Het heeft betrekkelijk weinig inputparameters nodig, waarvan de meeste bovendien vrij gemakkelijk te verkrijgen zijn. De meest recente versie (26.3) is gebaseerd op het model van Jenkinson en Rayner. In dit model (Jenkinson & Rayner, 1977) wordt de organische stof van de bodem ingedeeld in **vier actieve fracties** (afbreekbare fractie, resistente fractie, microbiële biomassa en de humus) en **één inerte fractie**. Het vers toegediend materiaal wordt gekarakteriseerd door de verhouding afbreekbaar/resistent organisch materiaal (Figuur 41).



Figuur 41 OC pool structuur van het Roth-C model

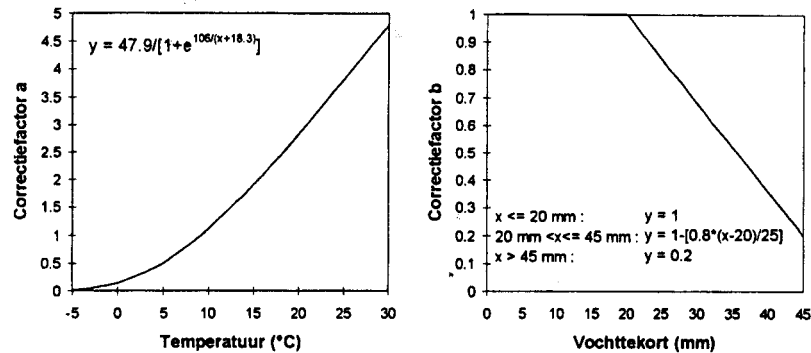
De binnenkomende OC uit toegediend organisch materiaal (plantenresten, mest,...) wordt verdeeld onder de DPM en RPM pools, afhankelijk van de verhouding DPM/RPM van het materiaal in kwestie. Voor de meeste landbouwgewassen wordt standaard een verhouding DPM/RPM van 1.44 gebruikt, d.w.z. 59% van het organisch materiaal is DPM. Al het inkomende organische materiaal gaat slechts eenmaal door deze twee DPM en RPM compartimenten. De OC in de DPM en RPM pools wordt vervolgens omgezet in CO₂ en in de BIO en HUM pools. Het aandeel dat naar CO₂ en naar BIO + HUM gaat wordt bepaald door de CEC van de anorganische bodemfractie. De OC gaande naar BIO + HUM wordt dan verdeeld in 46% BIO en 54% HUM. De OC in BIO en HUM breekt in een volgende tijdstap weer verder af om opnieuw CO₂, BIO en HUM te vormen.

De afbraak van de organische koolstof in iedere OC pool uitgezonderd de inerte OC pool wordt beschreven als een eerste-orde reactie:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -kC \quad (18)$$

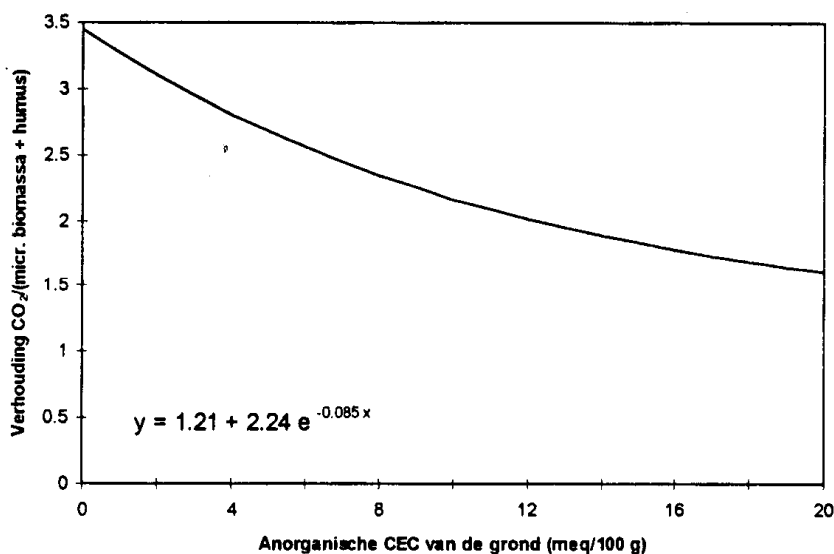
Voor elke fractie wordt een specifieke afbraaksnelheid en worden correctiefactoren ingebracht. In het model wordt de decompositiesnelheid afhankelijk gesteld van de temperatuur en het vochtgehalte, wat gebeurt via het inbrengen van een a- en een b-factor (Figuur 42). Een c-parameter brengt de verlaging van de afbraaksnelheid in rekening wanneer de bodem al dan niet begroeid is. Deze parameter heeft de waarde 0.6 indien de bodem begroeid is en een waarde 1.0 als de bodem onbegroeid is. Invoeren van deze parameters in (18) geeft na integratie:

$$C = C_0 e^{-abckt} \quad (19)$$



Figuur 42 De invloed van temperatuur en vochttekort op de correctie factoren a en b voor de afbraaksnelheid in het Roth-C model (Uit: Vanongeval et al., 1995)

De verhouding tussen de bij afbraak geproduceerde hoeveelheid CO₂ en de hoeveelheid koolstof die achterblijft in de biomassa- en de humusfractie wordt beïnvloed door de hoeveelheid anorganische colloïden (Figuur 43). Deze verhouding is in het model een functie van de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van de anorganische fractie. Aldus heeft de bodemtextuur geen rechtstreekse invloed op de afbraaksnelheid, maar wel op de verhouding van geproduceerd materiaal en dus ook op de hoeveelheid koolstof die achterblijft in de bouwvoor (Vanongeval et al., 1995).



Figuur 43 Verband tussen de CEC van de anorganische fractie van de bodem en de verhouding van de fracties CO₂, microbiële biomassa en humus. (Uit: Vanongeval et al., 1995)

1.2.3 De hoeveelheid en kwaliteit van de organische stof van de meest gangbare gewassen, organische meststoffen en bodemverbeteraars

De aanvoer van OC in oogstresten van verschillende gangbare landbouwgewassen werd geschat uit literatuurgegevens (Tabel 24). Cijfers volgens Mulier et al. (2006) en N-(eco)² (2002), welke reeds gemiddelden uit verschillende bronnen bepaalden, werden gebruikt voor een aantal hoofdgewassen en groenbemesters. Deze gegevens werden aangevuld met cijfers volgens Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (2003) voor specifieke gewassen die ontbraken in de gegevens van Mulier et al. (2006) en N-(eco)² (2002). De aanvoer van OC per ton aangewende dierlijke mest werd geschat uit gemiddelde analysegegevens van de Bodemkundige Dienst van België (Tabel 25). In Tabel 26 worden cijfers gegeven voor een aantal organisch biologische afvalstoffen.

De kwaliteit van organisch materiaal uit oogstresten en dierlijke mest met betrekking tot aanvoer van OC wordt gangbaar uitgedrukt aan de hand van de humificatiecoëfficiënt, h_c en geeft de na één jaar onafgebroken fractie weer van de totale hoeveelheid ingewerkte OC. Wortelresten hebben gemiddeld een hogere h_c (0,35) dan bovengrondse plantendelen (0,2-0,3). De verdeling tussen de aanvoer van wortelresten t.o.v. bovengrondse plantenresten werd voor ieder specifiek gewas berekend met cijfers volgens Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (2003) (zie Tabel 27). Daaruit kon vervolgens een gemiddelde h_c voor de totale oogstresten per gewas worden berekend. Bij deze berekening werden gemiddelde OC% van plantenmateriaal gebruikt volgens Sleutel et al. (2003) en De Neve et al. (1996).

Tabel 24 Aanvoer OC uit oogstresten en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron a: N-(eco)², 2002; b: Mulier et al., 2006; c: Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, 2003; d: eigen berekening + advies stuurgroep)

Teelt	Aanvoer C (t OC)	Gemiddelde h _c *	Bron
Graangewassen			
haver	2,24	0,31	c
korrelmaïs	3,20	0,31	b
snijmaïs	1,25	0,34	b
rogge	2,14	0,31	c
spelt	2,19	0,31	c
triticale	2,24	0,31	c
wintergerst	2,24	0,31	c
wintertarwe	2,08	0,31	c
zomergerst	1,88	0,31	c
zomertarwe	2,08	0,31	d
Stro graangewassen	1,67	0,30	d
Wortel en knolgewassen			
aardappel	1,76	0,23	b
suikerbiet zonder blad en kop	0,32	0,29	c
suikerbiet met blad	0,60	0,26	c
suikerbiet met blad en kop	2,30	0,22	b
voederbiet zonder blad en kop	0,32	0,29	c
voederbiet met blad	0,60	0,26	c
voederbiet met blad en kop	2,30	0,24	b
chicorei	1,40	0,30	d
witlofwortel	1,10	0,25	c
Akkerbouwgewassen			
graszaad	1,83	0,25	c
koolzaad	1,95	0,27	b
veldbonen	0,91	0,24	c
vezelvlas	0,14	0,33	b
vlas	0,13	0,35	c
zomerkoolzaad	1,55	0,25	c
Tuinbouwgewassen			
asperge 1 jaar	2,09	0,30	c
bruine boon	1,16	0,23	c
erwten droog	2,20	0,24	a
knolselderij	1,39	0,20	a
spruitkool	1,96	0,30	a
rode kool	2,00	0,25	a
raapkool	0,92	0,25	c
bloemkool	1,27	0,25	a

(vervolg Tabel 24)

Teelt	Aanvoer C	Gemiddelde h_c^*	Bron
savooikool	1,80	0,25	a**
witte kool	1,72	0,25	a**
broccoli	1,48	0,25	a**
kropsla	0,47	0,20	c
prei	0,66	0,20	a
stamslaboon	1,04	0,23	b
wortel	1,21	0,25	c****
Overige			
Tijdelijk grasland	1,78	0,26	b
Luzerne	2,16	0,34	b
Groenbemesters			
Italiaans raaigras	2,03	0,30	b***
Gras na maïs*	1,12	0,30	b***
Witte klaver	1,36	0,30	b***
Bladrammenas	1,36	0,30	b***
Engels raaigras	1,85	0,30	b***
Phacelia	1,12	0,30	b***
Gele Mosterd	1,36	0,30	b***
Rode klaver	1,86	0,30	b***
Wikke	1,10	0,30	b***

*Gemiddelde humificatiecoëfficiënt (h_c) voor alle oogstresten (bovengronds en ondergronds) berekend op basis van de verdeling van BOS afkomstig van stengel-, blad-, en stoppelresten en van wortelresten en specifieke humificatiecoëfficiënten van deze plantedelen. Deze berekening wordt in detail gegeven in Tabel 26.

** h_c van savooikool, witte kool en broccoli gelijk genomen aan h_c van rode kool;

*** h_c van groenbemesters = gemiddelde tijdelijk grasland en luzerne

**** h_c van wortelenloof = gemiddelde groen loof naar Kolenbrander (1974)

Tabel 25 Aanvoer OC, N en P₂O₅ uit mest en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron: a: analyseresultaten Bodemkundige Dienst van België 2008; b: cijfers VLACO gerefereerd uit Salomez et al, 2008; c: Aanvoer OC: Eigen berekening op basis cijfers VLACO, overige gegevens uit De Neve et al., 2003)

Teelt	Droge stof gehalte (%)	Aanvoer OC (t OC / 10 ton)	h _c	N (kg / ton)	P ₂ O ₅ (kg / ton)	Bron
Drijfmest						
Runderen	8,8	0,383	0,4	5,1	1,4	a
Kalveren	2,1	0,052	0,4	2,7	1,4	a
Vleesvarkens	8	0,307	0,4	8,1	3,9	a
Zeugen	6,5	0,249	0,4	4,6	3,8	a
Kippen	13,5	0,493	0,4	10,8	6,9	a
Vaste Mest						
Runderen	21	0,928	0,5	8,3	2,9	a
Varkens	25,5	1,131	0,5	11,1	7,5	a
Legkippen (droog)	70,2	2,958	0,5	29,5	25,5	a
Slachtkuikenmest	61	2,900	0,5	35,4	17,5	a
Champiignonmest	35	1,160	0,5	8	4,8	a
Paardemest	31	1,044	0,5	5	3	a
Konijnemest	27	1,218	0,5	11,6	8,3	a
Compost						
Groen compost	59	1,160	0,95	2,2	3,3	b
GFT compost	70	1,537	0,86	7	6,7	b
Champost	32,4	1,33	0,91	6,8	3,9	c

Tabel 26 Aanvoer OC, N en P₂O₅ uit organisch biologische afvalstoffen en gemiddelde humificatiecoëfficiënt (Bron: a: De Neve et al., 2003; b: Prat-Roibas, 2003)

Organisch Biologische afvalstof	Droge stof gehalte (%)	Aanvoer OC (t OC / 10 ton)	h_c (-)	N (kg / ton)	P₂O₅ (kg / ton)	Bron
Slib fermentatie GFT en mest	1,43	0,04	0,86	0,5	0,5	a
Slib fruit verwerkende industrie	4,03	0,15	0,54	2,4	1,6	a
Slib aardappelverwerkende industrie	4,88	0,12	0,76	1,6	2,5	a
Slib vleesverwerkende industrie	5,51	0,23	0,56	3,4	1,8	a
Slib papierproductie	29,30	0,90	0,71	8,9	2,1	b
Vedermeel	98,71	5,10	0,38	128,8	27,0	b
Zagemeel	88,07	4,20	0,49	0,6	0,5	b
Haar-meel (varkens)	94,82	4,71	0,54	141,2	3,9	b
Houtsnippers	87,22	4,12	0,67	0,6	0,5	b
Vinasse	30,66	0,86	0,53	12,5		b
Droog slib pluimvee verwerking	97,33	5,32	0,59	66,6	24,5	b
Cacaodoppen	89,11	3,89	0,62	23,5	7,1	b
Rest tabakproductie	91,02	3,64	0,54	25,3	5,5	b
Slib zuivelindustrie	7,07	0,31	0,32	4,7	2,7	a+b*
Slib brouwerij	7,84	0,20	0,76	2,3	2,3	a+b*
Slib gelatine productie	41,34	1,14	0,59	9,2	10,5	a+b*

*Gemiddeld cijfer berekend uit cijfergegevens bron a en b

Tabel 27 Berekening gemiddelde hc oogstresten uit gegevens volgens Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (2003)

TEELT	gewasrest	t vers	t OM	t OC	h _c	Gemiddelde h _c
Graangewassen						
haver	wortelresten	3,9	1,6	0,64	0,35	0,31
	halm, kaf, stroresten	4,3	3,9	1,56	0,3	
	haverstro	3,7	3,4	1,36	0,3	
korrelmaïs	wortelresten	5,6	2,2	0,88	0,35	0,31
	stengelresten	34,7	5,6	2,24	0,3	
snijmaïs	wortelresten	4,2	1,7	0,68	0,35	0,34
	halmresten	1,9	0,6	0,24	0,3	
rogge	wortelresten	3,3	1,3	0,52	0,35	0,31
	halm, kaf, stroresten	4,3	3,9	1,56	0,3	
	roggestro	4,2	3,8	1,52	0,3	
spelt	wortels	3,3	1,3	0,52	0,35	0,31
	halm, kaf	4,4	4,0	1,60	0,3	
	stro	4,2	3,8	1,52	0,3	
triticale	wortelresten	3,9	1,6	0,64	0,35	0,31
	halm, kaf, stroresten	4,3	3,9	1,56	0,3	
	triticale stro	4,0	3,6	1,44	0,3	
wintergerst	wortelresten	3,9	1,6	0,64	0,35	0,31
	halm, kaf, strorest	4,3	3,9	1,56	0,3	
	stro	3,2	2,9	1,16	0,3	
wintertarwe	wortelresten	4,4	1,2	0,48	0,35	0,31
	halm, kaf, strorest	4,3	3,9	1,56	0,3	
	stro	4,1	3,7	1,48	0,3	
zomergerst	wortelresten	2,8	1,1	0,44	0,35	0,31
	halm, kaf, stroresten	3,8	3,5	1,40	0,3	
	stro	2,6	2,3	0,92	0,3	
zomertarwe	wortelresten	3,9	1,6	0,64	0,35	0,31
	halm, kaf, stroresten	4,6	4,1	1,64	0,3	
	stro zomertarwe	4,0	3,6	1,44	0,3	
Wortel en knolgewassen						
aardappel	wortelresten	1,4	0,6	0,24	0,35	0,23
	loof	5,6	2,2	0,88	0,2	

(Vervolg Tabel 27)

TEELT	gewasresten	t vers	t OM	t OC	h _c	Gemiddelde h _c
aardappel poot	oogstresten	1,7	0,3	0,12	0,2	0,22
	wortelresten	1,4	0,6	0,24	0,35	
	loof	35,4	3,9	1,56	0,2	
aardappel zetmeel	oogstresten	1,7	0,3	0,12	0,2	0,22
	wortelresten	1,4	0,6	0,24	0,35	
	bladresten	11,9	3,0	1,20	0,2	
suikerbiet	oogstresten	3,6	0,9	0,36	0,2	0,29
	wortelresten	1,4	0,6	0,24	0,35	
	bladresten	5,2	0,8	0,32	0,2	
	oogstresten z blad	2,2	0,3	0,12	0,2	
voederbiet	oogstrest kop + blad	33,3	5,0	2,00	0,2	0,29
	wortelresten	1,4	0,6	0,24	0,35	
	oogstresten z blad	2,2	0,3	0,12	0,2	
chicorei	oogstrest kop + blad	33,3	5,0	2,00	0,2	0,30
	bovengrondse resten	4,3	2,6	1,04	0,3	
witlofwortel	gewasresten	21,3	2,7	1,08	0,25	0,25
Akkerbouwgewassen						
graszaad	graszaadhooi	4,9	4,4	1,76	0,25	0,25
koolzaad	ondergrondse resten	4,2	1,7	0,68	0,35	0,28
	bovengrondse resten	2,7	2,3	0,92	0,22	
veldbonen	ondergrondse resten	1,1	0,4	0,16	0,35	0,24
	bovengrondse resten	0,1	0,1	0,04	0,35	
	veldbonen stro	2,0	1,7	0,68	0,2	
vezelvlas	ondergrondse resten	0,6	0,2	0,08	0,35	0,33
	bovengrondseresten	0,1	0,1	0,04	0,3	
vlas	ondergrondse resten	0,6	0,2	0,08	0,35	0,35
zomerkoolzaad	gewas	37,8	3,8	1,52	0,25	0,25
Tuinbouwgewassen						
asperge	boven en ondergronds	21,0	5,6	2,24	0,3	0,30
bruine boon	gewasresten	0,7	0,6	0,24	0,35	0,23
	stro bruine boon	3,0	2,5	1,00	0,2	
erwten droog	ondergrondse delen	1,1	0,4	0,16	0,35	0,24

(Vervolg Tabel 27)

TEELT	gewasresten	t vers	t OM	h _c	Gemiddelde h _c	
	bovengrondse resten	0,1	0,1	0,04	0,35	
	stro erwt	2,0	1,7	0,68	0,2	
knolselderij	gewasresten	50,5	5,6	2,24	0,2	0,20
spruitkool	gewasr stam geploegd	36,7	7,3	2,92	0,3	0,30
rode kool	gewasresten	63,9	8,0	3,20	0,25	0,25
raapkool	gewasresten	24,4	2,4	0,96	0,25	0,25
bloemkool	gewasresten	53,3	5,3	2,12	0,25	0,25
kropsla	gewasresten	17,9	1,3	0,52	0,2	0,20
prei	gewasresten	4,6	0,6	0,24	0,2	0,20
	preiblad	16,2	1,9	0,76	0,2	
stamslabonen	gewasresten incl. loof	20,7	3,1	1,24	0,23	0,23
Overige						
Tijdelijk grasland	ondergrondse resten	9,3	2,8	1,12	0,35	0,26
	bovengrondse resten	11,1	1,7	0,68	0,2	
Luzerne	gewasrest ondergronds	8,3	3,3	1,32	0,35	0,34
	gewasrest bovengronds	1,3	1,1	0,44	0,3	

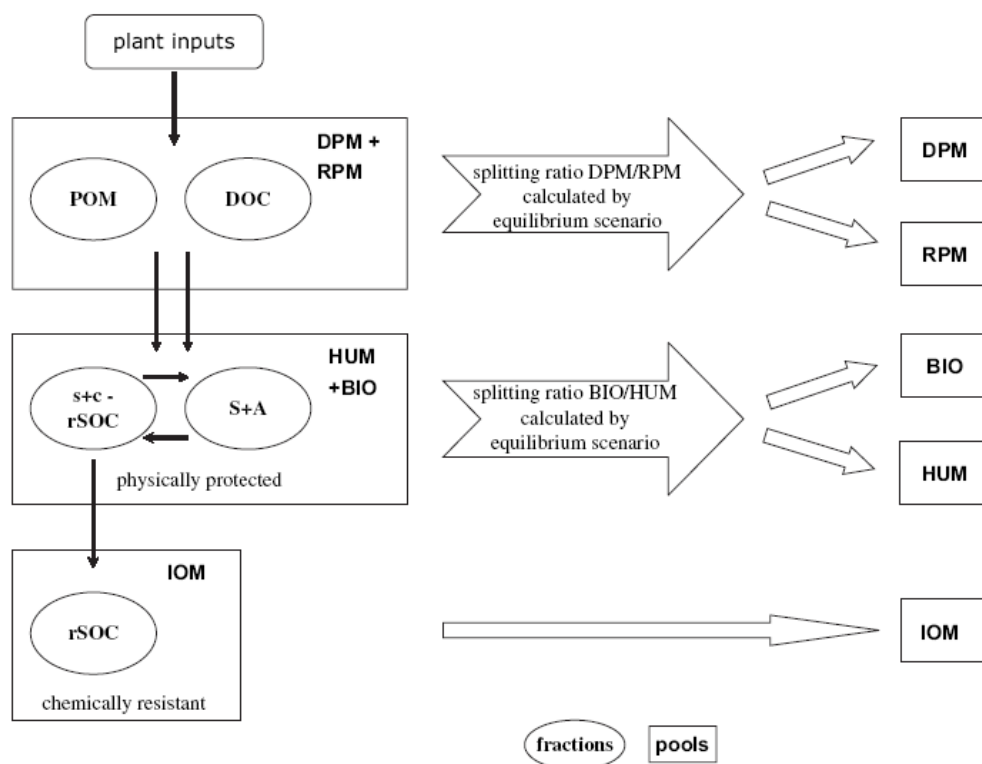
1.2.4 Initialisering van de OC verdeling over de Roth-C pools

Het initialiseren van de verdeling van de BOC over de model pools is steeds een moeilijk punt bij modelsimulatie. In veel gevallen wordt door de modelgebruikers eenvoudigweg de “default” OC verdeling over de afzonderlijke pools overgenomen. Het gebruik van deze “default” verdeling als de initiële verdeling van BOC over de OC pools van het Roth-C model is echter niet altijd aangewezen, en een locatie-specifieke aanpassing is vereist (Falloon & Smith, 2002). Aangezien de meeste OC pools niet meetbaar zijn gebeurt in de praktijk dit gebiedsspecifiek initialiseren door middel van een zgn. “initial run”. Daartoe wordt een fictieve modelsimulatie uitgevoerd over honderden jaren waarbij het beheer, klimaat en de bodemparameters gelijk worden verondersteld aan de condities waarin de feitelijke modelsimulatie plaatsvindt. Er wordt dus verondersteld dat het beheer en klimaat constant blijven gedurende eeuwen, en dat het BOC gehalte zich in een evenwichtssituatie bevindt bij aanvang van de modelsimulaties. Het is duidelijk dat dergelijke aannames allerminst opgaan voor de Vlaamse akkerbouw. Ten eerste blijkt uit data van de Bodemkundige Dienst van België (zie 1.1.12.3) duidelijk dat er een dalende trend is in het BOC% van Vlaamse akkerlanden. Sleutel et al. (2003) en Sleutel et al. (2006b) schatten deze trend op een jaarlijks verlies van 0,48 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ voor de jaren 90 en -0,15 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ voor de periode 2006-2012. Ten tweede bestaat een grote diversiteit in het voormalig landgebruik van Vlaamse akkers. Zo daalde het areaal permanent grasland met ongeveer 100000 ha tussen 1970 en 1990 en er kan redelijkerwijze worden vanuit gegaan dat een deel van die voormalige weiden tot akkerland werden omgezet. Sleutel et al. (2007) schatten dat deze landgebruikconversie verantwoordelijk was voor 10-40% van de geobserveerde daling van het OC% in Vlaamse akkerlanden

gedurende de jaren 90. Er bestaat verder zoals reeds besproken in 1.1.3.2.3 ook een verschil in samenstelling en stabiliteit van de BOS in Vlaamse zandige akkerlandbodems afhankelijk van de landgebruikshistoriek.

Een fysisch gefundeerde verdeling van Roth-C pools voor Vlaanderen?

Analoog aan Zimmerman et al. (2007) (zie: 1.2.1) werd getracht de initiële verdeling van de BOC over de afzonderlijke Roth-C OC pools te schatten op basis van resultaten van fysische fractioneringen in combinatie met de "initial runs". Zoals reeds besproken in 1.2.1 vonden Zimmerman et al. (2007) namelijk een goed verband tussen de som van OC in vrij particulier organisch materiaal (vrij POM) en opgeloste BOS enerzijds en de door Roth-C geschatte som van OC in de DPM en RPM pools. Logischerwijze werd ook een goed verband gevonden tussen de OC in de overige bodemfractie (intra-microaggregaat POM en de klei- en leemfractie) en de som van de door Roth-C geschatte BIO, HUM en IOM pools. Het deel van deze bodemfractie dat resistent is tegen oxidatie met 6%NaOCl stemde overeen met de OC in de door Roth-C geschatte IOM pool. De verdere opsplitsing van de met fysische fractionering geschatte OC in DPM+RPM over de afzonderlijke DPM en RPM pools werd vervolgens door de "initial run" methode met Roth-C ingeschat. De verdeling van OC in de BIO en HUM pools gebeurde analoog (Figuur 44).

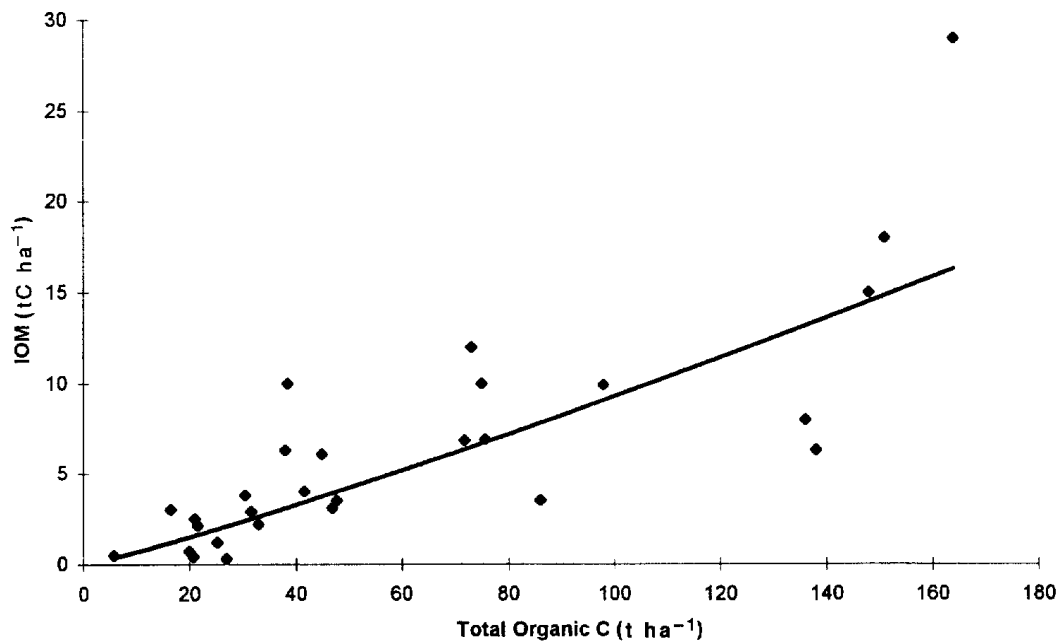


Figuur 44 Schematische voorstelling van de door Zimmerman et al. (2007) voorgestelde methode om de verdeling van BOC over de Roth-C OC pools te schatten. (met POM: Particulair organisch materiaal; DOC: Dissolved organic carbon; S+A: zand + stabiele aggregaten; rSOC: chemisch recalcitrant OC; s+c: de klei- en leemfractie (Bron: Zimmerman et al. (2007))

Het gehalte aan vrij particulier organisch materiaal werd voor een bereik van 23 akkerlanden reeds bepaald aan de vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne (D'Haene, 2008; Kader, 2007; Sleutel et al., 2006c; Leroy, 2008). Deze metingen werden evenwel niet met de fractioneringmethodiek volgens Zimmerman et al. (2007) gemaakt maar met de fractioneringmethodiek volgens Six et al. (2002) (zie:

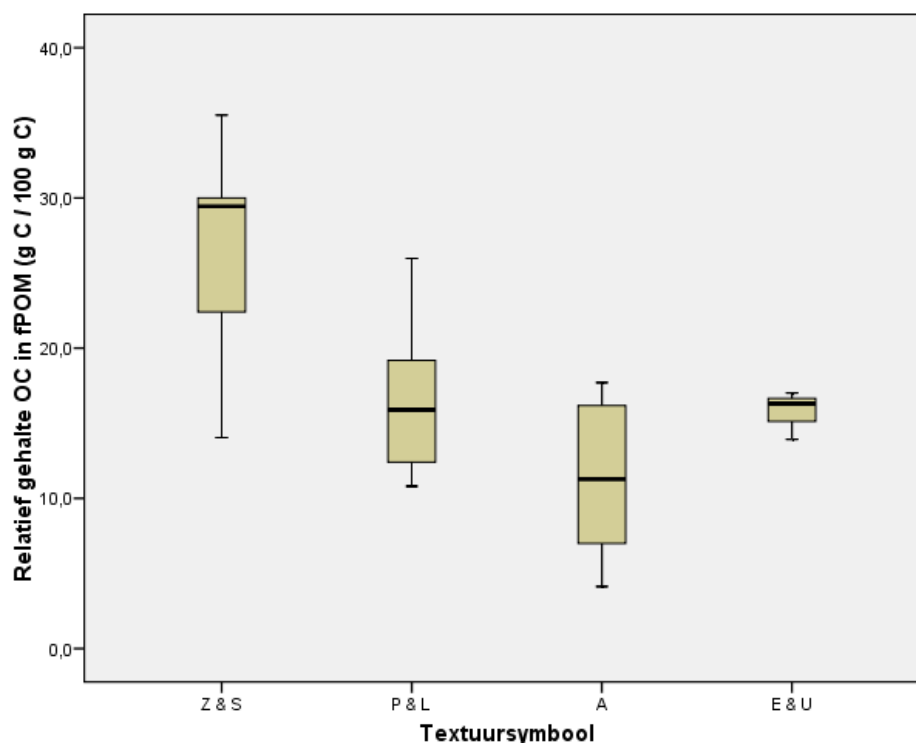
1.1.6.2). Toch is er in eerste benadering een voldoende gelijkenis tussen beide fractioneringen, uitgezonderd een verschil in definitie van de grootte van het POM. Samen met een vast veronderstelde fractie OC in opgeloste organische stof voor Vlaamse akkerlanden kunnen deze metingen van vrij POM gebruikt worden om de DPM+RPM som te schatten. Metingen van de 6%NaOCl resistente bodemfractie ontbreken voor deze dataset. De ontwikkelaars van het Roth-C model stelden een empirische relatie (Falloon et al., 1998) op tussen de door ¹⁴C-datering bepaalde voorraad aan IOM en de BOC voorraad van 28 bodems (Figuur 45):

$$\text{IOM} = 0,049 \text{ BOC}^{1,139} \quad (20)$$



Figuur 45 Empirisch bepaald verband tussen de BOC voorraad en de uit ¹⁴C-datering bepaalde voorraad van OC in IOM (Bron: Falloon et al. (1998))

Vergelijking 20 zal gebruikt worden om de IOM voorraad (in t OC ha⁻¹) uit de BOC voorraad (in t OC ha⁻¹) te schatten. Figuur 46 geeft boxplots weer van het relatieve aandeel van OC in vrij POM op de totale BOC voor vier textuurgroepen (Z & S: zand en lemig en kleiig zand; P & L: licht zandleem en zandleem; A: leem; E & U: klei en zware klei).



Figuur 46 Boxplots van het gemiddelde gemeten relatieve gehalte aan OC in vrij particulier organisch materiaal (fPOM) in Vlaamse akkerlandbodems opgesplitst per textuursymbool.

We schatten het aandeel van OC in opgeloste organische stof 0,2% op de totale BOC in akkerland (berekend op basis van cijfers literatuurstudie Von Lützw et al. (2007)). De som van het relatieve aandeel OC in vrij POM en in opgeloste organische stof levert een fysisch gefundeerde schatting van het percentage DPM+RPM. Dit DPM+RPM aandeel wordt daarmee 26,8% voor Z & S, 16,4% voor P & L, 11,3% voor A en 15,8% voor E & U. A.d.h.v. vergelijking 21 werd verder voor ieder van deze groepen een gemiddelde voorraad aan IOM berekend: 6,6 t OC ha⁻¹ voor Z & S, 5,1 t OC ha⁻¹ voor P & L, 4,4 t OC ha⁻¹ voor A en 7,4 t OC ha⁻¹ voor E & U. Hierbij werd uitgegaan van gemiddelde cijfers van de OC voorraden in akkerlandbodems voor de hier onderscheiden textuurgroepen (Sleutel et al., 2006a).

Het verloop van de BOC evolutie bij deze verdeling werd bekeken voor enkele typische teeltrotaties met toediening van mengmest (voor Z & S: monocultuur maïs met mengmest, voor P & L: een 6-jarige akkerbouwrotatie met bonen en erwten, voor de A en E & U: 4 jarige akkerbouwrotatie). Bij deze voorlopige simulaties werd gerekend met een gemiddeld kleipercentage naar Van Hove (1969) (Z & S 4,7 %klei; P & L 9,4 %klei; A 14,0 %klei; E & U: 30,7 %klei), bulk dichtheid naar Sleutel et al. (2006a) (Z & S 1,39 g cm⁻³; P & L 1,45 g cm⁻³; A 1,43 g cm⁻³; E & U: 1,30 g cm⁻³), BOC% naar Sleutel et al. (2006a) (Z & S 1,80 %OC; P & L 1,31 %OC; A 1,22 %OC; E & U: 2,16 %OC) en een bouwvoordiepte van 30 cm. Maandnormalen voor neerslag en temperatuur afkomstig van het KMI werden gebruikt.

Deze eerste berekeningen met het Roth-C model toonden aan dat wellicht onrealistisch sterke dalingen van het OC gehalte werden gesimuleerd (een gewogen gemiddelde daling van zo'n -0,69 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹). Ter vergelijking, de werkelijk gemeten daling van OC stocks in Vlaams akkerland (Sleutel et al., 2006a) gedurende de jaren 90 was -0,48 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹. Dit wijst erop dat de gehalten aan DPM+RPM te hoog werden ingeschat en graduele aanpassing van deze gehalten voor de beschouwde textuurklassen toonde aan dat de hierboven vermeldde DPM+RPM percentages eerder 25% lager zouden moeten liggen. Een globale aanpassing van de initiële DPM+RPM schattingen op basis van de

werkelijk gemeten afnamen van de BOC stocks in Vlaanderen bleken bijgevolg noodzakelijk. Het herberekende initiële relatieve gehalte van OC in de DPM, RPM, BIO en HUM pools, uitgedrukt als 100% – IOM% wordt voor de verschillende textuurgroepen gegeven in Tabel 28.

Tabel 28 Gehalte aan OC in inert organisch materiaal en de initiële relatieve verdeling van BOC over de verschillende OC pools van het Roth-C model zoals geraamd uit de methode van Zimmerman et al. (2007) en na correctie op basis van de werkelijk gemeten BOC stock evolutie in Vlaamse akkerlandbodem (naar Sleutel et al., 2006a)

Textuurklasse	IOM pool (t OC ha ⁻¹)	DPM pool (% BOC-IOM)	RPM pool (% BOC-IOM)	BIO pool (% BOC-IOM)	HUM pool (% BOC-IOM)
Z+S	6,7	1,0	21,1	1,2	76,7
P+L	4,9	1,1	12,3	1,5	85,1
A	4,4	1,8	7,4	1,4	89,4
E	7,7	0,8	12,2	1,3	85,7

Tevens werd een tweede parameterset opgesteld voor recent gescheurd grasland. Na scheuren van grasland vindt er immers een zeer sterke afname van het BOC gehalte plaats tengevolge van een onevenwicht tussen de mineralisatie van relatief labiele BOC voorraad, die onder weiland werd opgebouwd en de afgenomen aanvoer van organisch materiaal onder akkerland. De afname van de BOC voorraad is het snelst in de eerste 10 tot 20 jaar, en verloopt daarna langzamer tot een nieuw evenwicht onder akkerland wordt bereikt na 50 tot 60 jaar (Sousanna et al., 2002). In een literatuurstudie van 74 publicaties schatten Guo & Gifford (2002) dat 58% van de OC stock onder grasland gemineraliseerd wordt binnen 30 jaar. Lettens et al. (2005) nuanceren dit cijfer en komen uit op een verlies van 31%. Rekenende met een gemiddeld cijfer naar beide studies, zou er dus binnen 30 jaar zo'n 44% van de BOC voorraad onder grasland worden afgebroken.

Uit een beperkt aantal simulaties met Roth-C kwam naar voor dat met een DPM+RPM% van 45% deze daling van BOC na scheuren van grasland bij goede benadering wordt gesimuleerd door Roth-C. Hierbij werd uitgegaan van een de gemiddelde OC voorraad van 93,5 t OC ha⁻¹ in de bovenste 30 cm bodemlaag (jaar 1990) zoals bepaald door Lettens et al. (2005) en werd gewerkt met de hierboven vermelde typische teeltrotaties. Het initiële relatieve gehalte van OC in de DPM, RPM, BIO en HUM pools, uitgedrukt als 100% – IOM% wordt weer voor de verschillende textuurgroepen gegeven in Tabel 29.

Tabel 29 Gehalte aan OC in inert organisch materiaal en de initiële relatieve verdeling van BOC over de verschillende OC pools van het Roth-C model in recent gescheurd weiland

Textuurklasse	IOM pool (t OC ha ⁻¹)	DPM pool (% BOC-IOM)	RPM pool (% BOC-IOM)	BIO pool (% BOC-IOM)	HUM pool (% BOC-IOM)
Z+S	6,7	0,8	47,7	0,9	50,6
P+L	4,9	0,6	46,7	0,8	51,8
A	4,4	1,0	46,3	0,8	52,0
E	7,7	0,6	47,6	0,9	50,9

2 Uitwerking van het adviessysteem

Gebiedsspecifieke parametrisering van Roth-C voor de Vlaamse akkerbouw

Janik et al. (2002) voerden een uitgebreide gevoeligheidsanalyse uit van het Roth-C model voor akkerbouw in Australië. Deze auteurs vergeleken de gesimuleerde OC stock evolutie bij variatie van nagenoeg alle inputvariabelen (gewas-, bodem- en klimaats-gerelateerd) en bij variatie van de afbraaksnelheidsconstanten van de afzonderlijke OC pools.

De gevoeligste variabelen bleken de grootte van de RPM pool, de afbraaksnelheid van de RPM pool en de variabelen verbonden met OC aanvoer. Matig gevoelige variabelen waren de afbraaksnelheid van de HUM pool, de grootte van de IOM pool en een aantal klimaatsvariabelen. Al de overige variabelen (bv. het kleigehalte, de bodemdichtheid) hadden een vrij lage gevoeligheid. Het resultaat van deze gevoeligheidsanalyse kan echter niet volledig worden vertaald naar de situatie van de Vlaamse akkerbouw. Door het warme en droge klimaat in Australië kan immers bv. een grotere invloed worden verwacht van de hoeveelheid neerslag en spreiding daarvan in de tijd.

Een gebiedsspecifieke parametrisering van Roth-C vergt dus voornamelijk een adequate inschatting van de totale hoeveelheid vers aangevoerde OC, de kwaliteit van dat OM en de initiële grootte van de BOC pools. Voor de ontwikkeling van het koolstofexpertsysteem worden hier specifieke parametriseringen opgesteld voor deze variabelen. Tenslotte zullen per bodemtype gemiddelde waarden van de CEC van de anorganische fractie en van de bodemdichtheid worden opgesteld. Er zal voor het expertsysteem geen aanpassing gebeuren van de specifieke afbraaksnelheden, de relaties tussen vochtbeschikbaarheid, temperatuur en bodembedekking en de afbraaksnelheden, en de relatie tussen de CEC van de minerale bodemfractie en de OC verdeling tussen CO₂ en de HUM en BIO pools. Gezien de sterke gelijkenis tussen Vlaamse akkerbouw en de omstandigheden waaronder Roth-C werd gekalibreerd wordt ervan uitgegaan dat deze specifieke OC pool afbraaksnelheden en deze intrinsieke relaties bruikbaar zijn voor Vlaanderen.

2.1 Aanvoer van OC in vers organisch materiaal

Voor de parametrisering van Roth-C voor de Vlaamse situatie werd ten eerste de aanvoer van OC in oogstresten van de verschillende landbouwgewassen geschat uit literatuurgegevens (zie 1.2.3 Tabel 34).

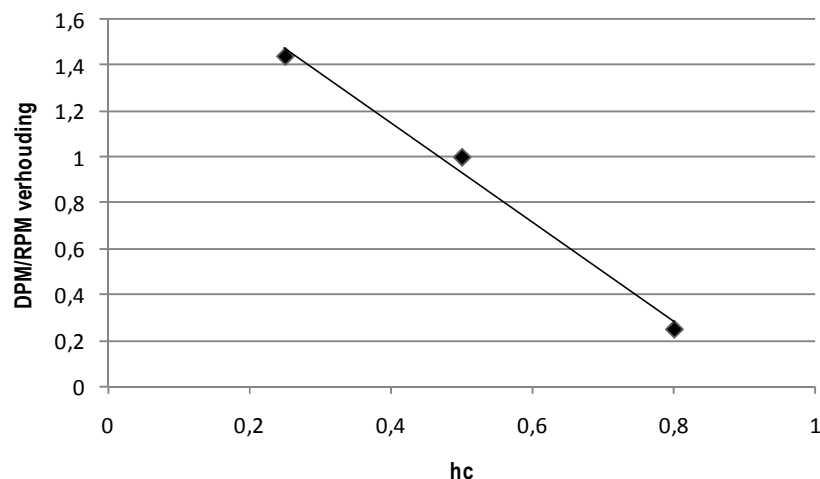
De chemische samenstelling van het plantenmateriaal bepaalt in grote mate zijn verdere afbraak na inwerking in de bodem. De globale afbraaksnelheid zal afhankelijk zijn van de verhouding tussen gemakkelijk en moeilijk (gelignifieerde) afbreekbare componenten in het plantenweefsel. Het ingebrachte organisch materiaal wordt daarom in het Roth-C model gekarakteriseerd door de verhouding van de fracties afbreekbaar/resistent (Decomposable Plant Material / Resistant Plant Material = DPM/RPM). Voor de meeste landbouwgewassen wordt standaard een verhouding DPM/RPM van 1.44 gebruikt, d.w.z. 59% van het organisch materiaal is DPM. Voor het koolstofexpertsysteem wordt deze verhouding aangepast aan ieder specifiek gewas a.d.h.v. de zgn. humificatiecoëfficiënt (h_c) (Tabel 34). Het deel van het vers toegediend organisch materiaal dat na één jaar nog steeds in de

bodem aanwezig is in het veld, wordt humificatiecoëfficiënt genoemd. Verschillende veld- en incubatie-experimenten werden in de afgelopen decennia gebruikt voor de schatting van h_c van oogstresten, plantenwortels, stro, drijfmest, stalmest en compost (o.a. Kortleven, 1963; Consulentenschap voor Bodemaangelegenheden, 1980; Hofman & Van Rumbeke, 1980).

Coleman & Jenkinson (1999) gaven een DPM/RPM verhouding van 1,44 voor oogstresten, 1 voor stalmest en 0,25 voor strooisel in bossen. Indien hiertegenover een gemiddelde h_c van deze OM bronnen worden geplaatst, wordt een lineair verband gevonden tussen h_c en de DPM/RPM verhouding (Figuur 47):

$$\text{DPM/RPM} = -2,174 h_c + 2,020 \quad (\text{voor } h_c < 0,92; \text{ voor } h_c > 0,92 \text{ DPM/RPM} = 0) \quad (21)$$

Hierbij beschouwen we een gemiddelde $h_c = 0,25$ voor oogstresten (Kolenbrander, 1974) en $h_c = 0,5$ voor stalmest (Kolenbrander, 1974). Voor strooisel werd een gemiddelde $h_c = 0,85$ geraamd uit gegevens volgens Kolenbrander (1974) (naalden, $h_c = 0,65$; zagemeel $h_c = 0,75$) en De Neve et al. (2003) (groencompost, $h_c = 0,95$).



Figuur 47 Verband tussen de humificatiecoëfficiënt en de DPM/RPM verhouding van OM

De DPM/RPM verhouding van gewasresten van verschillende teelten en van mest, compost en organisch biologische afvalstoffen werd geraamd met vergelijking 21 uit de reeds berekende gemiddelde humificatiecoëfficiënten (Tabellen 30 en 31 en 31bis).

Tabel 30 Berekende Roth-C DPM/RPM verhouding van gewasresten

Teelt	DPM/RPM
Graangewassen	
haver	1,35
maïs ccm	1,37
korrelmaïs	1,35
Snijmaïs	1,27
rogge	1,35
spelt	1,35
triticale	1,35
wintergerst	1,35
wintertarwe	1,35
zomergerst	1,35
zomertarwe	1,35
Stro graangewassen	1,37
Wortel en knolgewassen	
aardappel	1,52
suikerbiet zonder blad en kop	1,39
suikerbiet met blad	1,45
suikerbiet met blad en kop	1,54
voederbiet zonder blad en kop	1,39
voederbiet met blad	1,45
voederbiet met blad en kop	1,50
stekbiet	1,59
chicorei	1,37
witlofwortel	1,48
Akkerbouwgewassen	
araszaad	1,48
koolzaad	1,43
veldbonen	1,50
vezelvlas	1,30
vlas	1,26
zomerkoolzaad	1,48
Tuinbouwgewassen	
asperge 1 jaar	1,37
bruine boon	1,52
erwten droog	1,50
knolselderij	1,59
spruitkool	1,37
rode kool	1,48
raapkool	1,48
bloemkool	1,48
savooikool	1,48
witte kool	1,48
broccoli	1,48

(vervolg Tabel 30)

Teelt	DPM/RPM
kropsla	1.59
prei	1.59
stamslaboon	1.52
wortelen	1.48
Overige	
Tijdelijk grasland	1.45
Luzerne	1.28
Groenbemesters	
Italiaans raai gras	1.37
Gras na maïs*	1.37
Witte klaver	1.37
Bladrammenas	1.37
Engels raai gras	1.37
Phacelia	1.37
Gele Mosterd	1,37
Rode klaver	1,37
Wikke	1.37

Tabel 31 Berekende Roth-C DPM/RPM verhouding van mest en compost

Teelt	DPM/RPM
Drijfmest	
Runderen	1,15
Kalveren	1,15
Mestvarkens	1,15
Zeugen	1,15
Kippen	1,15
Vaste Mest	
Runderen	0,93
Varkens	0,93
Legkippen (vochtig)	0,93
Legkippen (droog)	0,93
Slachtkuikenmest	0,93
Champignonmest	0,93
Paardemest	0,93
Konijnemest	0,93
Compost	
Groen compost	0,00*
GFT compost	0,15
Champost	0,04

*Berekening met vergelijking 20 leverde een negatieve DPM/RPM verhouding op voor groencompost. De DPM/RPM verhouding van groencompost werd hier gelijk aan 0 gesteld, m.a.w. al het OM in groencompost wordt aan RPM toegekend

Tabel 31bis Berekende Roth-C DPM/RPM verhouding van organisch biologische afvalstoffen

Organisch Biologische afvalstof	DPM/RPM (-)
Slib fermentatie GFT en mest	0,14
Slib fruit verwerkende industrie	0,85
Slib aardappelverwerkende industrie	0,37
Slib vleesverwerkende industrie	0,81
Slib papierproductie	0,48
Vedermeel	1,20
Zagemeel	0,95
Haarmeel (varkens)	0,85
Houtsnippers	0,56
Vinasse	0,87
Droog slib pluimvee verwerking	0,74
Cacaodoppen	0,67
Rest tabakproductie	0,84
Slib zuivelindustrie	1,33
Slib brouwerij	0,37
Slib gelatine productie	0,73

Naast de aanvoer van OC uit gewasresten moet bijkomend de aanvoer van OC door rhizodepositie (door uitscheiding van wortellexudaten gedurende de groei) worden opgegeven aan Roth-C (Ludwig et al., 2007) nochtans zijn hieromtrent bijzonder weinig cijfers voorhanden. Naar Ludwig et al. (2007) kan de totale OC aanvoer uit rhizodepositie voor akkerbouwgewassen (exclusief graangewassen) op zo'n 35% van de OC in oogstresten worden geraamd. Uit de gegevens van Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (2003) werden een gemiddelde aanvoer van OC door **rhizodepositie van 0,4 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ voor alle gewassen** geschat. De OC afkomstig van rhizodepositie wordt voor het expertsysteem verondersteld een h_c van 0,05 te hebben wat overeenstemt met een vaste **DPM/RPM verhouding van 1,72**. Voor groenbemesters wordt een rhizodepositie van slechts 0,2 t OC ha⁻¹ jaar⁻¹ gebruikt, gezien de beperktere groei ten opzichte van landbouwgewassen.

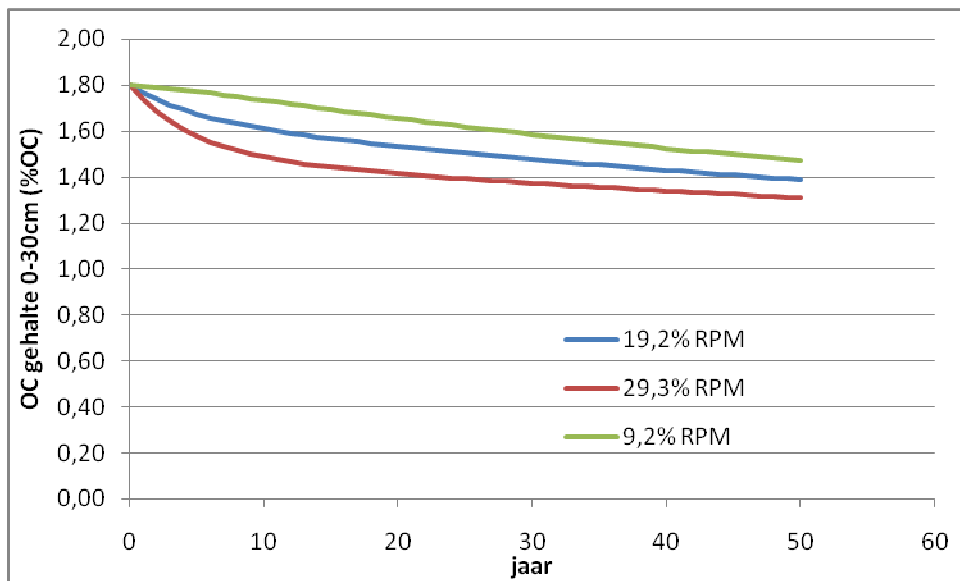
2.2 Initialisering van de OC verdeling over de Roth-C pools en gevoeligheidsanalyse Roth-C

De relevantie van een opsplitsing van de initiële verdeling naar textuurklasse en bemestingsvoorgeschiedenis werd verder onderzocht voor de specifieke situatie van de Vlaamse akkerbouw. Hiertoe werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd naar de mogelijke invloed van de initiële OC pool verdeling, een opsplitsing van deze verdeling per textuursymbool en de invloed van historische bemesting op de simulatie van de OC voorraad met het Roth-C model.

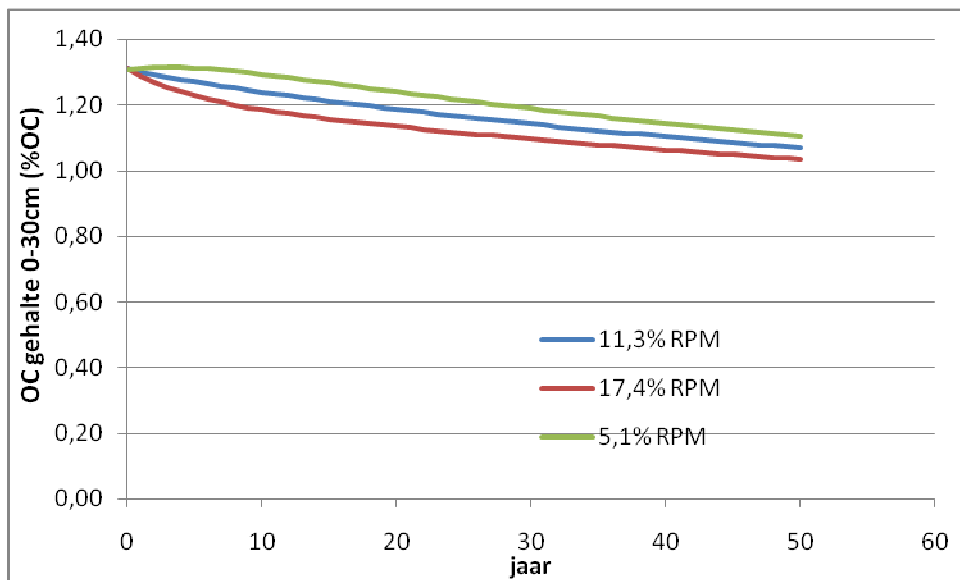
2.2.1 Invloed van initiële verdeling tussen de labiele RPM pool t.o.v. stabiele HUM pool

De invloed van de initiële verdeling van OC over de pools van het Roth-C model op de simulatie van de BOC voorraad werd uitgetest door het aandeel van de RPM pool (Resistant Plant Material) 50% hoger en 50% lager dan de vooropgestelde waarden (in Tabel 29) te nemen. In deze gevoeligheidsanalyse werden enkel de aandelen van de twee voornaamste BOC pools, met name de RPM en de HUM pools, gevarieerd aangezien beide pools ongeveer 90% van de totale BOC bevatten en IOM constant is. De initiële gehalten van de BIO en DPM pools werden gelijk genomen in de verschillende scenario's met als gevolg dat een wijziging in het initiële aandeel van OC in RPM resulteerde in een directe herverdeling van OC naar de HUM pool. Deze doorrekeningen werden voor ieder van de vier textuurgroepen (Z & S, P & L, A en E & U) afzonderlijk gedaan. Het initiële OC% wordt weer gelijkgesteld aan de gemiddelde BOC gehalten van Vlaams akkerland in 1990. Het verloop van de BOC evolutie bij deze verdeling werd bekeken voor **een 4-jarige akkerbouwrotatie** van suikerbieten, aardappel, twee jaar wintertarwe en één groenbemester met toediening van 40 t mengmest per rotatie. De richting van de evolutie van het BOC gehalte zal altijd onafhankelijk van de initiële pool verdeling zijn, maar er kunnen binnen de beschouwde periode van 30 jaar verschillen zijn in de grootte van de verandering van dit gehalte.

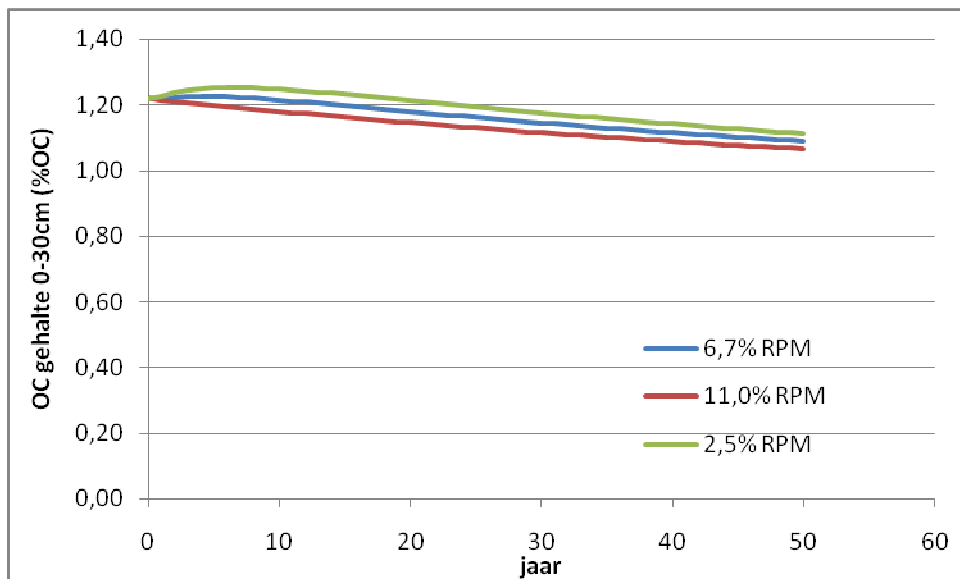
De gesimuleerde evolutie van het BOC gehalte met initialisatie bij 100%, 150% en 50% van het vooropgestelde RPM gehalte wordt weergegeven in Figuren 48 tot 51.



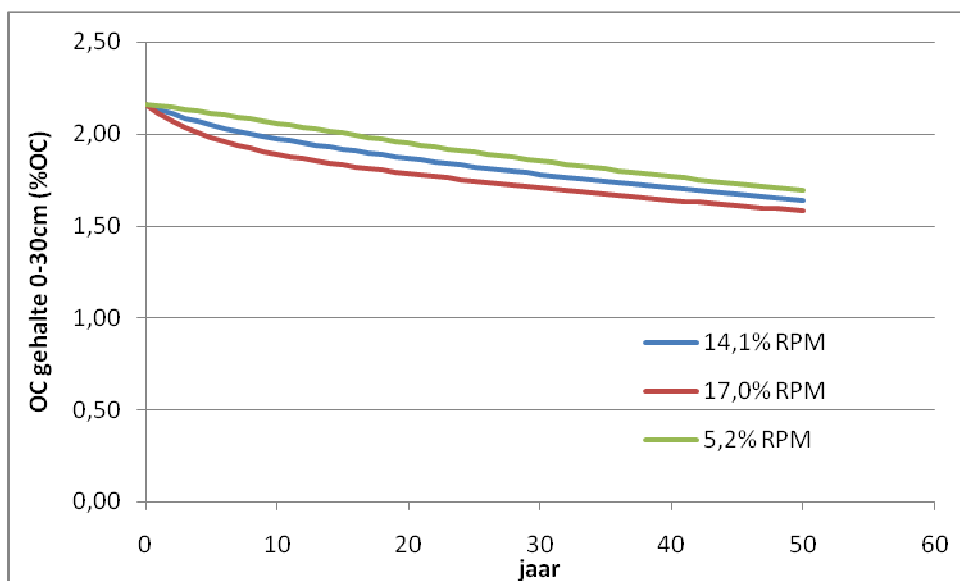
Figuur 48 Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen Z & S.



Figuur 49 Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen P & L.



Figuur 50 Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklasse A.



Figuur 51 Evolutie van het BOC gehalte bij initialisatie met 100% (blauwe lijn), 150% (rode lijn) en 50% (groene lijn) van het vooropgestelde RPM gehalte voor de textuurklassen E & U.

De totale BOC evoluties over 30 jaar onder de verschillende scenario's worden in Tabel 32 vergeleken.

Tabel 32 Gesimuleerde evolutie over 30 jaar van het BOC gehalte (in %OC) bij initialisatie met 100%, 150% en 50% van het vooropgestelde RPM gehalte. Het verschil in het BOC gehalte na 30 jaar tussen de scenario's wordt tussen haakjes gegeven

Textuurklasse	Bij 100% vooropgesteld RPM gehalte	Bij 150% vooropgesteld RPM gehalte	Bij 50% vooropgesteld RPM gehalte
Z+S	-0,32	-0,43 (-0,11)	-0,22 (+0,10)
P+L	-0,17	-0,21 (-0,04)	-0,12 (+0,05)
A	-0,07	-0,11 (-0,04)	-0,04 (+0,04)
E	-0,38	-0,45 (-0,07)	-0,31 (+0,07)

Hieruit komt naar voor dat een variatie in initieel aandeel van OC in de RPM pool een invloed heeft op de gesimuleerde BOC voorraad verandering. De invloed van initialisatie met een RPM gehalte dat 50% hoger ligt dan het vooropgestelde gehalte bedraagt over 30 jaar een sterkere afname van 0,04 tot 0,11 %OC. De invloed van initialisatie met een RPM gehalte dat 50% lager ligt dan het vooropgestelde gehalte bedraagt over 30 jaar een minder sterke afname van 0,04 tot 0,10 %OC. De hier onderzochte variaties in het initiële RPM gehalte zijn van dezelfde grootte orde als de onderlinge verschillen tussen het vooropgestelde RPM gehalte van de vier beschouwde textuurgroepen. Eenzelfde conclusie wordt bekomen uit een reeks simulaties met monocultuur maïs als gewasrotatie (zie 2.1.2.2 A).

2.2.2 Invloed van een bemestingsvoorgeschiedenis

Twee zéér uiteenlopende gewasrotaties werden beschouwd, met name A. monocultuur maïs en B. een traditionele akkerbouwrotatie van suikerbieten, aardappel, twee jaar wintertarwe en één groenbemester. Hierbij worden twee verschillende aspecten onderzocht met betrekking tot bemestingsvoorgeschiedenis, waarbij voor monocultuur maïs de hoeveelheid toegediende mengmest en voor akkerbouwrotaties eerder het onderscheid tussen stalmest en mengmest gebruik relevant is.

A. Mengmest dosis in monocultuur maïs

Om de invloed van de mengmest dosis in een monocultuur maïs rotatie op de Roth-C pool verdeling na te gaan werden doorrekeningen uitgevoerd vertrekkende van een aantal initiële pool verdelingen:

1. Verdeling bepaald uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor leembodems
2. 'Default' verdeling Roth C model
3. Verdeling bepaald uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor zandgronden
4. Verdeling zoals aangegeven uit een reeks testsimulaties waarbij een daling van 50% van het BOC gehalte binnen 30 jaar wordt gesimuleerd voor gescheurd grasland (zie 1.2.4) met een initieel BOC gehalte van 2%OC
5. Verdeling zoals aangegeven uit een reeks testsimulaties waarbij een daling van 50% van het BOC gehalte binnen 30 jaar wordt gesimuleerd voor gescheurd grasland (zie 1.2.4) met een initieel BOC gehalte van 4%OC

Hierbij stijgt voornamelijk het aandeel van OC in de RPM pool ten koste van het aandeel OC in de HUM pool gaande van scenario 1 tot scenario 4. De rekentijd was steeds 30 jaar en de aanvoer van C uit snijmaïs was 1,35 t C ha⁻¹ jaar⁻¹. Telkens werden weer de vier texturen zand (grondsoort 10), zandleem (grondsoort 30), leem (grondsoort 40) en klei (grondsoort 50) afzonderlijk gesimuleerd. De bemesting werd gevarieerd tussen 0, 30 en 100 t varkensmengmest ha⁻¹ jaar⁻¹ (0, 960, 3200 kg C ha⁻¹ jaar⁻¹; DPM/RPM = 1,15). De scenario's met 0 tot 30 t varkensmengmest ha⁻¹ jaar⁻¹ representeren een 'lage' tot 'normale' bemesting, die binnen de normen van het Mest actie plan vallen. Voor de introductie van het Mest actie plan kon een ongelimiteerde dierlijke bemesting soms plaatsvinden, tot zelfs 100 t varkensmengmest ha⁻¹ jaar⁻¹. Sinds begin jaren 90 zal een dergelijke praktijk echter niet meer hebben plaatsgevonden, maar een zeer zware historische bemesting zal nog deels een impact hebben op de huidige de BOS kwaliteit. Een vierde scenario van 60 t varkensmengmest ha⁻¹ jaar⁻¹, is niet toegestaan binnen de huidige Mest actie plan normering, maar houdt het midden tussen de historisch zéér zware en huidige bemestingspraktijk voor monocultuur maïs, en wordt hier als een scenario voor 'zware bemesting' gehanteerd. Dit scenario werd hier enkel doorgerekend bij initialisatie met het de default Roth-C model verdeling. De resultaten van deze gevoeligheidsanalyse worden weergegeven in Tabellen 33 tot en met 36.

Tabel 33 Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling berekend uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor leemgronden (1,8 %DPM – 7,4 %RPM – 1,4 %BIO– 89,4 %HUM)

Scenario	situatie na 30 jaar					
Textuur	Mest	C %	DPM	RPM	BIO	HUM
Zand	0	1.564	0.7	9.8	1.0	88.5
Zand	30	1.762	0.7	14.5	1.3	83.5
Zand	100	2.224	0.5	22.3	1.8	75.4
Zandleem	0	1.627	0.8	10.9	1.1	87.2
Zandleem	30	1.864	0.7	15.9	1.4	82.0
Zandleem	100	2.416	0.6	23.6	2.0	73.8
Leem	0	1.614	0.8	10.3	1.1	87.8
Leem	30	1.841	0.7	15.1	1.4	82.8
Leem	100	2.369	0.5	22.7	2.0	74.8
Klei	0	1.665	0.7	10.0	1.3	87.9
Klei	30	1.915	0.7	14.5	1.7	83.1
Klei	100	2.496	0.5	21.5	2.3	75.7

Tabel 34 Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de Roth-C default initiële verdeling (0,5 %DPM - 15 %RPM - 2 %BIO - 82,5 %HUM)

Scenario		situatie na 30 jaar				
Textuur	Mest	C %	DPM	RPM	BIO	HUM
Zand	0	1.483	0.8	10.5	1.0	87.7
Zand	30	1.681	0.7	15.4	1.3	82.6
Zand	60	1.879	0.6	19.2	1.6	78.6
Zand	100	2.143	0.5	23.2	1.8	74.4
Zandleem	0	1.547	0.9	11.6	1.1	86.4
Zandleem	30	1.783	0.7	16.7	1.5	81.0
Zandleem	60	2.020	0.7	20.6	1.8	77.0
Zandleem	100	2.335	0.6	24.5	2.1	72.8
Leem	0	1.534	0.8	11.0	1.1	87.0
Leem	30	1.761	0.7	15.9	1.5	81.9
Leem	60	1.987	0.6	19.7	1.8	77.9
Leem	100	2.289	0.6	23.6	2.1	73.8
Klei	0	1.587	0.8	10.7	1.3	87.2
Klei	30	1.836	0.7	15.3	1.7	82.3
Klei	60	2.086	0.6	18.8	2.0	78.6
Klei	100	2.418	0.5	22.3	2.3	74.8

Tabel 35 Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling berekend uit de fysische fractionering naar Zimmerman et al. (2007) voor zandgronden (1 %DPM – 21,1 %RPM – 1,2 %BIO – 76,6 %HUM)

Scenario		situatie na 30 jaar				
Textuur	Mest	C %	DPM	RPM	BIO	HUM
Zand	0	1.415	0.8	11.2	1.0	87.0
Zand	30	1.613	0.7	16.2	1.4	81.8
Zand	100	2.075	0.6	24.1	1.9	73.5
Zandleem	0	1.479	0.9	12.3	1.2	85.6
Zandleem	30	1.716	0.8	17.5	1.6	80.5
Zandleem	100	2.268	0.6	25.4	2.1	71.9

Leem	0	1.467	0.8	11.7	1.2	86.3
Leem	30	1.693	0.7	16.7	1.5	81
Leem	100	2.221	0.6	24.4	2.1	72.9
Klei	0	1.521	0.8	11.3	1.4	86.5
Klei	30	1.770	0.7	16.0	1.8	81.5
Klei	100	2.352	0.5	23.0	2.4	74.0

Tabel 36 Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling voor recent gescheurd grasland met 2%OC als initieel OC gehalte (1 %DPM – 47 %RPM – 1 %BIO – 51 %HUM)

Scenario		situatie na 30 jaar				
Textuur	Mest	C %	DPM	RPM	BIO	HUM
Zand	0	1.112	1.0	15.0	1.3	82.7
Zand	30	1.310	0.9	20.5	1.6	77.0
Zand	100	1.772	0.7	28.6	2.2	68.5
Zandleem	0	1.178	1.1	16.1	1.4	81.3
Zandleem	30	1.415	0.9	21.8	1.8	75.5
Zandleem	100	1.967	0.7	29.7	2.4	67.3
Leem	0	1.167	1.1	15.4	1.4	82.1
Leem	30	1.393	0.9	20.9	1.8	76.4
Leem	100	1.921	0.7	28.6	2.4	68.3
Klei	0	1.228	1.0	14.6	1.6	82.7
Klei	30	1.477	0.8	19.7	2.1	75.6
Klei	100	2.059	0.6	26.7	2.7	70.0

Tabel 37 Gesimuleerd OC gehalte en Roth-C pool verdeling na 30 jaar monocultuur maïs met de pool verdeling voor recent gescheurd grasland met 4%OC als initieel OC gehalte (1 %DPM – 47 %RPM – 1 %BIO – 51 %HUM)

Scenario		situatie na 30 jaar				
Textuur	Mest	C %	DPM	RPM	BIO	HUM
Zand	0	1.977	0.7	10.5	1.0	87.9
Zand	30	2.209	0.6	14.8	1.3	83.3
Zand	100	2.749	0.5	22.0	1.7	75.7

Zandleem	0	2.053	0.7	11.2	1.1	87.0
Zandleem	30	2.323	0.7	15.7	1.4	82.2
Zandleem	100	2.954	0.5	23.0	1.9	74.6
Leem	0	2.048	0.7	10.7	1.1	87.5
Leem	30	2.309	0.6	15.1	1.4	82.9
Leem	100	2.918	0.5	22.2	1.9	75.4
Klei	0	2.142	0.7	10.3	1.3	87.8
Klei	30	2.430	0.6	14.3	1.6	83.5
Klei	100	3.101	0.5	20.9	2.2	76.5

Uit deze gevoeligheidsanalyse voor monocultuur maïs kan besloten worden dat:

- Het effect van de textuur op de eindverdeling over de vier dynamische Roth-C pools ondergeschikt is aan de invloed van het bemestingsbeheer
- In de doorrekeningen met geen bemesting tot een 'normale' bemesting (30 t varkensmest ha^{-1} jaar $^{-1}$) op maïs komt de eindverdeling erg in de buurt van de 'default' initiële verdeling zoals die wordt toegepast in Roth-C, los van de initiële verdeling.
- In de doorrekeningen met de 'zeer zware' bemesting (100 t varkensmest ha^{-1} jaar $^{-1}$) op maïs komt de eindverdeling erg in de buurt van de initiële verdeling zoals bepaald met de methodiek naar Zimmerman et al. (2007) voor de zandgronden. Dit bevestigt de hypothese dat de voorgeschiedenis al vervat zit in de grondsoort.
- Bij gescheurde weiden evolueert het totaal C gehalte conform aan de bevindingen uit de literatuurstudie (ongeveer een halvering na 30 jaar). Toediening van mest vertraagt dit effect, zeker bij lager initiële OC gehalten.

B. Gebruik van stalmest t.o.v. mengmest in een 4-jarige akkerbouw rotatie

Het historisch gebruik van mengmest zal slechts een kleine invloed hebben op de evolutie van de individuele OC pools van het Roth-C model voor een klassieke akkerbouwrotatie, gezien het relatief lagere mestgebruik. Zo ligt het verschil tussen een bemesting van zo'n 20 t varkensmest t.o.v. 40 t varkensmest slechts tot een hogere aanvoer van OC van zo'n 0,33 t OC. De invloed van een historische bemesting zal veeleer tot uiting komen indien al dan niet stalmest werd toegediend. De sensitiviteit van de OC pool verdeling van Roth-C t.o.v. een historisch beheer met stalmest hetzij mengmest werd daarom onderzocht. Hierbij werd uitgegaan van de klassieke akkerbouwrotatie voor alle verschillende beschouwde textuurgroepen. In deze simulaties werd steeds de bemesting zoals gebruikt in simulaties voor de bepaling van de initiële verdeling van de Roth-C pools (40 t mengmest per rotatie) steeds vervangen door een bemesting met stalmest (55 t stalmest per rotatie). De door Roth-C gesimuleerde relatieve verdeling van de OC over de RPM en HUM pools na 50 jaar bemesting met stalmest of mengmest worden gegeven in Tabel 38.

Tabel 38 Gesimuleerde relatieve verdeling van de OC over de RPM en HUM OC pools van het Roth-C model na 50 jaar bemesting met stalmest of met mengmest

Textuurklasse	Stalmest		Mengmest	
	RPM pool (% BOC-IOM)	HUM pool (% BOC-IOM)	RPM pool (% BOC-IOM)	HUM pool (% BOC-IOM)
Z+S (zand)	16,1	80,4	13,6	83,6
P+L (zandleem)	16,4	79,9	13,3	83,6
A (leem)	17,4	78,4	14,0	82,8
E (klei)	12,0	84,2	9,9	87,0

Voor de vier verschillende textuurgroepen werd steeds eenzelfde evolutie in de verdeling van de OC over de RPM en HUM OC pools gesimuleerd. Na 50 jaar bemesting met stalmest in plaats van mengmest werd er steeds een hoger aandeel aan OC in de RPM gesimuleerd. Gemiddeld ligt dit aandeel aan OC in RPM 2,8% hoger voor een historisch beheer met stalmest. Het relatieve aandeel aan OC in de HUM pool ligt gemiddeld 3,6% lager. Op basis van deze reeks simulaties kan besloten worden dat voor de simulatie van velden met historische stalmest bemesting een initialisering met ongeveer 3% meer OC in RPM ten koste van 3% minder OC in HUM kan worden gerekend, onafhankelijk van de beschouwde textuurklasse.

Uit deze gevoeligheidsanalyse voor een typische akkerbouwrotatie kan besloten worden dat:

- In de doorrekeningen met bemesting met stalmest (55 t stalmest ha⁻¹ rotatie⁻¹) op typische akkerbouwrotaties komt de eindverdeling deels buurt van de 'default' initiële verdeling zoals die wordt toegepast in Roth-C, los van de initiële verdeling. Dit was ook het geval voor de doorrekeningen met geen bemesting tot een 'normale' bemesting op maïs.
- In de doorrekeningen met bemesting met mengmest op typische akkerbouwrotaties, werd een aanzienlijk stabielere verdeling van de BOC pools gesimuleerd in vergelijking met de overige scenario's.

2.2.3 Parametersets voor de initiële verdeling van het expertsysteem

Op basis van de gevoeligheidsanalyse werden 4 initiële Roth-C poolverdelingen onafhankelijk van textuurklasse gehaald uit de het geheel van alle afzonderlijke resultaten per textuursymbool voor akkerlanden met een voorgeschiedenis van normale of zware bemesting en een conversie vanuit grasland. Voor typische akkerbouwrotaties met een bemesting met mengmest werd een afzonderlijke parameterset opgesteld. Hierbij wordt steeds uitgegaan van 5,9 t OC in IOM en de verdeling van de overige OC wordt uitgedrukt in %BOC – OC in IOM:

1° Typische akkerbouwrotatie voorgeschiedenis bemesting met mengmest:

1,5 % OC in DPM, 12,5 % OC in RPM, 1,5% OC in BIO en 84,5 % OC in HUM.

2° Maïs voorgeschiedenis normale bemesting en akkerbouw voorgeschiedenis bemesting met stalmest:

1 % OC in DPM, 15,5 % OC in RPM, 1,5% OC in BIO en 82 % OC in HUM.

3° Voorgeschiedenis zware bemesting:

1 % OC in DPM, 20% OC in RPM, 1,5% OC in BIO en 77,5 % OC in HUM

4°Recent gescheurd weiland:

1 % OC in DPM, 47 % OC in RPM, 1% OC in BIO en 51 % OC in HUM

2.3 Parametersets voor het kleipercentage, de bodemdichtheid en weersgegevens

Op basis van de analyses voor de Nationale bodemkartering werden voor de verschillende onderscheiden textuurgroepen gemiddelde waarden berekend van het kleipercentage in Vlaamse akkerlandbodems (Sleutel et al., 2006a) (Tabel 39). De bodemdichtheid wordt in het systeem bepaald a.d.h.v. een door de Bodemkundige Dienst van België opgestelde vergelijking gebaseerd op Rawls (1982) die het verband geeft tussen het BOS percentage en de bodemdichtheid (ρ_b).

$$\rho_b = \frac{100}{\frac{BOS\%}{0,224} + \frac{100 - BOS\%}{\rho_0}} \quad (22)$$

In vergelijking 22 wordt per textuurgroep uitgegaan van een basis bodemdichtheid (ρ_0) voor een bodem zonder BOS (Tabel 39), die gecorrigeerd wordt a.d.h.v. het BOS percentage (BOS%).

Tabel 39 Gemiddeld kleipercentage en basis bodemdichtheid (bij BOS% = 0) voor de verschillende textuurgroepen

Textuurklasse	Kleigehalte (% klei)	Basis
		Bodemdichtheid (ρ_0) (kg m ⁻³)
Z+S (zand)	4,7	1,55
P+L (zandleem)	9,0	1,30
A (leem)	14,0	1,40
E (klei)	23,9	1,40

Neerslag en temperatuursgegevens werden niet verder gespecificeerd binnen Vlaanderen. Eén dataset met KMI maandnormales werd opgesteld. Potentiële evapotranspiratie schattingen werden overgenomen uit de voordien voor het CAA-Expert systeem opgestelde dataset (Vanongeval et al., 1995) (Tabel 40).

Tabel 40 Gemiddelde maandelijkse neerslag, temperatuur en potentiële evaporatiegegevens

Maand	Neerslag (mm)	Temperatuur (°C)	Potentiële Evaporatie (mm)
Jan	66	3,3	14
Feb	49	3,7	20
Mar	68	6,3	37
Apr	50	8,9	58
Mei	65	13,2	84
Jun	72	15,7	91
Jul	64	17,8	99
Aug	59	17,8	89
Sep	58	14,4	53
Okt	63	10,7	31
Nov	74	6,4	15
Dec	73	4,5	12

3 Literatuurverwijzingen

- ALAERTS, M., FEYEN, J., BOON, W., 1986. Overzicht van de chemische vruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw -en weilandareaal. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België en de Katholieke Universiteit Leuven, december 1986, 23 pp.
- Alef K, Nannipieri P, 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, UK
- Alvarez R, 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use Manage.* 21, 38-52.
- Antil RS, Gerzabek MH, Haberhauer G, Eder G. 2005. Long-term effects of cropped vs. fallow and fertilizer amendments on soil organic matter – I. Organic carbon. *J. Plant Nutr.* 168, 108-116.
- Antle J. et al. (2001). Economic Analysis of Agricultural Soil Carbon Sequestration: An Integrated Assessment Approach. *Journal of AGr. and Resource Economics* 26(2):344-367
- Ara Begum S, 2007. Stable organic matter in sandy arable soils. Msc. Thesis, Universiteit Gent.
- Baeyens J, Stenuit D, 1948. De vruchtbaarheidstoestand en meststoffenbehoefte van de Belgische gronden. Bodemkundige Dienst van België.
- Bailey VL, Smith JL, Bolton Jr H. 2002. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 27, 229-240.
- Baldock JA, Masiello CA, Gelinas Y, Hedges JI, 2004. Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chem.* 92, 39-64.
- Baldock JA, Skjemstad JO, 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.* 31, 697-710.
- Barnett V, 2002 *Sample survey: Principles and Methods*. Arnold, Londen.
- Beheydt D. 2006. Nitrous oxide emission from agricultural soils: experimental approach and simulation. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, PhD, pp. 177.
- Berkelmans R, Ferris H, Tenuta M Van Bruggen AHC. 2003. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders disappear after 1 year of disruptive soil management. *Appl. Soil Ecol.* 23, 223-235.
- Bernal M.P., Sánchez-Monedero M.A., Paredes C. & Roig A. 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69, 175-189.
- Biederbeck VO, Janzen HH, Campbell CA, Zenter RP. 1994 Labile organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1647-1656.
- Blakemore LC, Searle PL, Daly BK. 1987. *Methods for Chemical Analysis of Soils*. Scientific Report 80, New Zealand Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt.
- Blume H.P. 1990. *Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmassnahmen*. Ecomed, Landsberg/Lech 13.
- Böhme L, Langer U, Böhme F. 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agr. Ecosyst. Environ.* 109, 141-152.
- Bolinder MA, Angers DA, Gregorich EG, Carter MR. 1999. The response of soil quality indicators to conservation management. *Can. J. Soil Sci.* 79, 37-45.

- Bolt GH, Bruggenwert MGM, Kamphorts A. 1978. Adsorption of cations by soil. In Bolt GH, Bruggenwert MGM (Eds.) Soil chemistry. A. Basic Elements. Developments in soil science 5A, Elsevier, Amsterdam. pp. 54-90
- Bongers T, Bongers M. 1998. Functional Biodiversity of nematodes. *Appl. Soil Ecol.* 10, 239-251.
- Bongers T, Ferris H. 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 14, 224-228.
- Boon, R. 1969. Overzicht van de uitslagen van het meerjarig internationaal stikstofproefveld te Lubbeek (Proefveld I.D.V.) Proefjaren 1957 tot 1968. Publicatie Bodemkundige Dienst van België.
- Boon, R., Deventer, J., 1977. Verslag over de opzoekingen gedurende de periode 1972-1976 meerjarig internationaal stikstofproefveld te Bierbeek (I.S.D.V) overzicht 1972-1976. Publicatie Bodemkundige Dienst van België.
- Boon, W., Piot, R., Alaerts, M., 1983. Overzicht 1982-1983 van de chemische vruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw -en weilandareaal. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, 1983, 52 pp.
- Boon W, Geypens M, 1986. Overzicht 1983-1985 van de chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal. Bodemkundige Dienst van België
- Bosatta E. & Ångren G.I. 2003. *Journal of Theoretical Biology*, 224, 97-105.
- Bossuyt H, Six J, Hendrix PF. 2002. Aggregate protected carbon in no-tillage and conventional tillage agroecosystems using ¹⁴C labeled plant residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1965-1973.
- Bremer E, Janzen HH, Johnston AM. 1994. Sensitivity of total, light and mineralizable organic matter to management practices in a Lethbridge soil. *Can. J. Soil Sci.* 74, 131-138.
- Bries J, Vandendriessche H, Geypens M. 1995. Bemesting en berekening van aardappelen in functie van opbrengst en kwaliteit. IWONL, Brussel
- Bries J, Mertens J, Boon W. 2006. Evolutie van het organische stofgehalte in de Vlaamse landbouwgronden, KVIV Technologische Instituut
- Brussaard L, Kuiper TW, Didden WAM, De Goede RGM, Bloem J. 2003. Biological soil quality from biomass to biodiversity-Importance and resilience to management stress and disturbance. In: Schjønning P, Christensen BT, Emholt S. (Eds.) *Managing soil quality challenges in modern agriculture*. Wallingford, CAB International, 368p
- Cambardella CA, Elliott ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 777-782.
- Chaves B. 2006. Manipulating nitrogen release from vegetable crop residues by use of on- and off-farm organic wastes. PhD thesis, Ghent University, p 216.
- Christensen B. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: A revision of model structure. In: Powlson DS, Smith P, Smith JU (Eds.) *Evaluation of Soil Organic Models Using Long-Term Data Sets*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 143-159.
- Christensen B. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 345-353.
- Conant RT, Smith G, Paustian K. 2003. Spatial variability of soil carbon in forested and cultivated sites: implications for change detection. *J. Environ. Qual.* 32, 278-286.
- Cochran VL, Sparrow SD, Sparrow EB. 1994. Residue effects on soil micro- and macro-organisms. In Unger PW (Ed.) *Managing Agricultural Residues*. CRC Press, Boca Raton FL, pp 163-184.
- Coleman DC. 1994. The microbial loop concept as used in terrestrial soil ecology studies. *Microbial Ecol.* 28, 245-250.

- Coleman K. & Jenkinson D.S. 1996. Roth-C 26.3-a model for the turnover of carbon in the soil. In: Powlson D.S., Smith P., Smith J.U. (Eds.) Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. NATO ASI Series I, Vol. 38, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 237-246.
- Coleman K. & Jenkinson D.S. 1999. Roth-C 26.3-a model for the turnover of carbon in the soil. Model description and windows user guide. IACR Rothamsted, 44pp.
- Coleman K., Jenkinson D.S., Crocker G.J., Grace P.R., Klir 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, 29-44.
- Consulentschap in algemene dienst voor bodemaangelegenheden in de landbouw 1980. Organische stof in de akkerbouw. *Vlugschrift voor de landbouw*, n°317.
- Coppens F, Garnier P, De Gryze S, Merckx R, Recous S. 2006. Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labeled crop residues in soil columns. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 894-905.
- Curtin D, Wang H, Selles F, Zentner RP, Biederbeck VO, Campbell CA. 2000. Legume green manure as partial fallow replacement in semiarid Saskatchewan: effect of carbon fluxes. *Can. J. Soil Sci.* 80, 499-505.
- Demyttenaere P. 1991. N dynamics in soils of the West-Flanders vegetable region. PhD thesis, Ghent University, p 203.
- Dendoncker N, Van Wesemael B, Smith P, Lettens S, Roelandt C, Rounsevell M. 2008. Assessing scale effects on modelled soil organic carbon contents as a result of land use change in Belgium. *Soil Use Manage.* 24, 8-18.
- De Neve S, Willekens K. 2000. Levende bodem in de biologische landbouw. In 49^{ste} Post-Universitaire Onderwijsdag, Biologische landbouw: hoe is het met onze kennis gesteld?, *Verhandelingen van de Faculteit Bio-Ingénieurswetenschappen, Universiteit Gent*, 6 december 2000, nr. 40.
- De Neve S, Van den Bossche A, Hofman G. 2006. Nutrient status of Flemish organic farms: an overview and a comparison to the conventional situation. *Biological Agriculture and Horticulture*, 24, 217-235.
- De Neve S. and Hofman G. 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1451-1457.
- De Neve S., Pannier J. and Hofman G. 1996. Temperature effects on C and N mineralization from vegetable crop residues. *Plant and Soil*, 181, 25-30.
- De Neve S., Sleutel S. & Hofman G. 2003. Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil. *Nutrient Cycling in Agro-Ecosystems*, 67, 13-20.
- D'Haene K. 2008. The potential of reduced tillage agriculture in Flanders. Doctoraatsthesis Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, UGent, 199pp.
- Derenne S, Largeau C. 2001. A review of some important families of refractory macromolecules: Composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Sci.* 166, 833-847.
- De Visser M, Hanegraaf M. 2003. Bodemleven: hype of handvat? In *Praktijkkompas Rundvee*, Wageningen, 2p.
- De Vries, FT, Hoffland, E, Van Eekeren, N, Brussaard, L, Bloem, J. 2006. Fungal/bacterial ratios in grassland with contrasting nitrogen management. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2092-2103.
- D'Haene K, De Neve S, Sleutel S, Kader MDA, Gabriels D, Hofman G. 2006. Evolutie van organische stof en organische stoffracties onder verminderde bodembewerking in België. In *Organische stof in de bodem* (26 oktober 2006), *Studiedag ILVO, Melle, België*, 45-62.

- D'Haene K, Sleutel S, De Neve S, Gabriels D, Hofman G. 2008. The influence of reduced tillage on carbon dynamics in silt loam soils. *Soil Till. Res.* (submitted).
- D'haene K, Van den Bossche A, Vandenbruwane J, De Neve S, Gabriëls G, Hofman G. 2008. The effect of reduced tillage on dinitrous oxide emissions of silt loam soils. *Biol. Fert. Soils* (submitted).
- Doorenbos J, Kassam AH. 1986. Yield response to water. FAO Irrigation and drainage paper 33. FAO, Rome.
- Droeven G., Rixhon L., Crohain A. & Raimond Y. 1980. Long term effects of different systems of organic matter supply on the humus content and the structural stability of soils with regard to crop yields in loamy soils. In: *Soil Degradation. Proceedings of the Land Use Seminar on Soil Degradation/Wageningen/13-15 october 1980.* (eds. Boels D., Davies D.B., Johnston A.E. & Balkema A.A.), pp. 203-222 Rotterdam.
- Falloon P. & Smith P. 2002. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use and Management*, 18, 101-111.
- Falloon P., Smith P., Coleman K. & Marshall S. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1207-1211.
- Ferris H, Bongers T, De Goede RGM. 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Appl. Soil Ecol.* 18, 13-29.
- Forge TA, Hogue E, Neilsen G, Neilsen D, 2003. Effects of organic mulches on soil microfauna in the root zone of apple: implications for nutrient fluxes and functional diversity of the soil food web. *Appl. Soil Ecol.* 22, 39-54.
- Frankinet M., Raimond Y., Destain J.P., Roisin C. & Grevy L. 1993. Chapter 3: Organic matter management and calcic amendments in order to maintain or improve soil fertility. In: *Soil Biota, Nutrient Cycling, and Farming Systems.* (eds. Paoletti, M., Foissner, W. & Coleman, D.), pp. 27-39. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Frey SD, Elliott ET, Paustian K. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31, 537-585.
- Geypens, M., De Schepper, G. and Bries, J. (in press). Soil Organic Matter and N-mineralization under Permanent Pasture in Belgian Conditions. *Proceedings of Congress Sustainable Management of Soil Organic Matter*, 15-17 September 1999, Edinburgh.
- Ghani A, Dexter M, Perrott KW. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1231-1243.
- Gregorich EG, Beare MH, McKim UF, Skjemstad JO. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 975-985.
- Gregorich EG, Beare MH, Stoklas U, St-Georges P. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. *Geoderma* 113, 237-252.
- Gregorich EG, Carter MR, Angers DA, Monreal CM, Ellert BH. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74, 367-385.
- Gregorich, E.G., Janzen, H.H. 1996. Storage and soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. In: Carter, M.R. & Stewart, B.A. (eds.) *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* *Advances in Soil Science.* CRC press, Boca Raton, pp. 167-190.
- Gregorich, E.G., Kachanoski, R.G., Voroney, R.P. 1989. Carbon mineralization in soil size fractions after amounts of aggregate disruption. *J. Soil Sci.* 40, 649-659.

- Gregorich EG, Rochette P, VandenBygaart AJ, Angers DA. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Till. Res.* 83, 53-72.
- Guggenberger G, Zech W, Haumaier L, Christensen BT. 1995. Land-use effects on the composition of organic matter in particlesize separates of soil: II. CPMAS and solution ¹³C NMR analysis. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 147-158.
- Goidts E, Van Wesemael B 2008. Quantification de l'évolution de la teneur en carbone dans les sols agricoles de Wallonie. Projet D31-1120 Rapport final dans le cadre de la subvention pour la période 2006-2007. Unité de Géographie, Université Catholique de Louvain.
- Guo L.B., Gifford R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345-360.
- Hassink J, Whitmore APM. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 131-139.
- Haynes RJ, Francis GS. 1993. Changes in microbial biomass-c, soil carbohydrate-composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil Sci.* 44, 665-675.
- Hendrickx G, et al. 1989. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 1986-1989. Bodemkundige Dienst van België.
- Hendrickx G, Boon W, Bries J, Kempeneers L, Vandendriessche H, Deckers S, Geypens M. 1992. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 1989-1991. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, december 1992, 143 pp. (D/1992/6537/01 Koninklijke Bibliotheek Albert I, Brussel).
- Hillel D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego.
- Hofman G. & Van Ruymbekke M. 1980. Evolution of soil humus content and calculation of global humification coefficients on different organic matter treatments during a 12-year experiment with Belgian silt soils. *Soil Science*, 129, 92-94.
- Houot S, Bodineau G, Rampon JN, Balesdent J, Le Villio-Poitrenaud M. 2007. Effect of repeated urban compost applications on soil organic matter. In *Proceedings International Symposium of organic matter dynamics in agro-ecosystems (16 -19 juli 2007)*, Poitiers, Frankrijk, 90-91.
- Hudson B. 1994. Soil Organic Matter and Available Water Capacity. *J Soil Water Conserv.* 189-193.
- Hunt HW, Coleman DC, Ingham ER, Ingham RE, Elliott ET, Moore JC, Rose SL, Reid CPP, Morley CR. 1987. The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biol. Fert. Soils*, 3, 57-68.
- Ingham RE, Trofymow JA, Ingham ER, Coleman DC. 1985. Interactions of bacteria, fungi and their nematode grazers. Effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecol. Monogr.* 55, 119-140.
- Janik L., Spouncer L., Correll R. & Skjemstad J. 2002. Sensitivity analysis of the Roth-C soil carbon model (ver. 26.3 excel) National Carbon Accounting System Technical Report No. 30. Australian Greenhouse Office. 61pp.
- Janssen BH. 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil*, 76, 297-304.
- Jenkinson D.S. & Rayner J.H. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123, 298-305.
- Jenkinson DS, Fox RH, Rayner JH. 1985. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen - the so called 'priming effect'. *Journal of Soil Science*, 36, 425-444.
- Kader MA. 2006. Comparison of physical fractionation methods to separate functional soil organic matter pools. Msc. Thesis, Ghent University.

- Kandeler E, Stemmer M, Klimanek EM. 1999. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.* 31, 261-273.
- Khan SA, Mulvaney RL, Ellsworth TR, Boast CW. 2007. The myth of N fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 36, 1821-1832.
- Kladivko EJ. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Till. Res.* 61, 61-76.
- Kolbl A, Leifeld J, Kögel-Knabner I. 2005. A comparison of two methods for the isolation of free and occluded particulate organic matter. *Z. Pflanz. Bodenkunde* 168, 660-667.
- Kononova M.M. 1958. *Die Humusstoffe des Bodens.* Dt. Verl. d. Wiss., Berlin, 36.
- Kortleven J. 1963. Quantitative aspects of humus build-up and humus degradation, PhD thesis, Wageningen, 109 p.
- Körschens M., Rogasik J. & Schulz E. 2005. Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. *Landbauforschung Volkenrode*, 55, 1-10.
- Kortleven J. 1963. Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak. Instituut voor bodemvruchtbaarheid, Groningen, 109pp.
- Kuntze H., Roeschmann G., Schwerdtfeger 1988. *Bodenkunde* 4. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 139 S.
- KVIV, 1985, Organische stofvoorziening en bodemvruchtbaarheid, Studie en vervolmakingsdag 24/10/2005.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627.
- Lal R. 2007. Challenges and opportunities in organic matter research. In *Proceedings International Symposium of organic matter dynamics in agro-ecosystems (16 -19 juli 2007)*, Poitiers, Frankrijk, 30-33.
- Leifeld J, Kögel-Knabner I. 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma* 124, 143-155.
- Leinweber P, Schulten HR. 2002. Non-hydrolyzable forms of soil organic nitrogen: extractability and composition. *J Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 433-439.
- Leroy BLM. 2008. Bodemvoedselweb, C en N transformaties en bodemstructuur: interacties en feedback mechanismen in functie van de kwaliteit van exogeen organisch materiaal. Doctoraatsthesis Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, UGent.
- Leroy BLM, De Sutter N, Moens M, De Neve S, Reheul D. 2007. Short term nematode population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Appl. Soil Ecol.* (submitted).
- Leroy BLM, Van den Bossche A, DE Neve S, Reheul D, Moens M. 2007. The quality of exogenous organic matter: Short-term Influence on earthworm abundance. *Eur. J. Soil Biol.* 43, 196-200.
- Leroy BLM. 2008. Soil food web, C and N transformation and soil structure: interactions and feedback mechanisms as a function of the quality of exogenous matter. PhD thesis. Ghent Univeristy, p 246.
- Letten S., 2005. Assessing sink-source behaviour of soil organic carbon pools in a spatially explicit bottom-up approach. *Dissertations de Agricultura* 635, 187 pp.
- Letten S., Van Orshoven J., Van Wesemael B., Muys B., Perrin D. 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11, 2128-2140.
- Li C, Frolking S, Frolking TA. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97, 9759-9776.

- Li C, Frohling S, Harriss R. 1994. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 8, 237-254.
- Li HB, Han XZ, Wang F, Qiao YF, Xing BS. 2005 Impact of soil management on organic content and aggregate stability. *Commun. Soil Sci. Plan.* 37, 1673-1690.
- Loveland P, Webb J. 2003 Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Till. Res.* 70, 1-18.
- Ludwig B., Schulz E., Rethemeyer J., Merbach I. & Flessa H. 2007. Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted Carbon Model. *European Journal of Soil Science* 58, 1155-1163.
- Magid J, Mueller T, Jensen LS, Nielsen NE. 1997. Modelling the measurable: interpretation of field-scale CO₂ and N-mineralization, soil microbial biomass and light fractions as indicators of oilseed rape, maize and barley straw decomposition. In: Cadisch G & Giller KE (eds.) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*, CABI, USA, pp. 349-362.
- Mäder P, Fliebbach, A, Dubois, D, Gunst, L, Fried, P, Niggli, U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, -
- Marriott EE, Wander MM. 2006. Total and labile soil organic matter in organic farming systems at long-term trials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 950-959.
- Matus FJ. 1994. Crop residue decomposition, residual soil organic matter and nitrogen mineralization in arable soils with contrasting textures. Doctoraats thesis, landbouwniversiteit Wageningen, 141 pp.
- Mayer, L.M., Xing, B. 2001. Organic matter-surface area relationships in acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 250-258.
- Mc Kenzie et al, 2002. <http://www.nrm.gov.au/publications/factsheets/me-indicators/soil/pubs/soil-carbon.pdf>
- McLauchlan KK, Hobbie SE. 2004. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1616-1625.
- Mikutta R, Kleber M, Torn MS, Jahn R. 2006. Stabilization of soil organic matter: Association with mineral or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry*, 77, 25-56.
- MIRA 2007. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006 Vermesting. Vlaamse Milieu Maatschappij. <http://www.milieurapport.be>
- Morvan X, Richer de Forges A, Arrouays D, Le Bas C, Saby N, Jones RJA, Verheijen F, Bellamy P, Kibblewhite M, Stephens M, A Freudenschuss, P Strauss, H Spiegel, A Verdoodt, E Goidts, G Colinet, S Sleutel, T Sishkov, N Kolev, V Penizek, J Kozak, T Balström, P Penu, T Köster, H Lilja, C Jolivet, R Baritz, C Kosmas, J Berényi Üveges, G Becher, JP Renaud, AH Arnoldussen, P Pavlenda, P Neville, P Michopoulos, E Herzberger, P Simoncic, D Fay, VV Buivydaite, A Karklins, S Camilleri, S Sammut, A Higgins, J Crawford, M Rutgers, J Niedzwiecki, T Stuczynski, M Da Conceição Goncalves, R Dias Mano, C Simota, A Lilly, G Hudson, J Kobza, M Zupan, I Simo Josa, Olsson M. 2007. Une analyse des stratégies d'échantillonnage des réseaux de surveillance de la qualité des sols en Europe. *Etude et Gestion des sols. (in press)*
- Mulier A, Hofman G. 2006. Aanbreng en afvoer van organische stof op landbouwgronden. Is er een evenwichtssituatie mogelijk?. In *Organische stof in de bodem (26 oktober 2006)*, Studiedag ILVO, Melle, België, 29-39.
- Mulier A, Nevens F, Hofman G. 2006. Daling van het organische stof in Vlaamse landbouwgronden. Analyse van mogelijke oorzaken en aanbevelingen voor de toekomst. *Steunpunt Duurzame Landbouw. Publicatie 24*, 63p.
- N-(eco)² 2002. Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport deel 2: Opbouw databank, mineralisatie en denitrificatie, proefveldonderzoek en

- modelkalibratie en -validatie. Bodemkundige dienst van België, Katholieke Universiteit Leuven en Universiteit Gent, 247 p.
- Nemes A., Rawls W. J. and Pachepsky Y.A. (2005). Influence of Organic Matter on the Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity. *Soil Sci Soc Am J* 69:1330-1337 (2005)
- Ninane V, Goffart JP, Meeus-Verdinne K, Destain JP, Guiot J, François E. 1995. Inbreng van organisch materiaal en de gevolgen op landbouwkundig en milieukundig vlak. In: Geypens M, Honnay JP. (Eds.) Landbouwkundige en milieugerichte functies van de organische stof in de bodem. Comité voor onderzoek van de organische stof in de bodem. IWONL project, pp 67-103.
- Nunan N, Ritz K, Rivers M, Feeney DS, Young IM. 2006. Investigating microbial micro-habitat structure using X-ray computed tomography. *Geoderma* 133, 398-407.
- Nutrinorm 2007. <http://www.nutrinorm.nl>
- Olk DC, Gregorich EG. 2006. Overview of the symposium proceedings "Meaningful pools in determining soil carbon and nitrogen dynamics". *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 967-974.
- Oorts K. 2006. Effect of tillage systems on soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam soils in Northern France. Doctoraatsthesis nr. 690 aan de Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen aan de K.U.Leuven
- Parton WJ, Scurlock JMO, Ojima DS, Gilmanov TG, Scholes RJ, Schimel DS, Kirchner T, Menaut JC, Seastedt T, Garcia Moya E, Kamnalrut A, Kinyamario JL 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grasslands biome world wide. *Global Biochemistry Cycles*, 7, 785-809.
- Parton WJ, Ojima DS, Schimel DS. 1996. Models to evaluate soil organic matter storage and dynamics. In: Carter MR & Stewart BA (eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soils*, Advances in Soil Science, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA., pp. 421-448.
- Paul EA, Collins HP, Paustian K, Elliott ET, Frey S, Juma N, Janzen H, Campbell CA, Zentner RP, Lafond GP, Moulin AP. 2004. Management effects on the dynamics and storage rates of organic matter in long-term crop rotations *Can. J. Soil Sci.* 84, 49-61.
- Paul EA., Morris SJ, Conant RT, Plante AF. 2006. Does the acid hydrolysis-incubation method measure meaningful soil organic carbon pools? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1023-1035.
- Paustian K, Andr n O, Janzen HH, Lal R, Smith P, Tian G. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13,230-244.
- Pauwels P, Geypens M, Kempeneers L, Boon W. 1988. Overzicht van de chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal periode 1985-1987. Bodemkundige Dienst van België
- Piccolo A. 1996. Humus and soil conservation. In: Piccolo A. (ed.) *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*, Elsevier, Amsterdam, pp. 225 -264.
- Piccolo A. 2001. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Sci.* 166, 810-832.
- Pikul JL, Osborne S, Ellsbury M, Riedell W. 2007. Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 766-776.
- Poirier N, Derenne S, Balesdent J, Mariotti A, Massiot D, Largeau C. 2003. Isolation and analysis of the non-hydrolysable fraction of a forest soil and an arable soil (Lacadee, southwest France). *Eur. J. Soil Sci.* 54, 243-255.
- Postma R, Van Dijk TA, Van der Weijden AGG. 2004. Organische stofopbouw en N-mineralisatie; praktijktoepassing van een verbeterd model. Telen met toekomst, Plant Research International BV. WUR, Wageningen, 39p.

- Postma R. & van Dijk T.A. 2004. Organische stofopbouw en N-mineralisatie; op kernbedrijven; verfijning van het model MINIP. Plant Research International B.V.
- Prat-Roibas, M.R. 2002. Mogelijkheden voor het gebruik van organisch-biologisch afval voor het verhogen van koolstof stocks in de bodem. Thesis, Universiteit Gent.
- Rasmussen PE, Collins HP. 1991. Long term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Advances in Agronomy* 45.
- Riek W. 1995. Standorteigenschaften, Wuchsleistungen und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum. Dissertation Technische Universität Berlin.
- Rawls, W.J. 1982. Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. *Soil Science*, 135, 123-125.
- Rawls WJ, Pachepsky JA, Ritchie JC, Sobecki TM, Bloodworth H. 2003. Effect of Soil Organic Carbon on Soil Water Retention. *Geoderma*, 116, 61-76.
- Rawls WJ, Gimenez D, Grossman R. 1998. Use of soil texture, bulk density and slope of the water retention curve to predict saturated hydraulic conductivity. *Proc. ASAE* 41(4):983-988.
- Romkens PFAM, Van der Plicht J, Hassink J. 1999. Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biol. Fert. soils* 28, 277-284.
- Saby NPA, Bellamy P, Morvan X, Arrouays D, Jones RJA, Stephens M, Verheijen FGA, Kibblewhite M. 2008. Will European monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Glob. Change Biol.* (*in press*).
- Salomez J., De Bolle S., Bries J., De Neve S. & Hofman G. 2008. Potassium and magnesium in manures and organic by products. *Proceedings 619, International Fertiliser Society, York, UK*, 24 pp.
- Sandor, R. en Skees, J. 1999. Creating a Market for Carbon Emissions, Opportunities for U.S. Farmers, *Magazine of the American Agricultural Economics Association*
- Sanger LJ, Whelan MJ, Cox P, Anderson JM. 1996. Measurement and modelling of soil organic matter decomposition using biochemical indicators. In: Van Cleemput O, Hofman G, Vermoesen A (eds.) *Progress in nitrogen cycling studies: Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop held at the University of Ghent, 5-8 September, 1994*, 445-450.
- Saviozzi A, Levi-Minzi R, Riffaldi R., Vanni G. 1997. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 25, 401-406.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. In: *Methods of soil analysis part 2. Series of Agronomy n°9*, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 581-594.
- Schulten HR, Leinweber P. 1996. Characterization of humic and soil particles by analytical pyrolysis and computer modelling. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 38, 1-53.
- Schulten HR, Leinweber, P. 2000. New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. *Biol. Fertil. Soils*. 30, 399-432.
- Shang C, Tiessen H. 2001. Sequential versus parallel density fractionation of silt-sized organomineral complexes of tropical soils using metatungstate. *Soil Biol. Biochem.* 33, 259-262.
- Shannon D, Sen AM, Johnson DB 2002. A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes. *Soil Use Manage.* 18, 274-283.
- Shibu ME, Leffelaar PA, Van Keulen H, Aggarwal PK. Quantitative description of soil organic matter dynamics – A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma*, 137, 1-18.
- Siregar A, Kleber M, Mikutta R, Jahn R. 2005. Sodium hypochlorite oxidation reduces soil organic matter concentrations without affecting inorganic soil constituents. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 481-490.

- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155-176.
- Six J., & Jastrow J.D. 2002. Organic matter turnover. p. 936-942. In R. Lal (ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, New York.
- Six J, Ogle SM, Breidt FJ, Conant RT, Mosier AR, Paustian K. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage is only realized when practised in the long term. *Glob. Change Biol.* 10,155-160.
- Skjemstad, JO, Clarke P., Taylor JA, Oades JM, McClure SG 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Aus. J. Soil Res.* 34, 251-271.
- Skjemstad JO, Spouncer LR, Cowie B, Swift RS 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42, 79-88.
- Sleutel S, Ara Begum S, Kader MA, De Neve S. 2008a Soil organic matter stability in sandy cropland soils is related to land-use history. *Canadian Journal of Soil Science* (*Submitted*).
- Sleutel S, De Neve S, Beheydt D, Li C, Hofman G. 2006a. Regional simulation of long-term organic carbon stock changes in cropland soils using the DNDC model: 2 Scenario analysis of management options. *Soil Use Manage.* 22, 352-361.
- Sleutel S, De Neve S, Hofman G, Boeckx P, Beheydt D, Van Cleemput O, Mestdagh I, Lootens P, Carlier L, Van Camp N, Verbeeck H, Van De Walle I, Samson R, Lust N & Lemeur R. 2003. Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology*, 9, 1193-1203.
- Sleutel S, De Neve S, Németh T, Tóth T, Hofman G. 2006b. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. *Eur. J. Agron.* 25, 280-288.
- Sleutel S, De Neve S, Prat Roibás MR, Hofman G 2005. The influence of model type and incubation time on the estimation of stable organic carbon. *European Journal of Soil Science*, 56, 505-514.
- Sleutel S, De Neve S, Singier B, Hofman G. 2006c. Organic C levels of intensively managed cropland soils – long term regional trends and characterization of fractions. *Soil Use Manage.* 22, 188-196.
- Sleutel S., De Neve S. & Hofman G. 2007. Assessment of the origin of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 265-278.
- Sleutel, S, Leinweber P, Ara Begum S, Kader MA, Van Oostveldt P, De Neve S. 2008b. Composition of organic matter in sandy relict and cultivated heathlands as examined by Pyrolysis-Field Ionization MS. *Biogeochemistry* 89, 253-271.
- Smeding FW, Van Eekeren N, Schouten AJ. 2005. Bodemvoedselwebben op melkveebedrijven- Methode voor een kwalitatieve analyse van de voedselwebstructuur. BIOVEEM, Intern Rapport 14
- Smith, JU, Smith P, Monhagan R, MacDonaldd AJ. 2002. When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science* 53, 405-416.
- Smith P, Smith JU, Powlson DS, McGill WB, Arah JRM, Chertov OG, Coleman K, Franko U, Frolking S, Jenkinson DS, Jensen LS, Kelly RH, Klein-Gunnewiek H, Komarov AS, Li C, Molina JAE, Mueller T, Parton WJ, Thornley JHM, Whitmore AP 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81, 153-225.
- Smith P. 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Glob. Change Biol.* 13, 342-356.

- SP0529 Soil quality indicators – developing biological indicators. www.defra.gov.uk (last access on 19/09/2008)
- Sohi SP, Mahieu N, Arah JRM, Powlson DD, Madari B, Gaunt JL. 2001. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 4, 1121-1128.
- Sollins P, Homann P, Caldwell BA. 1996. Stabilisation and destabilisation of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74, 65-105.
- Sørensen L.H. 1981. Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biology and Biochemistry*, 13, 313-321.
- Soussana J-F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T., Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219-230.
- Sparling G, Parfitt RL, Hewitt AE, Schipper LA. 2003. Three approaches to define soil organic matter contents. *J. Environ. Qual.* 32, 760-766.
- Springob G, Kirchmann H 2002. C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1571-1581.
- Stevenson FJ. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. Wiley, New York, 496p.
- Stockfisch N, Forstreuter T, Ehlers W. 1999. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil Till. Res.* 52, 91-101.
- Strong DT, De Wever H, Merckx R, Recous S., 2004. Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 739-750.
- Timmer RD, Korthals GW, Molendijk LPG. 2004. Teelthandleiding Groenbemesters - Bijlage: Organische stof. In *Kennisakker, Praktijkgericht onderzoek Plant en Omgeving*, BV, Wageningen. www.kennisakker.nl
- Tisdall JM, Oades JM. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141-163.
- Torn MA, Trumbore SE, Chadwick OA, Vitousek PM, Hendricks DM. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.
- UGent, Bodemkundige Dienst van België & KULeuven. 2006. Wetenschappelijke onderbouwing van de bemestingsnormen van MAP2. EINDRAPPORT project AG/MB-AR/e06.177. 113p.
- Valckx J. 2006. Regenwormen zijn goede bodemingenieurs. *Landbouw & techniek*, p9-11.
- Van Camp L, Bujarrabal B, Gentile AR, Jones RJA, Montanarella L, Olazabal C, Selvaradjou SK. 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- VandenAuwēle W, Boon W, Bries J, Coppens G, Deckers S, Elsen F, Mertens J, Vandendriessche H, Ver Elst P, Vogels N. 2004. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 2000-2003. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, 137 pp. (D/2004/6537/01 Koninklijke Bibliotheek Albert I, Brussel).
- Vandendriessche, H., Boon, W., Bries, J., Coppens, G., Deckers, S., Ver Elst, P., Vogels, N., 2008. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw -en weilandareaal 2004-2007. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, 145 pp. In opmaak.
- Van den Bossche A, De Neve S, Hofman G. 2007. Influence of tillage system on the decomposition of crop residues of winter wheat in a temperate climate. In *Proceedings 5th International Congress of the European society for soil conservation (25-30 juni 2007)*, Palermo, Italië, 195.

- Van den Broecke H. et al, 2007, Gelijkwaardigheid van verschillende analysemethoden voor de bepaling van organische koolstof in bodem
- Van Hove J. 1969. Variatie van het gehalte aan organisch materiaal en van de C/N-verhouding in de oppervlaktehorizonten van de bodems van laag- en midden België. Aggregaat voor het hoger onderwijs. Rijksuniversiteit Gent, 291p.
- Van Meirvenne M, Pannier J, Hofman G, Louwagie G. 1996. Regional characterization of the long-term change in soil organic carbon under intensive agriculture. *Soil Use Manage.* 12, 86-94.
- Van Orshoven, J., Deckers, J.A., Vandenbroucke, D. and Feyen, J., 1993. The completed database of Belgian soil profile data and its applicability in planning and management of rural land. *Bulletin des Recherches Agronomiques de Gembloux* 28, 197-222.
- Van Orshoven, J., Maes, J., Vereecken, H., Feyen, J. and Dudal, R., 1988. A structured database of Belgian soil profile data. *Pédologie* 38, 191-206.
- Vanongeval L, Hendrickx G, Geypens M. 1995. Modelling van de evolutie van het organische stofgehalte op lange termijn. In Geypens M, Honnay JP. (Eds.). *Landbouwkundige en milieugerichte functies van de organische stof in de bodem.* I.W.O.N.L., Brussel, pp. 129-167.
- Vanongeval L. et al, 1996, De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 1992-1995. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, 104 pp. (D/1996/6537/01 Koninklijke Bibliotheek Albert I, Brussel).
- Vanongeval L. 1999, Evolutie van het koolstofgehalte en de bodemvruchtbaarheid onder de MAP-normen
- Vanongeval et al. 1999, Organische stofbalansen (ondrzoeksopdracht i.o.v. provincie Limburg)
- Vanongeval L, Bries J, Meykens J, Boon W, Vandendriessche H, Geypens M, 2000. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 1996-1999. Uitgave van de Bodemkundige Dienst van België, 110 pp. (D/2000/6537/01 Koninklijke Bibliotheek Albert I, Brussel).
- Van Veen J.A, Paul E.A. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. *Canadian Journal of Soil Science*, 61, 185-201.
- Van Wesemael B, Lettens S, Roelandt C, Van Orshoven J. 2005. Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. *Can. J. Soil Sci.* 85, 511-521.
- Vereecken H, Maes J, Feyen J, Darius P. 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Sci.* 148, 389-403.
- Verlinden G. 2002, Invloed van het bemestingsschema op de evolutie van het organisch stofgehalte in de bodem (i.o. VLACO VZW)
- Verloop K, Rensen J. 2005. Mest- en mineralenkennis voor de praktijk. *Wisselteelt op melkveebedrijven.* www.alterra-research.nl
- Vleeshouwers L.M. & Verhagen A. 2001. CESAR: a model for carbon emission and sequestration by Agricultural land use. *Plant Research International*, Wageningen, 48pp.
- Vleeshouwers L.M. & Verhagen A. 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology*, 8, 519-530.
- VMM, Vlaamse Milieumaatschappij, 2005, MIRA-T 2005, p171-176
- von Lütow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Flessa H, Guggenberger G, Matzner E, Marschner B. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2183-2207.
- von Lütow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions- a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426-445.

- Von Lützw M, Leifeld J, Kainz M, Kögel-Knabner I, Munch JC. 2002. Indications for soil organic matter quality under different management *Geoderma* 105, 243-258.
- Voroney RT, Winter JP, Beyaert RP, 1993. Soil microbial biomass C and N. In: Carter MR. (Ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers, Canada, pp. 277-286.
- Wardle DA. 1995. Impact of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. In: Begon M, Fitter AH. (Eds.) *Advances in Ecological research*, 26, Academic Press, New York, 105-185.
- Whitmore A.P. 1996. Describing the mineralization of carbon added to soil in crop residues using second-order kinetics. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 1435-1442.
- Wischmeier WH, Smith DD Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington US Department of Agriculture, Agriculture handbook, Nr. 537, 58 pp.
- Wisemann CLS, Püttmann W. 2005. Soil organic carbon and its sorptive preservation in central Germany. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 65-76.
- Yang H.S. 1996. Modelling organic matter mineralization and exploring options for organic matter management in arable farming in northern China. Doctoraatsthesis, Wageningen Universiteit.
- Yeates G. 2003. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biol. Fert. Soils*, 37, 199-210.
- Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I., Smith P., Fuhrer J. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58, 658-667.
- Zwart K.B. 2001. Computersimulatiemodellen voor de fruitteelt. Een inventarisatie. Plant Research International B.V., Wageningen.

4 Bijlagen

Bijlage I. Inputparameters bodemmodellen (Bron: Zwart, 2001)

Naam model	Eigenaar
ANIMO	Alterra, Nederland
APSIM	SoilN CSIRO, Australia
CANDY	UFZ-Leipzig-Halle
CENTURY	NREL Colorado State University, Fort Collins, USA
CHENFANG LIN	National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan
D3R	USDA-ARS Pendleton, USA DAISY Royal Vet. & Agricultural University,
DAISY	Royal Vet. & Agricultural University, Frederiksberg, Denmark
DNDC	Complex Systems Research Centre, University of New Hampshire, USA
DSSAT	University of Georgia, USA
EPIC	USDA-ARS, USA
ForClim-D	Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmendorf, Switzerland
GENDEC	Dept Biol Sci, Texas Techn. Univ, Lubbock, USA
VOYONS	Dept d' Ecophysiol vegetale et de Microbiologie, CEA-Cadarache, France
ICBM	Dept Soil Sci, SLU, Uppsala, Sweden
CNSP	Pasture Model Depot Agronomy & Soil Sci, Univ New England, Armidale , Australia
Model of Humus balance	All Russian Institute of Fertilizers and Agricultural Soil Science, Russia
NAM SOM	Dept Soil Sci. Moscow state Univ, Moscow, Russia
NCSOIL	Dept of Soil, Water & Climate, Univ Minnesota, USA
NICCE	Lab Soil Sci & Geology, Wageningen RU, Wageningen
O'Brien' s model	Landcare Research, Palmerston, New Zealand
O'Leary Model	Dept Agriculture, Horsham, Victoria, Australia
Q-SOIL	Dept Ecology & Environmentale research, Swedish Univ, Agric, Sci, Uppsala, Sweden
RothC-26.3	Soil Sci. Dept, IARC Rothamsted, Harpenden, UK
SOCRATES	Coop Res Centre for Soil and Land Management, Glen Osmond, Australia
SOMM	st Petersburg technical Academy St Petersburg, Russia
SUNDIAL	Soil Sci. Dept, IARC Rothamsted, Harpenden, UK
HURLEY PASTURE	Inst Terr. Ecol, Edinburgh Res Stat, Midlothian, Scotland
Verberne	Alterra/PRI, Nederland
WAVE	Fac. Sci. Agronom. Univ. Cath. Louvain, Belgique
MOTOR	Alterra, Nederland
ECOSYS	Dept.Renewable Resources, Univ Alberta, Canada

Ruimtelijke schaal Integratie tijdstap

Naam model	Ruimtelijke Schaal							Integratie Tijdstap
	Microplot	Plot	Veld	Waterwingebied	Regionaal	Nationaal	Global	Minuten, uur, dag, week, maand, jaar
ANIMO		x	x	x	x	x		d,w,m
APSIM SoilN	x		x					d
CANDY		x	x	x				
CENTURY		x	x		x	x	x	m
CHENFANG LIN	x	x	x	x				d,w,m,j
D3R			x					d
DAISY		x	x	x				u
DNDC		x						u,d
DSSAT	x	x	x	x				u,d,w,m,j
EPIC			x					d
ForClim-D		x						j
GENDEC		x						d
VOYONS	x	x	x					d,w,m
ICBM	x	x	x	x	x	x	x	d,j
CNSP Pasture Model			x					d
Model of Humus balance		x	x		x			j
NAM SOM	x	x						j
NCSOIL	x,							u,d
NICCE		x	x	x				u,d
O'Brien' s model	x							j
O'Leary Model		x	x					d
Q-SOIL		x	x					j
RothC-26.3		x	x	x	x	x	x	m
SOCRATES		x						w
SOMM		x	x				x	d
SUNDIAL		x	x					w
HURLEY PASTURE		x	x					m
Verberne		x	x					d
WAVE		x	x	x	x			m,u
MOTOR	x	x	x					m,u,d,w,m
ECOSYS	x	x	x					j, m,u

Benodigde weersgegevens

(d = desired; e = essential)

Naam model	Neerslag	Luchtemperatuur	Bodemtemperatuur	Straling	Windsnelheid	Evapotranspiratieboven gras	Evapotranspiratieboven grond	Evapotranspiratieboven water	Relatieve vochtigheid	Dauwpunt	Resolutieweersgegeve ns, uur, dag, week, maand, jaar
ANIMO	e		d	e	d	d	d	e			d,w
APSIM SoilN	e	e		e							d
CANDY	e	e	d	e							d
CENTURY	e	e	d			d					m
CHENFANG LIN	d	d	e								d,w
D3R	e	e									d
DAISY	e	e	e			d					d
DNDC	e	e									d,m
DSSAT	e	e		e							d
EPIC	e	e		d					d	d	d,m
ForClim-D	e	e									m,j
GENDEC			e								d,m
VOYONS	e		e	e							d,w,m
ICBM											j
CNSP Pasture Model	e	e		e							d,w,m
Model of Humus balance	e	e									j
NAM SOM	e	e									j
NCSOIL			d								u,d
NICCE	e	e	d	e	e				d		d
O'Brien' s model											
O'Leary Model	e	e	d	d	d						d
Q-SOIL											
RothC-26.3	e	e						e			m
SOCRATES	e	e									j
SOMM			e								d,m
SUNDIAL	e	e				e					w
HURLEY PASTURE	e	e	e	e	e				d		d
Verberne	e	e	e	e	e		e				d
WAVE	e	e		e		e					d
MOTOR	e	e	d			e	e				d,w,m,j
ECOSYS	e	e		e	e				d	d	u,d

Benodigde bodemgegevens-1

(d = desired; e = essential)

Naam model	Bodembeschrijving	Bodemlagen	Ondoordringbare laag	Water holdincapacity	Kleigehalte	CEC	Textuur	Organische stogehalte	Ph	Koolstofgehalte	Koolstof C-13gehalte	Koolstof C-14gehalte	Stikstofgehalte	Stikstof N-15 gehalte
ANIMO	e	e	e	e	e	d	d	e	e	d			e	
APSIM SoilN		e		e					d	e			e	
CANDY	d	e	e	e				e					d	
CENTURY	d			e	e		d	e	e	e	d	d	e	
CHENFANG LIN D3R								e						
DAISY		e	e		e					e			e	
DNDC		e			e			e	e					
DSSAT	e	e	e	e	e	d	e	e	e	e			e	
EPIC	d	e	e	e	e	d		e	e	e			d	
ForClim-D				e										
GENDEC		e		e									d	
VOYONS		d			e			e		e	d	d	e	d
ICBM	d				d			d		d				
CNSP		e	e		e	e		e	e	e			e	
Model of Humus	e	e	d	d			e	e	e	e			e	
NAM SOM	e						e	e						
NCSOIL				d				e		e	e		e	e
NICCE		d	e			d		e		e	d	d	e	d
O'Brien' s model		e								e		e		
O'Leary Model		e		e	e			d	e	d			e	
Q-SOIL										e	d	d	e	d
RothC-26.3		e			d					e				
SOCRATES						d	d			e				
SOMM	d	e		d				e	d				e	
SUNDIAL	d	d	e	e	e									
HURLEY PASTURE				e	e									
Verberne	e			e	e		e	e		e			e	
WAVE		e	d	d	d	d	d	e		e			e	
MOTOR	e			d	d		d	e	d					
ECOSYS		e		e	e	d	e	e	d	e			e	

Benodigde bodemgegevens-2

(d = desired; e = essential)

Naam model	Bulkdichtheid	Vocht doordatendheid	Vocht retentiecurve	Dispersiviteit	Warmte geleidbaarheid	Verwelkingspunt	Vochtgehalte	Beschikbaar P-gehalte	Beschikbaar S-gehalte	Veldcapaciteit	Verzadigingspunt	Erosieverlies, jaarlijks	Inerte koolstof samenstelling	Samenstelling strooisellaag
ANIMO														
APSIM SoilN	e					e	e					d	d	
CANDY	e					e							d	
CENTURY														
CHENFANG LIN	e					e								
D3R														
DAISY		d	d	d	d									
DNDC	e													
DSSAT														
EPIC	e	d				e	d							
ForClim-D							d							
GENDEC							e						e	e
VOYONS														
ICBM			d										d	
CNSP	e					e		e	e	e	e			
Model of Humus														
NAM SOM												d		
NCSOIL														
NICCE		e	e	d	e									
O'Brien' s model														
O'Leary Model														
Q-SOIL														
RothC-26.3	e												d	
SOCRATES														
SOMM							e							e
SUNDIAL														
HURLEY PASTURE		e					e							
Verberne														
WAVE		e	d											
MOTOR														
ECOSYS	e	d												

Benodigde plantgegevens

(d = desired; e = essential)

Naam model	Stikstofopname	C & N in plantendelen	C:N ratio weefsels	Gewasopbrengst	Plant-groeiparameters	Plantensoort	Cultivar	Plantafstand	Details van phytocenose
ANIMO									
APSIM SoilN					e	e	e	e	
CANDY	e								
CENTURY									
CHENFANG LIN									
D3R				d		e			
DAISY					d	e			
DNDC			d	d					
DSSAT						e	e		
EPIC						e	e	e	
ForClim-D									
GENDEC									
VOYONS									
ICBM				d					
CNSP						e			
Model of Humus									
NAM SOM									e
NCSOIL									
NICCE			e	e	e				
O'Brien' s model									
O'Leary Model									
Q-SOIL		e							
RothC-26.3		d		d					
SOCRATES				d					
SOMM									
SUNDIAL	d	d		e					
HURLEY PASTURE						e			
Verberne									
WAVE					e				
MOTOR									
ECOSYS					e	e			

Benodigde management gegevens

(d = desired; e = essential)

Naam model	Gewasrotatie plus timing	Bodembewerking plus type	Anorganische bemesting, tijdstip, hoeveelheid, type	Organische bemesting, tijdstip, hoeveelheid, type	Gewasrestinwerking	Irrigatie, tijdstip enhoeveelheid	Atmosferische N-depositie	N-input in het systeem
ANIMO	d	d	e	e	e	d		
APSIM SoilN	e	e	e	e		e		
CANDY	e	e	e	e	e	e	e	
CENTURY	e	e	e	e	e	e		e
CHENFANG LIN				e	e			
D3R	e	e			e			
DAISY	e	d	e	e	e	e	e	
DNDC	e	e	e	e	e	e	e	
DSSAT		d	e	e	e	e		
EPIC	e	e	e	e	e	e	e	
ForClim-D								
GENDEC								
VOYONS			d	d	e			
ICBM	d	d	d	d	d	d		
CNSP			e					
Model of Humus	e	d	e	e	d	d		
NAM SOM				e	e			
NCSOIL			e	e	e			
NICCE	w	w	e	e	e	e	e	
O'Brien' s model								
O'Leary Model		e	e	e	e			
Q-SOIL	e	d	e	e			e	
RothC-26.3	e			e	e			
SOCRATES	e		d	d	d			
SOMM								
SUNDIAL	e		e	e	e	e	e	
HURLEY PASTURE	e		e			e	e	
Verberne				e			e	
WAVE	e		e	e	e	e	e	
MOTOR	e		e	e	e			e
ECOSYS	e	e	e	e	e	e		

Bijlage II. Gevoeligheidsanalyse

Bijlage III. Validatie

Bijlage IV. Handleiding Koolstofsimulator