



Mogelijkheden voor monitoring van CO₂- vastlegging en afbraak van organische stof in de bodem op melkveebedrijven

Jan Peter Lesschen, Theun Vellinga, Sanne Dekker, Annelotte van der Linden, Rene Schils



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Mogelijkheden voor monitoring van CO₂-vastlegging en afbraak van organische stof in de bodem op melkveebedrijven

Jan Peter Lesschen¹, Theun Vellinga², Sanne Dekker³, Annelotte van der Linden¹, Rene Schils¹

1 Wageningen Environmental Research

2 Wageningen Livestock Research

3 FrieslandCampina

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Research in opdracht van en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en FrieslandCampina, in het kader van het PPS-project 'Belang van vastlegging van koolstof in de bodem voor mitigatie van broeikasgassen' (projectnummer AF17065).

Wageningen Environmental Research

Wageningen, maart 2020

Gereviewd door:

Peter Kuikman, Senior onderzoeker (Wageningen Environmental Research)

Jantine van Middelkoop, Onderzoeker (Wageningen Livestock Research)

Akkoord voor publicatie:

Gert Jan Reinds, teamleider van Duurzaam Bodemgebruik

Rapport 2993

ISSN 1566-7197


Lesschen, J.P., Vellinga, T., van der Linden, A., Schils, R.L.M., 2020. *Mogelijkheden voor monitoring van CO₂- vastlegging en afbraak van organische stof in de bodem op melkveebedrijven*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2993. 64 blz.; 19 fig.; 12 tab.; 33 ref.

Emissies en vastlegging van koolstof in de bodem worden nog niet meegerekend in de carbon footprint van melkveebedrijven. Het doel van deze studie is om een betrouwbaar en transparant monitorings- en berekeningssysteem voor de vastlegging en emissie van koolstof in de bodem op melkveebedrijven te ontwikkelen. Er is gewerkt met studiegroepen met melkveehouders, data-analyse en modelontwikkeling. Een monitoringssysteem gebaseerd op metingen van OS-gehalten in bestaande bodemanalyses biedt op dit moment onvoldoende houvast voor een betrouwbare bepaling van de vastlegging van C in de bodem. Een monitoringssysteem in de vorm van een combinatie van metingen, registratie van activiteiten en berekeningen van de veranderingen in hoeveelheden C in de bodem is technisch wel uitvoerbaar. De onzekerheid in de berekeningen is echter op dit moment nog te groot om hier op bedrijfsniveau een betrouwbare afrekening of beloning aan te koppelen.

Trefwoorden: bodem, melkveehouderij, koolstofbalans, veengronden, vastlegging, emissies

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/517747> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

CC license CC-BY-NC 4.0

 2020 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001. Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 2993 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Shutterstock

Inhoud

	Verantwoording	5
	Woord vooraf	7
	Samenvatting	9
	Summary	11
1	Introductie	13
	1.1 Achtergrond	13
	1.2 Doelstelling	15
	1.3 Werkwijze	15
2	Organische stof in de bodem	17
	2.1 Introductie over vastlegging en afbraak van koolstof in de bodem	17
	2.2 Landgebruik in de Nederlandse melkveehouderij	19
	2.3 Organische stof in landbouwbodems	21
3	Materiaal en methoden	22
	3.1 Dataverzameling bedrijven	22
	3.2 Classificatie bodemtype percelen	23
	3.3 Modelleren C-dynamiek minerale bodems	24
	3.3.1 Modelselectie	24
	3.3.2 RothC-modelbeschrijving	25
	3.3.3 Inputdata	26
	3.4 Modelleren afbraak organische bodems	29
4	Resultaten	31
	4.1 Data bedrijven	31
	4.1.1 Landgebruik	31
	4.1.2 Bodemeigenschappen	31
	4.1.3 Variatie binnen bedrijven en over bedrijven	32
	4.1.4 Trend in verloop organische stofgehalte	33
	4.1.5 Organische stof en organische C	35
	4.2 Modelleren van koolstofvastlegging en -afbraak in minerale bodems	36
	4.2.1 Koolstofaanvoer op bedrijfsniveau	36
	4.2.2 Koolstofbalans per landgebruik en grondtype op perceelniveau	37
	4.2.3 Vergelijking met historische data	39
	4.3 Koolstofafbraak organische bodems	40
	4.4 Effect van C-vastlegging en afbraak op de carbon footprint van melk	41
5	Discussie en conclusies	43
	5.1 Monitoring op basis van bestaande bodemanalyses voor bemestingsadvies	43
	5.2 Berekening van ontwikkeling van het organische stofgehalte	44
	5.2.1 Een heldere procedure om percelen in te delen naar grondsoort	44
	5.2.2 Jaarlijkse monsternamen op een vaste diepte en een vast tijdstip	45
	5.2.3 Rekenmodel	45
	5.2.4 Databeschikbaarheid	46
	5.2.5 Gevoeligheidsanalyse	47
	5.2.6 Validatie en verificatie	48

5.3	Handelingsperspectief voor melkveehouders	48
5.3.1	Het effect van veranderingen in bodem C op de footprint van melk	48
5.3.2	Bodem C-maatregelen voor de melkveehouderij	49
5.4	Aanbevelingen voor de opzet van een systeem van monitoring	51
5.4.1	Berekening van de verandering van de organische-stofvoorraad	52
5.4.2	Validatie van de berekeningen	52
5.4.3	Aansluiting bij de landelijke emissieregistratie	53
5.4.4	Aanbevelingen	53
	Literatuur	55
	Bijlage 1 Samenvatting NIR-methodiek veranderingen in bodem C-voorraad	57
	Bijlage 2 Kalibratie gewasresten	59

Verantwoording

Rapport: 2993

Projectnummer: 5200044204

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

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Senior onderzoeker, Onderzoeker

naam: Peter Kuikman en Jantine van Middelkoop

datum: 14-2-2020

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Gert Jan Reinds

datum: 28-2-2020

Woord vooraf

Binnen de Nederlandse melkveehouderij sector is er de behoefte om koolstofvastlegging in landbouwbodems bij te laten dragen aan de klimaatdoelstelling. Echter de mogelijke bijdrage is nog onzeker en hoe deze koolstofvastlegging in de bodem moet worden gemonitord is nog niet duidelijk. In 2018 is daarom het project 'Belang van vastlegging van koolstof in de bodem voor mitigatie' gestart. Dit project is gefinancierd door de topsector Agri & Food en FrieslandCampina. De auteurs willen graag iedereen bedanken die heeft bijgedragen aan het tot stand komen van dit rapport. Allereerst de 37 melkveehouders die deel wilden nemen in deze pilot, hun data beschikbaar hebben gesteld en actief hebben meegewerkt in de studiegroepen. Hans Dirksen en zijn medewerkers van Dirksen Management Support B.V. voor de contacten met de melkveehouders en het organiseren van studiegroepen. Pieter Rooijackers en Kevin Klaver hebben beide een afstudeervak binnen dit project uitgevoerd en daarmee een belangrijke bijdrage geleverd aan de dataverzameling. Tot slot hebben meerdere collega's van WUR meegedacht en het rapport becommentarieerd.

Jan Peter Lesschen en Theun Vellinga

Samenvatting

De melkveehouderij draagt voor twee derde bij aan de uitstoot van broeikasgassen in de landbouw in Nederland, voornamelijk door lachgas- en methaanemissies. De gehele zuivelketen (productie van grondstoffen, de melkveebedrijven en de zuivelverwerking) emitteerde in totaal 22,4 Mt CO₂-eq aan broeikasgassen in 2017. In de ambities van de Klimaattafel landbouw en landgebruik en in het recente klimaatbeleid van de EU voor de periode 2021-2030, wordt het belang van vermindering van CO₂-emissies uit veengronden en vastlegging van koolstof in de organische stof (OS) van landbouwbodems benadrukt. Deze emissies en vastlegging worden echter nog niet meegerekend in de carbon footprint van melkveebedrijven, terwijl er onder melkveehouders wel de behoefte leeft om vastlegging van koolstof in OS van bodems als resultaat van maatregelen mee te gaan nemen.

Om deze ambities te kunnen realiseren en effecten aan te tonen, is er behoefte aan een systeem dat de vastlegging en emissie van koolstof en het bijbehorende bodembeheer betrouwbaar en transparant kan monitoren. Dit Topconsortium voor Kennis en Innovatie (TKI)-project 'Belang van vastlegging van koolstof in de bodem voor mitigatie van broeikasgassen' is hierop gericht. Dit project is uitgevoerd door Wageningen Research en is gefinancierd door het ministerie van LNV en FrieslandCampina. Het doel is om een betrouwbaar en transparant monitorings- en berekeningssysteem voor de vastlegging en emissie van koolstof in de bodem op melkveebedrijven te ontwikkelen. In dit project is gewerkt met studiegroepen met melkveehouders, data-analyse en modelontwikkeling. Gegevens over bodemanalyses, landgebruik en bedrijfsvoering, zoals bemesting, graslandverbetering en beweiding, zijn van 37 melkveebedrijven verzameld.

De opbouw en afbraak van organische stof is een dynamisch proces en er kan een grote ruimtelijke variatie aan OS in de bodem zijn door verschillen in o.a. bodemtextuur, landgebruik en waterhuishouding. Het bedrijfsmanagement heeft ook invloed op de hoeveelheid OS in de bodem, bijvoorbeeld door keuze voor tijdelijk of blijvend grasland of bouwland. De bodemorganische stofbalans wordt bepaald door de aanvoer van OS via gewasresten, mest, groenbemesters, compost en andere organische meststoffen en de afbraak van het organische materiaal in de bodem.

De bodemanalyses van de 691 percelen van de deelnemende bedrijven laten zien dat het OS-gehalte het hoogst is op blijvend grasland (gemiddeld 7,8%), gevolgd door tijdelijk grasland (6,5%) en daarna bouwland (5%). Voor een beperkt aantal percelen, 14 van de 76 percelen waar voldoende data voor beschikbaar waren, kon een significante verandering van het OS-gehalte in de loop van de tijd worden aangetoond. De C-fractie van bodem organische stof op basis van de dataset was gemiddeld 0,53 en iets hoger dan de veel gehanteerde omrekeningsfactor van 0,5. De grote variatie, zowel in tijd als in ruimte en de beperkte beschikbaarheid en nauwkeurigheid van praktijk bodemanalyses, laten zien dat het moeilijk is om veranderingen in bodem C te monitoren op basis van alleen praktijkmetingen.

Aangezien voor het vaststellen van C-vastlegging (of verliezen) metingen over langere tijd (minstens tien jaar) nodig zijn, biedt het modelleren van veranderingen in de C-voorraad een alternatief. Er is in deze studie gekozen om te werken met het internationaal erkende en veel toegepaste bodem C-model RothC, waarmee de verandering in bodemkoolstofvoorraad kan worden gesimuleerd voor minerale gronden (zand en klei). Dit dynamische model berekent de verandering van de koolstofvoorraad aan de hand van klimaatgegevens, organische stofgehalte, kleigehalte en aanvoer van organisch materiaal zoals mest en gewasresten.

In totaal zijn van 691 percelen gegevens verzameld op de 37 bedrijven. Daarvan ligt 48% op zandgrond, 30% op klei en 22% op veengrond. De gemiddelde koolstofaanvoer naar de bodem was 6,4 ton C/ha, en varieerde van 4 tot 10 ton C/ha. Gewasresten, met name van grasland, vormen het grootste deel van de aanvoer (4 ton C/ha), gevolgd door dierlijke mest met gemiddeld 2,4 ton C/ha. De grote variatie laat zien dat er via bemesting en gewas en graslandbeheer actief gestuurd kan worden op de koolstofbalans. Uit de modelresultaten blijkt dat er onder grasland gemiddeld 0,4 ton C/ha/jaar wordt vastgelegd.

Snijmais en overige akkerbouw hebben daarentegen een gemiddeld negatieve bodem koolstofbalans van respectievelijk -0,5 ton C/ha/jaar en -0,6 ton C/ha/jaar. Als wordt gekeken naar grondsoort laten de percelen op kleigronden over het algemeen een hogere vastlegging zien: +0,4 ton C/ha/jaar, percelen op zandgronden +0,1 ton C/ha/jaar. De resultaten laten veel variatie zien, maar over het algemeen correspondeert een hogere koolstofaanvoer met een relatief sterker positieve koolstofbalans. Bij hogere organische stofgehalten is het moeilijker om een positieve koolstofbalans te blijven realiseren vanwege de grotere afbraak. Met de modelberekeningen kan ook een langetermijntrend worden gekwantificeerd voor de vastlegging of afbraak van organische stof op perceelniveau. Uit de gevoeligheidsanalyse van het RothC-model komt naar voren dat de volgende factoren een sterke invloed hebben op de uiteindelijke koolstofbalans: klimaat, met name neerslag, de bodemdikte waarover de organischestofbalans wordt berekend en de hoeveelheid gewasresten die wordt aangevoerd vanuit gras.

Ook is gekeken naar het effect van het meenemen van bodemkoolstof in de Carbon Foot Print (CFP) berekening. De gemiddelde CFP van 33 bedrijven op minerale (zand en klei) gronden werd met 2% verlaagd van 1,19 naar 1,17 kg CO₂-eq/kg meetmelk. De variatie was groot, maximaal nam de CFP af met 12%, maar in sommige gevallen nam de CFP ook toe, maximaal met 15%. Door het nemen van maatregelen die de afbraak van organische stof verminderen of leiden tot een hogere aanvoer organisch materiaal naar de bodem, kan de CFP worden verlaagd. Voor de melkveehouderij zijn dit met name de volgende maatregelen: optimaliseren landgebruik, graslandvernieuwing minimaliseren en maximale inzet van groenbemesters en vanggewassen.

Voor veen en moerige gronden is het RothC-model niet geschikt. Voor het berekenen van de CO₂-emissies uit deze bodems is aangesloten bij de berekeningen die ook voor de nationale emissieregistratie worden gebruikt. Voor deze emissieberekening (CO₂ en N₂O) wordt gebruikgemaakt van informatie over de grondwatertrap, de aanwezigheid van een klei- of zanddek en de trofiegraad (beschikbaarheid van mineralen) van het veen. Voor de twaalf bedrijven was de gemiddelde emissie uit veengronden 12,5 ton CO₂/ha en 7 ton CO₂/ha uit moerige gronden. De gemiddelde CFP voor deze bedrijven nam door het meerekenen van deze emissies toe met 19% van 1,31 naar 1,57 kg CO₂-eq/kg meetmelk. Deze toename in CFP varieerde tussen de bedrijven van 8 tot 31%.

Op basis van de data uit de groep van deelnemende bedrijven en literatuur concluderen we dat een monitoringssysteem gebaseerd op metingen van OS-gehalten in bestaande bodemanalyses op dit moment onvoldoende houvast biedt voor een betrouwbare bepaling van de vastlegging van C in de bodem. Een monitoringssysteem op perceel- en bedrijfsniveau in de vorm van een combinatie van metingen, registratie van activiteiten en berekeningen van de veranderingen in hoeveelheden C in de bodem is technisch wel uitvoerbaar. De onzekerheid in de berekeningen is echter op dit moment nog te groot om hier op bedrijfsniveau een betrouwbare afrekening of beloning aan te koppelen.

Voor de toekomstige monitoring van bodem C in de Nederlandse melkveehouderij worden de volgende drie parallelle sporen aanbevolen: 1) de berekening van de verandering van de organischestof voorraad die is vastgelegd onder landbouwbodems, 2) frequentere monitoring van de organische stofgehalten door metingen op een groot aantal percelen, ter validatie van de berekeningen en 3) de koppeling van de resultaten van de gevalideerde berekeningen aan de nationale emissieregistratie ten behoeve van de UNFCCC, de EU en het Klimaatakkoord.

Summary

In the Netherlands two-third of the national agricultural greenhouse gas emissions originate from the dairy sector, mainly methane and nitrous oxide emissions. The Dutch dairy production chain (production of raw materials, dairy farmers, and dairy processing) emitted in total 22.4 Mt CO₂-eq in 2017. The ambitions formulated by the Climate and land use round table as well as the recent EU climate policy for 2021-2030, emphasize the importance to reduce CO₂ emissions from peat soils and to sequester carbon through organic matter (OM) in agricultural soils. However, these emissions and sequestration are not yet accounted for in the carbon footprint of dairy farms, whereas dairy farmers would like to start accounting for carbon sequestration in their soils.

In order to realize and prove these ambitions, a reliable and transparent system is required to monitor soil carbon sequestration and emissions and related soil management. The main focus of this Topconsortium for Knowledge and Innovation (TKI-) project 'Importance of soil carbon sequestration for greenhouse gas mitigation' was on developing such a system. This project was conducted by Wageningen Research and was financed by the Dutch Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality and FrieslandCampina. The main goal was to develop a reliable and transparent monitoring and accounting system for soil carbon sequestration and emissions at dairy farms. The scientists worked with study groups of dairy farmers, data-analysis, and model development. Data regarding soil sampling, land use and farm management, like manure application, grassland improvement, and pasturing were collected from 37 dairy farms.

The build-up and decomposition of OM is a dynamic process and as a result, large spatial variation of OM can occur in soils caused among others by differences in soil texture, land use and water management. Also, farm management influences the amount of soil organic matter (SOM), for example by the choice of temporal versus permanent grassland or arable land. The SOM balance is the outcome of OM supply by means of crop residues, manure, green manure, compost and other organic manure, and decomposition of the organic material in the soil.

Analyses of soil samples of the 691 fields at the participating dairy farms showed that SOM was the highest in permanent grassland (7.8% on average), followed by temporal grassland (6.5%), and arable land (5%). For a limited number of fields, 14 out of 76 with sufficient available data, a significant change of OM was found in the course of time. The average carbon (C) fraction of SOM based on the dataset was 0.53, which is somewhat higher than the frequently used value of 0.50 for the conversion factor. The large variation in SOM, both in time and space, the limited availability of soil samples, and the limited accuracy of the sampling show it is difficult to monitor changes in SOM based only on soil sampling at farm level.

Modelling changes in C storage is a good alternative, as soil sampling over a long period (10 years at least) is required in order to assess carbon sequestration (or losses). In this study the internationally acknowledged and widely used RothC model was used to simulate changes in C soil storage on mineral soils (sand and clay). This dynamic model accounts for the changes in C soil storage based on climate data, OM content, clay content, and supply of organic material such as manure and crop residues.

In total data were collected of 691 fields at the 37 dairy farms, of which 48% was sand soil, 30% clay soil, 22% peat soil. The average C supply to the soil of the 37 farms was 6.4 ton C/ha, but varied between 4-10 C/ha. Crop residues, mainly from grassland, contributed most to the supply (4 ton C/ha), whereas animal manure contributed on average 2.4 ton C/ha. The large variation showed that by focusing actively on animal manure, crops, and grassland management it should be possible to influence the C balance. Model results showed that on average 0.4 ton C/ha/year was sequestered on grassland. Silage maize and other arable crops, however, had a negative C soil balance of -0.5 ton C/ha/year and -0.6 ton/ha/year respectively. Fields on clay soils showed a higher C sequestration of +0.4 ton C/ha/year compared to fields on sand soils, +0.1 ton C/ha/year. Results showed a large variation but in general a

higher C supply corresponded with a relative stronger positive C balance. On soils with higher OM it is harder to maintain a positive C balance. Model calculations can predict the long-term potential of C sequestration or breakdown of OM at field level. The sensitivity analysis showed three factors that strongly influenced the final C soil balance: 1) climate data, mainly precipitation; 2) soil depth over which the OM balance was computed; and 3) amount of crop residues supplied from grass.

In this study we also looked at the effect of including soil C in the Carbon Footprint (CFP) calculation. The average CFP of 33 farms on mineral (sand and clay) soils was reduced by 2% from 1.19 to 1.17 kg CO₂-eq/kg FPCM (Fat and Protein Corrected Milk). However, the variation was large. In some cases the CFP increased, with a maximum of 15%. In other cases the CFP decreased, with a minimum of 12%. The CFP can be further reduced by implementing measures that reduce the decomposition of SOM or increase the input of organic material to the soil. The main measures for the Dutch dairy sector are optimization of land use, minimize grassland renewal and maximize the use of green manure and catch crops.

The RothC model is not suitable for peat and peaty soils. In order to estimate greenhouse gas emissions from these soils, calculation rules from the Dutch national emission registration were used. To calculate the CO₂ and N₂O emissions, the soil water level classes, the presence of a clay or sand topsoil layer, and the trophic level (mineral richness) of the peat soils was estimated. The average emissions of peat soils for the 12 dairy farms was estimated at 12.5 ton CO₂/ha and 7.0 ton CO₂/ha for peaty soils. As a result, the average CFP of these farms increased by 19% from on average 1.31 to 1.57 kg CO₂-eq/kg FPCM. The increase in CFP of the farms varied between 8% and 31%.

Based on data of the participating farms complemented with literature, we conclude that a monitoring system based on OM analyses using existing soil sampling is not supportive enough to reliably estimate SOC sequestration. However, a monitoring system at field and farm level based on a combination of soil sampling analyses, registration of activities and model calculations of changes in soil C is technically possible. The uncertainties in these calculations are currently still too large to link these to a reliable penalty or reward system at farm level.

Three parallel streams are identified to realise a future monitoring system of soil C for the Dutch dairy sector: 1) calculation of the changes in SOM stock in agricultural soils, 2) more frequent monitoring of OM contents by soil sampling at a large number of fields, in order to validate the calculations, 3) link the results of validated calculations to the national emission registration for the purpose of reporting under the UNFCCC, EU, and Dutch Climate Agreement.

1 Introductie

1.1 Achtergrond

In 2018 is door het kabinet een begin gemaakt met de uitwerking van het Nederlandse klimaatbeleid tot 2030. Dat proces wordt georganiseerd in de zogenaamde Klimaattafels, waarbij landbouw en landgebruik een van de tafels is. In 2017 droeg de landbouw 9,5% (18,9 Mt CO₂ eq) en landgebruik 2,8% (5,6 Mt CO₂ eq) bij aan de nationale emissies van broeikasgassen in Nederland (NIR, 2019). De melkveehouderij levert een grote bijdrage aan de vorming van broeikasgassen vanuit de landbouw. Van de bovengenoemde 18,9 Mt CO₂ eq is ongeveer twee derde direct afkomstig van lachgas en methaan van de melkveehouderij. De zuivelketen (productie van grondstoffen, de melkveebedrijven en de zuivelverwerking) emitteerden samen in totaal 22,4 Mt CO₂-eq. aan broeikasgassen in 2017. Zowel de overheid als de zuivelindustrie richt zich op vermindering van broeikasgasemissies in de melkveehouderij. Het programma Duurzame Zuivel Keten (DZK) heeft hiervoor doelen gesteld voor 2020 (20% reductie t.o.v. 1990) en voor 2030 een verdere reductie van 1,6 Mton CO₂-eq.¹ FrieslandCampina werkt samen met haar boeren aan het verlagen van de broeikasgasemissie in de keten door monitorings- en beloningsinstrumenten te ontwikkelen die dat proces ondersteunen en duurzame producten in de markt te zetten en door te innoveren op haar melkveebedrijven en fabrieken.

Emissies van CO₂ uit veengronden en vastlegging van koolstof in de organische stof (OS) van bodems worden tot nu toe niet meegenomen in de monitoring van de broeikasgasemissies uit de zuivelketen. Het is wel onderdeel van de nationale emissieregistratie, de LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) sector, gebaseerd op landgebruikskaarten, de bodemkaart en emissiefactoren. De huidige nationale emissierapportage van veranderingen in koolstofhoeveelheden in landbouwbodems is gebaseerd op een Tier 1/2 benadering: per vorm van landgebruik en bodemtype is een vaste hoeveelheid bodem C vastgesteld. Veranderingen in C-voorraad in minerale bodems worden in de huidige rapportage alleen beïnvloed door veranderingen in landgebruik. Er is in de huidige rapportage nog geen werkwijze om de berekening van de koolstofhoeveelheden te baseren op bodem en graslandbeheer, zoals aan- en afvoer van organische stof en scheuren van grasland.

In de plannen van de Klimaattafel landbouw en landgebruik², maar ook in het nieuwe klimaatbeleid van de EU voor de periode 2021-2030 zoals beschreven in de Effort Sharing Regulation (ESR) en de verordening voor landgebruik (2018/841), worden de CO₂-emissies uit en vastlegging in landbouwbodems echter wel uitdrukkelijk genoemd. Ook melkveehouders zelf geven aan koolstofvastlegging in de monitoring te willen opnemen. Het berekenen van de veranderingen in koolstofhoeveelheden betekent de overgang naar een hoger Tier (2 of 3) niveau in de IPCC-methode. Zo'n overgang is aan eisen gebonden en moet wetenschappelijk onderbouwd zijn. Voor een modelbenadering zal een wetenschappelijk onderbouwd model dat veranderingen in organische stof kan berekenen op basis van beschikbare gegevens over beheer van grasland en bouwland en metingen van organische stof in de bodem nodig zijn.

In de ESR heeft elk land een taakstelling voor vermindering van emissies tot het jaar 2030. Dat moet gebeuren via het verminderen van de emissies in diverse economische sectoren, waaronder landbouw, maar een deel mag worden gerealiseerd in de vorm van vastlegging van koolstof in bos- en landbouwbodems en vermindering van emissies van veengronden. Deze zogenaamde flexibiliteit wordt in detail beschreven in de ESR (zie Box 1). De doelstellingen in het Nederlandse Klimaatakkoord³, dat op 28 juni 2019 is gepresenteerd, sluiten aan op die van de ESR. In het Klimaatakkoord is ook een

¹ <https://www.nzo.nl/wp-content/uploads/2018/07/NZO-Rapport-Klimaatverantwoorde-zuivelsector-in-Nederland-december-2018.pdf>

² <https://www.klimaatakkoord.nl/landbouw-en-landgebruik>

³ <https://www.klimaatakkoord.nl/documenten/publicaties/2019/06/28/klimaatakkoord>

doelstelling afgesproken over een vermindering van de emissies uit landbouwbodems en een stijging van de vastlegging van C met van 0,4-0,6 megaton CO₂ per jaar in 2030.

Het is bekend uit de literatuur dat de variatie van het organische stofgehalte in de bodem in ruimte en tijd groot is (De Wit et al., 2018). Tegelijkertijd zijn er bij veel boeren grote verwachtingen met betrekking tot de potentie van CO₂-reductie door vastlegging in bodemorganische stof. Ook veel partijen buiten de landbouw hebben hoge verwachtingen. Boeren zijn bereid hun bedrijfsvoering aan te passen en hopen die inspanningen ook terug te zien in hogere organische stofgehalten. Dan moeten de relaties tussen inspanning en resultaat wel gemonitord kunnen worden en blijken uit de gemeten bodemorganische stofdata. Door de grote variatie in organische stofgehalten is de kans duidelijk aanwezig dat die relatie niet makkelijk aangetoond kan worden op basis van data van individuele percelen. Op welke wijze kan een relatie wel zichtbaar worden en is deze betrouwbaar vast te stellen? Moeten de verzamelde data worden ondersteund met modelberekeningen, waarmee de variatie tussen percelen en jaren kan worden geëlimineerd? Of moeten de perceeldata worden geaggregeerd tot gemiddelden op bedrijfsniveau, of misschien een nog hoger aggregatieniveau? De nationale emissie registratie van de vastlegging en afbraak van koolstof in landbouwbodems is vooral gericht op landgebruiksveranderingen, maar houdt op dit moment nog geen rekening met het management en beheer van de bodem.

Box 1

In de EU-verordening voor de Effort Sharing Regulation (ESR) (2018/842) wordt voor Nederland een reductiedoelstelling voor de niet-ETS sectoren genoemd van 36% in het jaar 2030 ten opzichte van het jaar 2005. De Commissie stelt dat er sprake moet zijn van een lineaire daling van de emissies in die periode. Er worden drie vormen van flexibiliteit genoemd bij de regeling:

- Er mag in lichte mate worden afgeweken van de lineaire daling van de emissies. Als in een jaar te weinig emissiereductie wordt gehaald, kan dat in een volgend jaar worden ingehaald (artikel 5).
- Een deel van de emissievermindering mag worden verrekend met emissies uit de ETS-sectoren (artikel 6).
- Een deel van de emissievermindering mag worden gerealiseerd via de landgebruiksector (LULUCF) via vastlegging van koolstof in bos en landbouwgronden of vermindering van emissies uit veengronden (artikel 7).

Deze laatste flexibiliteit mag voor Nederland (cumulatief) maximaal 13,4 Megaton CO₂-equivalenten over de periode 2021-2030 zijn. De reductie van CO₂ in de atmosfeer die daarmee kan worden bereikt, hoeft dan dus niet via andere mitigerende maatregelen te worden bereikt. Deze flexibiliteit kan worden ingevuld door de grondgebruikers in Nederland, i.c. de landbouw (met name melkveehouderij en akkerbouw), de terreinbeherende organisaties (Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, provinciale landschappen e.d.) en andere grondeigenaren.

De ambities van de Klimaattafel Landbouw en Landgebruik sluiten aan op de mogelijkheden van de ESR. In het Ontwerp Klimaat Akkoord wordt voor koolstofvastlegging in (minerale) landbouwgronden 0,5 Megaton per jaar aangehouden en voor de veengronden een verminderde emissie van 1 Megaton per jaar. Deze sterkere vastlegging op minerale gronden en de verminderde afbraak op veengronden vergen wel forse veranderingen in beheer en gebruik van landbouwgronden en mogelijk omzetting van landbouwgrond in bos.

Een zorgvuldige afweging van de voor- en nadelen en de potenties van het meenemen op basis van activiteiten van de melkveehouder of akkerbouwer van bodememissies is gewenst, zowel voor de uitvoering van het Nederlandse klimaatbeleid als voor benutting van de flexibiliteit in de ESR en voor de landbouw zelf. De kwestie of een betrouwbare en transparante monitoring kan worden ontwikkeld, speelt een belangrijke rol bij deze afweging. Zonder goede monitoring op het niveau van bedrijf, regio of sector kan een bijdrage van koolstof in de bodem aan emissievermindering niet worden verzilverd in het Nederlandse klimaatbeleid en de ESR. Er is daarom dringend behoefte aan een systeem dat de vastlegging en emissie van koolstof en het bijbehorende bodembeheer betrouwbaar en transparant kan monitoren. Hoewel dit rapport de melkveehouderij als ingang heeft, is dit vraagstuk ook van belang voor de plantaardige productiesectoren in Nederland. Specifiek voor de zuivelsector is het van belang om te weten wat de effecten zijn van het inbouwen van de CO₂-emissie uit veengronden en de vastlegging of afbraak van koolstof op zand- en kleigronden op de emissies in de zuivelketen, zoals wordt beschreven in de sectorrapportage duurzame zuivelketen en de klimaatmodule van de Kringloopwijzer.

Een monitoringssysteem voor vastlegging van koolstof in en emissie van koolstof uit landbouwbodems is te beschouwen als een coherente samenhang tussen a) metingen van hoeveelheden organische stof (en daarmee koolstof (C) in de bodem); b) verzameling van data betreffende landgebruik, management, aan- en afvoer van organische stof; c) berekeningen van organische-stofbalansen en resulterende veranderingen in organische stof op landbouwbodems; en d) een procedure die beschrijft op welk aggregatieniveau (perceel, bedrijf, gebied of sector) de resultaten van de monitoring worden weergegeven en gebruikt kunnen worden.

1.2 Doelstelling

Dit TKI project 'Belang van vastlegging van koolstof in de bodem voor mitigatie' heeft daarom de volgende doelen geformuleerd:

- Het maken van een betrouwbaar en transparant systeem van monitoring en berekening voor de vastlegging in en emissie van koolstof uit de bodem op melkveebedrijven. De monitoring en berekening moeten: a) voldoende betrouwbaar zijn; b) gegevens gebruiken die in de praktijk over melkveebedrijven beschikbaar zijn.
- Het toetsen van het systeem van monitoring en berekening op een aantal melkveebedrijven om te komen tot een werkbaar systeem qua dataverzameling en interpretatie door de melkveehouder.

Deze doelen zijn vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Kan een eenduidige classificatie gemaakt worden die bepaalt of een perceel wordt ingedeeld als minerale of veengrond?
- Betrouwbaarheid van de metingen zoals deze in de praktijk worden gedaan: hoe groot is de variatie in de metingen van bodemorganische stof en hoe bruikbaar zijn ze in de monitoring van de vastlegging van organische stof?
- Berekening van ontwikkeling van het organische stofgehalte: is het momenteel mogelijk om een betrouwbaar rekenmodel te ontwikkelen voor de vastlegging en emissies van koolstof in landbouwbodems?
- Hoe maak je een betrouwbaar systeem? Kan de monitoring worden gebaseerd op alleen metingen of is een combinatie van meten en modeleren nodig om voldoende betrouwbaar te monitoren?
- Welke databronnen moeten worden ontsloten voor een betrouwbare monitoring en (op welke schaal) is dat uitvoerbaar?
- Biedt het in dit project ontwikkelde monitoringssysteem voldoende handelingsperspectief voor melkveehouders om hun koolstofvastlegging aan te tonen en te verbeteren? En kunnen de maatregelen die de melkveehouder kan nemen om de vastlegging te verbeteren en de afbraak te verminderen betrouwbaar worden vastgelegd?
- Wat betekent het meenemen van de vastlegging of emissie van koolstof in de bodem voor de broeikasgasemissies van de zuivelketen en de carbon footprint van melk?

Betrouwbaarheid van het monitoringssysteem is een van de belangrijkste voorwaarden.

Betrouwbaarheid houdt voor deze studie in dat de voorspelling van het organische stofgehalte in ieder geval met een grote mate van zekerheid de goede tendens aangeeft: nettovastlegging of -afbraak van organische stof en met een redelijke mate van zekerheid de grootte van de vastlegging/afbraak. Het is voor het handelingsperspectief van de melkveehouder belangrijk om te weten of hij/zij de juiste dingen doet.

1.3 Werkwijze

De centrale vraag van het project betreft het ontwikkelen van een betrouwbaar en transparant monitoringssysteem. Niet het bodemkundige vraagstuk van de organische stofberekening staat centraal, maar de werkwijze en hoe deze te gebruiken is en of deze voldoende betrouwbare resultaten levert om in de praktijk op bedrijfs- of sectorschaal toe te passen. Daarom wordt er in het project langs vier sporen gewerkt: a) studiegroepen met melkveehouders; b) data-analyse; c) modelontwikkeling en d) maatregelenpakketten.

Studiegroepen van melkveehouders. De melkveehouders in de studiegroepen stellen hun data beschikbaar: alle gegevens over organische stof van alle percelen, teruggaand in de tijd waar mogelijk tot voor 2000, tezamen met een reconstructie van hun grondgebruik (grasland, bouwland, herinzaai e.d.). De vraag hierbij is welke data beschikbaar zijn en in hoeverre een reconstructie van grondgebruik mogelijk is, tot voor de tijd dat dit allemaal centraal is geregistreerd. Tegelijk fungeren de melkveehouders als klankbordgroep voor de data-analyse, de modelontwikkeling en het ontwikkelen van een set van maatregelen om meer organische stof vast te leggen.

Data-analyse. De data van de melkveehouders worden gebruikt om te onderzoeken of aan de hand van metingen op perceelniveau een goede reconstructie kan worden gemaakt over het verloop van het organische stofgehalte van de grond. Daarmee zou een eenvoudige werkwijze gemaakt kunnen worden waarmee de vastlegging van koolstof vastgesteld kan worden zonder op jaarlijkse basis de bodem te hoeven bemonsteren.

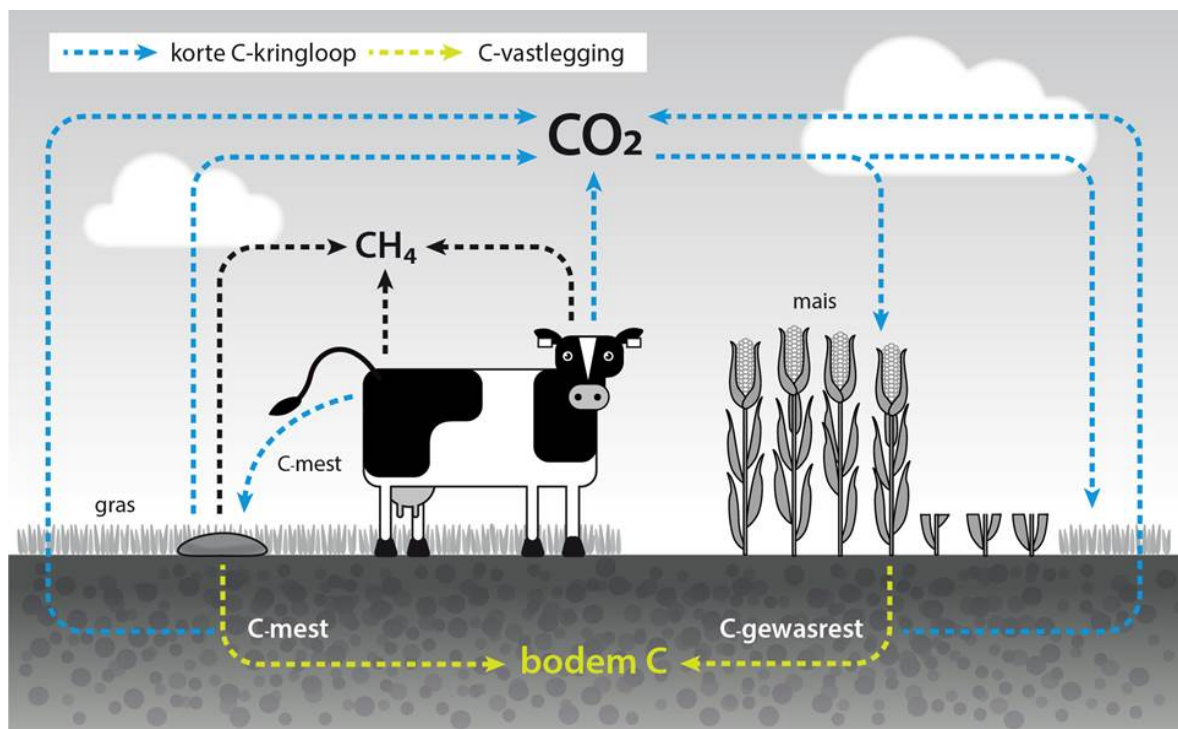
Modelontwikkeling. Het is uit veldproeven bekend dat de variatie in organische stofgehalten groot kan zijn binnen percelen en tussen jaren. Vooruitlopend op een conclusie uit de data-analyse wordt al gewerkt aan de uitbouw van een bestaand rekenmodel om samen met de metingen een meer betrouwbaar monitoringssysteem op te zetten. Een belangrijk aspect voor zowel de perceeldata als de modelberekeningen is of de resultaten op perceelniveau, bedrijfsniveau of op sectorniveau bruikbaar zijn voor monitoring en benchmarking.

Maatregelenpakketten. Er zijn verschillende maatregelen bekend uit proefveldonderzoek. Daarnaast hebben melkveehouders hun ervaringen met herinzaai van grasland, de toepassing van wisselbouw tussen gras- en bouwland (meestal mais) en het gebruik van groenbemester of compost. Deze kennis wordt gecombineerd tot een set van praktische maatregelen die bijdragen aan het verhogen van het organische stofgehalte.

2 Organische stof in de bodem

2.1 Introductie over vastlegging en afbraak van koolstof in de bodem

Veel van de kennis over de vastlegging van koolstof onder gras- en bouwland is bekend en beschreven in rapporten. Het rapport van Conijn en Lesschen (2015) geeft een overzicht van de stand van zaken van deze kennis.



Figuur 1 Schematisch overzicht van de koolstofkringloop.

De zogeheten koolstofkringloop begint bij het proces van de fotosynthese: door zonlicht wordt CO₂ omgezet in plantmateriaal (biomassa), een breed scala aan organische verbindingen, dat voor ongeveer de helft uit C bestaat. Daarbij komt zuurstof weer beschikbaar. De biomassa kan op verschillende manieren worden gebruikt. In het geval van de melkveehouderij gaat het om gras, snijmais en diverse andere plantaardige producten die door het vee worden gevreten en omgezet in melk, vlees en mest. Door de ademhaling van de koe ontstaat weer CO₂; daarnaast komt uit de pens van de koe ook methaan (CH₄) vrij. Bij het gebruiken van de gewassen als voer blijven er altijd gewasresten, met name wortels, achter op het veld. Ook worden de mest en urine van de dieren weer als meststof op het land gebracht. Deze organische stof (ook biomassa) dient als voedsel voor het bodemleven en wordt omgezet in stabiele organische stof (humus) en CO₂. Maar ook stabiele bodemorganische stof kan worden afgebroken.

Organische stof is onderwerp van afbraak door micro-organismen zoals schimmels en bacteriën. De afbraak kan worden beschreven als een zogeheten eerste-orde-proces. Een deel van de afgebroken organische stof verdwijnt als CO₂, deels wordt het vastgelegd in micro-organismen en een deel van de organische stof wordt omgezet naar een resistentere vorm met een lagere afbraaksnelheid. Er is dus altijd sprake van een zekere doorschuif van organische stof. De mate waarin organische stof wordt omgezet naar meer resistent materiaal, is de zogenaamde humificatie-coëfficiënt. In dit afbraakproces

is ook de organische stof betrokken die in een voorgaand jaar is toegediend en wat daar nog van is overgebleven. Die één jaar oude organische stof wordt weliswaar langzamer afgebroken dan de nieuwe, maar er is sprake van afbraak. Het betekent ook dat de afbraak van organische stof dus afhankelijk is van de aanvoer van nieuwe en de aanwezigheid van oude(re) organische stof.

In die bodemorganische stof is ongeveer 50% koolstof (C) aanwezig. Dat wordt aangeduid als bodem-C (later in dit rapport wordt nog een exacte waarde gegeven). De C die wordt omgezet in biomassa en die weer wordt gebruikt door mens en dier, inclusief de mest die wordt geproduceerd, wordt allemaal omschreven als de 'korte C-kringloop'. Het gaat om C die uit de lucht wordt gehaald, maar die binnen afzienbare tijd weer terugkeert als CO₂, resultaat van de ademhaling door mensen en dieren, maar ook door de vertering van mest en gewasresten door grotere en kleinere bodemorganismen. Een deel van de biomassa blijft voor langere tijd in de bodem aanwezig als humus en wordt maar langzaam afgebroken. Dat stuk wordt de 'lange C-kringloop' genoemd, aangezien de koolstof voor langere tijd aan de atmosfeer wordt onttrokken. Ook fossiele brandstoffen als olie en kolen zijn onderdeel van de lange kringloop. Ooit is de C aan de atmosfeer onttrokken en nu keert het weer terug.

De C in biomassa van gewassen wordt niet gerekend als een C-vastlegging, omdat het slechts kortdurend in die vorm aanwezig is. Bij bossen wordt de aanwezige permanente vegetatie nog wel gerekend tot de lange C-kringloop. Bij bossen is de hoeveelheid bovengrondse C een grote hoeveelheid. Bij grasland is die hoeveelheid beperkt ten opzichte van de hoeveelheid C die is vastgelegd in bodemorganische stof. De IPCC heeft regels opgesteld die al die hoeveelheden meenemen in de berekeningen over CO₂-emissies en C-vastlegging in landgebruik en veranderingen daarvan (Lesschen et al., 2012). Deze bestaan uit de indeling in drie relevante categorieën landgebruik (bos, grasland, bouwland) en vaste C-voorraden per type landgebruik en bodemtype. (Zie voor details bijlage 1.)

De opbouw en afbraak van organische stof is een dynamisch proces en er is vaak een grote ruimtelijke variatie aan organische stof in de bodem. Dat wordt voor een aanzienlijk deel bepaald door:

- Oorsprong van de bodem: er bestaan organische en minerale bodems. Organische bodems bestaan hoofdzakelijk uit opgehoopte organische stof uit een ver verleden. Er ligt veel meer organisch stof (i.e. koolstof) opgeslagen dan in minerale bodems zoals zand- en kleigronden. De organische stofgehalten in minerale bodems zijn veel lager dan op de veengronden. In veenbodems is het lastig om onderscheid te maken tussen organische stof van het eeuwenoude proces van veenvorming en de organische stof uit afgestorven stoppels en wortels van recent afgestorven planten en aangevoerde mest. Minerale bodems zijn opgebouwd uit minerale bestanddelen: zand- en kleideeltjes. De toevoeging van organische stof door landgebruik is daar duidelijk te meten. In minerale bodems neemt het organische-stofgehalte meestal af met toenemende diepte. Gewassen wortelen bijna allemaal in de laag 0-30 cm, met een beperkt aantal diepere wortels. De aanvoer van organische stof treedt dus vooral op in de bovengrond. Er vindt wel transport plaats naar diepere lagen (Braakhekke et al., 2011 en 2013). Zij beschrijven een verloop van organische stof in een bosbodem, waar veel meer dan de helft van de organische stof in de laag van 0-30 cm ligt opgeslagen. Ook beschrijven zij dat er in de diepere lagen ook afbraak van organische stof plaatsvindt.
- Bodemtextuur: zandgronden hebben vaak lagere OS-gehalten dan kleigronden, aangezien kleigronden de organische stof beter kan binden in stabiele klei-humuscomplexen.
- Landgebruik: graslanden hebben een hoger organische stofgehalte dan bouwland. Dat komt door de hogere aanvoer van organische stof uit stoppel en wortel en mest en het minder verstoren van de bodem door onder meer ploegen.
- Vocht: onder natte omstandigheden zijn organische stofgehalten vaak hoger dan onder droge omstandigheden.
- Temperatuur: hogere temperaturen zorgen voor een snellere afbraak van organische stof. Daardoor is het in warmere streken moeilijker om hoge organische stofgehalten te bereiken.

De hoeveelheid koolstof in minerale bodems is in Nederland gemiddeld ongeveer 93 ton C per ha in de laag van 0 tot 30 cm en voor veenbodems gemiddeld 191 ton C per ha (Conijn en Lesschen, 2015). Echter de variatie is groot en hangt af van bovengenoemde factoren. Het bedrijfsmanagement heeft ook invloed op de hoeveelheid organische stof in de bodem. Naast de keuze tussen tijdelijk of blijvend

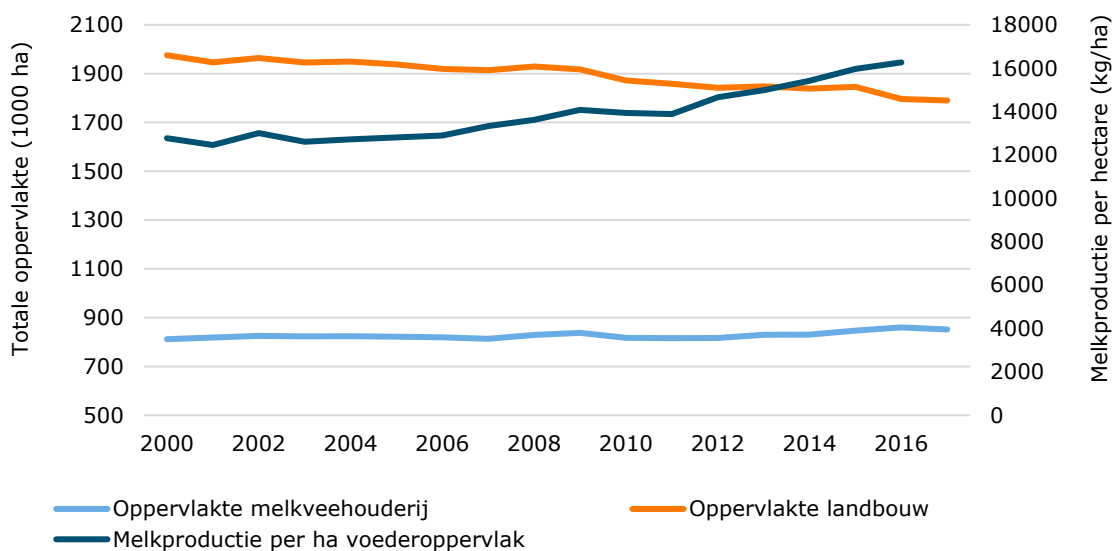
grasland of bouwland wordt het organische stofgehalte vooral bepaald door de organische stofbalans: de aanvoer van organische stof via gewasresten, mest, groenbemesters, compost en andere organische meststoffen en de afbraak van het aanwezige organische materiaal. Gewasresten worden sneller afgebroken dan mest, compost wordt langzamer afgebroken dan mest. Tegelijkertijd is er ook nog verschil in het organische stofgehalte en de afbraaksnelheid tussen mestsoorten en gewassen. Afhankelijk van de kwaliteit van het aangevoerde materiaal blijft daar na één jaar nog 5 -80% van in de bodem over. De rest gaat als CO₂ terug de atmosfeer in.

Bodemorganische stof is een belangrijke maat voor de bodemkwaliteit/vruchtbaarheid, onder meer vanwege de effecten op de bodemstructuur, het vochtvasthoudend vermogen van de bodem, de benutting van nutriënten en het stikstof leverend vermogen. Het wenselijke organische stofgehalte moet echter worden afgezet tegen de gewenste bodemfuncties (Schröder et al., 2016). Bij elke bodemfunctie is er sprake van een zeker optimum aan bodemorganische stof. Boven dat optimum leidt meer organische stof niet tot het beter realiseren van die bodemfunctie. Soms is er zelfs sprake van tegenstrijdige effecten. Hoge organische stofgehalten kunnen bijvoorbeeld een negatief effect hebben op de werking van pesticiden en ook is er risico op hogere nitraatuitspoeling en N₂O-emissies. Er is echter nog weinig onderzoek gedaan naar het kwantificeren van deze mogelijke 'trade-offs'.

In het landbouwkundig onderzoek zijn goed gevalideerde modellen beschikbaar waarmee de invloed van managementmaatregelen op de verandering van de snelheid van vastlegging (of van vrijkomen) berekend kunnen worden (Conijn en Lesschen, 2015; Vellinga et al., 2004, Schröder et al., 2018). De meeste modellen werken met vergelijkbare principes wat betreft de aanvoer en afbraak van organische stof. Een overzicht kan worden gevonden in Lesschen et al. (2020), waarin een vergelijking is gemaakt van verschillende bodem C-modellen en hun geschiktheid voor toepassing als praktijkmodel binnen de Nederlandse landbouw.

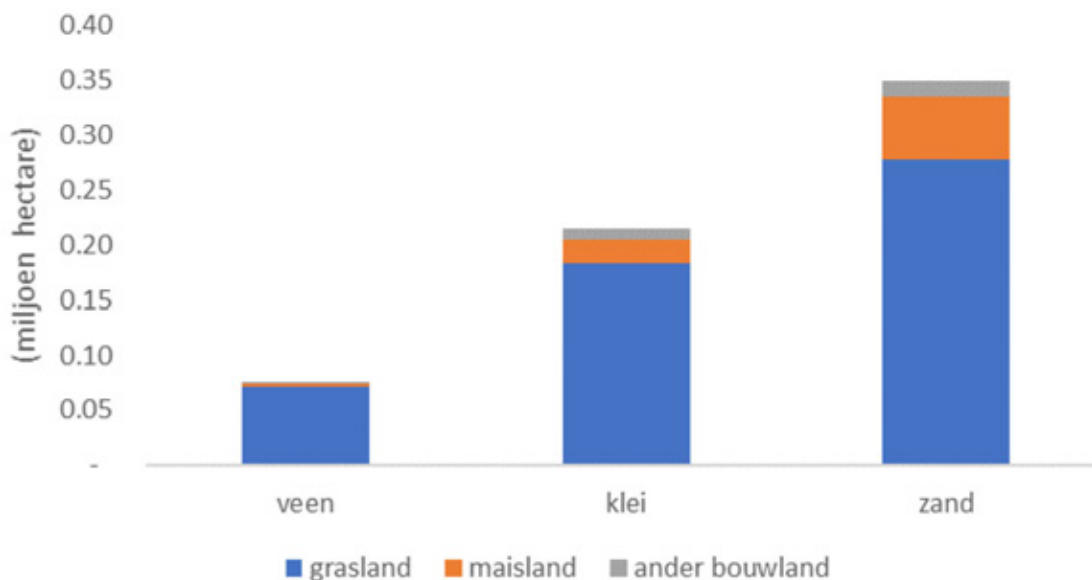
2.2 Landgebruik in de Nederlandse melkveehouderij

Het totaal landoppervlak van Nederland bedraagt 3,37 miljoen ha (CBS, 2019). Daarvan is 54% (1,8 miljoen ha in 2019) als cultuurgrond in gebruik door de landbouw. De landbouwbodems bestaan voor het grootste gedeelte uit grasland, 0,98 miljoen ha blijvend, tijdelijk en natuurlijk grasland. Daarna volgt bouwland (inclusief voedergewassen) met 0,73 miljoen ha. De overige 0,18 miljoen ha landbouwgrond is in gebruik voor o.a. de (glas)tuinbouw en fruitteelt. De Nederlandse melkveehouderij had in 2017 0,85 miljoen ha in gebruik. Figuur 1 laat zien dat het totale landbouwoppervlak sinds 2000 is afgenomen met 9%, maar dat het oppervlak in gebruik door de melkveehouderij in dezelfde periode met 5% is toegenomen. In deze periode is het totaal aantal melkveebedrijven afgenomen met 30% (CBS, 2017). Hierdoor is het gemiddelde areaal per melkveebedrijf gestegen van 37,8 ha in 2000 naar 54,2 ha in 2017. De melkproductie per ha is echter toegenomen met 27% tussen 2000 en 2016 (WECR, 2018). Per kg melk is het benodigde areaal de afgelopen jaren dus wel gedaald.



Figuur 2 Ontwikkeling totale landgebruik Nederlandse landbouw en melkveehouderij en melkproductie per ha. Bron: www.agrimatie.nl.

Op basis van KringloopWijzer-data uit 2017 hadden de melkveehouders van de FrieslandCampina-coöperatie samen ongeveer 638.000 ha landbouwgrond in gebruik, waarvan de meerderheid grasland is (83%), gevolgd door maisland (13%) en overig bouwland (4%); zie figuur 3. Uitgaande van de koolstofvoorraden in de bovenste 30 cm van de bodem, zoals berekend in Conijn en Lesschen (2015), is de hoeveelheid koolstof in deze bodems 71 Mton C, ofwel 261 Mton CO₂. Deze berekeningen zijn gebaseerd op de indeling naar de hoofdgroepen zand, klei en veen. Per bodemtype en per type landgebruik is de gemiddelde hoeveelheid organische stof bekend, zie ook bijlage 1. Deze waarden zijn vermenigvuldigd met de hectares per bodemtype-landgebruik-combinatie. Daarnaast zit in de ondergrond nog meer koolstof opgeslagen, met name in de veengronden.

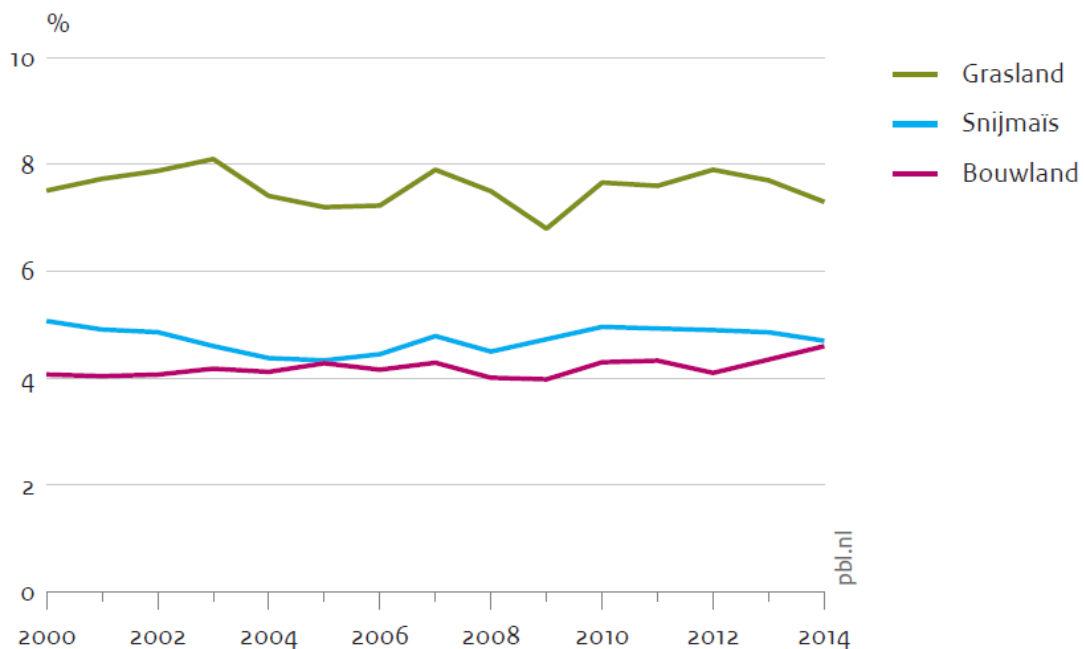


Figuur 3 Arealen landgebruik van de melkveehouderijen in de FrieslandCampina-coöperatie.

In dit onderzoek wordt geen aandacht besteed aan het potentieel om koolstof vast te leggen in landbouwbodems die indirect in gebruik zijn voor het telen van aangekocht voer. De hoeveelheid grond die indirect wordt gebruikt, is afhankelijk van de gewasopbrengst per ha van het aangekochte voerverbruik per kg melk. De gemiddelde krachtvoergift per kg geproduceerde melk in Nederland is niet noemenswaardig veranderd tussen 2000 en 2017 en schommelt door de jaren tussen de 25 en 28 kg voer per 100 kg melk. Eerdere LCA-studies laten zien dat het grondgebruik voor melk rond de 1 m² per kg meetmelk ligt (De Vries en De Boer, 2010). Ongeveer een derde van dit grondgebruik is indirect grondgebruik voor de teelt van krachtvoer en ligt in bijna alle gevallen buiten het melkveebedrijf. In de afgelopen twintig jaar is niet alleen het totale areaal grasland afgenomen, maar is binnen het areaal grasland het aandeel tijdelijk grasland groter geworden. Er is in de afgelopen jaren sprake van een sterkere uitwisseling van grasland met maisland, maar ook van een uitwisseling van land tussen akkerbouw- en melkveebedrijven. Tegelijk heeft dit niet geleid tot een zichtbare daling van de organische stofgehalten van grasland, zoals te zien is in figuur 3.

2.3 Organische stof in landbouwbodems

Op landbouwbedrijven wordt met zekere regelmaat het organische stofgehalte van de bovengrond gemeten. Dat gebeurt in elk geval eens per vier jaar, aangezien het OS-gehalte een van de parameters is van de standaard bodemanalyse die verplicht is voor behoud van de derogatie. Uit analyse van de bodemonsters van Eurofins blijkt dat in de afgelopen dertig jaar het organische stofgehalte onder grasland en maisland voor Nederland gemiddeld ongeveer constant is gebleven (figuur 3). Wel is er sprake van schommelingen tussen jaren. Die schommelingen worden veroorzaakt door de verschillende percelen in alle jaren, maar ook op één perceel kan tussen jaren sprake zijn van verschillen in gemeten gehalten (Ehlert et al., 2018). Het organische stofgehalte van maisland is lager dan van grasland. Op een individueel bedrijf of perceel kunnen dus heel andere trends in organische stofgehalte worden gevonden.



Figuur 4 Verloop van het gehalte aan bodemorganische stof onder grasland, maisland en bouwland in Nederland in de periode 2000-2014 gebaseerd op Eurofins-data (Van Grinsven en Bleeker, 2016).

3 Materiaal en methoden

3.1 Dataverzameling bedrijven

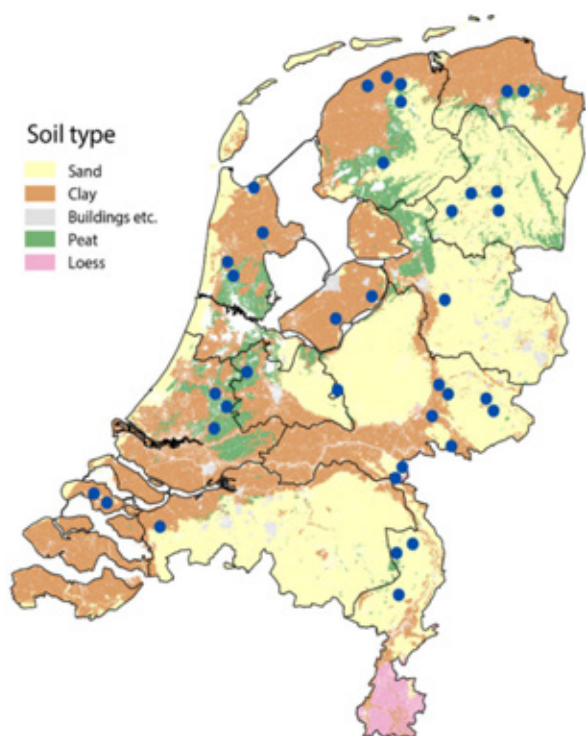
Om een beeld te krijgen van beschikbare data in de praktijk, zijn gegevens verzameld van 37 praktijkbedrijven over bodemanalyses, bedrijfsvoering, zoals landgebruik (gras, mais, wisselteelt, e.d.), bemesting (welke soort, hoeveel, groenbemester, compost), graslandverbetering en beweiding.

Selectie van praktijkbedrijven

Voor de selectie van 37 praktijkbedrijven zijn de volgende criteria gehanteerd:

- Alleen melkveehouders kunnen deelnemen. Ze zijn leverancier van zuivelbedrijven in Nederland.
- Een gelijke verdeling van bedrijven over zand, klei en veen. Löss is vanwege de kleine oppervlakte buiten beschouwing gelaten.
- Representatieve selectie melkveehouders, zowel melkveehouders uit de groep die al gemotiveerd en actief bezig met bodemdata en het nadenken over maatregelen om organische stof vastlegging te bevorderen, als melkveehouders die hier nog niet mee bezig zijn.
- Melkveehouders moeten bereid zijn data te delen met de onderzoekers en onderling hun werkzaamheden te bediscussiëren.
- Bij de bedrijven is variatie aanwezig in:
 - aanwezigheid van grasland voor natuurdoelen (beheersovereenkomst of natuur bestemming);
 - de verdeling van blijvend en tijdelijk grasland;
 - aandeel grasland en bouwland;
 - veebezetting;
 - slootwaterpeilen, in geval van veengronden;
 - biologische en gangbare productiewijze;
 - wel of geen beweiding.

De bedrijven zijn uitgezocht in samenwerking met Dirksen Management Support uit Beusichem. De verdeling van de bedrijven over Nederland staat in figuur 5.



Figuur 5 Locatie van de deelnemende melkveebedrijven.

Verzameling van gegevens

Op de bedrijven zijn gegevens verzameld over:

- Organische stofgehalten van alle percelen, van de recentste (2017) en alles wat van eerdere jaren beschikbaar is bij de melkveehouder zelf. Het betreft data van bodemanalyses die in opdracht van de melkveehouder zijn uitgevoerd. Het zijn data van analyses die met een zekere regelmaat worden genomen (eens per vier jaar), in een aantal gevallen zijn het analyses die verbonden zijn met een verandering in landgebruik.
- Karakterisering van percelen. Voor de analyse is het van belang of het gaat om percelen op zand, klei of veen. In een volgende paragraaf wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van de wijze waarop percelen zijn ingedeeld naar grondsoorten.
- Een reconstructie van het grondgebruik in de loop van de jaren (grasland, bouwland, herinzaai e.d.). Dat is gedaan op basis van registratie van de melkveehouder via eigen boekhouding of opgaven voor de KringloopWijzer, registratie bij de RVO, data die beschikbaar zijn in de database 'boer & bunder' (<https://boerenbunder.nl/>) en op basis van het geheugen van de betrokken personen. Wat betreft de periode voor 2009 moest veelvuldig een beroep worden gedaan op het geheugen.
- De bedrijfsvoering, wat betreft bemesting en beweiding aan de hand van gegevens uit de KringloopWijzer van de boekjaren 2016 en 2017.

Studiegroepen

De bijeenkomsten met de studiegroepen dienden meerdere doelen:

- Overzicht bieden van de verzamelde gegevens van individuele bedrijven en van groepen van bedrijven.
- Controle en aanvulling van de gegevens.
- Bespreken van de verzamelde gegevens en van de analyseresultaten. Welke conclusies zijn er te trekken voor de onderzoekers en de melkveehouders? Wat kan dit betekenen voor de monitoring van de vastlegging van organische stof en voor het handelingsperspectief voor melkveehouders?
- Het bespreken van mogelijke maatregelen die bijdragen aan het vastleggen van organische stof in de bodem.

De studiegroepen werden begeleid door het projectteam, samen met Dirksen Management Support.

3.2 Classificatie bodemtype percelen

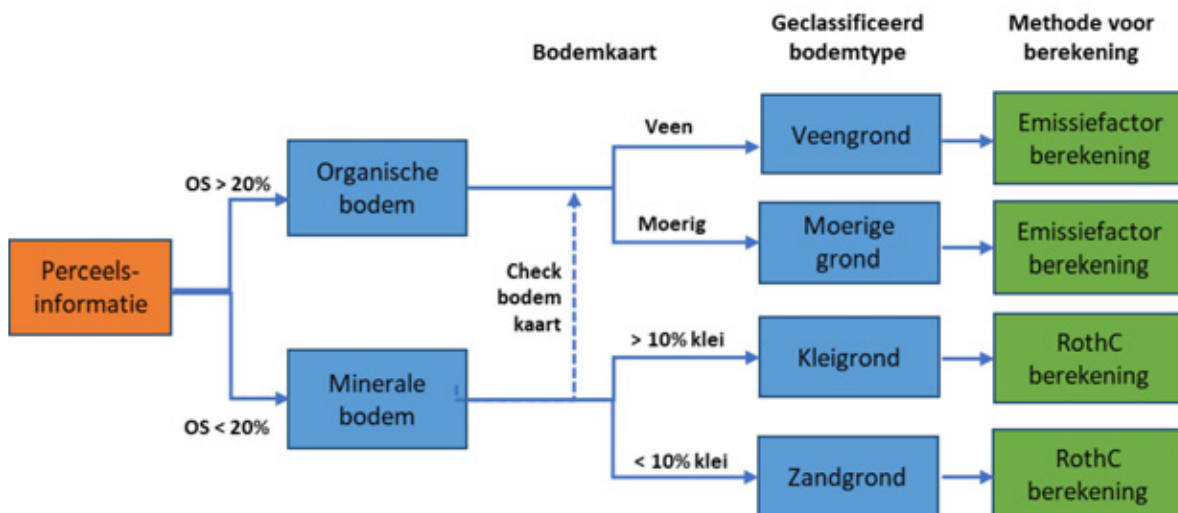
Aangezien voor de berekening van emissies en vastlegging van C verschillende modelberekeningen nodig zijn, is steeds per perceel vastgesteld in welke groep het thuishoort: zand, klei, moerig of veen. Het is belangrijk om goede criteria te hebben om een grondmonster in te delen naar een grondsoort. Veengronden en moerige gronden hebben een andere opbouw dan zand en kleigronden. De laatste bestaan uit minerale delen (silicaten) van verschillende grootte, terwijl de veengronden en moerige gronden opgebouwd zijn uit geconserveerde plantenresten. Het is niet zo dat veengronden voor 100% uit plantenresten bestaan. Vaak is het vermengd met klei, soms ook met zand. Moerige gronden zijn gronden met een dunne veenlaag (minder dan 40 cm).

De relevante gegevens uit de dataset zijn de variabelen organische stofgehalte, grondsoort uit het bodemanalyserapport en grondsoort op basis van de nationale 1:50000 bodemkaart⁴. De kaarten die gebruikt worden als onderlegger bij Boer en Bunder maken geen onderscheid naar veengronden en moerige gronden en zijn voor dit doel niet geschikt. De eerste stap is een indeling op basis van het OS-gehalte. Een bodem met een OS van 20% of hoger in de bodemanalyse wordt tot een organische bodem gerekend. Het is echter mogelijk dat percelen met een lager OS-gehalte dan 20% toch bij de organische bodems gerekend moeten worden, aangezien een veenlaag ook dieper in het profiel kan beginnen, zeker bij graslanden die maar bemonsterd worden voor de bovenste 10 cm. Bij bodems met een organische stofgehalte lager dan 20% wordt daarom een aanvullende analyse gedaan met behulp van de bodemkaart. Dat wordt weergegeven met de stippellijn in figuur 6.

De tweede stap bij de organische bodems is het onderscheid naar veengrond en moerige grond, hetgeen gebeurt op basis van de bodemkaart. Bij de minerale bodems wordt de indeling gebaseerd op

⁴ <https://www.wur.nl/nl/show/Bodemkaart-1-50-000.htm>

de bodemanalyse, waar de gehalten aan lutum (kleideeltjes) en zand worden vermeld. Deze classificatie is schematisch weergegeven in figuur 6.



Figuur 6 Classificatie schema bodemtype per perceel.

3.3 Modelleren C-dynamiek minerale bodems

Voor het vaststellen van vastlegging (of verliezen) van organische C in de bodem zijn metingen in de bodem over langere tijd nodig. De vastlegging van C in de bodem in de vorm van organische stof is een relatief langzaam proces, het gaat steeds over kleine veranderingen in hoeveelheid t.o.v. van een grote voorraad. Daarnaast is de ruimtelijke variabiliteit van organische stof groot en zelfs binnen een perceel kunnen grote verschillen optreden. Voor een betrouwbare bepaling van het organische stofgehalte zijn dan veel bodemmonsters nodig, met een hoge frequentie in de tijd en met een individuele analyse van alle monsters. Daardoor wordt een nauwkeurige monitoring van veranderingen in de C-voorraad erg duur. Door de grote variatie, die ook is gevonden in proefvelden, biedt zelfs deze methode van bemonstering en analyse nog geen betrouwbare resultaten op kortere termijn (<5-10 jaar). Het alternatief is dan om de veranderingen in de C-voorraad te modelleren.

3.3.1 Modelselectie

Wereldwijd zijn in de loop van de tijd vele bodem C-modellen ontwikkeld, die vaak in structuur veel op elkaar lijken (Smith et al., 1997). Echter, modellen die in Nederland in gebruik zijn voor de berekening van organische-stofdynamiek in landbouwbodem en die wetenschappelijk beschreven zijn, zijn beperkt (tabel 1).

Tabel 1 Overzicht van bodem C-modellen die in Nederland zijn toegepast en gepubliceerd.

Model	Referentie	Sterkte	Zwakte
RothC	Coleman et al., 1997; Smith et al., 1997; Byrne en Kiely, 2009; Conijn en Lesschen, 2015	Onderscheid tussen 5 OS-pools, relatie met vocht, temperatuur en organische stofbalans, internationaal toegepast en erkend	Weinig expliciet onderscheid naar grasland en bouwland
International Carbon Balance Model (ICBM)	Vellinga et al., 2004; Kätterer en Andr�en, 1999	Onderscheid in 2 OS-typen, afwisseling grasland bouwland	Werkt met gemiddelde jaren, geen gedetailleerde OS balans
EOS-balans	Schr�oder et al., 2018	Gedetailleerde organischestofbalans voor de inputkant	Standaard afbraakfactor, alleen balans op jaarbasis, niet gekoppeld aan OS-ontwikkeling in de tijd.

Er zijn mogelijk bij diverse onderzoekers eenvoudige simulatiemodellen, die echter niet beschreven zijn en voor gebruik als monitoringsinstrument in aanmerking komen. Er zijn voor diverse andere landen organische-stofmodellen ontwikkeld (o.a. DAYCENT, Del Grosso et al., 2009), maar deze zijn niet gekalibreerd voor Nederlandse omstandigheden. Recent is in Lesschen et al. (2020) een analyse gemaakt van verschillende bodem C-modellen en hun geschiktheid voor toepassing in een praktijktool in Nederland. RothC is een van de geselecteerde modellen.

Het model RothC beschrijft de vastlegging van koolstof aan de hand van klimaat, organische stofgehalte, kleigehalte en aanvoer van organisch materiaal, zoals mest en oogstresten (Coleman en Jenkinson, 2014). Een ander model, ICBM (Kätterer en Andren, 1999; Vellinga et al., 2004), richt zich vooral op de afwisseling tussen grasland en bouwland en op de herinzaai van grasland. Dit model maakt alleen onderscheid tussen zand- en kleigronden. Zowel RothC als ICBM kan voor een lange reeks van jaren de ontwikkeling in organische stof berekenen. Het Effectieve Organische Stofmodel EOS van Schröder et al. (2018) beschrijft de organische-stofbalans (= koolstofbalans) op basis van de aanvoer van organische stof en afbraaksnelheden. Het EOS-model berekent daarmee hoeveel organische stof er na één jaar nog over is. Voor een volgend jaar wordt de berekening weer herhaald, maar wordt de hoeveelheid overgebleven OS uit het voorgaande jaar niet meegenomen. Voor een langetermijnmonitoring is het EOS-model daarom niet geschikt.

Echter geen van deze modellen kan de grote variatie binnen percelen en de grote variatie tussen jaren in detail berekenen, aangezien een dergelijke modellering extreem veel bodemdata vergt; immers, de ruimtelijke variatie in klei, zand, vocht, organische-stofaanvoer e.d. moet worden ingebracht. Deze gedetailleerde data zijn op praktijkschaal niet beschikbaar.

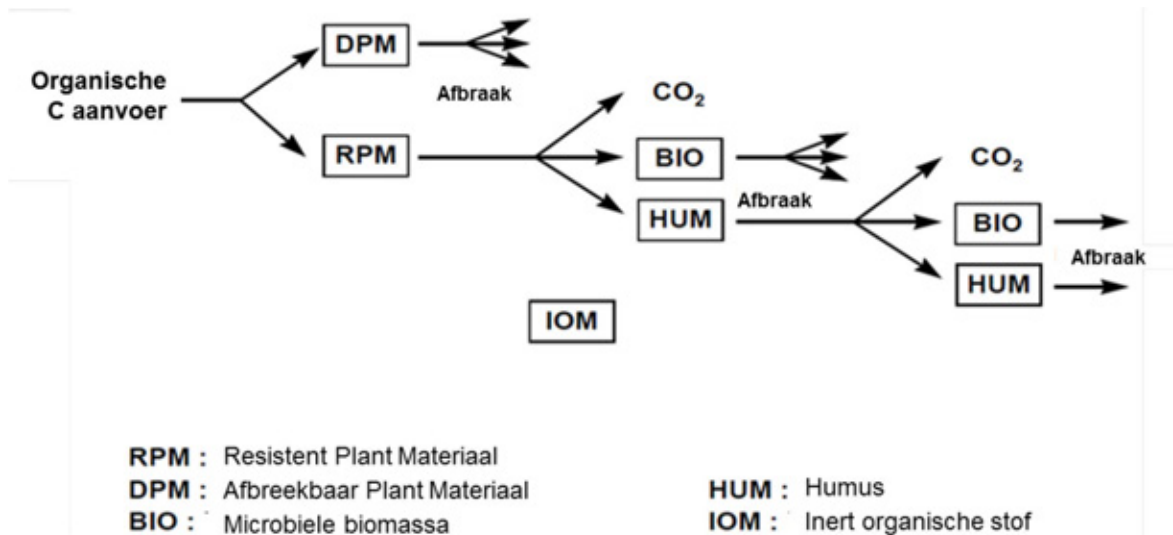
Er is een aantal redenen waarom gekozen is voor het verder ontwikkelen van het RothC-model als het model voor het simuleren van veranderingen in de bodemkoolstofvoorraad op landbouwbedrijven met grasland en/of bouwland in Nederland. Het model maakt een beter onderscheid in organische-stofgroepen en maakt meer in detail gebruik van bodemeigenschappen (een glijdende schaal tussen zand en klei) en kan rekening houden met weersomstandigheden (temperatuur en vocht). Het model werkt ook met kleinere tijdstappen dan het ICBM-model en het EOS-model. Ook is het een model dat een brede internationale toepassing kent en in veel wetenschappelijke publicaties is beschreven. De beschikbaarheid van de vereiste gegevens is geen probleem voor gebruik van het RothC-model, alle benodigde data zijn relatief eenvoudig te verkrijgen. De kennis en inzichten uit de ICBM- en EOS-modellen kunnen worden gebruikt bij de verbetering van het RothC-model. Het RothC-model is eerder ook gebruikt op nationale schaal voor Nederland (Conijn en Lesschen, 2015) en zal waarschijnlijk in de toekomst ook gebruikt worden voor de nationale emissieregistratie. Uitkomsten van de monitoring en de daaruit volgende berekeningen op bedrijfsniveau kunnen op deze wijze aansluiten bij de nationale emissieregistratie om mitigatie-inspanningen zichtbaar te maken en mee te laten tellen voor de nationale reductiedoelstelling.

3.3.2 RothC-modelbeschrijving

Het RothC-model is een dynamisch model voor de omzetting van organische koolstof in minerale bodems. Het model wordt internationaal veel toegepast en is veelvuldig gedocumenteerd (o.a. Coleman et al., 1997; Smith et al., 1997; Byrne and Kiely, 2009). Het model houdt rekening met de effecten van bodemtype, temperatuur, vochtgehalte en bodembedekking op de afbraak van organische koolstof. Het model gebruikt maandelijkse tijdstappen om veranderingen in de organische-koolstofvoorraad te berekenen op een tijdschaal van één jaar tot eeuwen. Voor dit project is gebruikgemaakt van de RothC- versie 26.3 zoals beschreven in Coleman en Jenkinson (2014).

In het RothC-model wordt de koolstof verdeeld over vier actieve compartimenten en een deel inerte organische stof. Deze vier actieve compartimenten/pools zijn afbreekbaar plantmateriaal (DPM), resistent plantmateriaal (RPM), microbiële biomassa (BIO) en humus (HUM), zie figuur 4. Elk van deze compartimenten heeft zijn eigen specifieke afbraakcoëfficiënt (de afbraak is een fractie van de aanwezige hoeveelheid), behalve het IOM-compartiment waar geen organische stof meer wordt afgebroken. De afbraak-coëfficiënt per compartiment wordt beïnvloed door textuur, temperatuur, vocht en bodembedekking. De afbraak wordt in de meeste bodem C-modellen, waaronder ook RothC,

beschreven als een zogeheten eerste-orde-proces. De afbraakconstanten zijn 10 voor het DPM-compartiment, 0,3 voor het RPM-compartiment, 0,66 voor het BIO-compartiment en 0,02 voor het HUM-compartiment. Dit betekent bij voorbeeld voor het HUM-compartiment dat gemiddeld 2% van de organische koolstof in dat compartiment per jaar afbreekt, terwijl voor het RPM-compartiment 30% van de koolstof wordt afgebroken. De afbraakconstante van 10 geeft aan dat alle materie ruim binnen de termijn van één jaar wordt afgebroken. Deze afbraakconstanten zijn bepaald op basis van de langetermijnexperimenten in Rothamsted en worden normaal gesproken niet aangepast voor gebruik van het model.



Figuur 7 Schematisch overzicht van de koolstofcompartimenten in het RothC-model.

Het RothC-model gebruikt de volgende data op maandbasis (gemiddelden of totalen):

- totale hoeveelheid neerslag (mm)
- totale open water verdamping (mm)
- gemiddelde luchttemperatuur (°C)
- kleigehalte van de bodem (%)
- mate van bodembedekking door een gewas (%)
- bodemdiepte waarmee wordt gerekend
- aanvoer van plantenresten en groenbemesters (ton C per ha)
- aanvoer van organische meststoffen, zoals dierlijke mest en compost (ton C per ha)
- afbraaksnelheid van de plantenresten (verhouding RPM/DPM)

Het koolstofgehalte van de bodem kan als startwaarde worden opgegeven, maar ook worden berekend op basis van de evenwichtswaarde die op de lange duur wordt bereikt.

Het RothC-model is beschikbaar als een standalone Windows-versie waarbij via tekstbestanden de input kan worden aangepast. Voor het doorrekenen van alle percelen en bedrijven is dit geautomatiseerd en daarom zijn de rekenregels van het RothC-model omgezet naar een andere programmeertaal (in dit geval GAMS) om makkelijk simulaties te doen voor alle percelen en de inputdata automatisch in te lezen vanuit Excelbestanden (of mogelijk andere databestanden).

3.3.3 Inputdata

Klimaatgegevens

Het model heeft de volgende maandelijkse klimaatgegevens nodig: gemiddelde luchttemperatuur, neerslag en verdamping. Voor het modelleren wordt gebruikgemaakt van een dataset van metingen van het KNMI. Deze dataset omvat maandelijkse klimaatdata per KNMI zone voor de periode 1983-2017. De bedrijven zijn gekoppeld aan deze veertien KNMI-zones. Voor de berekening van de bodem C-balans is het weerjaar 2017 gebruikt, aangezien de meeste andere inputdata ook voor dit jaar

verzameld zijn. Dit jaar was ook qua neerslag een gemiddeld weerjaar. Daarnaast is er voor de gevoeligheidsanalyse een doorrekening van alle weerjaren meegenomen.

De KNMI-gegevens voor verdamping zijn gebaseerd op de referentiegewasverdamping volgens de formule van Makkink (Makkink, 1957). De referentiegewasverdamping is de hoeveelheid water die verdampt uit een grasveld dat goed voorzien is van water en nutriënten. Het RothC-model maakt echter gebruik van de openwaterverdamping. Hiervoor wordt de Makkink-verdamping vermenigvuldigd met 1,25 (Feddes et al., 2003).

Bodemgegevens

Het RothC-model rekent met het organische stofgehalte, het kleigehalte en de dichtheid van de bodem. Het organische stofgehalte en kleigehalte zijn parameters die in standaard bodemanalyses ook worden bepaald. Deze data zijn per perceel opgevraagd bij de deelnemende boeren (zie ook paragraaf 3.1). Voor toekomstige toepassing voor de hele melkveesector zijn deze bodemdata in principe op te vragen vanuit de webapplicatie 'Mijn percelen' en daarmee ook toegankelijk voor automatisering.

Voor de berekeningen is aangenomen dat de gemiddelde organische stof voor 50% uit koolstof bestaat (Pribyl, 2010), maar de praktijkanalyses laten een grote variatie zien, van 30 tot 70%. De organische- C-bepaling is een aparte bepaling, naast de organische-stofbepaling. Omdat de organische-C-bepaling lang niet altijd is uitgevoerd, is gebruikgemaakt van de gemiddelde waarde. Bij de uiteindelijke monitoring kan worden gekozen voor het werkelijke gehalte aan organische C, als deze is bepaald. Als organische C niet is bepaald, kan gebruik worden gemaakt van de standaardwaarde.

Correctie organische stofgehalte naar 0-25 cm

De bemonsteringsdiepte voor bodemanalyses is afhankelijk van het geteelde gewas. Bodemanalyses ten behoeve van bemestingsadviezen op grasland worden gedaan voor de laag van 0 tot 10 cm, terwijl op bouw- en maisland de bemonsteringsdiepte 25 cm is. Organische stofgehalten op grasland en bouwland zijn daardoor niet direct vergelijkbaar; datzelfde geldt voor hoeveelheden organische stof (en C) die in de bodem zijn opgeslagen. Om alle organische-stofgegevens onder één noemer te brengen, is alles omgerekend naar de laag 0-25 cm. De conversiefactor is echter afhankelijk van grondsoort en het landgebruik. Op basis van datasets die zijn gebruikt voor de kalibratie van het RothC-model zijn conversiefactoren afgeleid (tabel 1). Daaruit blijkt dat de organische stofgehalten in de bovenste 10 cm hoger zijn dan in de laag eronder. Voor bouwland en tijdelijk grasland is er weinig verschil. Dat komt omdat daar bodems meermalen worden geploegd en de bodemlaag over 25 cm relatief homogeen is.

Tabel 2 *Conversiefactoren voor de omrekening van organische stofgehalten in de laag 0-10 cm naar organische stofgehalten in de laag 0-25 cm.*

Landgebruik	Bodemtype	Conversiefactor
Blijvend grasland	Klei	0.67
	Zand	0.81
Tijdelijk grasland en bouwland	Klei	0.97
	Zand	

Bodemdichtheid

Voor het omrekenen van het koolstofgehalte naar de koolstofvoorraad is het nodig om de dichtheid van de bodem te weten. Dit is niet een parameter die normaal gesproken in grondmonsteronderzoek gemeten wordt en waar dus geen bedrijfsspecifieke data voor beschikbaar zijn. Dat is veel te kostbaar. Er zijn echter wel formules beschikbaar om de dichtheid te berekenen, vaak op basis van het organische stofgehalte en de bodemtextuur. Voor kleigronden wordt de formule van Wösten (2001) gebruikt en voor zandgronden die van Hoekstra en Poelman (1982). Er wordt gewerkt aan een actualisatie van de bodemdichtheden en nieuwe meettechnieken en sensoren worden ontwikkeld. De belangrijkste factor die voor afwijkingen kan zorgen, is bodemverdichting door zware machines.

$$\text{Dichtheid}_{\text{klei}} = 0.6117 + (0.003601 * \text{kleigehalte}) + (0.002172 * (\text{OS-gehalte})^2) + (0.01715 * \log(\text{OS-gehalte}))$$

$$\text{Dichtheid}_{\text{zand}} = 0.667 + (0.021 * \text{OS-gehalte})$$

Organische mest aanvoer

Voor de aanvoer van koolstof met organische mest wordt gebruikgemaakt van de bedrijfsspecifieke aanvoer uit de Kringloopwijzer. In de Kringloopwijzer worden tien verschillende mestsoorten onderscheiden (tabel 2). De data hiervoor zijn echter alleen beschikbaar in termen van stikstof en fosfaat, maar niet van koolstof. Daarom wordt de hoeveelheid toegediende mest via de C/N-ratio uit tabel 3 omgerekend van stikstof naar koolstof. Als er geen bedrijfsspecifiek N-gehalte beschikbaar is, wordt er gebruikgemaakt van het standaardgehalte zoals in tabel 3 is weergegeven.

In de Kringloopwijzer is de mestaanvoer echter alleen op bedrijfs- en gewasgroepniveau beschikbaar, en niet per perceel. Er wordt dan gerekend met een gemiddelde mestaanvoer, rekening houdend met de gebruiksnormen voor N en P. De aanvoer van koolstof uit weidemest is alleen toegekend aan percelen waarbij aangegeven is dat deze voor beweiding zijn gebruikt.

Tabel 3 Eigenschappen voor de verschillende mestsoorten (Schröder et al., 2018).

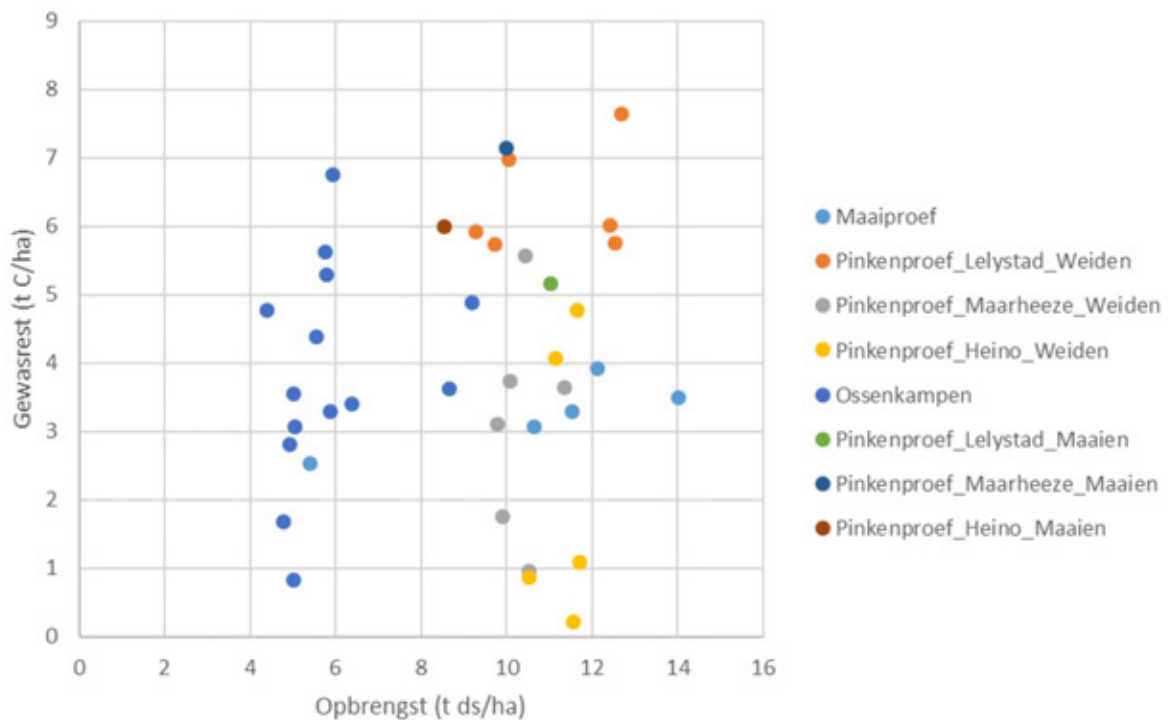
Mestsoort	N-gehalte (g/kg)	C/N-ratio	Humificatie-coëfficiënt
Weidemest graasdieren	4,0	8,9	0,7
Drijfmest graasdieren	4,0	8,9	0,7
Vaste mest graasdieren	7,7	10,1	0,7
Drijfmest staldieren	7,0	5,7	0,33
Vaste mest staldieren	34,1	6,2	0,33
Compost	7,0	15,1	0,9
Dunne fractie	4,9	3,5	0,5
Dikke fractie	9,2	8,3	0,5
Kunstmest vervanger	7,3	1,5	0,33
Digestaat	5,6	3,0	0,9
Overige mest	5,6	3,0	0,9

Gewasresten aanvoer

De aanvoer van koolstof uit gewasresten is vaak de belangrijkste bron van koolstof naar de bodem, zeker voor een permanent gewas als grasland met een dicht wortelstelsel. Het meten van deze aanvoer is echter lastig. Voor grasland is er het hele jaar door afbraak van plantenresten en groei van wortels en nieuwe spruiten. Om deze aanvoer goed te kunnen schatten, is daarom gebruikgemaakt van langetermijnexperimenten om te bepalen wat de bijdrage van gewasresten in grasland moet zijn geweest.

De koolstofaanvoer uit gewasresten is voor elke behandeling binnen elke dataset gekalibreerd, rekening houdend met het kleigehalte van de bodem, het gemiddelde weer in de betreffende periode en de koolstofaanvoer door dierlijke mest. De resultaten voor grasland laten een gemiddelde koolstofaanvoer uit gewasresten zien van 5,1 t C/ha voor behandelingen die uitsluitend zijn gemaaid zonder aanvoer van dierlijke mest, en van 3,7 t C/ha voor de behandelingen die ook beweid zijn en met dierlijke mest bemest zijn. De berekende koolstofaanvoer uit gewasresten loopt uiteen van -0,5 tot 7,6 t C/ha (figuur 8). In bijlage 2 is in meer detail beschreven hoe deze kalibratie voor grasland en mais is uitgevoerd.

Op basis van deze data kan geen relatie tussen de bovengrondse opbrengst van gras en de aanvoer van gewasresten (met name wortels) naar de bodem worden afgeleid. Dit is ook in lijn met andere literatuur (Poeplau, 2016; Poeplau et al., 2018), die voor grasland geen vaste spruit-wortelverhouding vinden. Gras met veel bemesting heeft vaak ondiepe wortels, terwijl in onbemest grasland meer en diepere wortels aanwezig zijn. Daarom is uiteindelijk op basis van figuur 8 een vaste C-aanvoer van 5,1 t C/ha verondersteld voor al het permanent grasland.



Figuur 8 Gekalibreerde koolstofaanvoer uit gewasresten in relatie tot de bovengrondse grasopbrengst.

Voor mais en overige akkerbouwgewassen is het minder onzeker, aangezien het gaat om eenjarige gewassen met minder vernieuwing van het wortelstelsel. Voor snijmais is een aanvoer van 1,1 ton C/ha berekend, zie bijlage 2, en voor akkerbouwgewassen is op basis van de opbrengst en de verhouding tussen geoogste biomassa en totale biomassa van het gewas berekend wat de C-aanvoer moet zijn. Samenvattend is de aanvoer van koolstof uit gewasresten weergegeven in tabel 4.

Tabel 4 Aanvoer van koolstof uit gewasresten voor grasland, snijmais en vanggewassen.

Grondgebruik	Aanvoer C uit gewasresten (ton/ha)
Blijvend grasland	5,1
Tijdelijk grasland	3,4
Snijmais	1,1
Vanggewas	1,0

3.4 Modelleren afbraak organische bodems

Alle percelen van de deelnemende bedrijven zijn aangeduid met 'veen', 'moerig' en 'mineraal'. Op veengronden vindt ook afsterving plaats van grasstoppels, wortels en plantenresten, maar dat is niet te onderscheiden van de veengrond zelf. De afbraak van ontwaterde veengrond is groter dan de vastlegging vanuit gewasresten. De berekeningen op veengronden gaan daarom over afbraak van organische stof en hoe die verminderd kan worden.

Vervolgens is er voor de veen en moerige percelen een emissieberekening uitgevoerd. Voor deze berekening zijn de grondwatertrap, de aanwezigheid van een klei- of zanddek en de trofiegraad (mineralenrijkdom) van het veen vastgesteld per perceel op basis van de bodemkaart. De grondwatertrap is gerelateerd aan de verwachte maaivelddaling van een veenperceel. Deze wordt ingeschat op basis van de combinatie van grondwatertrap en de bodemeigenschappen van de bovenste laag van een perceel (zie tabel 5 uit Kuikman et al. (2005)). Hierbij werden de grondwatertrappen ingedeeld in slecht, redelijk en goed ontwaterd. Grondwatertrappen (Gt) I en II

vallen onder slecht ontwatering, Gt IIb, III en IIIb vallen onder redelijk ontwatering en alle Gt IV en hoger vallen onder goede ontwatering. De berekening is nu gebaseerd op basis van de aan- of afwezigheid van een kleidek en van drie ontwateringsklassen, dat levert zes klassen op waarvan metingen bekend zijn. Voor de CO₂-emissie in kg per ha uit de veenpercelen is gebruikgemaakt van de volgende formule (Kuikman et al., 2005), die ook wordt toegepast voor de nationale emissierapportage (Arets et al., 2019).

$$CO2_{em} = S_{mv} * \rho_{so} * fr_{os} * fr_c * \frac{44}{12} * 10^4$$

Met daarin:

$$CO2_{em} = CO2 \text{ emissie (kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1})$$

$$S_{mv} = \text{snelheid jaarlijkse daling van het maaiveld (m jaar}^{-1})$$

$$\rho_{so} = \text{bulkdichtheid van ongerijpt veen (kg m}^{-3})$$

$$fr_{os} = \text{organisch stof fractie in veen (-)}$$

$$fr_c = \text{koolstof fractie in organisch stof (-)}$$

In navolging van Kuikman et al. (2005) is voor de bulkdichtheid van veen een standaard genomen van 140 kg bodem m⁻³. Voor de organische-stoffractie in veen is 0,8 als standaard gebruikt en voor de koolstof fractie in organische stof is 0,55 als standaard gehanteerd. De factor 44/12 is de omrekening van C naar CO₂.

Voor de N₂O-emissie gerelateerd aan veenoxidatie is ook de trofiegraad van het veen van belang, deze zegt iets over de mineralenrijkdom van het veen. Oligotroof veen (legenda-eenheden bodemkaart ..Wp, ..Vp, ..Vs) is gegroeid onder voedselarme omstandigheden, veelal hoogveen, terwijl mesotroof en eutroof veen (legenda-eenheden bodemkaart ..Wz, Vz ..Vc,..Vb,..Vd,..Vr,..Vk) onder matige tot voedselrijke omstandigheden zijn gegroeid, veelal laagveen. De trofiegraad van het veen is gebaseerd op de legenda-eenheden van de Bodemkaart van Nederland (schaal 1:50.000). Mesotroof en eutroof veen hebben een C/N-verhouding van 15 -30 en oligotroof veen heeft een verhouding van 40-70. Voor de emissieberekeningen is gekozen om één C/N-verhouding te hanteren: voor eutroof en mesotroof veen is dat 20 en voor oligotroof veen is dat 40 (Kuikman et al., 2005).

De N₂O-emissie uit veen (ton CO₂-eq ha⁻¹ jr⁻¹) wordt berekend met de volgende formule:

$$N_2O_{em} = \left(\left(S_{mv} * \rho_{so} * fr_{os} * fr_c * \frac{1}{C/N} * 10^4 \right) * 0.02 \right) * \frac{44}{28} * 298$$

Met daarin:

$$N_2O_{em} = N_2O \text{ emissie (ton N}_2O \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1})$$

$$S_{mv} = \text{snelheid jaarlijkse daling van het maaiveld (m jaar}^{-1})$$

$$\rho_{so} = \text{bulkdichtheid van ongerijpt veen (kg m}^{-3})$$

$$fr_{os} = \text{organisch stof fractie in veen (-)}$$

$$fr_c = \text{koolstof fractie in organisch stof (-)}$$

Ook hierbij wordt voor bulkdichtheid (140 kg/m³), organische-stoffractie (0,8) en koolstof fractie (0,55) een standaardgetal gehanteerd. De factor 0,02 is de emissiefactor voor N₂O uit veengronden en de factor 44/28 is de omrekening van N naar N₂O. Met deze berekeningen wordt de hoeveelheid CO₂ en N₂O-emissie per ha berekend. Dit wordt vermenigvuldigd met de grootte van het perceel. Uiteindelijk is hiermee berekend wat emissies zijn van een perceel uit veenbodems.

4 Resultaten

4.1 Data bedrijven

4.1.1 Landgebruik

In totaal zijn op de 37 bedrijven gegevens verzameld van 691 percelen. Daarvan ligt 48% op zandgrond, 30% op klei en 22% op veengrond. Bedrijven kunnen meerdere grondsoorten binnen hun bedrijf hebben.

Tabel 5 De verdeling van percelen en bedrijven* over de grondsoorten.

Bodemtype	Aantal percelen	Aantal bedrijven
Klei	204	21
Veen	158	12
Zand	329	22

* Het totaal aantal bedrijven is 37, maar binnen een bedrijf kunnen meerdere grondsoorten voorkomen

Van bijna alle percelen zijn grondanalyses digitaal beschikbaar van 2004 tot 2015. Van de periode daarvoor zijn beperkte data beschikbaar. In enkele gevallen konden gegevens tot veertig jaar terug worden achterhaald. Per bedrijf zijn gemiddeld achttien percelen aanwezig, met gemiddeld drie waarnemingen en maximaal acht per perceel.

Het landgebruik van de percelen is te zien in tabel 6. In 56% van de percelen betrof het blijvend grasland, bijna een kwart was tijdelijk grasland en een vijfde bouwland. Bij het bouwland ging het voor 60% om maisteelt en ruim een kwart om rooivruchten (aardappelen, bieten of bollen).

Tabel 6 Geregistreerd landgebruik van alle percelen in de periode 2004-2017.

Categorie	Subcategorie	Aantal percelen
Bouwland	Snijmais	661
	Aardappelen	161
	Granen	84
	Bloembollen	75
	Suikerbieten	68
	Overige gewassen	78
Bouwland totaal		1127
Natuur	Bos	9
Blijvend grasland	Blijvend grasland	3173
Tijdelijk grasland	Tijdelijk grasland	1383
TOTAAL		5692

4.1.2 Bodemeigenschappen

Binnen een grondsoort is er sprake van een grote spreiding in de fracties zand, slib en lutum, maar ook in de gehalten aan organische (kool)stof. Op kleigronden is het organische stofgehalte gemiddeld 8,3%, op veengronden 34% en op zandgrond 6,3%. Op kleigronden is de variatie het grootst met een variatiecoëfficiënt van 0,8. De C/N-verhouding in de organische stof heeft met 0,3 de laagste variatiecoëfficiënt van de verschillende bodemeigenschappen (tabel 7). De bepaling van organische koolstof is pas recent geïntroduceerd, daarom zijn er minder data beschikbaar.

Tabel 7 Resultaten van grondbemonstering van percelen van de 37 deelnemende bedrijven, opgesplitst naar grondsoort.

Grondsoort [-]		aantal	minimum	maximum	gemiddelde	stand. afw.	Variatie-coëfficiënt
Klei	OS [%]	660	1,2	38,9	8,3	6,4	0,8
	OC [%]	39	1,4	11,4	6,3	3,2	0,5
	N-Tot [mg N/kg]	682	91	15910	3763	3013	0,8
	C/N-verhouding	479	6,0	44,9	10,6	3,2	0,3
	Lutum [%]	489	1,0	52,0	23,4	12,0	0,5
	Silt [%]	102	10,0	43,0	28,7	7,7	0,3
	Zand [%]	175	9,0	95,0	41,1	20,3	0,5
Veen	OS [%]	595	5,9	65,1	34,1	13,8	0,4
	OC [%]	32	5,0	18,8	11,6	3,6	0,3
	N-Tot [mg N/kg]	484	396	25590	11342	5803	0,5
	C/N-verhouding	391	8,0	43,6	12,6	3,4	0,3
	Lutum [%]	396	1,0	44,0	25,9	9,6	0,4
	Silt [%]	139	5,0	40,0	18,1	6,3	0,3
	Zand [%]	149	2,0	81,0	32,4	23,7	0,7
Zand	OS [%]	1087	1,6	33,1	6,3	3,2	0,5
	OC [%]	58	1,5	8,8	3,3	1,6	0,5
	N-Tot [mg N/kg]	940	140	11562	2169	1212	0,6
	C/N-verhouding	790	5,7	35,0	15,7	3,9	0,2
	Lutum [%]	392	1,0	25,0	3,7	2,5	0,7
	Silt [%]	153	4,0	47,0	15,6	8,9	0,6
	Zand [%]	207	24,0	90,0	75,7	9,6	0,1

Als de percelen worden onderverdeeld naar landgebruik (blijvend en tijdelijk grasland en bouwland) zijn er verschillen te zien in de gemiddelde gehalten (tabel 8). Het organische stofgehalte is het hoogst op blijvend grasland, gevolgd door tijdelijk grasland. Op bouwland is het organische stofgehalte het laagst. Binnen iedere groep van grondsoort/landgebruik is ook sprake van een grote spreiding.

Tabel 8 Organische stofgehalten van percelen van de 37 deelnemende bedrijven, opgesplitst naar landgebruik.

Grondsoort	Gewasgroep	Minimum	Maximum	Gemiddelde	Stand. Afw.
Klei	Bouwland	1,2	21,9	4,0	2,9
	Blijvend grasland	2,1	23,5	9,4	4,9
	Tijdelijk grasland	1,3	21,9	7,2	4,9
Veen	Bouwland	5,9	25,5	17,0	6,6
	Blijvend grasland	6,5	59,8	30,1	13,1
	Tijdelijk grasland	6,3	57,9	18,9	11,0
Zand	Bouwland	2,2	19,8	5,7	2,8
	Blijvend grasland	2,3	20,6	6,8	3,6
	Tijdelijk grasland	2,1	33,1	5,7	3,3

Het is te verwachten dat er een grote spreiding is in organische stofgehalten tussen percelen. De onderverdeling zand, klei, veen is op zich al een versimpeling van complexe bodemfactoren en de historie van bedrijven en het landgebruik is vaak heel verschillend.

4.1.3 Variatie binnen bedrijven en over bedrijven

Hoewel er binnen een grondsoort een grote variatie is te vinden in organische stofgehalten, is er binnen de bedrijven vaak een kleinere spreiding in gehalten dan over bedrijven heen. Tabel 9 geeft de organische stofgehalten van blijvend grasland voor de bedrijven met alleen zand- en/of kleipercelen

die in de jaren 2014-2017 zijn bemonsterd. Het blijkt dat de variatie tussen percelen binnen één bedrijf vaak kleiner is dan de variatie van alle percelen van een groep bedrijven.

Tabel 9 Organische stofgehalten van blijvend grasland voor de bedrijven met alleen zand en/of kleipercelen.

Bedrijf	Aantal percelen			Standaardafwijking organische stofgehalten			Organische stofgehalten (%)		
	Klei	Zand	Totaal	Klei	Zand	Totaal	Klei	Zand	Totaal
1		12	12		0,79	0,79		4,39	4,39
2		1	1		0,00	0,00		4,00	4,00
3	10		10	1,86		1,86	5,10		5,10
4	8	9	17	2,33	1,29	2,01	6,26	4,74	5,46
5		23	23		1,10	1,10		3,68	3,68
6		25	25		7,47	7,47		8,62	8,62
7	13		13	1,03		1,03	3,22		3,22
8		30	30		1,45	1,45		6,76	6,76
9	12		12	1,39		1,39	4,09		4,09
10		12	12		1,19	1,19		4,97	4,97
11		22	22		1,80	1,80		5,98	5,98
12		24	24		1,01	1,01		4,28	4,28
13	7	10	17	1,11	1,83	1,58	4,17	4,55	4,39
14	9		9	2,76		2,76	12,31		12,31
15	7		7	1,00		1,00	2,97		2,97
16		10	10		1,59	1,59		5,07	5,07
17	4	21	25	1,21	0,93	1,01	3,70	4,41	4,30
18		33	33		2,20	2,20		8,80	8,80
19		2	2		0,50	0,50		3,60	3,60
20	12		12	0,80		0,80	6,02		6,02
21	12	2	14	1,53	0,05	1,79	6,57	3,45	6,12
22		5	5		1,07	1,07		4,98	4,98
23	11		11	1,26		1,26	3,55		3,55
24	15		15	1,09		1,09	4,75		4,75
25		15	15		1,37	1,37		5,67	5,67
26		9	9		1,50	1,50		6,49	6,49
27	8		8	0,56		0,56	3,46		3,46
28		44	44		1,55	1,55		7,32	7,32
Totaal	128	309	437	2,72	3,07	3,00	5,13	6,09	5,81

Statistisch gezien zouden de grotere aantallen kunnen leiden tot een lagere standaardafwijking, maar dat effect wordt tenietgedaan door de grote spreiding tussen bedrijven. In het geval van de bedrijven in dit project, zijn deze ook nog eens verspreid over geheel Nederland. De kleinere spreiding binnen bedrijven is wel een indicatie dat een gerichte aggregatie van percelen tot één groep op basis van bodemkenmerken de spreiding van het gemeten organische stofgehalte kan beperken.

4.1.4 Trend in verloop organische stofgehalte

Binnen percelen is de spreiding in de loop van de tijd groot. Van de grote groep zijn alle percelen met blijvend grasland en een voldoende lange meetreeks aan organische-stofdata geselecteerd. Op basis van veldonderzoek en daaruit voortvloeiende berekeningen (Soussana et al., 2004; De Wit et al., 2018) zou je mogen verwachten dat het organische stofgehalte van blijvend grasland zou stijgen in de loop van de tijd. Met een zeer eenvoudige regressieanalyse is gekeken of dat inderdaad het geval is en of het betrouwbaar aangetoond kan worden. Als in de loop van de tijd het organische stofgehalte toeneemt, kun je dat berekenen met de formule:

$$OS(t) = a + b*t$$

waarbij a de starthoeveelheid in het eerste jaar weergeeft en b de gemiddelde verandering van het gehalte en t de tijd, uitgedrukt in jaren. Als de waarde van b groter is dan nul, is er sprake van een stijging van het organische stofgehalte. Van alle percelen met voldoende lange meetreeksen is getoetst of de helling van de lijn significant afwijkt van nul. De resultaten in tabel 10 laten zien dat er slechts bij een beperkt aantal percelen sprake is van een significante verandering van het organische stofgehalte in de loop van de tijd. Van de in totaal 76 percelen kan slechts in 14 gevallen worden aangetoond dat het organische stofgehalte verandert in de loop van de tijd. Minder dan helft is stijgend, de andere zijn dalend. Als alle percelen worden samengepakt, laat een zeer eenvoudige lineaire regressie zien dat er geen sprake is van verandering van organische stofgehalten in de loop van de tijd. De standaardafwijking is in alle gevallen veel groter dan de waarde van de richtingscoëfficiënt b .

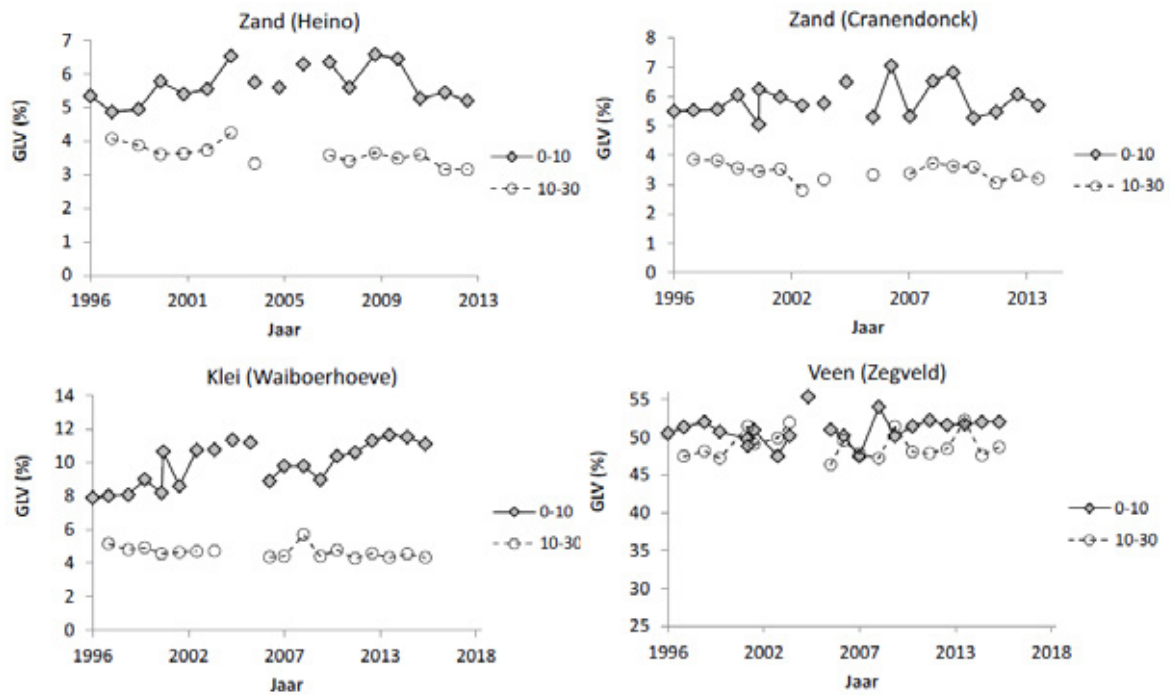
Tabel 10 Overzicht van het aantal percelen dat significant aangetoond kan worden dat op blijvend grasland het organische stofgehalte verandert in de loop van de tijd.

	p < 0.1		Niet significant		Gemiddelde waarde b	Standaardafwijking
	Aantal	%	Aantal	%		
Klei	7	47	8	53	-0,25	-1,76
Veen	3	9	29	91	-0,04	-0,13
Zand	4	14	25	86	-0,01	0,58

Vergelijkbare situaties zijn te vinden bij de percelen die gedurende de gehele tijd als bouwland zijn gebruikt. Het betekent dat de spreiding op een en hetzelfde perceel in de loop van de tijd al erg groot is en niet of nauwelijks bruikbaar is voor het vaststellen van veranderingen in organische-stofhoeveelheden op individuele percelen. De variatie op praktijkpercelen kan voortkomen uit het feit dat niet altijd op dezelfde plekken in een perceel wordt gestoken. Maar het kan ook zijn dat het grasland is gescheurd en direct weer ingezaaid, waarbij de zode met het hoge organische stofgehalte wordt ondergeploegd. De gebruikshistorie is vaak moeilijk te achterhalen.

Op proefvelden is het gebruik exact bekend, er worden vaak homogener percelen voor gekozen, de proefveldjes zijn klein (15 m² bij maaiproeven, 1000 m² bij weideproeven) en de monsternamen gaan via een nauwkeurig omschreven protocol. Bovendien liggen de proefbehandelingen vaak in twee tot vier herhalingen en is de frequentie van de bepaling vaak veel hoger dan in de praktijk, soms zelfs jaarlijks. Dat zou de ruimtelijke variatie als gevolg van monsternamen sterk moeten verminderen, zo is de verwachting. Deze hypothese kan worden getoetst aan de hand van een proefveld dat op vier locaties is aangelegd, waarvan twee gedurende een periode van zestien en zeventien jaar zijn gevolgd en twee voor een periode van meer dan twintig jaar.

Figuur 9 is afkomstig van de veeljarige fosfaatproefvelden van Wageningen UR (Ehlert et al., 2018). Alle proefvelden zijn gedurende de proefperiode in gebruik als blijvend grasland, zonder herinzaai van de grasmat of enige grondbewerking. Er is één fosfaatbehandeling uitgekozen, de weergegeven waarden zijn een gemiddelde van de bodemlagen 0-5 en 5-10 cm samen, een gemiddelde van de bodemlagen 10-20 en 20-30 cm samen en van de herhalingen die in de proef zijn aangelegd. Uit deze gegevens blijkt dat er ook bij sterk geconditioneerde en gecontroleerde omstandigheden sprake is van een grote variatie in de tijd.



Figuur 9 Verloop in organische stofgehalte (GLV = gloeiverlies) vanaf 1996 in 0-10 en 10-30 cm-maaiveld (mv) bodemlaag bij evenwichtsbemesting (0-10 cm bepaald als gemiddelde van 0-5 en 5-10 cm-mv; 10-30 cm bepaald als gemiddelde 10-20 en 20-30 cm-mv). (Uit: Ehlert et al., 2018.)

De metingen op de praktijkbedrijven laten zien dat de spreiding in gegevens dusdanig groot is dat het niet uitvoerbaar is om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over veranderingen in organische stofgehalten in relatie tot landgebruik (grasland of bouwland). Er is ook een grote ruimtelijke en temporele variatie aanwezig in de metingen op sterk gecontroleerde proefvelden. Dat geeft aan dat alleen metingen op praktijkpercelen niet betrouwbaar genoeg zijn om veranderingen in organische stofgehalten betrouwbaar te kunnen aantonen. Bij grotere datareeksen, zoals bepaald op proefvelden, kan met statistische methoden een betrouwbare verandering worden aangetoond (Ehlert et al., 2018). Voor praktijkpercelen is dat niet haalbaar.

Ondersteunende data uit het verleden over landgebruik en herinzaai van grasland en vroegere metingen van het organische stofgehalte zijn door melkveehouders moeilijk terug te vinden en/of te reconstrueren. Dat lukte slechts in een beperkt aantal gevallen. Mogelijk biedt het verzamelen van historische data bij bedrijfslaboratoria perspectief op het verkrijgen van langere datareeksen, evenwel zonder detailinformatie over het gebruik en management.

4.1.5 Organische stof en organische C

Koolstof is onderdeel van de organische stof. In vers plantenmateriaal bestaat het organisch materiaal voor 40-45% uit koolstof (C), terwijl dit in organische stof in de bodem vaak veel hoger ligt. De literatuurstudie van Pribyl (2010) komt uit op een gemiddelde waarde van 0,5 voor het C-gehalte van organische stof. Voor de beschikbare dataset van de bodemanalyses is in een beperkt aantal gevallen (107) naast de organische stof ook de organische koolstof bepaald. De resultaten van die analyse staan in tabel 11.

Tabel 11 De C-fractie van organische stof (dimensieloos) op de deelnemende praktijkbedrijven, uitgesplitst naar zand, klei en veen.

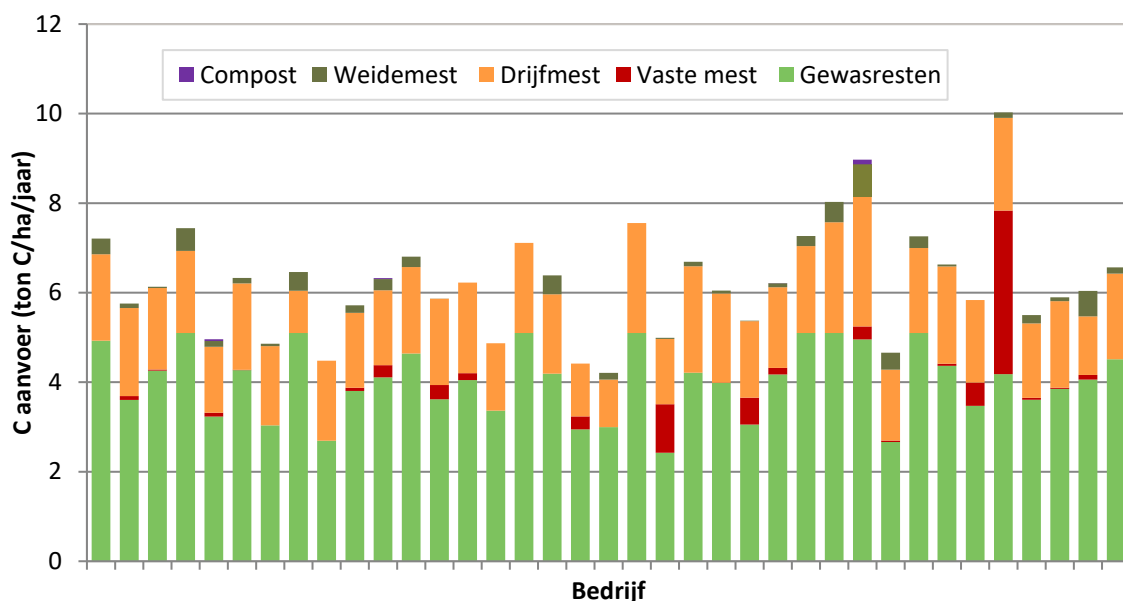
	Gemiddelde C-fractie van organische stof	Maximum	Minimum	Standaard afwijking	Aantal monsters
Totaal	0,54	0,76	0,33	0,05	107
Klei	0,53	0,57	0,47	0,03	40
Veen	0,53	0,61	0,46	0,04	24
Zand	0,56	0,76	0,33	0,06	43

Hieruit blijkt dat op basis van deze dataset de gemiddelde C-fractie van bodemorganische stof iets hoger is dan de veel gehanteerde omrekening van 0,5. In deze studie is vooralsnog uitgegaan van de factor 0,5 voor de omrekening van organische stof naar organische koolstof, maar mogelijk moet deze factor in de toekomst op basis van meerdere metingen voor Nederland worden aangepast.

4.2 Modelleren van koolstofvastlegging en -afbraak in minerale bodems

4.2.1 Koolstofaanvoer op bedrijfsniveau

Op basis van bemesting- en opbrengstgegevens uit de Kringloopwijzer is voor 37 bedrijven de gemiddelde koolstofaanvoer per bedrijf berekend (figuur 10). Hierbij is onderscheid gemaakt tussen koolstofaanvoer van gewasresten, dierlijke mest, weidemest en compost. Het grootste aandeel in koolstofaanvoer is afkomstig van dierlijke mest en gewasresten. De koolstofaanvoer van gewasresten varieert van 2,4 tot 5,1 ton C/ha/jaar per bedrijf, en is gemiddeld 4,0 ton C/ha/jaar. De koolstofaanvoer van dierlijke mest is opgesplitst in vaste mest, weidemest en drijfmest (incl. dunne fractie). De gemiddelde koolstofaanvoer van dierlijke mest is 0,4 ton C/ha/jaar uit vaste mest, 0,2 ton C/ha/jaar uit weidemest en 1,8 ton C/ha/jaar uit drijfmest. Compost wordt op vier bedrijven toegediend en de gemiddelde aanvoer hiervan is 0,4 ton C/ha/jaar. Al deze gegevens zijn een gemiddelde waarde voor alle percelen per bedrijf. Er zijn in de KringloopWijzer geen data beschikbaar over perceel-specifieke toediening.

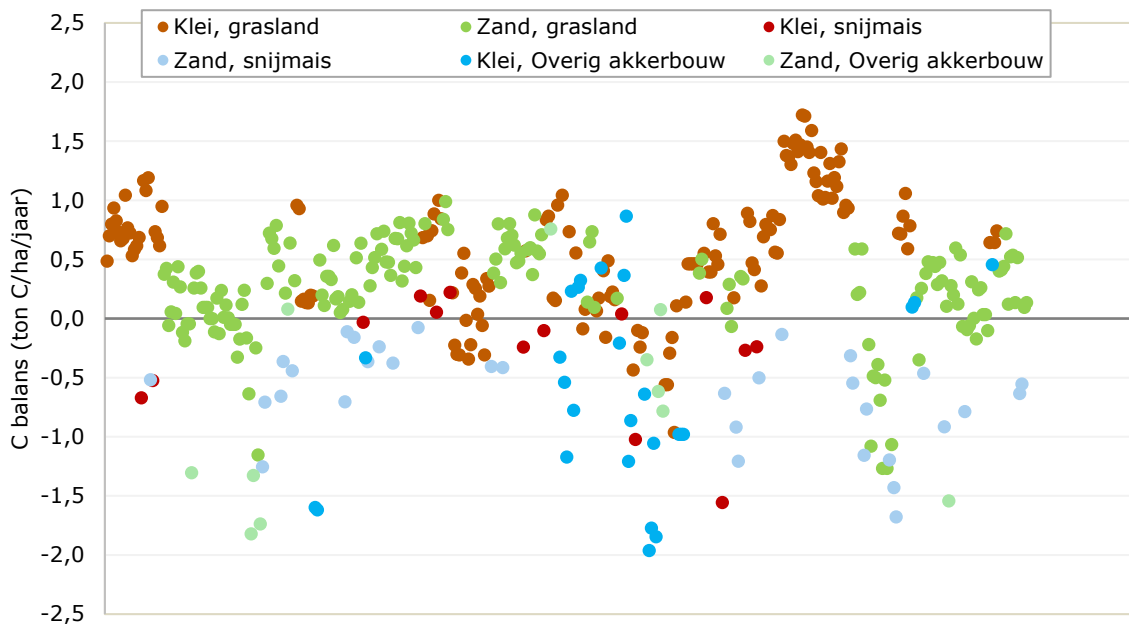


Figuur 10 Gemiddelde koolstofaanvoer naar de bodem per bedrijf, gebaseerd op gegevens uit de Kringloopwijzer.

4.2.2 Koolstofbalans per landgebruik en grondtype op perceelniveau

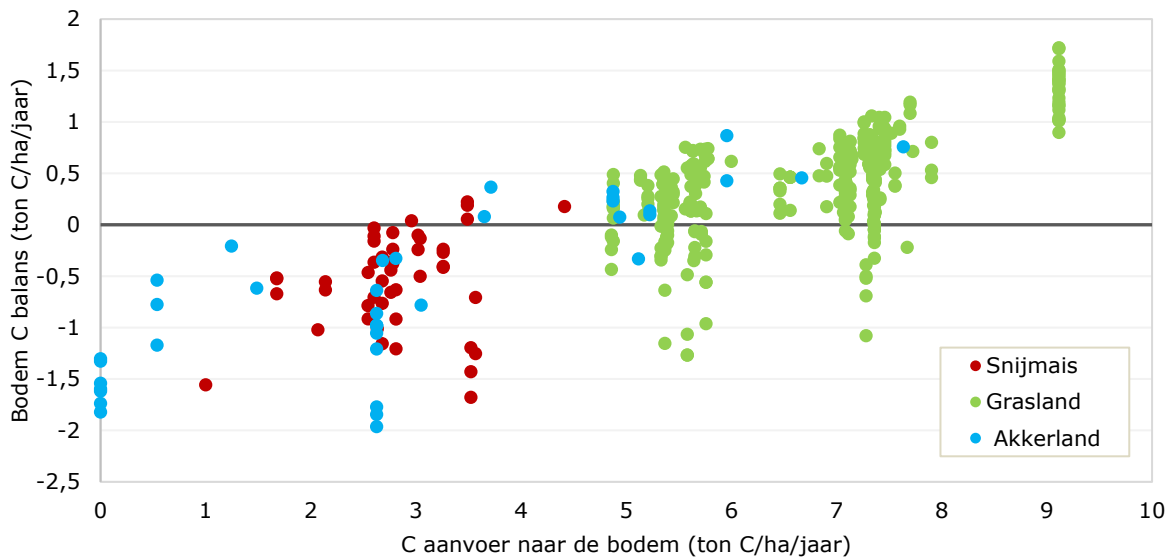
De berekening in deze paragraaf is alleen van toepassing op zand- en kleigronden, aangezien het RothC- model niet geschikt is voor het berekenen van de afbraak op veen en moerige gronden. De aangevoerde en aanwezige organische stof is onderwerp van afbraakprocessen. Van alle aangevoerde organische stof blijft na één jaar steeds een deel over. Dat wordt bepaald door de verdeling van organische stof over de verschillende compartimenten (zie figuur 7), hun afbraaksnelheden, de bodemeigenschappen en de weersomstandigheden. Het nettoresultaat van de aanvoer en de afbraak van aangevoerde en aanwezige C is de zogeheten bodem C-balans.

Omdat de percelen verschillen in gehalten aan organische stof en klei, zijn de resultaten van de C-balans op perceelniveau berekend. Figuur 11 toont de gemodelleerde koolstofbalans voor alle percelen op minerale bodems. Uit de resultaten blijkt dat er onder grasland gemiddeld 0,4 ton C/ha/jaar wordt vastgelegd. Snijmais en overige akkerbouw daarentegen, laten gemiddeld een verlies van bodemkoolstof zien: respectievelijk -0,5 ton C/ha/jaar en -0,6 ton C/ha/jaar. Als wordt gekeken naar de grondsoort laten de percelen op kleigronden over het algemeen een hogere vastlegging zien dan percelen op zandgronden. De gemiddelde koolstofbalans van de kleigronden is +0,4 ton C/ha/jaar, terwijl de koolstofbalans van de zandgronden gemiddeld +0,1 ton C/ha/jaar is.



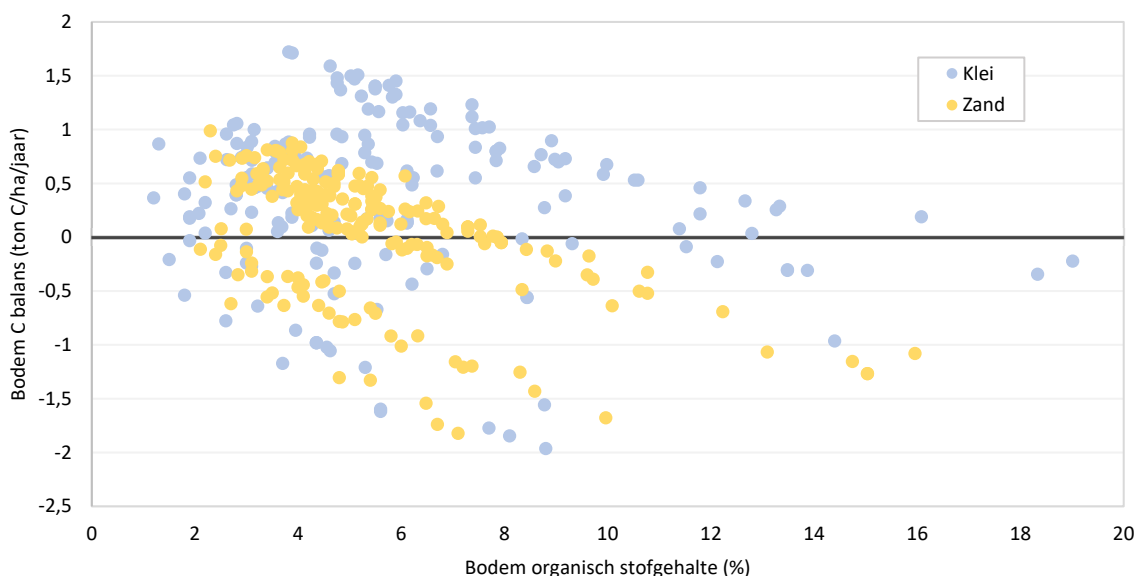
Figuur 11 Gemodelleerde koolstofbalans voor alle percelen per landgebruik en grondtype (op de x-as staan alle percelen per bedrijf geordend).

Om de relatie tussen de koolstofbalans en de koolstofaanvoer naar de bodem te bepalen, is de gemiddelde aanvoer van koolstof per perceel uitgezet tegen de gemodelleerde koolstofbalans van het betreffende perceel (figuur 12). De resultaten laten veel variatie zien, maar over het algemeen correspondeert een hogere koolstofaanvoer met een relatief sterker positieve koolstofbalans. Van de drie landgebruikscategorieën tonen de akkerlandpercelen de grootste spreiding in koolstofaanvoer. De koolstofaanvoer van deze percelen varieert van 0 tot 8 ton C/ha/jaar. De koolstofbalans van deze percelen laat een variatie zien van -2,0 tot 0,9 ton C/ha/jaar. De graslandpercelen hebben gemiddeld de meest positieve koolstofbalans en de hoogste aanvoer. De koolstofaanvoer van de graslandpercelen varieert tussen 4,9 en 9,1 ton C/ha/jaar en de koolstofbalans van -1,3 tot 1,7 ton C/ha/jaar. De koolstofaanvoer van de snijmaispercelen varieert tussen de 1 tot 4 ton C/ha/jaar en de koolstofbalans tussen -2,0 en 0,2 ton C/ha/jaar.



Figuur 12 Koolstofbalans in relatie tot de koolstofaanvoer naar de bodem op perceelniveau. De resultaten zijn opgesplitst naar landgebruik.

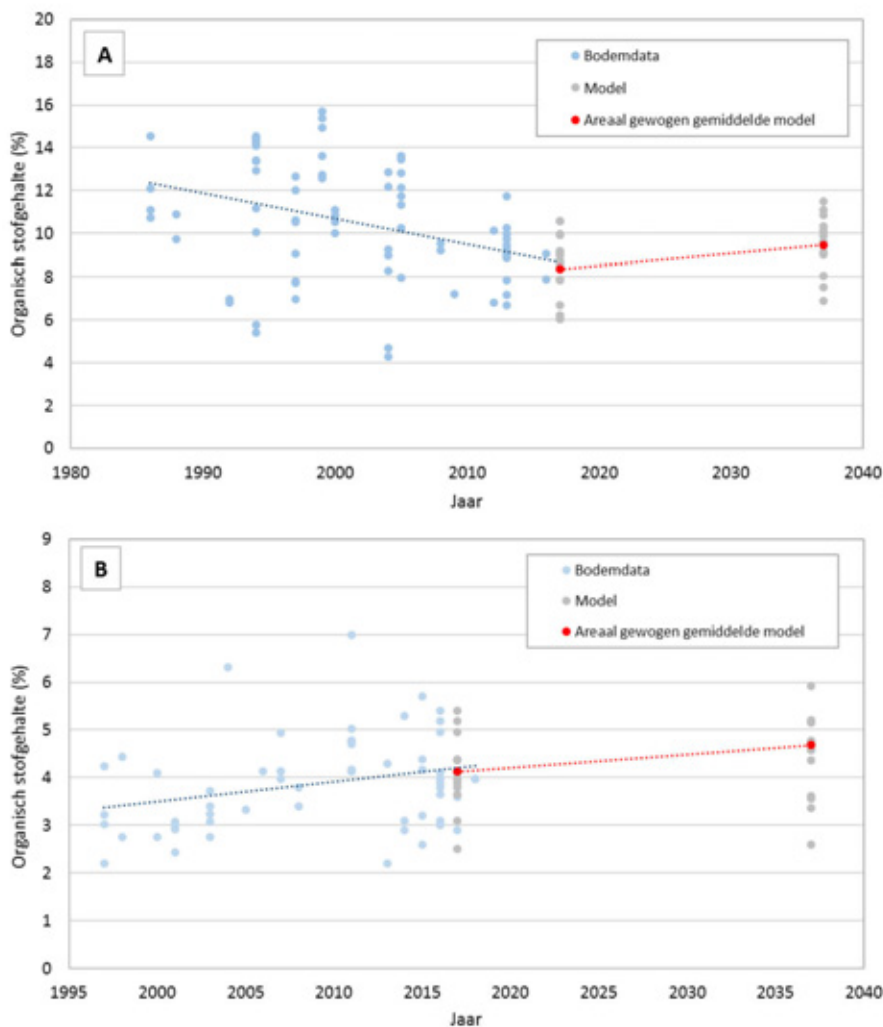
Naast de relatie tussen de koolstofbalans en koolstofaanvoer is er ook gekeken hoe de gemiddelde koolstofbalans zich verhoudt met het gemeten bodemorganische-stofgehalte. De resultaten van de percelen zijn opgesplitst naar grondsoort om te onderzoeken of er een verschil is tussen zand- en kleigronden als het gaat om de relatie van de koolstofbalans met het bodemorganische-stofgehalte. Figuur 13 laat een grote spreiding zien, maar over het algemeen neemt de koolstofbalans van de percelen af als het organische stofgehalte hoger is. Dit kan worden verklaard doordat er bij een hoger organische stofgehalte ook meer wordt afgebroken, waarbij uiteindelijk een evenwicht tussen aanvoer en afbraak ontstaat. Daarnaast is te zien dat de gemiddelde koolstofbalans van de kleigronden hoger is dan van de zandgronden, zeker bij hogere organische stofgehalten. Dit betekent dat er in kleigronden makkelijker organische stof kan worden vastgelegd. Dat is helemaal in lijn met de bevindingen van Hassink (1995), die dit toeschrijft aan een betere fysieke bescherming van organische stof in kleigronden.



Figuur 13 Koolstofbalans van klei- en zandgronden in relatie tot het organische stofgehalte van deze bodems; de data zijn weergegeven op perceelniveau.

4.2.3 Vergelijking met historische data

Voor het beoordelen van de berekende bodemkoolstofbalans is ook een vergelijking gemaakt met de historische data van organische stofgehalten van de deelnemende bedrijven. Figuur 14 geeft de vergelijking tussen de historische bodemgegevens en modelresultaten van twee bedrijven weer. In de grafiek zijn de historisch gemeten organische stofgehalten tot 2017 samen met de gemodelleerde organische stofgehalten in 2017 en twintig jaar later, in 2037, weergegeven. De resultaten van 2037 zijn gebaseerd op de aanname dat het betreffende bedrijf zijn management uit 2017 de komende twintig jaar voortzet. Om de modeldata met de historische data te kunnen vergelijken, is van beide datasets de trend bepaald. De resultaten van bedrijf A tonen een trendbreuk (figuur 14A). De gemeten bodemorganische-stofgehalten over de afgelopen eenendertig jaar tonen een afname, terwijl de resultaten op basis van het model een toename in organische stofgehalte voor de komende twintig jaar laten zien. Bij bedrijf B, daarentegen, is er sprake van een continuering van de trend (figuur 14B). Van 1997 tot 2017 is een stijging te zien in de gemeten organische stofgehalten. De gemodelleerde organische stofgehalten van 2017 en 2037 laten eveneens een toename zien. Voor de meeste bedrijven uit de pilotgroep kwamen de trendlijnen van de historische data redelijk overeen met de berekende trend uit de bodem C-balans. Deze benadering moet echter hooguit gezien worden als indicatie, aangezien vooral de historische trend erg onzeker is vanwege een beperkt aantal meetpunten, de grote variatie tussen percelen en het ontbreken van genoeg informatie over historisch gebruik.



Figuur 14 Vergelijking van de gemodelleerde organische stofgehalten met historische meetgegevens voor bedrijf A en B.

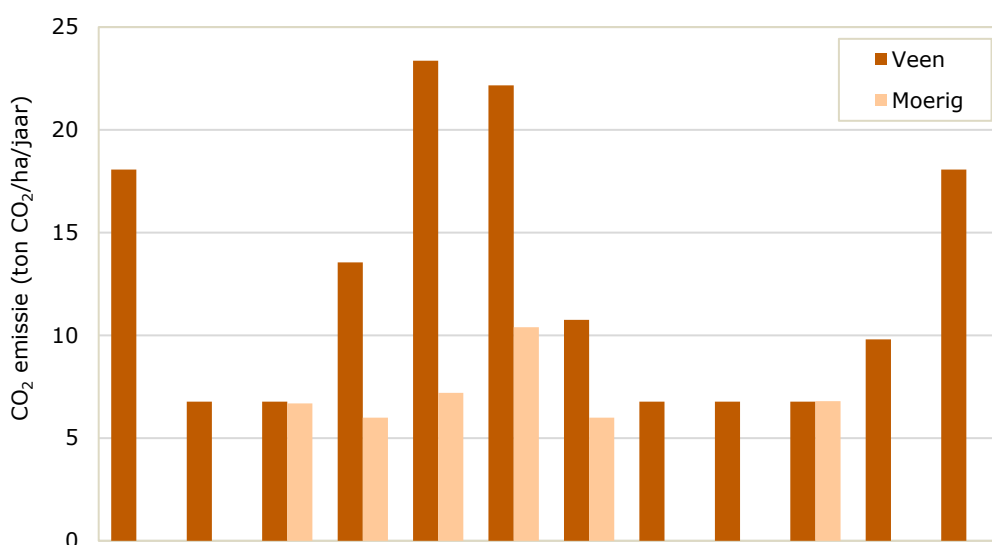
De modelberekeningen kunnen voor minerale bodems een trend aangeven in de vastlegging en/of afbraak van organische stof op perceelniveau. De berekening maakt gebruik van specifieke data per perceel (textuur, organische stof, landgebruik) en gemiddelde waarden per bedrijf (hoeveelheid organische mest, compost en andere toevoegingen). Deze berekening is gebaseerd op het uitvoeren van het huidige landgebruik en -beheer.

Ook bij het modelleren van het organische stofgehalte in de tijd is er sprake van grote spreiding; dat heeft te maken met variatie in de C-aanvoer uit gewasresten en het gebruiken van gemiddelde (niet-perceel-specifieke) waarden voor de toediening van dierlijke mest en kunstmest. Vanwege deze spreiding is het niet mogelijk om op perceelniveau de berekende waarden te controleren aan de hand van metingen in het veld. Als wordt begonnen met de monitoring, zal er aan de hand van berekeningen en validatie een continu proces van modelverbetering op gang kunnen komen. Op basis daarvan zijn pas goede uitspraken te doen over de foutenmarge.

4.3 Koolstofafbraak organische bodems

De berekening van CO₂-emissies uit veengronden zijn gebaseerd op de verwachte maaiveldddaling; deze is afhankelijk van de grondwatertrap, aanwezigheid van een zand- of kleidek en de veensoort. De emissies uit moerige gronden zijn berekend aan de hand van de grondwatertrap, die een indicator is voor de mate van drainage. In totaal hebben twaalf bedrijven met veen- en moerige gronden meegedaan aan deze pilotstudie. De verwachte maaiveldddaling van de veenpercelen varieert van 3 tot 12 mm/jaar. Deze maaiveldddalingen resulteren in CO₂-emissies van 6,8 tot 27,1 ton CO₂/ha/jaar. De CO₂-emissies uit de moerige percelen variëren tussen 6,0 en 17,6 CO₂ ton/ha/jaar. De N₂O-emissies uit mineralisatie van veengronden is niet meegenomen, aangezien deze al in de huidige footprint-berekening in de Kringloopwijzer is opgenomen.

Figuur 15 laat per bedrijf de gemiddelde CO₂ emissie uit veen en moerige gronden zien. Op bedrijfsniveau varieert de CO₂ emissie uit moerige gronden tussen 6,0 en 10,4 CO₂ ton/ha/jaar en is gemiddeld 7,2 CO₂ ton/ha/jaar. De CO₂-emissie uit veen per bedrijf is gemiddeld hoger, 12,5 CO₂ ton/ha/jaar, en varieert van 6,8 CO₂ ton/ha/jaar tot 23,4 CO₂ ton/ha/jaar. Zowel voor veengronden als moerige gronden is de gemiddelde emissie van de deelnemende bedrijven lager dan het landelijk gemiddelde van respectievelijk 12 ton CO₂/ha/jaar voor moerige gronden en 18 ton CO₂/ha/jaar voor veengronden.

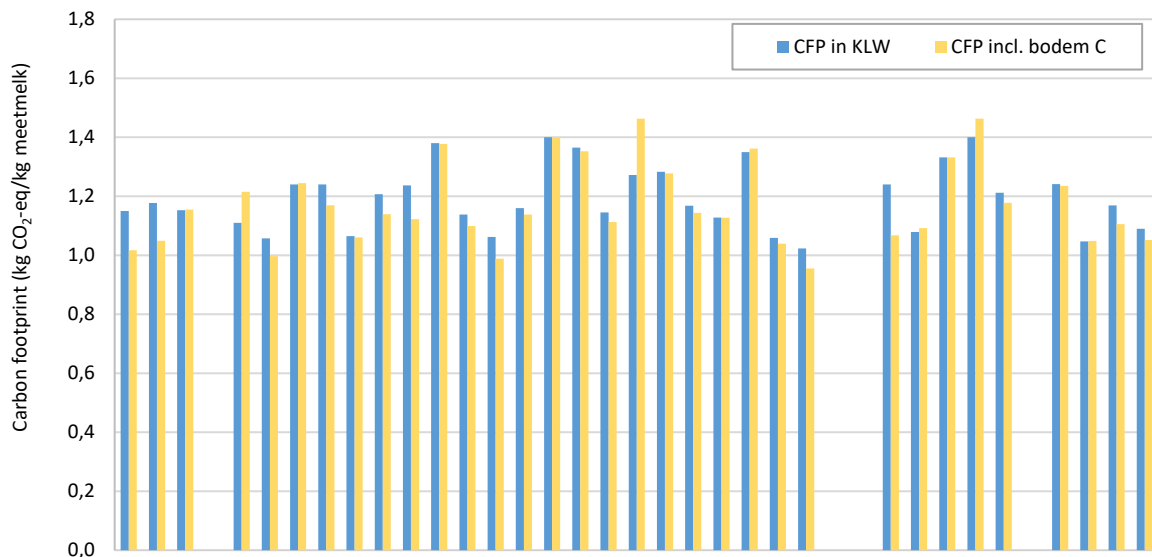


Figuur 15 Berekende CO₂-emissies per bedrijf uit veen en moerige gronden.

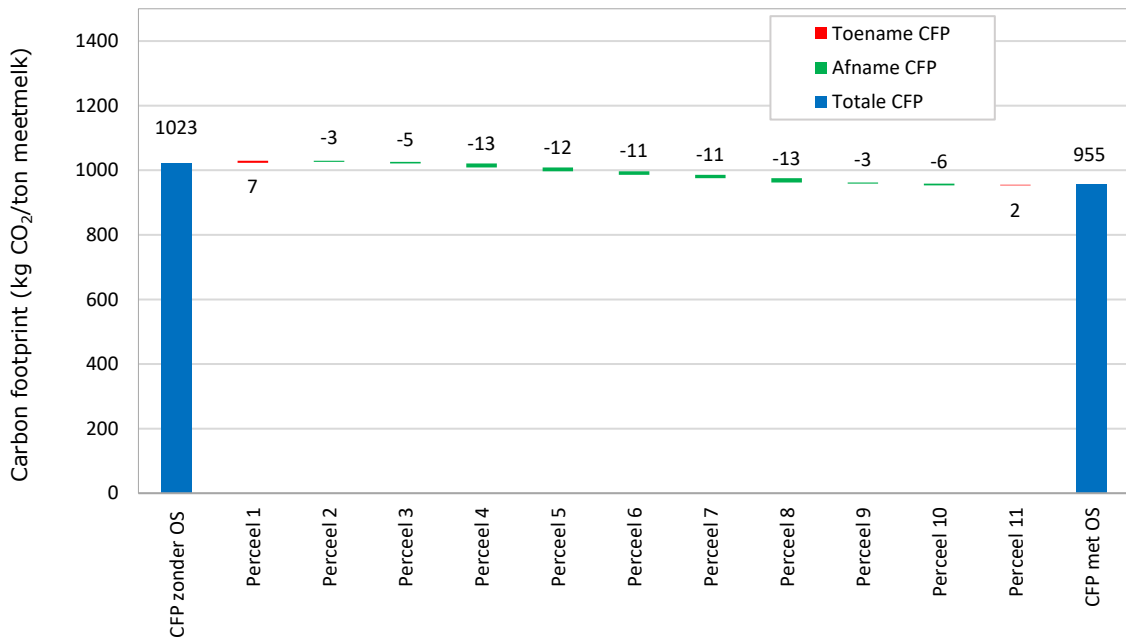
4.4 Effect van C-vastlegging en afbraak op de carbon footprint van melk

Minerale gronden

In figuur 16 worden de Carbon Footprint (CFP) uit de Kringloopwijzer en de CFP inclusief bodemkoolstofvastlegging weergegeven. Van de 37 deelnemende bedrijven waren er 33 die percelen hadden met een minerale bodem. Van deze 33 bedrijven is de gemiddelde CFP, zonder berekening van de vastlegging van bodemkoolstof, 1,19 kg CO₂-eq/kg meetmelk. De invloed van koolstofvastlegging op de CFP wisselt sterk per bedrijf. De resultaten tonen dat de CFP maximaal met ongeveer 12% afneemt ten opzichte van de CFP zonder meenemen van de vastlegging van bodemkoolstof. Maar in sommige gevallen neemt de CFP ook toe, als het bedrijf gemiddeld een negatieve koolstofbalans heeft. De maximale toename is 15%. Over het algemeen zorgt de berekende gemiddelde bodemkoolstofvastlegging voor een verlaging van de CFP naar gemiddeld 1,17 kg CO₂-eq/kg meetmelk. Gemiddeld zit er 24 gram CO₂-eq tussen de berekening met en zonder vastlegging. Voor een bedrijf met 1 miljoen kg melk en 50 ha betekent dat op bedrijfsniveau 24 000 kg CO₂-vastlegging per jaar en per ha 480 kg CO₂. Om de deelnemers ook meer inzicht te geven in het effect van de bodem C- balans per perceel op de CFP, is er per bedrijf een 'watervalgrafiek' gemaakt. Figuur 17 toont een voorbeeld van het effect van vastlegging en afbraak in percelen op de totale CFP van een bedrijf. Van de elf percelen op dit bedrijf leggen negen percelen koolstof vast in de bodem. Deze percelen dragen bij aan een afname van de CFP. Twee percelen daarentegen hebben een negatieve koolstofbalans en zorgen voor een toename van de CFP.



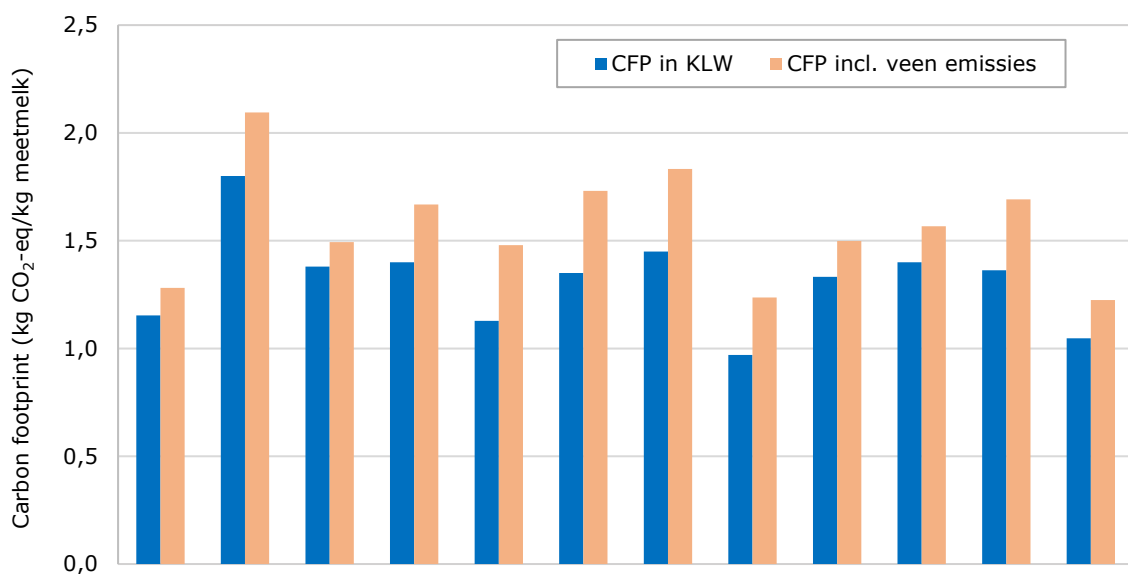
Figuur 16 Vergelijking tussen de carbon footprint uit de Kringloopwijzer en de berekende carbon footprint inclusief koolstofvastlegging en afbraak in minerale bodems (ontbrekende data zijn voor bedrijven met alleen organische bodems).



Figuur 17 Voorbeeld voor één melkveebedrijf, dat laat zien in welke mate elk perceel bijdraagt aan de gemiddelde carbon footprint van melk door emissie (rood) of vastlegging (groen) van bodem organische stof in het perceel.

Organische bodems

Het effect van CO₂-emissie uit organische bodems op de CFP wordt weergegeven in figuur 18. De gemiddelde CFP van de bedrijven met organische bodems is 1,31 kg CO₂-eq/kg meetmelk. De berekende koolstofafbraak op deze bedrijven zorgt voor een gemiddelde toename van de CFP met 19% (range van 8% tot 31%). Dit resulteert in een gemiddelde CFP van 1,57 kg CO₂-eq/kg meetmelk. Aangezien een aantal van deze bedrijven ook minerale bodems heeft, wordt het effect op de gemiddelde footprint wel kleiner. Als voorbeeld: bij een melkveebedrijf met 1 miljoen kg melk en 50 ha grond, gaat het dan om 260 ton CO₂-eq aan emissies uit organische bodems per jaar, dat is 5,2 ton CO₂ per ha. Bij bedrijven die volledig op veengrond liggen, komen de emissies in de buurt van de 15 tot 20 ton CO₂-eq per ha per jaar, zoals blijkt uit de waarden in figuur 15.



Figuur 18 Carbon footprint uit de Kringloopwijzer in vergelijking met de berekende carbon footprint inclusief CO₂-emissies uit organische bodems voor de deelnemende melkveebedrijven met organische bodems.

5 Discussie en conclusies

Het belang van organische stof en de grotere vastlegging van organische stof in minerale bodems en de verminderde afbraak op veengronden is met het Klimaatakkoord en de aandacht voor bodemkwaliteit groot geworden. Het hebben van een goed monitoringssysteem en kennis van maatregelen is daardoor urgent. De eigenschappen van een monitoringssysteem zijn als volgt omschreven:

Een systeem van monitoring voor vastlegging van koolstof in en emissie van koolstof uit landbouwbodems is te beschouwen als een coherente samenhang tussen a) metingen van hoeveelheden organische stof (en daarmee C) in de bodem; b) verzameling van data betreffende landgebruik, -management, aan- en afvoer van organische stof; c) berekeningen van organische stofbalansen en resulterende veranderingen in organische stof op landbouwbodems; en d) een procedure die beschrijft op welk aggregatieniveau (perceel, bedrijf, gebied of sector) de resultaten van de monitoring worden weergegeven en gebruikt kunnen worden.

Om te komen tot een getoetst, betrouwbaar en transparant systeem, is een aantal onderzoeksvragen gesteld. Deze vragen zullen in dit hoofdstuk worden besproken.

5.1 Monitoring op basis van bestaande bodemanalyses voor bemestingsadvies

Voor het meten van het effect van veranderingen in (bodem)management op bodem C zijn metingen nodig over langere tijd, aangezien C-vastlegging relatief langzaam gaat en omdat het gaat om kleine veranderingen t.o.v. een grote bestaande voorraad. Daarnaast is er vaak een grote ruimtelijke variatie in organische stofgehalte, zelfs binnen een perceel, die samenhangt met o.a. kleine hoogteverschillen, verschillen in drainage en aanwezigheid van veenlagen.

Voor monitoring op bedrijfsniveau zijn meestal wel data uit bodemanalyses voor bemestingsadvies beschikbaar. Veel boeren laten hun percelen voor bemestingsadvies analyseren, en daarnaast is er voor melkveehouders ook de wettelijke verplichting voor derogatie om minimaal eens in de vier jaar een bodemmonster te nemen. Deze bodemdata vanuit commerciële laboratoria zoals Eurofins zouden de basis voor monitoring op bedrijfsniveau kunnen vormen.

Een studie van Goidts et al. (2009) voor Wallonië laat zien dat de onzekerheid in het bepalen van bodem C-voorraden op landschapsschaal (20%) aanzienlijk is. Deze onzekerheid zit hem vooral in de heterogeniteit van het landschap, maar ook in de herbemonstering binnen een veld. Dit laatste aspect kwam ook naar voren tijdens een test van de Boerderij, waarbij hetzelfde bodemmonster naar verschillende laboratoria was gestuurd en er aanzienlijke verschillen in OS-gehalte waren tussen laboratoria.⁵ Daarnaast is er ook nog de foutmarge op de bodemanalyses in het laboratorium, deze kan 5-10% van de gemeten waarde zijn. Dit betekent dat een organische stofgehalte van 3,0% dus ook 2,85% of 3,15% kan zijn; omgerekend naar tonnen CO₂ per ha gaat het hier om grote verschillen. Voor bodems met een laag organische stofgehalte is de relatieve fout groter. De Wit et al. (2018) concluderen op basis van een analyse van bodemorganische stofopbouw onder blijvend grasland dat er veel variatie in de metingen zit, waardoor maar 20-25% van de variatie in OS-gehalte verklaard kan worden door de leeftijd van het grasland. De waarden van de organische-stofmetingen op de percelen van de deelnemende melkveebedrijven laten zien dat een vergelijkbare variatie aanwezig is, maar dat binnen bedrijven de variatie kleiner is dan tussen verschillende bedrijven. Het is verstandig om te kijken hoe gegevens het best geaggregeerd kunnen worden.

⁵ <https://www.boerderij.nl/Home/Achtergrond/2018/7/Grote-verschillen-Pw-getal-bodem-mengmonster-306309E/>

De meeste bodem C-bevorderende maatregelen hebben een potentiële vastlegging van ruwweg 1-2 ton CO₂ per ha (Lesschen et al., 2012). Dit betekent over tien jaar een toename van 2,7 tot 5,4 ton C per ha, wat overeenkomt met een relatieve verhoging van het OS-gehalte met 3% tot 6%. Dit zit dus binnen de foutmarge van de bodem C-metingen. Alleen als er over langere tijd dan tien jaar wordt gemeten of als er meer bodemmonsters worden geanalyseerd kan er wel met meer zekerheid een verandering worden vastgesteld.

Daarnaast maakt de beperkte monsterdiepte voor grasland (0-10 cm) het lastig om percelen met tijdelijk grasland en bouwland goed te monitoren, aangezien bouwland op 0-25 cm wordt bemonsterd, en voor permanent grasland is het onduidelijk wat er gebeurt in de diepere laag. Een lange termijn fosfaatproef op grasland laat zien dat in de laag 0-10 cm het OS-gehalte op kleigrond sterk toeneemt, maar in de laag 10-30 cm afneemt, waardoor de totale toename beperkt is (Van Middelkoop, 2017). In een Oostenrijkse pilot⁶ op praktijklocaties wordt wel op basis van bodem C-metingen uitbetaald voor behaalde C-vastlegging. Echter in deze pilot gaat bijna een derde van de kosten voor bodem C-vastlegging op aan monitoring, o.a. door de kosten voor bodemanalyses, die specifiek voor het project worden uitgevoerd. Daarnaast gaat het in de Oostenrijkse proef om toediening van zeer grote hoeveelheden compost aan bouwland, waardoor in korte tijd relatief grote veranderingen optreden in organische stofgehalten.

Op basis van de data uit de groep van deelnemende bedrijven in deze studie en op basis van de literatuur kan worden geconcludeerd dat een monitoringssysteem gebaseerd op data van de bestaande commerciële bodemanalyses op dit moment onvoldoende houvast biedt voor betrouwbare bepaling van de vastlegging van C in de bodem en om op basis daarvan eventuele credits uit te keren. Door de grote ruimtelijke en temporele variatie is ook de toepassing op een hoger aggregatieniveau behoorlijk onzeker.

5.2 Berekening van ontwikkeling van het organische stofgehalte

5.2.1 Een heldere procedure om percelen in te delen naar grondsoort

Het blijkt in de praktijk lastig om een goed onderscheid te maken tussen de verschillende grondsoorten. Er zijn meerdere databronnen die elkaar soms ook tegenspreken. Data uit de bodemanalyses zijn alleen voor de bovenste 10 cm (grasland) of 25 cm (bouwland), voor veengronden met een zand- of kleidek hoeft dus niet uit de analyse te komen dat het ook een veengrond is, daarom is een check met de bodemkaart toch nodig. Voor moerige gronden is het helemaal lastig, aangezien deze niet apart als categorie worden onderscheiden als grondsoort in de bodemanalyses en voor de grondsoortenkaart voor het mestbeleid. Echter voor deze categorie bodems is wel een andere berekening nodig dan voor veengronden. De voorgestelde methode met gebruik van de bodemkaart geeft een goede indicatie, maar kan op perceelniveau toch nog afwijken van de realiteit, aangezien de nauwkeurigheid van de bodemkaart met een schaal van 1:50.000 op perceelniveau beperkt is. Het onderscheid tussen kleigrond en zandgrond is voor de berekening verder niet relevant, aangezien voor de modelberekening gebruikgemaakt wordt van het kleigehalte. Wel is het handig dit onderscheid te maken als resultaten geaggregeerd worden naar regionaal of nationaal niveau. Er zijn ook duidelijk verschillen in de mogelijkheden voor koolstofvastlegging tussen klei- en zandgronden.

Voor veen- en moerige gronden zal in de toekomst een betere kaart nodig zijn met informatie over het actuele waterpeil, aangezien het waterpeil met name de hoogte van de emissie bepaalt. Ook zijn er nog bodems met een hoog organische stofgehalte, met name kleigronden, die geen veen- of moerige gronden zijn, en daarom niet betrouwbaar met het RothC-model kunnen worden doorgerekend. Er is echter nog geen wetenschappelijk getoetst model beschikbaar voor de praktijk dat wel goed emissies uit veen en moerige gronden kan berekenen. Een aantal van deze percelen zat ook in deze pilotgroep en deze percelen zijn daarom niet meegenomen in de analyse. Ook kan er binnen het perceel nog veel

⁶ <https://www.oekoregion-kaindorf.at/index.php?id=623>

variatie zijn, met name op de grens van veen- en minerale bodems, wat het lastig maakt om voor een perceel eenduidig de grondsoort te kunnen duiden. Hoe precies om te gaan met deze groep vergt verder onderzoek. Echter, richting de melkveehouders kan wel worden aangegeven dat deze percelen met een hoog organische stofgehalte zo veel mogelijk onder permanent grasland moeten blijven, zodat het hoge organische stofgehalte behouden kan worden.

5.2.2 Jaarlijkse monsternamen op een vaste diepte en een vast tijdstip

Grasland en bouwland worden op verschillende dieptes bemonsterd. Voor grasland wordt een laagdikte van 10 cm bemonsterd, in de jaren voor 2000 was dit zelfs 5 cm diepte (Reijneveld et al., 2009). Bouwland wordt steeds bemonsterd over de laag van 0-25 cm. Deze verschillende laagdiktes maken het noodzakelijk een vertaling te maken naar één en dezelfde laag. Dat is voor de berekeningen nu 25 cm. Voor een goede omrekening zou op basis van veldonderzoek zowel op 0-10 als 0-25 cm gemeten moeten worden, waardoor een betere omrekenfactor kan worden vastgesteld. Het verloop van het organische stofgehalte in de bodem is afhankelijk van het landgebruik en de afwisseling daarin. Oud grasland zal vooral in de bovenste 5-10 cm een hoog organische stofgehalte hebben en onder de 10 cm een beduidend lager gehalte. Is het grasland regelmatig geploegd en opnieuw ingezaaid, dan is een deel van de organische stof naar een iets diepere laag gebracht en gemengd en is de verdeling over de laag 0-25 cm weer anders. Het is sterk aan te bevelen om voor de meting van het organische stofgehalte in de bodem voor zowel grasland als bouwland van dezelfde laagdikte uit te gaan.

Er zit ook variatie in de metingen van het organische stofgehalte in de loop van het jaar. De aanvoer van organische stof en de afbraakomstandigheden (temperatuur en vocht) spelen daarbij een grote rol. Om te zorgen dat die variatie zo veel mogelijk wordt uitgeschakeld bij de metingen is een vast tijdstip van monsternamen aan te bevelen. Het beste tijdstip voor monsternamen is de herfst of winter, wanneer er geen mest wordt toegediend. Op veel percelen wordt nu eens in de vier jaar een meting verricht. Voor een goede meting en vergelijking met berekeningen, is een jaarlijkse meting veel beter. Dat is wel een kostbare zaak; overwogen kan worden om dat op een beperkt aantal percelen toe te passen, of in te zetten op nieuwe snelle en goedkopere meetmethoden (zie ook paragraaf 5.2.6).

5.2.3 Rekenmodel

Gezien de hierboven genoemde problemen met het monitoren van bodem C op basis van metingen is een systeem waarbij afgerekend wordt op basis van genomen maatregelen op de korte termijn waarschijnlijk aantrekkelijker. Voor het toerekenen van de klimaatwinst door de genomen maatregelen is het wel nodig om ook een C-vastlegging te kwantificeren. Hiervoor zijn twee verschillende benaderingen mogelijk: 1) bedrijfsspecifieke kwantificering gebaseerd op een bodem C-model, 2) gebruik van standaard 'forfaitaire' waarden voor C-vastlegging. Beide benaderingen worden hieronder kort besproken.

Gezien het langetermijneffect en de onzekerheden met bodem C-metingen is het gebruik van modellen voor het kwantificeren van de effecten van maatregelen op de bodem C-voorraad een logisch alternatief. Er bestaan verschillende wetenschappelijke bodem C-modellen en tools gericht op de praktijk die hiervoor gebruikt zouden kunnen worden. Op basis van een vergelijking is ervoor gekozen om te werken met het internationaal toegepaste model RothC (Coleman et al., 1997). Ieder rekenmodel zal altijd gebaseerd zijn op een startwaarde van het organische stofgehalte. Hiervoor kan het recentst gemeten OS-gehalte van het perceel waarvoor de berekening wordt uitgevoerd, gebruikt worden. Vervolgens is informatie nodig over het gebruik van het perceel (grasland of bouwland, welk gewas), toediening van organische stof, gewasresten en overig beheer van het perceel. Voordeel van deze rekenwijze is dat je (deels) perceel-specifiek kunt werken, alhoewel vaak niet alle gegevens op perceelniveau beschikbaar zijn.

De modelberekeningen hebben als voordeel dat de bedrijfsvoering mee wordt genomen in de berekening van de vastlegging (of afbraak) van C in de bodem. Op deze wijze wordt de melkveehouders een directer handelingsperspectief geboden. Op jaarbasis kan worden uitgerekend wat het gevolg is van landgebruik, van bemesting en van bodembeheer. Dat is in het geval van monitoring via metingen ook wel aanwezig, maar kan dan achteraf niet jaarlijks worden vastgesteld.

De huidige meetfrequentie is in de praktijk vaak eens per vier jaar. Verhoging van die frequentie leidt tot een verhoging van de monitoringskosten, maar geeft wel beter inzicht in de verandering van organische stof in de bodem.

De modelberekeningen geven keurig één waarde als uitkomst, maar bij de kalibratie van het rekenmodel is al gebleken dat het inschatten van de aanvoer van organische stof uit gewasresten op grasland een grote bron van onzekerheid is. Dat betekent dat ook het afrekenen van de vastlegging van C op perceelniveau met behulp van modellen onzeker is. Deze onzekerheid betreft vooral het absolute niveau van de organische-stofhoeveelheid en in mindere mate de trend in de loop van de tijd. Het is daarmee een betere inschatting van de organische-stofhoeveelheden in de loop van de tijd dan een set van opeenvolgende waarnemingen op perceel- of bedrijfsniveau.

De onzekerheid van het berekende resultaat is echter nog zo groot dat gebruik van de modeluitkomsten voor afrekening/beloning op perceel- en bedrijfsniveau op dit moment nog niet geschikt is. Het biedt wel meer en betere mogelijkheden om op een groter schaalniveau (groepen van bedrijven) de ontwikkeling van de hoeveelheid organische stof te beoordelen. Een belangrijk voordeel bij het gebruik van een modelberekening is dat een directe koppeling kan worden gelegd met activiteiten op het melkveehouderijbedrijf.

5.2.4 Databeschikbaarheid

De data die gebruikt worden voor de berekening van de ontwikkeling van het organische stofgehalte hebben betrekking op a) het landgebruik en gewastype, b) de bemesting van met name organische meststoffen, c) het beheer van het perceel en d) bodeminformatie.

Het landgebruik gaat dan om de keuze tussen grasland en bouwland. Bij het bouwland is dan een verdere detaillering nodig naar het gewas dat wordt geteeld. Deze gegevens zijn op jaarbasis beschikbaar, omdat ze ook nodig zijn in het kader van de mestwetgeving. In de Basisregistratie Gewaspercelen (BRP) zijn deze gegevens landelijk en publiek beschikbaar en kunnen daarmee ook automatisch gekoppeld worden. Het landgebruik en het gewas bepalen de hoeveelheid organische stof die uit gewasresten op het land blijft.

Naast de gewasresten is de toediening van organische meststoffen van belang. Dan gaat het per meststof om de hoeveelheid organische stof en om de hoeveelheid C die daarin aanwezig is. Alle mestsoorten worden geregistreerd in de KringloopWijzer, samen met de organische stofgehalten en de gehalten aan N, P en K. De toediening van deze meststoffen wordt niet per perceel geregistreerd, maar in de KringloopWijzer wel op bedrijfsniveau. Registratie op bedrijfsniveau betekent dat alleen gemiddelde toedieningen kunnen worden gebruikt. Informatie op perceelniveau zou gewenst zijn. In principe is het mogelijk om de toediening van organische mest op perceelniveau te registreren, maar dat vergt wel een toename van de gegevens die ingevoerd moeten worden en aanpassingen in de KringloopWijzer. Daarnaast is controle van die gegevens op perceelniveau moeilijk uitvoerbaar, zeker bij percelen die in de loop van de tijd worden samengevoegd of gesplitst.

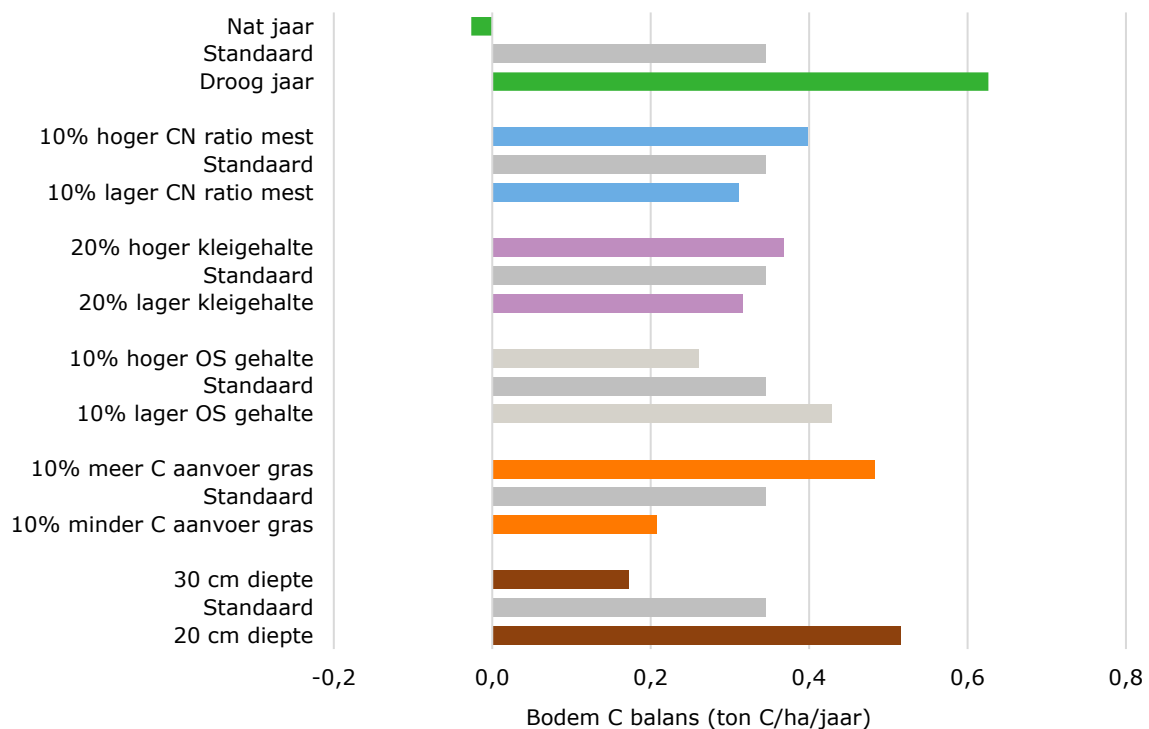
Voor het beheer van het perceel gaat het om a) de teelt van groenbemesters; b) de eventuele afvoer van gewasresten; en c) in het geval van grasland om het wel of niet toepassen van herinzaai en de hoeveelheid beweiding. De teelt van groenbemesters en de productie van die groenbemesters wordt op dit moment niet vastgelegd in monitoringssystemen zoals de KringloopWijzer. De teelt van een groenbemester is een eenvoudige ja/nee-rapportage, maar de inschatting van de hoeveelheid organische stof die wordt vastgelegd, is moeilijk en niet of nauwelijks controleerbaar. De afvoer van gewasresten is vooral van belang bij de granen, waarvan het stro vaak gebruikt wordt in stallen en als toevoeging aan de mest om deze stapelbaar te maken. Het betekent dat naast de onzekerheid in de berekening als gevolg van onder meer de inschatting van de terugvoer van gewasresten ook de te gebruiken invoergegevens niet altijd verifieerbaar zijn. Dat is met name relevant als het stro van het bedrijf wordt afgevoerd. Als het binnen het bedrijf wordt gebruikt, is het een interne post. Deze is eenvoudig te registreren.

De herinzaai van grasland is eenvoudig te registreren op perceelniveau. Het betreft echter een waarneming van de melkveehouder zelf, die niet wordt gecontroleerd. De herinzaai van percelen gebeurt vaak door een loonwerker, het is een optie om deze registratie via loonwerkersbonnen uit te voeren. Beweiding wordt al wel in de Kringloopwijzer geregistreerd, maar op bedrijfsniveau, voor een betere berekening, zou dit ook op perceelniveau moeten worden vastgelegd, liefst type en duur van de beweiding. Een eerste stap zou zijn om aan te geven welke percelen voor beweiding worden gebruikt, zodat een betere inschatting gemaakt kan worden van de hoeveelheid weidemest per perceel.

5.2.5 Gevoeligheidsanalyse

De modelberekeningen van veranderingen van de hoeveelheden organische stof in de bodem (en dus koolstof) zijn gebaseerd op metingen van de aanvoer en de kwaliteit van die organische stof en op metingen van de afbraak ervan in veld- en potproeven. Een aantal factoren heeft duidelijk invloed op de mate van afbraak en daarmee ook op de uiteindelijke koolstofbalans: de netto verandering van de koolstofvoorraad. De standaard situatie in de berekeningen van figuur 19 is een netto toename van 0,35 ton C per ha per jaar. Er zijn drie factoren die een sterke invloed hebben op de uiteindelijke koolstofbalans: beschikbaarheid van vocht, de diepte waarover de organische stof wordt berekend en de hoeveelheid gewasresten die wordt aangevoerd vanuit gras. In een droog jaar wordt de afbraak van organische stof sterk geremd en blijft er meer organische stof over, daarentegen wordt in een nat jaar meer organische stof afgebroken dan er wordt aangevoerd. Het jaarlijkse afbraakproces is daarmee erg gevoelig voor de beschikbaarheid van vocht in de bodem. Een berekening over een kleinere diepte (20 cm t.o.v. 25 cm) leidt tot een sterkere toename dan een berekening over een grotere diepte (30 t.o.v. 25 cm). Bij een grotere diepte is er een groter volume waar afbraak kan plaatsvinden. De aanvoer van gewasresten uit gras heeft eveneens een grote invloed. Een grotere aanvoer van gras van 10% (ruim 500 kg C) leidt tot een sterkere toename van 130 kg C op de koolstofbalans.

Een iets hoger of lager organische stofgehalte heeft een beperkt effect op de uiteindelijke koolstofbalans. Een hoger gehalte aan organische stof leidt tot een lagere waarde van de koolstofbalans. Dat komt omdat de aanwezige koolstof zelf ook onderwerp is van afbraak. Mest die rijker is aan koolstof (een hogere C/N-verhouding) zorgt voor een hogere waarde van de koolstofbalans. Het kleigehalte van de bodem heeft wel enige invloed, maar een 20% hoger of lager kleigehalte leidt slechts tot een verschil van 20 tot 30 kg C per ha per jaar op de koolstofbalans.



Figuur 19 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor een aantal belangrijke invoer parameters. Resultaten zijn gebaseerd op de gemiddelde bodem C-balans van alle 37 deelnemende melkveebedrijven.

5.2.6 Validatie en verificatie

Voor een modelgebaseerde benadering geldt dat deze uiteindelijk ook geverifieerd moet worden. Dat zou kunnen op basis van een lange termijn (nationale) monitoring van bodem C. Deze zou zowel gebruikt kunnen worden voor de validatie van de modellen als voor het verifiëren van de trend in bodem C voor de nationaal geaggregeerde resultaten van alle boeren samen. Het is nog een vraag welke monitoring dan gebruikt moet worden voor verificatie. Er zijn diverse systemen beschikbaar:

- **Praktijkdata:** percelen grasland en bouwland worden meestal eens in de vier jaar bemonsterd. Vaak wordt elk jaar een deel van de percelen geanalyseerd. Dat betekent dat niet elk jaar een volledige verificatie mogelijk is. Bovendien wordt de verificatie lastig door de variatie in organische stofgehalten tussen jaren (zoals gevonden is op proefvelden, Ehlert et al., 2018).
- **Nationale bodem C-monitoring:** in het kader van de klimaatenvelop is er in 2018 een monitoring op nationale schaal uitgevoerd, waarbij 1100 locaties die destijds voor het valideren van de nationale bodemkaart (de landelijke steekproef kartering, LSK) uit de periode 1995-2000, opnieuw zijn bemonsterd en geanalyseerd op bodem C en organische stofgehalten (Tol-Leenders et al., 2019). De voorlopige resultaten laten zien dat de totale organische-stofvoorraad in Nederland is afgenomen, dit verschil is significant. Deze afname wordt veroorzaakt door een afname in veen- en moerige gronden. Dit is ook conform de nieuwe bodemkaart uit 2014, die laat zien dat grote arealen veen en moerige gronden zijn verdwenen. Als alleen gekeken wordt naar de minerale bodems, dan is er een kleine, niet-significante toename in organische stofgehalte. De onzekerheidsmarge van deze resultaten is echter groot. Op basis van het huidige aantal bemonsterde locaties zal een verschil in de orde grootte van de benodigde doelstelling zeer waarschijnlijk niet aangetoond kunnen worden. Dit is deels door onzekerheden in de analyse door verschillen in methodiek tussen beide steekproeven en foutmarges in de metingen. Mogelijk met een uitgebreidere monitoring met meer locaties is dit wel aan te tonen.

In de toekomst zijn er wellicht meer mogelijkheden voor metingen en validatie. De laatste tijd zijn er verschillende nieuwe sensoren op de markt gekomen waarbij bodemeigenschappen ter plekke kunnen worden bepaald op basis van near infrared (NIR) of mid infrared (MIR) technieken. In combinatie met precisielandbouw zouden deze sensoren ook op de tractor kunnen worden toegepast en daarmee de organische stofgehalten voor een perceel in kaart kunnen brengen. Aangezien het dan om vele metingen gaat, kan ook een nauwkeuriger gemiddeld OS-gehalte voor een perceel worden bepaald en daarmee ook voor monitoring geschikt maken. Hiervoor is echter nog wel verdere ontwikkeling nodig op het gebied van sensoren, toepassing bij grasland en vragen hoe moet worden omgegaan met wisselend vochtgehalte, verschillen in ploegdiepte en bodemstructuur en aanwezigheid van plantenresten.

Een andere mogelijkheid is via remote sensing, waarbij gebruik wordt gemaakt van satellieten. De EU investeert via het Copernicus-programma veel in nieuwe sensoren en toepassingen, en mogelijk kunnen deze ook interessant zijn voor het monitoren van bodem C. Directe monitoring van bodem C lijkt nog niet mogelijk, aangezien dit alleen zou kunnen op bodems zonder gewas bedekking. Wel biedt remote sensing ook de mogelijkheid om te controleren of boeren bepaalde maatregelen toepassen. Zo zouden maatregelen als het toepassen van vanggewassen/groenbemesters en het niet scheuren van grasland goed gecontroleerd kunnen worden. Hiervoor is ook de huidige versie van de Groenmonitor⁷ al deels geschikt.

5.3 Handelingsperspectief voor melkveehouders

5.3.1 Het effect van veranderingen in bodem C op de footprint van melk

Het is belangrijk om te weten in hoeverre veranderingen in organische stofgehalte doorwerken in de footprint van melk. Maar ook als het slechts om kleine effecten gaat per liter melk, kan een effect dat optreedt bij 14 miljard kg melk (ongeveer de melkproductie in Nederland in 2019) op nationaal niveau wel de moeite waard zijn.

⁷ <http://www.groenmonitor.nl/>

De berekeningen in hoofdstuk 4 laten zien dat het voor deze groep melkveehouders op minerale bodems gaat om een reductie van de footprint met ongeveer 24 gram CO₂-eq per kg melk. Dat is op een gemiddelde footprint van 1190 gram CO₂-eq per kg melk 2%. Dat lijkt weinig, maar de ervaringen in studiegroepen van melkveehouders leren dat de verlaging van de footprint van melk een kwestie is van vele kleine stapjes. Er zijn tot nu toe geen maatregelen die de footprint meteen honderden grammen doet dalen. Verder wordt er nu ook nog niet specifiek ingezet op maatregelen om de koolstofvastlegging te vergroten, dus de potentie voor verlaging van de footprint is groter. Uitgaande van de inschatting dat 88% (gebaseerd op data van de bedrijven van Friesland Campina) van de melk op minerale bodems wordt geproduceerd, betreft het toch een effect van 0,24 Mton CO₂ per jaar, dat nu al zonder specifieke maatregelen behaald zou kunnen worden.

Op de veengronden is het effect sterker, daar zorgt de afbraak van veen voor een stijging van de footprint van melk met gemiddeld 260 gram CO₂-eq per kg melk, op basis van de beperkte set melkveebedrijven op veen- en moerige gronden. Voor de veengronden is er geen sprake van extra vastlegging, maar om afremmen van de afbraak. Vellinga et al. (2018) berekenen op de lange termijn een haalbare reductie van 2 Mton per jaar door een combinatie van peilverhoging, onderwaterdrainage en het uit landbouwproductie halen van veengronden. Als daarvan op korte termijn een kwart kan worden gerealiseerd, gaat het om 0,5 Mton CO₂-eq per jaar.

Hoewel de bovenstaande berekeningen een indicatie zijn, geven ze wel aan dat het vaststellen van de ontwikkeling van organische stofgehalten in minerale bodems en de afbraak van veen in organische bodems van belang is voor zowel de sector als voor Nederland als geheel. Dat is geen nieuws, maar voor de zuivelsector wel een belangrijke constatering en wellicht een rechtvaardiging van de gevoelde noodzaak om ontwikkelingen in organische stofgehalten nauwkeuriger te monitoren.

5.3.2 Bodem C-maatregelen voor de melkveehouderij

In tabel 12 staan relevante bodem C-maatregelen voor de melkveehouderij beschreven. Verdere informatie over deze maatregelen kan o.a. gevonden worden in de Handleiding voor goed koolstofbeheer (Staps et al., 2017) en specifiek voor de melkveehouderij ook in het Carbon Valley-rapport (van Eekeren et al., 2018).

Tabel 12 Relevante bodem C-maatregelen voor de melkveehouderij.

Maatregel	Beschrijving	Simulatie mogelijk in RothC
Optimaal landgebruik	Een optimaal landgebruik, zowel bedrijfseconomisch als vanuit bodem C, bestaat uit 60% permanent grasland, 20% mais en 20% grasklaver, waarbij de laatste twee in een driejarige rotatie zitten. Door het maximum van drie jaar kan de klaver zich goed handhaven en blijft het N-verlies na scheuren beperkt.	Ja
Graslandvernieuwing minimaliseren	Bij het scheuren van grasland voor graslandvernieuwing of omzetting naar bouwland treedt versneld afbraak van C op. Ook komt er veel stikstof vrij, wat kan leiden tot hoge lachgasemissies. Het verhogen van de leeftijd van grasland door uitstellen van graslandvernieuwing is daarom een goede maatregel om organische stof op te bouwen.	Ja
Niet-kerende grondbewerking	Bij niet-kerende grondbewerking wordt de bodem minder verstoord dan bij ploegen, waardoor minder organische stof wordt afgebroken. Deze maatregel is vooral effectief als er al veel C in de bodem zit, en is minder effectief als opbouwmaatregel.	Ja, met aanpassing
Mestverwerking en meer vaste fractie toedienen	Toediening van vaste mest, vaste fracties van mestscheiding of C-rijke meststoffen uit mestverwerking leidt tot meer C in de bodem vergeleken met drijfmest.	Ja
Toepassing compost	Compost heeft een hogere C/N-ratio en is minder makkelijk afbreekbaar en draagt daardoor bij aan de C-opbouw in de bodem.	Ja
Groenbemester/vanggewas	Het telen en inwerken van vanggewassen/groenbemesters na of tussen het hoofdgewas kan het organische stofgehalte in de bodem laten toenemen. Daarnaast kan het stikstofverliezen beperken. Zo snel mogelijk inzaaien, op lange termijn keuze voor (voeder)gewassen die aan het eind van het groeiseizoen voldoende ruimte bieden voor een groenbemester.	Ja
Gras onderzaai mais	Gras onderzaai bij mais dient ook als vanggewas, maar door de onderzaai is het bij oogst van de mais al veel verder ontwikkeld en daarmee effectiever voor opname van stikstof en vastlegging van C in de bodem.	Ja, wel meer info nodig over C- aanvoer
Dieper wortelende grassoorten	Dieper wortelende grassoorten kunnen bijdragen aan C- vastlegging in de ondergrond, tot nu toe was de verdeling vooral gericht op bovengrondse biomassa, maar er wordt nu ook gekeken naar grassoorten die meer ondergrondse biomassa hebben en daardoor meer bijdragen aan organische-stofopbouw.	Nog niet, vergt verder onderzoek
Kruidenrijk grasland	Een kruidenrijk grasland kan soorten hebben die dieper wortelen en meer ondergrondse biomassa hebben en daarmee bijdragen aan extra C- vastlegging. De uiteindelijke bijdrage hangt sterk af van de soortensamenstelling en kan daarmee zowel negatief als positief werken.	Nog niet, vergt verder onderzoek
Meer beweiding	Bij beweiding zijn er meer graasverliezen (vertrapping), wat zorgt voor meer aanvoer van gewasresten naar de bodem. Echter wetenschappelijke studies laten nog geen eenduidig effect zien.	Nog niet, vergt verder onderzoek
Agroforestry	Agroforestry is de combinatie van akkerbouw of grasland met bomen of struiken. De combinatie van verschillende teelten kan leiden tot ecologische en economische interacties die het geheel groter maken dan de som van de mono-teelten. Extra C-vastlegging kan plaatsvinden in zowel de biomassa als in de diepere ondergrond door de dieper wortelende bomen.	Nog niet, vergt verder onderzoek

Er is voor boeren voldoende handelingsperspectief om vastlegging van koolstof te stimuleren gezien de mogelijke maatregelen zoals gepresenteerd in tabel 12. Bij de berekening hiervan zijn wel gegevens nodig over het beheer, zoals het gebruik van organische meststoffen, herinzaai van grasland, teelt van groenbemesters. Het grote voordeel van een berekening van de organische-stofontwikkeling is dat de effecten van de meeste van de genoemde maatregelen jaarlijks worden meegenomen en zichtbaar worden en een belangrijk punt is dat ze betrouwbaar vastgelegd kunnen worden. Voor een aantal van de maatregelen, zoals kruidenrijk grasland, dieper wortelende grassoorten, meer beweiding en agroforestry, is veeljarig experimenteel veldonderzoek nodig om een goede kwantificering van de bijdrage aan C-vastlegging te kunnen bepalen. Bij enkele andere maatregelen, zoals het meer gebruiken van verwerkte (vaste) mest en het gebruiken van stro als

toevoeging aan mesttoepassing-compost, is er sprake van verplaatsing van de organische stof. Deze organische stof zou anders elders worden gebruikt en leiden tot de verhoging van organische stof in de bodem. De grootste winst zit daarom in maatregelen die de afbraak van organische stof voorkomen of sterk remmen en in het produceren van extra organisch materiaal. Dit zijn met name de maatregelen optimaliseren landgebruik, graslandvernieuwing minimaliseren en maximale inzet van groenbemesters en vanggewassen. Voor minerale bodems die al een hoog organische stofgehalte hebben, is extra vastlegging van koolstof vaak niet mogelijk en is het vooral van belang om de bestaande koolstofvoorraad te behouden. Hierbij is met name het behoud van permanent grasland (minimaliseren van graslandvernieuwing) een belangrijke maatregel.

Een alternatief is het gebruik van vooraf vastgestelde waarden voor bodem C-vastlegging voor verschillende maatregelen. Op basis van literatuur en/of modelresultaten kan een 'forfaitaire' waarde worden bepaald per maatregel. Bijvoorbeeld de maatregel stro achterlaten op het veld leidt tot een C-vastlegging van 500 kg C/ha/jaar. Hierbij zou ook onderscheid gemaakt kunnen worden naar bodemtype en/of naar huidige organische-stofklasse. Het voordeel van zo'n systeem is dat het makkelijker te controleren is en boeren zijn al bekend met forfaitaire waarden uit het mestbeleid. Het nadeel is dat het minder bedrijfsspecifiek is en misschien minder recht doet aan de werkelijke C-vastlegging, aangezien het om gemiddelde waarden gaat. Daarnaast is er een behoefte aan meer flexibiliteit, zodat meer kan worden afgerekend op het resultaat (werkelijke bodem C-vastlegging) i.p.v. betalingen via middelvoorschriften.

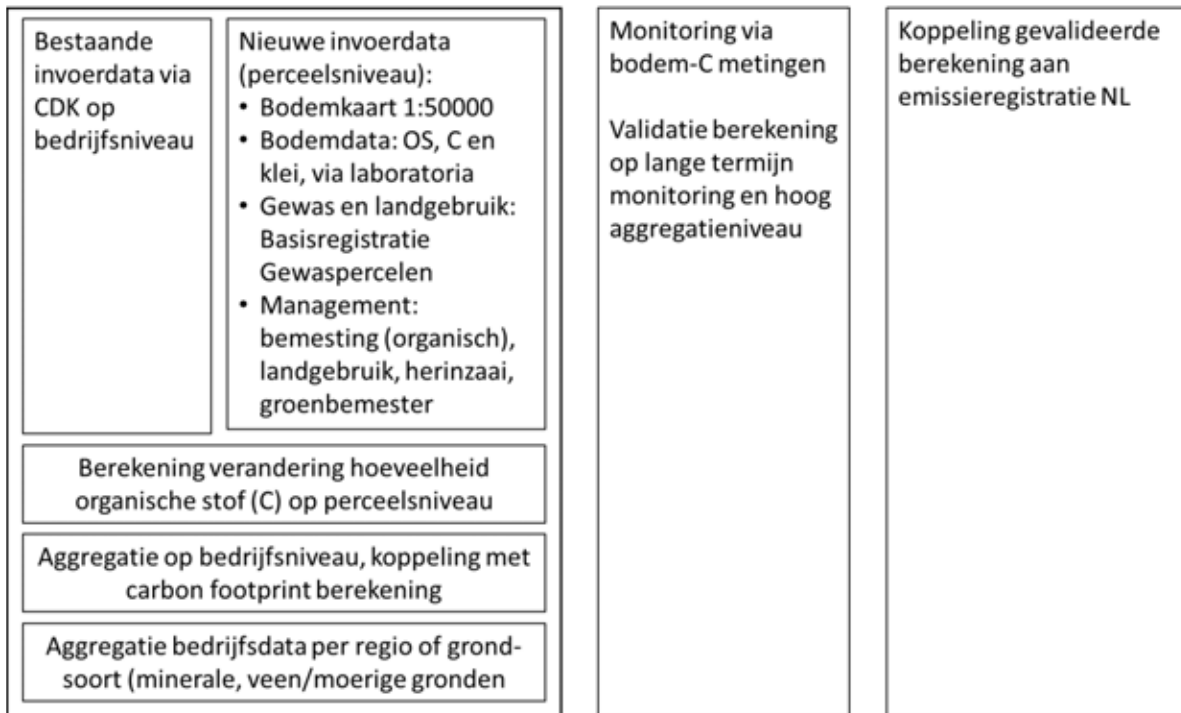
5.4 Aanbevelingen voor de opzet van een systeem van monitoring

Op basis van de verzamelde gegevens van de deelnemende bedrijven, literatuuronderzoek en modelberekeningen kan worden geconcludeerd dat een monitoringssysteem op perceel- en bedrijfsniveau technisch uitvoerbaar is in de vorm van een combinatie van metingen, registratie van activiteiten en berekeningen van de veranderingen in hoeveelheden organische stof. Deze benadering is ook in lijn met recent voorgestelde aanpak voor het monitoren, rapporteren en verifiëren van bodemkoolstof (Smith et al., 2020).

Om de potentie aan vastlegging van koolstof in de bodem volledig tot haar recht te laten komen, zijn er drie parallelle sporen nodig (zie ook figuur 20):

- Berekening van de verandering van de organische-stofvoorraad die is vastgelegd onder landbouwbodems;
- Monitoring van de organische stofgehalten door metingen op percelen, ter validatie van de berekeningen;
- Koppeling van de resultaten van de gevalideerde berekeningen aan de nationale emissieregistratie ten behoeve van de UNFCCC, de EU en het Klimaatakkoord.

Deze zullen per onderdeel verder worden uitgewerkt.



Figuur 20 De drie parallele sporen voor de monitoring en registratie van de vastlegging van organische stof (en koolstof) in landbouwgrond: bedrijfsberekeningen, validatie via bodem C-metingen en koppeling/afstemming met de werkwijze in de nationale emissieregistratie (CDK betekent Centrale Database Kringloopwijzer).

5.4.1 Berekening van de verandering van de organische-stofvoorraad

Voor het monitoringssysteem zijn data nodig die voor een deel reeds worden verzameld in de Centrale Database KringloopWijzer (CDK). Dat betreft vooral data van bemesting en de gehalten aan organische stof en mineralen in de mest. Deze worden automatisch aangeleverd en hebben een goede kwaliteit. Ook perceelgegevens over landgebruik en gewassen zijn vanuit de Basis Registratie Percelen beschikbaar en kunnen gekoppeld worden. De koppeling van bodemdata uit bodemanalyses van drie bodemlaboratoria met de KringloopWijzer is recent ook mogelijk geworden. Bodemdata, zoals organische stofgehalte, zouden dus ook geautomatiseerd in de berekeningen kunnen worden meegenomen.

De data die nog niet worden geregistreerd, betreffen vooral informatie over maatregelen en bodembeheer op bedrijfs- en perceelniveau. Een aanzienlijk deel van deze data kan niet geautomatiseerd worden verzameld: het betreft activiteiten die geen betrekking hebben op automatisch geregistreerde productstromen, zoals het al dan niet scheuren van grasland of het zaaien van groenbemesters. Ook is de controle van deze data lastiger te realiseren. Onderzocht moet worden welke van deze data op enigerlei wijze toch via een (automatische) registratie opgenomen kunnen worden in de KringloopWijzer. Deze data die niet automatisch geregistreerd kunnen worden, behoeven derhalve steekproefsgewijs controles.

5.4.2 Validatie van de berekeningen

De onzekerheid van het voorgestelde monitoringssysteem is te groot om bedrijven individueel te beoordelen op de verandering van hoeveelheid organische stof in de bodem. Het geeft wel een goede terugkoppeling aan de melkveehouder van het effect van genomen maatregelen op het bedrijf. Op een groter schaalniveau zijn de gemiddelde resultaten wel te gebruiken voor een beoordeling van de veranderingen in organische-stofhoeveelheden in de bodem. De variatie binnen bedrijven en tussen bedrijven laat zien dat een simpele aggregatie van data (alles op één hoop vegen) weinig bijdraagt aan een grotere nauwkeurigheid. De variatie binnen bedrijven is kleiner. Dat is een indicatie dat een slimme aggregatie van data het probleem van weinig waarnemingen kan oplossen, zonder dat de

spreiding door ruimtelijke variatie sterk zal toenemen. Deze werkwijze vergt verdere uitwerking van het slim combineren van bodeminformatie, bedrijfsinformatie, landgebruik en -management en het systematisch toepassen van statistische methoden.

De verificatie van het monitoringssysteem zal in het begin om de paar jaar gedaan moeten worden om een betrouwbaar systeem te krijgen. Hiervoor kan enerzijds mogelijk gebruik worden gemaakt van de grote hoeveelheden analyses van percelen landbouwgrond, uitgevoerd door bodemlaboratoria, en anderzijds mogelijk met data uit landelijke monitoring, zoals de LSK/CC-NL, die mogelijk in de toekomst herhaald zal worden. De resultaten van de verificatie kunnen aangeven of berekeningen en waarnemingen nog in elkaars verlengde liggen. Tegelijk kan worden ingezet op meettechnieken die het mogelijk maken om snel grote aantallen waarnemingen uit te voeren, zoals beschreven in paragraaf 5.2.

5.4.3 Aansluiting bij de landelijke emissieregistratie

In het hier beschreven project is gekeken naar de mogelijkheden tot monitoring vanuit de bodemkundige en landbouwkundige kant: welke bedrijfsgegevens zijn beschikbaar en wat gebeurt er op bedrijven wat invloed heeft op de verandering van de hoeveelheid organische stof in landbouwbodems? Er is verwezen naar de noodzaak tot het betrouwbaar verzamelen van data en naar het opschalen van deze data, zodat ook op een hoger schaalniveau dan het bedrijf (van regionaal tot nationaal) betrouwbare uitspraken gedaan kunnen worden.

De ontwikkeling van het monitoringssysteem moet worden verbonden met de activiteiten van de nationale emissieregistratie. Hiervoor is verdere aanpassing nodig van de werkwijze voor de berekening van de LULUCF-emissies voor de nationale emissieregistratie. De eisen voor betrouwbare monitoring en de werkwijze in de organische-stofberekening moeten aansluiten op de richtlijnen van de IPCC en UNFCCC.

5.4.4 Aanbevelingen

Op basis van het project worden de volgende aanbevelingen gedaan. Zorg voor een parallelle ontwikkeling van het monitoringssysteem, de validatie en de integratie met de nationale emissieregistratie.

Wat betreft de monitoring: ga een pilot opzetten waarbij het monitoringssysteem wordt ingericht zoals hierboven is beschreven. Dat betekent:

- a. inbouw van dataverzameling in de KringloopWijzer;
- b. berekening van de bodemkoolstofbalans inbouwen in de Kringloopwijzer; en
- c. terugkoppeling van de resultaten aan de melkveehouders.

Deze pilot is enerzijds een leerproces voor de berekeningswijze, maar goed voor melkveehouders om de noodzakelijke data te registreren en inzicht te krijgen in het effect van hun landgebruik en -management.

Wat betreft de validatie:

- a. Analyseer beschikbare praktijkdata van organische-stofmetingen in combinatie met bodem- en landgebruiksdata in samenwerking met bodemanalyses van laboratoria. Statistische analyse hiervan moet inzicht geven in de juiste wijze van data-aggregatie.
- b. Verken de mogelijkheden voor een uniforme diepte voor zowel grasland als bouwland voor de bepaling van het organische stofgehalte van landbouwbodems.
- c. Zorg per perceel voor vastlegging van historische landgebruiksdata, in combinatie met vastlegging van historische data over organische stof.
- d. Werk aan de ontwikkeling van meettechnieken die een hoogfrequent (minimaal jaarlijks) gebruik van bodemanalyses mogelijk maken, samen met gedetailleerde ruimtelijke informatie. Dit traject kan worden verbonden aan de ontwikkeling van precisielandbouw.
- e. Onderzoek de relatie tussen organische stof en het C-gehalte ervan en de bodemdichtheid op regelmatige wijze om te komen tot een betere schatting van de hoeveelheid vastgelegde C.
- f. Zorg dat de nieuwe inzichten in monitoring en validatie verwerkt worden in de monitoringsstrategie en mogelijk aanpassing van de rekenregels in het bodem C-model.

Wat betreft de koppeling met de nationale emissieregistratie:

- a. Breng de resultaten van deze studie in bij de werkgroep LULUCF die zich bezighoudt met emissies en vastlegging van koolstof voor de nationale emissieregistratie.
- b. Betrek de werkgroep voor de emissieregistratie bij de activiteiten van de monitoring en de validatie. Te ontwikkelen werkwijzen moeten op voorhand worden besproken en afgestemd, zodat gewerkt wordt vanuit dezelfde methodieken en aannames en gegevens vanuit de praktijk ook gebruikt kunnen worden voor de nationale emissieregistratie.

Literatuur

- Byrne, K. & Kiely, G., 2009. Evaluation of Models (PaSim, RothC, CENTURY and DNDC) for Simulation of Grassland Carbon Cycling at Plot, Field and Regional Scale.
- Coleman, K. en D.S. Jenkinson, 2014. RothC - A model for the turnover of carbon in soil - Model description and users guide (Windows version). (updated June 2014). Rothamsted Research, Harpenden, UK.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klir, J., Korschens, 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.
- Conijn, J.G. and J.P. Lesschen, 2015. Soil organic matter in the Netherlands; Quantification of stocks and flows in the top soil. Wageningen, Wageningen UR (University & Research centre), PRI report 619 / Alterra report 2663.
- Del Grosso, S.J., D.S. Ojima, W.J. Parton, E. Stehfest, M. Heistemann, B. DeAngelo, S. Rose, 2009. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. *Global Planetary Change*, 67 (1-2): 44-50.
- de Vries, F., Brus, D., Kempen, B., Brouwer, F., & Heidema, A., 2014. Actualisatie bodemkaart veengebieden. Deelgebied 1 en 2 in Noord Nederland. Wageningen: Alterra Wageningen UR.
- de Wit, J., van der Goor, S., Pijlman, J. en van Eekeren, N., 2018. Opbouw organische stof met blijvend grasland. *V-Focus*, april 2018, 32-24.
- van Eekeren, N., Deru, J., Hoekstra, N. en de Wit, J., 2018. Carbon Valley – Organische stofmanagement op melkveebedrijven. Louis Bolk Instituut.
- Ehlert, P., van Middelkoop, J., van Geel, W., de Haan, J. & Regelink, I., 2018. Veeljarige fosfaatveldproeven op gras- en bouwland: syntheserapport. Wageningen Environmental Research report 2906, Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Feddes, R.A., J.C. van Dam en J.P.M. Witte, 2003. Soil Physics and Agrohydrology. Dictaat SAG-20804. Wageningen Universiteit.
- Goidts, E., Wesemael, B. v., & Crucifix, M., 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60(5), 723-739.
- Hoekstra, C. en J.N.B. Poelman, 1982. Dichtheid van gronden gemeten aan de meest voorkomende bodemeenheden in Nederland. Stichting voor Bodemkartering, rapport nr. 1582.
- Kätterer, T. & Andrén, O., 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 165-179.
- Kuikman, P., van den Akker, J., & de Vries, F., 2005. Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems. Alterra, Wageningen: Alterra-rapport 1036-2.
- Lesschen, J.P., H. Heesmans, J. Mol, A.M. van Doorn, E. Verkaik, I. van den Wyngaert, P.J. Kuikman, 2012. Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur. Alterra-rapport 2396, Alterra, Wageningen.
- Lesschen, J.P., Hendriks, C.M.J., van der Linden, A., Keuskamp, J., Keuper, D., Timmermans, B., Hanegraaf, M., Conijn, S., Slier, T., 2020. Ontwikkeling praktijktool voor bodem C. Wageningen, Wageningen Environmental Research rapport 2990.
- Makkink, G.F., 1957. Testing the Penman-formula by means of lysimeters. *Journal Int. Wat. Eng.* London, 11, 277-288.
- Poeplau, C., 2016. Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. *Plant and Soil*, 407(1): 293-305.
- Poeplau, C., D. Zopf, B. Greiner, R. Geerts, H. Korvaar, U. Thumm, A. Don, A. Heidkamp and H. Flessa, 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265: 144-155.
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3-4), 75-83.

-
- Reijneveld, A., J. van Wensem and O. Oenema, 2009. Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma*, 152(3-4): 231-238.
- Schröder, J.J., Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Delgado, A., Van Leeuwen, J., Lehtinen, T., Rutgers, M., Spiegel, H., Staes, J., Tóth, G. and Wall, D.P., 2016. The elusive role of soil quality in nutrient cycling: a review. *Soil Use and Management*, December 2016, 32, 476-486.
- Schröder, J.J., L.B. Šebek, J. Oenema, J.G. Conijn en J. de Boer, 2018. Rekenregels van de KringloopWijzer 2017; Achtergronden van BEX, BEA, BEN, BEP en BEC: actualisatie van de 2016 versie. Wageningen Research, Rapport WPR-790.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U. et al., 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81, S. 153-225.
- Smith, P., J.-F. Soussana, D. Angers, L. Schipper, C. Chenu, D. P. Rasse, N. H. Batjes, F. van Egmond, S. McNeill, M. Kuhnert, C. Arias-Navarro, J. E. Olesen, N. Chirinda, D. Fornara, E. Wollenberg, J. Álvaro-Fuentes, A. Sanz-Cobena and K. Klumpp, 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26(1): 219-241.
- Soussana, J.-F., P. Loiseau, N. Vuichard, E. Ceschia, J. Balesdent, T. Chevallier and D. Arrouays, 2004. "Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands." *Soil Use and Management*, 20(2): 219-230.
- Staps, S., Rietberg, P., Luski, B. Visser, A., Kuikman, P., 2017. Handleiding goed koolstofbeheer - Concept levend document, Update van de versie van 2013. Louis Bolk Instituut.
- Tol-Leenders, D. van, M. Knotters, W. de Groot, P. Gerritsen, A. Reijneveld, F. van Egmond, H. Wösten, P. Kuikman, 2019. Koolstofvoorraad in de bodem van Nederland (1998-2018); CC-NL. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2974.
- Van Grinsven, H. en Bleeker, A., 2016. Evaluatie Meststoffenwet 2016: Syntheserapport. PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Vellinga, Th. V., Van den Pol-Van Dasselaar, A. and Kuikman, P.J., 2004. The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70: 33-45.
- Vellinga, Th.V., Reijs, J.W., Lesschen, J.P., Van Kernebeek, H.R., 2018. Lange termijn opties voor reductie van broeikasgassen uit de Nederlandse landbouw, een verkenning. Wageningen Livestock Research, Rapport 1133.
- de Wit, J., van der Goor, S., Pijlman, J. en van Eekeren, N., 2018. Opbouw organische stof met blijvend grasland. *V-Focus*, april 2018, 32-24.
- Wösten, J.H.M., G.J. Veerman, W.J.M. de Groot en J. Stolte, 2001. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 2001. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Alterra-rapport 153.

Bijlage 1 Samenvatting NIR-methodiek veranderingen in bodem C-voorraad

Onderstaande is een korte samenvatting van twee gedetailleerde documentatierapporten:

- Arets, E.J.M.M.; van der Kolk, J.W.H; Hengeveld, G.M.; Lesschen, J.P.; Kramer, H.; Kuikman, P.J. & Schelhaas, M.J. (2019) Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands. Methodological background, update 2019
- Lesschen, J. P., H. I. M. Heesman, J. P. Mol-Dijkstra, A. M. van Doorn, E. Verkaik, I. J. J. van den Wyngaert and P. J. Kuikman. (2012). Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur. Alterra-rapport 2396. Alterra Wageningen UR, Wageningen, The Netherlands. <http://edepot.wur.nl/247683>.

Beide rapporten zijn een uitwerking van de geüniformeerde rapportage zoals die is omschreven door de IPCC:

- IPCC. (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Kanagawa, Japan.
- IPCC. (2006a). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 1, General Guidance and Reporting. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Kanagawa, Japan.
- IPCC. (2006b). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Kanagawa, Japan.
- IPCC. (2014). 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. in T. Hiraiishi, Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G., editor. IPCC, Switzerland.

De berekening van de hoeveelheden koolstof in en op bodems wordt berekend op basis van:

- Landgebruikstype
 - Koolstof aanwezig in boven- en ondergrondse biomassa en organische stof in de bodem
- Per landgebruikstype-bodemtypecombinatie wordt op deze wijze een C-hoeveelheid per hectare bepaald. Dat wordt vermenigvuldigd met het aantal hectares dat per combinatie aanwezig is in Nederland. De emissies van landgebruik en veranderingen daarin worden dus alleen gebaseerd op arealen en niet op activiteiten.

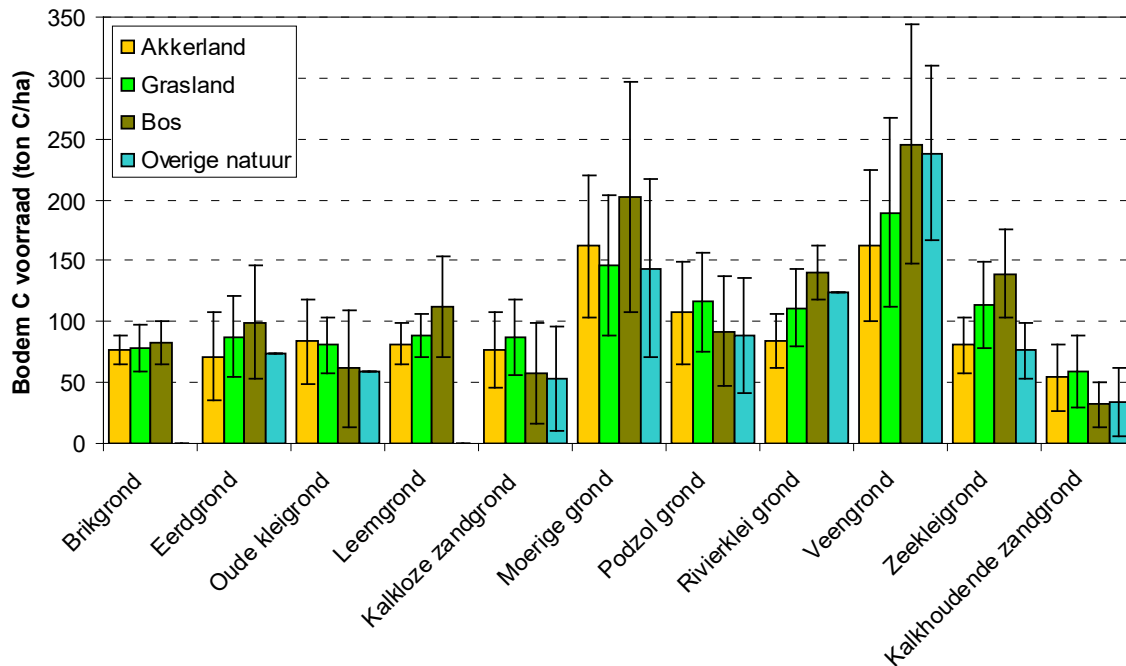
Voor het landgebruikstype onderscheidt de IPCC de volgende categorieën:

- Bos (forest land)
- Bouwland (cropland)
- Grasland (grassland)
- Wetland (moerassen en wetlands)
- Settlements (bebouwd gebied)
- Overig land (other land)

Voor de melkveehouderij in Nederland zijn met name de categorieën grasland en bouwland relevant. In de hoofdcategorie 'grasland' zitten vervolgens alle graslanden voor landbouwkundig gebruik, recreatie en natuur, alle natuurgrond die niet onder de definitie van grasland valt en ten slotte boomgaarden die allemaal een ondergroei van gras hebben.

De koolstofvoorraden van grasland worden bijgehouden volgens de Tier 1/2-benadering, wat wil zeggen dat er wordt uitgegaan van vaste hoeveelheden koolstof, ongeacht het management (maaien, weiden, bemesting, e.d.). De hoeveelheid organische C in landbouwbodems is bepaald aan de hand van de zogeheten LSK-meting, waarbij de hoeveelheid organische stof is bepaald op 1400 locaties

over 5 verschillende lagen. Op basis daarvan is de koolstofhoeveelheid in de organische stof van de laag 0-30 cm bepaald. Lesschen et al. (2012) hebben dit op basis van de LSK-bepaling en gegevens over landgebruik verder onderverdeeld naar koolstofvoorraden per landgebruik-bodemtypecombinatie. Deze zijn weergegeven in figuur B1.1.



Figuur B1.1 Gemiddelde koolstofhoeveelheden per combinatie van landgebruik en bodemtype. De spreidingsbalken geven de standaardafwijking (Lesschen et al., 2012).

Verandering van koolstofhoeveelheden in Nederland

Jaarlijks worden het landgebruik van de grond in Nederland en de wijzigingen bijgehouden. Daarvan wordt een overzicht gemaakt in de zogeheten 'land use change matrix' en worden alle veranderingen in landgebruik gerapporteerd. Aan de hand van deze matrix wordt jaarlijks de berekening van de koolstofhoeveelheid uitgevoerd. Als een perceel overgaat van het ene landgebruik naar het andere, wordt de verandering in koolstofhoeveelheid verdeeld over twintig jaar. Het rapport van Arets et al. (2019) geeft een uitgebreide tabel met de jaarlijkse veranderingen.

Organische bodems

Veengronden worden apart gerapporteerd, omdat de bodem voor een groot deel uit organische stof bestaat. In de Nederlandse rapportage hebben veengronden een veenlaag van ten minste 40 cm dikte binnen de laag van 0-120 cm, de moerige gronden hebben een laag van 5-40 cm veen binnen de bodemlaag van 0-80 cm. De berekening van de afname in organische stof en koolstof wordt beschreven in hoofdstuk 3 van het rapport. De afbraak van veengronden wordt bepaald aan de hand van de maaiveldafval en bedraagt gemiddeld 19 ton CO₂ per ha per jaar.

Bijlage 2 Kalibratie gewasresten

B2.1 Kalibratie gewasresten grasland

De bijdrage van gewasresten van blijvend grasland is gekalibreerd met behulp van drie datasets (tabel B2.1).

Maaiproef (Schils et al., 2004)

Het proefveld was een nieuw ingezaaid perceel blijvend grasland met twintig behandelingen die bestonden uit een combinatie van gewas (gras of gras/klaver), stikstofgift (0 tot 400 kg N/ha/j) en fosfaatgift (0 tot 105 kg P/ha/j). Het proefveld kreeg geen dierlijke mest en werd uitsluitend gemaaid. Bij aanvang en aan het einde van het onderzoek bevatte de bodem gemiddeld 79 t C/ha. Na afloop varieerde de koolstofvoorraad van 77,5 tot 80,5 t/ha, maar zonder eenduidig effect van de behandelingen.

Pinkenproef (Van Middelkoop et al., 2016)

De pinkenproef is een lopend onderzoek, uitgevoerd op drie locaties. In 1997 zijn zes behandelingen aangelegd op blijvend grasland, die bestaan uit de combinaties van twee stikstofoverschotten (180 en 300 kg N/ha) en drie fosfaatoverschotten (0, 20 en 40 kg P₂O₅/ha). De proefvelden worden afwisselend gemaaid en beweide met pinken en krijgen naast kunstmest ook dunne rundermest. Op deze weideveldjes is de koolstofvoorraad veranderd van 0,5 tot -0,6 t C/ha/jaar. In 2002 is de proef uitgebreid met een maaiveldje om fosfaat uit te mijnen, met een stikstofoverschot van 300 kg N/ha en een fosfaatoverschot van -100 kg P₂O₅/ha. De koolstofvoorraad op deze maaiveldjes veranderde van 0,3 tot -0,8 t C/ha/jaar.

Ossenkampen (Korevaar & Geerts, 2015)

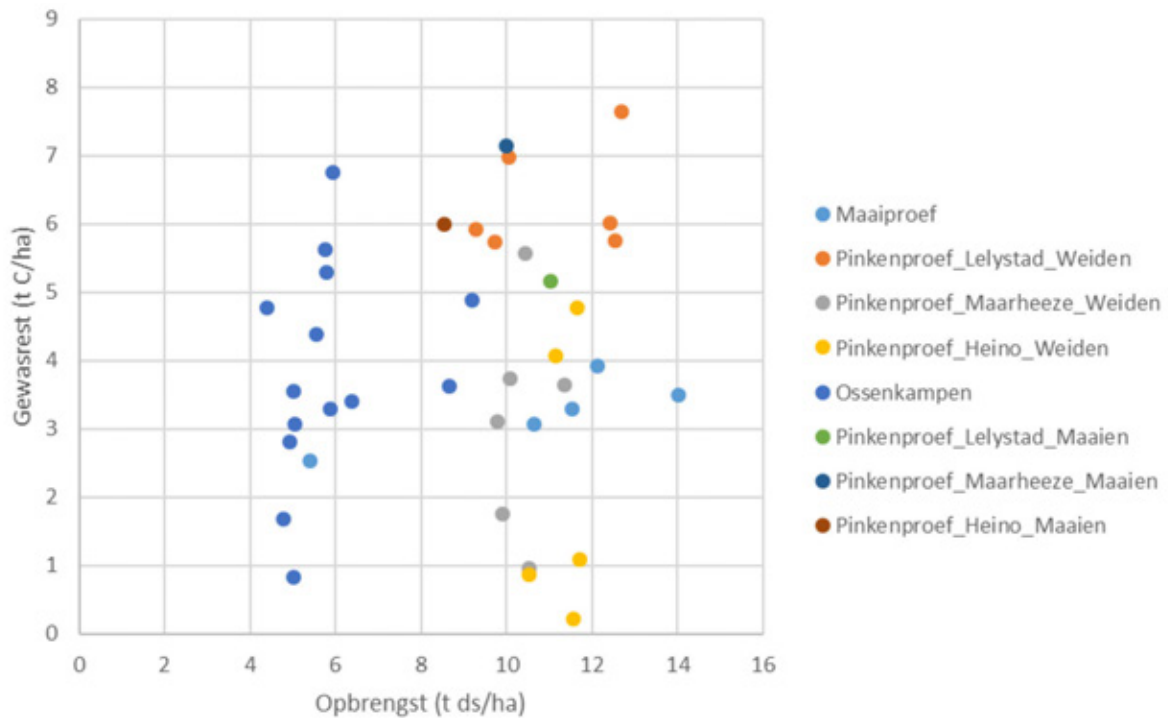
Het proefveld bestaat uit zes beweide en zestien gemaaide veldjes soortenrijk grasland met een verschillende, zeer uiteenlopende aanvoer van stikstof, fosfaat en kali. Voor deze studie zijn uitsluitend de gemaaide veldjes gebruikt. De koolstofvoorraad daalde gemiddeld van 94 naar 84 t C/ha. De eindvoorraad varieerde van 60 tot 116 t C/ha.

Tabel B2.1 Overzicht van datasets voor kalibratie blijvend grasland.

Naam	Grond soort	Gebruik	Periode	Jaar	Koolstof (t/ha)		Vastlegging (t C/ha/j)
					Start	Einde	
Maaiproef, Lelystad	klei	maaieren	1994 - 1998	5	79	79	0.0
Pinkenproef, Lelystad	klei	maaieren	2002 - 2015	14	106	100	-0.4
		weiden	1997 - 2015	19	109	118	0.5
Pinkenproef, Heino	zand	maaieren	2002 - 2012	11	80	71	-0.8
		weiden	1997 - 2012	16	76	67	-0.6
Pinkenproef, Cranendonck	zand	maaieren	2002 - 2013	12	67	70	0.3
		weiden	1997 - 2013	17	72	72	0.0
Ossenkampen, Wageningen	klei	maaieren	1958 - 2016	59	94	89	-0.1

De koolstofaanvoer uit gewasresten is voor elke behandeling binnen elke dataset gekalibreerd, rekening houdend met het kleigehalte van de bodem, het gemiddelde weer in de betreffende periode en de koolstofaanvoer door dierlijke mest (mesttoediening en uitscheiding in de weide door grazend vee). De resultaten laten een gemiddelde koolstofaanvoer uit gewasresten zien van 5,1 t C/ha voor behandelingen die uitsluitend zijn gemaaid zonder aanvoer van dierlijke mest, en van 3,7 t C/ha voor

de behandelingen die ook beweid zijn en met dierlijke mest bemest zijn. De berekende koolstofaanvoer uit gewasresten loopt uiteen van -0,5 tot 7,6 t C/ha (Figuur B2.1).



Figuur B2.1 Gekalibreerde koolstofaanvoer uit gewasresten in relatie tot de bovengrondse grasopbrengst.

B2.2 Kalibratie gewasresten mais

De bijdrage van gewasresten van snijmais is volgens het handboek bodem en bemesting⁸ 2000 kg organische stof/ha, wat overeenkomt met 1 ton C/ha. We hebben deze waarde getoetst aan de hand van drie datasets (tabel B2.2).

Wintergewassen (Schröder et al., 1992 en Van Dijk et al., 1995)

In een zevenjarige veldproef op proefbedrijf Aver Heino is continu snijmais geteeld zonder wintergewas (braak), met rogge stoppelzaai of met gras onderzaai. De drie hoofdbehandelingen werden gecombineerd met een bemestingsbehandeling (0 of 35 ton dunne rundermest/ha). Zonder wintergewas daalde de koolstofvoorraad met 0,6 tot 0,8 ton/ha/jaar, ongeacht of er wel of geen mest werd toegediend. Op de onbemeste velden hadden wintergewassen geen effect op de koolstofvoorraad. Alleen de combinatie van wintergewassen met mest leidde tot een licht stijgende koolstofvoorraad (+0.1 ton C/ha/jaar). De koolstofaanvoer van de wintergewassen is vastgesteld op 1,1 ton C/ha (Schröder et al., 1997).

Mest_Maarheeze (Schröder et al., 1985)

Op proefbedrijf Maarheeze is gedurende zeven jaar continu mais geteeld met een jaarlijkse gift dunne rundermest, oplopend van 50 tot 300 ton/ha/jaar. De koolstofvoorraad nam jaarlijks toe met 0,6 ton/ha bij de laagste mestgift. Naarmate meer mest werd gegeven, nam de koolstofvoorraad verder toe, tot 2,6 ton/ha/jaar bij 300 ton mest per ha.

⁸ <https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/Handeling/Organische-stofbeheer/Organische-stof/Kengetallen-organische-stof.htm>

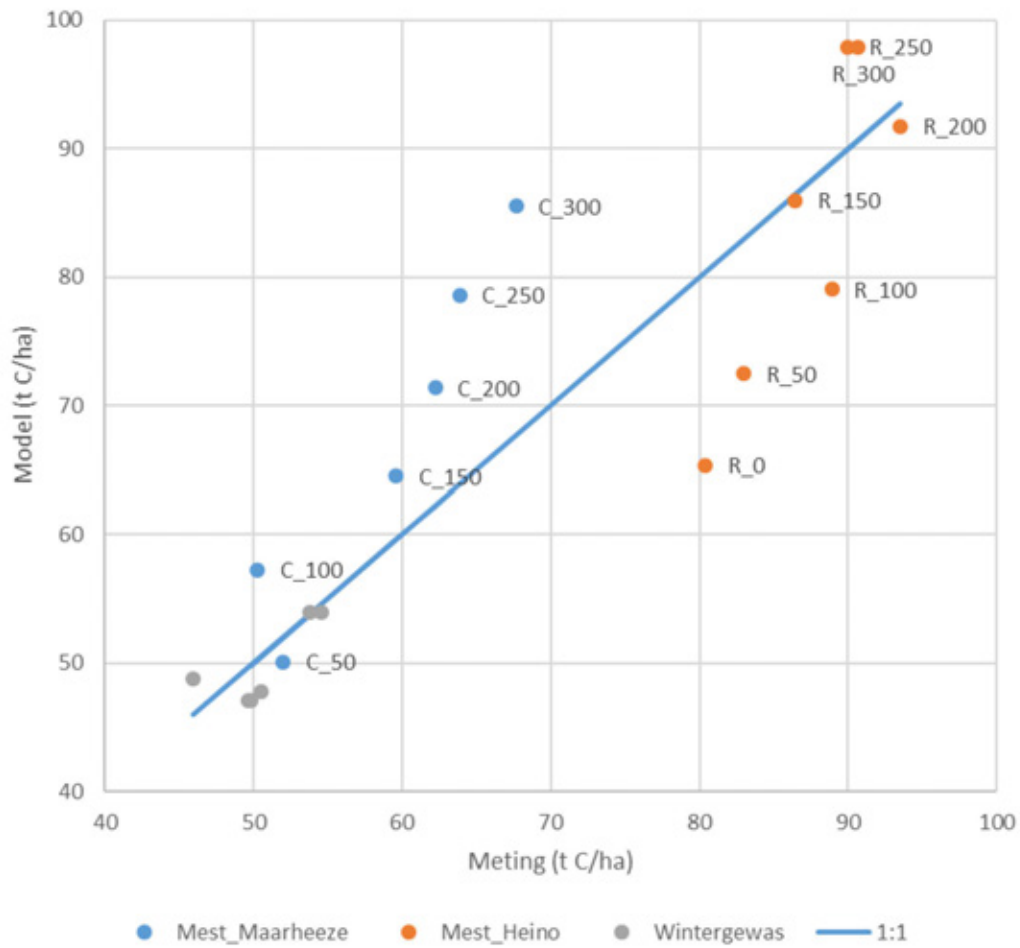
Mest_Heino (Schröder et al., 1985)

Op proefbedrijf Aver Heino is gedurende tien jaar mais geteeld in wisselbouw met gras. De vruchtopvolging was drie jaar mais en een jaar gras. De mais werd jaarlijks bemest met 0 tot 300 ton dunne rundermest per ha. Het gras werd niet bemest. Zonder bemesting nam de koolstofvoorraad jaarlijks toe met 0,6 ton/ha bij de laagste mestgift. Bij mestgiften boven de 200 ton/ha nam de voorraad toe met ruim 1,5 ton/ha. Voor het eenjarige grasland is de koolstofaanvoer op 5,1 ton/ha vastgesteld.

Tabel B2.2 *Overzicht van datasets voor validatie mais.*

Naam	Grond	Periode	Behandelingen	Koolstof (t/ha)		Vastlegging (t C/ha/j)
				Start	Einde	
Continu mais						
Wintergewassen, Heino	Zand	1988-1994	0 ton DRM/ha Braak	53	49	-0.6
			35 ton DRM/ha Braak	53	47	-0.8
			0 ton DRM/ha Gras onderzaai	53	47	-0.8
			35 ton DRM/ha Gras onderzaai	53	54	0.1
			0 ton DRM/ha Rogge stoppel	53	48	-0.7
			35 ton DRM/ha Rogge stoppel	53	54	0.1
			<hr/>			
Mest, Maarheeze	Zand	1976-1982	50 ton DRM/ha	48	52	0.6
			100 ton DRM/ha	48	55	0.9
			150 ton DRM/ha	47	63	2.3
			200 ton DRM/ha	50	64	2.0
			250 ton DRM/ha	46	64	2.5
			300 ton DRM/ha	48	66	2.6
<hr/>						
Mais-Gras (3:1)						
Mest, Heino	Zand	1972-1982	0 ton DRM/ha	73	80	0.6
			50 ton DRM/ha	73	83	0.9
			100 ton DRM/ha	73	89	1.4
			150 ton DRM/ha	73	86	1.2
			200 ton DRM/ha	73	94	1.8
			250 ton DRM/ha	73	90	1.5
			300 ton DRM/ha	73	91	1.6

De simulaties laten wisselende resultaten zien. De modeluitkomsten van koolstofopbouw bij continu mais met relatief lage mestgiften laten een redelijke overeenkomst zien met de waargenomen metingen (figuur B2.2). Het model overschat echter de invloed van hogere mestgiften. Mogelijk verloopt de afbraak van de dunne rundermest sneller dan de standaard 'farm yard manure' in het model. De simulatie van 3:1 mais-gras vruchtwisseling laat eenzelfde effect zien: bij toenemende mestgiften neemt de gesimuleerde koolstofvoorraad sneller toe dan de gemeten voorraad. Zonder mestgift is de gesimuleerde voorraad lager dan de gemeten waarde. Dat duidt er mogelijk op dat het tussenjaar met gras meer koolstof aanvoert dan nu aangenomen (5,1 ton C/ha).



Figuur B2.2 Bodemkoolstofvoorraad aan het einde van de proef volgens het RothC-model in relatie tot de waargenomen koolstofvoorraad. Het label geeft de mestgift aan.

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 2993
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 12.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.



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



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 2993
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 12.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

