Slim Landgebruik

Integratierapport Slim Landgebruik

Verdieping op de effecten van maatregelen binnen Slim Landgebruik

Slier, T., Stout, B., Vervuurt, W., Schepens, J., Martinez Garcia, L., Velthof, G., Lesschen, J.P., Agricola, H., Westerik, D., Koopmans, C., & van Middelaar, J.

Colofon

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen University & Research, Centrum voor Landbouw en Milieu (CLM) en het Louis Bolk Instituut met subsidie van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend Programma Slim Landgebruik (BO-53-002).

Review: J. van der Kolk[1]
Mei, 2022
Contact: Slimlandgebruik@wur.nl

Slier, T.[1], Stout, B.[2], Vervuurt, W.[1], Schepens, J.[3], Martinez Garcia, L.[1], Velthof, G.[1], Lesschen, J.P.[1], Agricola, H.[1], Westerik, D.[1], Koopmans, C.[3], & van Middelaar, J.[2] (2022). Integratierapport Slim Landgebruik. *Verdieping op de effecten van maatregelen binnen Slim Landgebruik*. Wageningen Environmental Research.

[1] Wageningen University & Research
[2] Centrum van Landbouw en Milieu (CLM)
[3] Louis Bolk Instituut

Inhoudsopgave

Samenvatting 4
1 Inleiding 6
1.1 Aanleiding 6
1.2 Doel 6
1.3 Leeswijzer 6
2 CO_2Bodem 7
2.1 Inleiding 7
2.2 Koolstofvastlegging in Nederland 7
2.3 Effect van maatregelen op lachgasemissie 11
3 Netto klimaatmitigatie-effect voor toedienen van compost en achterlaten van stro 20
3.1 Inleiding 20
3.2 Aanpak 20
3.3 Resultaten 21
3.4 Discussie 35
3.5 Conclusie 36
4 Trade-offs tussen maatregelen uit de Klimaatenveloppe en Slim Landgebruik 37
4.1 Inleiding 37
4.2 Aanpak en methode 37
4.3 Trade-offs tussen Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer en Slim Landgebruik 39
4.4 Trade-offs tussen Integraal aanpakken en Slim Landgebruik 41
4.5 Conclusies en aanbevelingen 43
5 Vergelijking van Slim Landgebruik met buitenlandse studies 45
5.1 Inleiding 45
5.2 Methoden 45
5.3 Resultaten 45
5.4 Discussie en conclusie 53
6 Referenties 54

Samenvatting

In het onderzoeksprogramma Slim Landgebruik staat de vraag centraal of het mogelijk is om vanaf 2030 jaarlijks 0,5 Mton CO_2-equivalenten vast te leggen in de Nederlandse minerale landbouwbodems. Middels onderzoek verdeeld over vijf verschillende thema's wordt hier in Slim Landgebruik antwoord op gegeven. In het Integratieproject wordt de informatie die beschikbaar komt uit de verschillende projecten gebundeld tot een overzichtelijke format genaamd CO_2Bodem. Daarnaast wordt in het Integratieproject ook gekeken naar verdiepende vraagstukken. Dit rapport bestaat uit vier hoofdstukken, waarbij elk hoofdstuk ingaat op een specifieke onderzoeksvraag.

CO_2Bodem
In dit rapport zijn de modelberekeningen naar de potentiële koolstofvastlegging in Nederland van Lesschen et al. (2021) geüpdatet. De resultaten uit Lesschen et al. (2021) zijn gebaseerd op invoerdata over gewasarealen uit 2017. De resultaten die in dit rapport zijn gepresenteerd zijn gebaseerd op invoerdata uit 2021. Voor de maatregel Akkerranden zijn tevens aanpassingen gedaan in de aannames om tot de potentiële vastlegging te komen. In dit rapport wordt uitgegaan van permanente akkerranden i.p.v. eenjarige akkerranden in Lesschen et al. (2021). De update zoals beschreven in dit rapport leidt tot kleine verschillen in potentiële vastlegging van maatregelen, maar de uiteindelijke totale vastlegging is nagenoeg onveranderd t.o.v. Lesschen et al. (2021).

Door een toename in organische stof in de bodem neemt het risico op lachgasemissie mogelijk ook toe. Makkelijk afbreekbare organische stof vormt namelijk een goede energiebron voor denitrificerende bacteriën, waarbij tijdens de afbraak lachgas wordt geproduceerd. Op basis van inputgegevens en resultaten van NEMA (nationale emissie), uitgangspunten van de modelberekeningen om koolstofvastlegging in Nederland te kwantificeren (Lesschen et al., 2021), eerste resultaten uit Slim Landgebruik, literatuur en expertkennis is een eerste schatting gemaakt van het effect van maatregelen op de lachgasemissie. De resultaten zijn een ruwe eerste schatting, waar nog veel onzekerheid in zit. Deze onzekerheid hangt o.a. samen met de vraag welk effect maatregelen hebben op de stikstofbemesting, aangezien de bemesting een groot effect heeft op de lachgasemissie. Op basis van deze eerste ruwe inschatting kan worden geconcludeerd dat de lachgasemissie niet groter is dan de CO_2-vastlegging. Met andere woorden, de maatregelen leiden tot een netto vastlegging van broeikasgassen.

Netto klimaatmitigatie-effect voor toedienen van compost en achterlaten van stro
Bij het toepassen van maatregelen op bedrijfsniveau kunnen maatregelen leiden tot verschuivingen van producten in de productieketen. Voor de maatregelen *achterlaten gewasresten* (in de vorm van stro) en *extra compost* is nagegaan welk effect er elders in de productieketen en/of aanpalende sectoren optreedt wanneer deze maatregelen door akkerbouwers wordt toegepast en of dit het effect op koolstofvastlegging kan verminderen of tenietdoen doordat er elders een toename van emissies wordt gerealiseerd. Voor zowel compost als stro is nagegaan wat de huidige toepassingen van het product zijn. . Per type toepassingis er vervolgens bepaald hoeveel koolstof er kan worden vastgelegd. Voor zowel het aanwenden van groen- als GFT-compost toont het onderzoek aan dat er alleen netto extra vastlegging wordt gerealiseerd wanneer de productie van compost wordt verhoogd. Door het verplaatsen van compost van potgrond en/of particuliere tuinen naar de landbouw zal er netto geen vastlegging plaatsvinden. Voor de maatregel waarbij stro wordt achtergelaten en ingewerkt zijn er ook vele overige toepassingen te bedenken, waarbij tevens koolstof kan worden vastgelegd. Het stro kan nadat het van het land wordt geoogst worden doorverkocht om vervolgens dienst te doen als ruwvoer, stalbedding, teeltbedding, vezeltoepassing en als bio-energie. Via deze toepassingen komt het stro vaak alsnog op het land terecht, o.a. in de vorm van mest, of worden er emissies vermeden door een besparing op fossiele energie. Er zijn bij deze maatregel twee routes denkbaar, namelijk meer stro achterlaten op het land en inwerken waardoor er minder beschikbaar is voor de overige toepassingen of meer stro produceren. Het onderzoek toont aan dat het voor koolstofvastlegging voordelig is om zo veel mogelijk stro achter te laten op het land en in te werken, aangezien er bij verdere toepassing veelal koolstof verloren gaat. Dit heeft echter wel financiële consequenties voor de boer aangezien het stro niet kan worden doorverkocht. Bovendien zullen er door de lagere beschikbaarheid van stro dat van het land wordt gehaald nieuwe oplossingen gezocht moeten worden voor de overige toepassingen van stro.

Trade-offs tussen maatregelen uit Slim Landgebruik en de Klimaatenveloppe
Om na te gaan of de doelen uit het Klimaatakkoord voor de landbouw haalbaar zijn, zijn er binnen de zogenoemde Klimaatenveloppe verschillende onderzoeksprogramma's opgezet om onderzoek te doen naar mogelijkheden voor emissiereductie. Er wordt onderzoek gedaan naar mogelijkheden tot vastlegging in bos en natuur en naar mogelijkheden tot emissiereductie in de veehouderij en uit veenweidegebieden. De landbouw vorm echter vaak een geschakeld systeem, waarbij een aanpassing in het ene systeem ook een effect heeft op het andere systeem. M.a.w. een maatregel om koolstof vast te leggen kan een maatregel om methaanemissie te reduceren tegenwerken, waarbij een trade-off

ontstaat. Om een integraal beeld te creëren van de maatregelen uit Slim Landgebruik in relatie tot maatregelen uit de andere klimaatenveloppe programma's is er onderzoek uitgevoerd naar deze mogelijke trade-offs. Het onderzoek toont aan dat er een trade-off plaatsvindt met maatregelen uit het bos- en natuurprogramma, met name daar waar concurrentie om grondoppervlak plaatsvindt. Dit is o.a. het geval bij het aanplanten van nieuw bos op landbouwgrond. De koolstofvastlegging in bossen is aanzienlijk hoger dan bij het toepassen van maatregelen uit Slim Landgebruik en daarom vanuit het oogpunt van koolstofvastlegging interessant. Het aanplanten van bos op landbouwgrond kent echter financiële consequenties, aangezien landbouwgrond een hoge grondprijs heeft en jaarlijks rendement oplevert. Voor de omzetting naar bos moet de grond worden afgewaardeerd en verliest het zijn rendement voor de korte termijn. Ook kunnen er trade-offs ontstaan met maatregelen voor de veehouderij, vooral bij maatregelen gericht op mest en voer. Met name de maatregel waarbij er meer snijmais en minder gras wordt geteeld voor het voederrantsoen is in tegenspraak met de maatregel meer blijvend grasland uit Slim Landgebruik. Meer snijmais in het rantsoen leidt tot minder methaanemissie uit pensfermentatie, maar gaat ook gepaard met een groter areaal snijmais. Daarentegen blijkt uit onderzoek dat een groter areaal blijvend grasland leidt tot een aanzienlijke koolstofvastlegging. Op basis van indicatieve modelberekeningen wordt geconcludeerd dat het mitigerend effect van meer blijvend grasland groter is dan meer snijmais in het voederrantsoen.

Vergelijking van Slim Landgebruik met buitenlandse studies

Om de wetenschappelijke kwaliteit van het onderzoeksprogramma Slim Landgebruik te verifiëren is door middel van literatuuronderzoek nagegaan op welke wijze andere Europese landen onderzoek doen naar het onderwerp koolstofvastlegging. Hiervoor is nagegaan welke Europese landen zich bezighouden met koolstofvastlegging en welke vragen daaraan ten grondslag liggen en welke methoden worden gebruikt om koolstofvastlegging te kwantificeren. Daarnaast is tevens onderzocht of Slim Landgebruik bijdraagt aan de kennishiaten die in Europa spelen. Uit het onderzoek blijkt dat de onderzoeksvragen die centraal staan in Slim Landgebruik ook worden geadresseerd in verschillende Europese landen, maar er is geen land dat onderzoek doet naar alle thema's in Slim Landgebruik. Daarnaast valt op dat meerdere landen onderzoek doen naar het effect van klimaatverandering op koolstofvastlegging in de bodem, iets wat in Slim Landgebruik nog niet aan de orde is. De methoden die de verschillende landen gebruiken zijn vrij uiteenlopend en er ontbreekt een Europees protocol voor onderzoek naar koolstofvastlegging. Wel zijn de methoden die in Slim Landgebruik worden toegepast in overeenstemming met methoden die andere landen toepassen. Ook heeft het onderzoek aangetoond dat Slim Landgebruik een significante bijdrage levert aan de kennishiaten in Europa. Dit gebeurt zowel op het niveau van maatregelen als op algemene kennis.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In het onderzoeksprogramma Slim Landgebruik wordt onderzoek gedaan naar maatregelen die bijdragen aan het behalen van de klimaatdoelen uit het Klimaatakkoord (2019), waarbij voor de minerale landbouwgronden is vastgesteld dat er vanaf 2030 jaarlijks 0.5 Mton CO_2-equivalenten moet worden vastgelegd. Het programma loopt sinds 2018 en omvat meerdere projecten die bijdragen aan verschillende thema's. De thema's zijn als volgt gedefinieerd:

1. Bepalen van effectiviteit van koolstof vastleggende maatregelen in de bodem
2. Verbeterde inpassing in de bedrijfsvoering
3. Monitoring van de voortgang richting 0,5 Mton
4. Stimuleren van boeren
5. Eenduidige en duidelijke kennisoverdracht

Overkoepeld aan deze thema's loopt sinds 2020 het Integratieproject. Binnen dit project worden de resultaten uit Slim Landgebruik samengevat in CO_2Bodem. Daarnaast is er in 2021 verdiepend onderzoek gedaan naar effecten van maatregelen elders in de keten, trade-offs tussen klimaatmaatregelen en is er onderzoek gedaan naar de wetenschappelijke kwaliteit van Slim Landgebruik. Deze aanvullende onderzoeken zijn uitgevoerd om een dieper inzicht te krijgen in de effecten van maatregelen buiten het perceel.

1.2 Doel

Dit rapport omvat meerdere sub-onderzoeken. Ieder onderzoek heeft zijn eigen doel en staat zodoende omschreven in het betreffende hoofdstuk. Het algemene doel van dit rapport is:

1. Het geven van inzicht in het effect van maatregelen op koolstofvastlegging en lachgasemissie;
2. Het geven van inzicht in effecten van maatregelen elders in de landbouwketen en hoe dit de netto koolstofvastlegging kan beïnvloeden;
3. Het aantonen van mogelijke knelpunten met klimaatmaatregelen gericht op methaanreductie en bos- en natuurbeheer;
4. Het aantonen van de wetenschappelijke kwaliteit van het onderzoeksprogramma in een Europees perspectief.

Daarnaast dient dit rapport als opstapje naar mogelijk vervolgonderzoek binnen Slim Landgebruik. Het rapport geeft inzicht in waar buiten de kaders van Slim Landgebruik onzekerheden zitten die wellicht aandacht verdienen voor implementatie in beleid.

1.3 Leeswijzer

Dit rapport omvat vier hoofdstukken met ieder een eigen onderzoeksvraag. De hoofdstukken kunnen afzonderlijk worden gelezen. Hoofdstuk 2 CO_2Bodem vormt een aanvulling op de samenvatting van de CO_2Bodem tabel (Slier et al., 2022). In CO_2Bodem worden de resultaten van Slim Landgebruik overzichtelijk samengebracht. Voor het effect van maatregelen op koolstofvastlegging en lachgasemissie wordt in dit hoofdstuk dieper ingegaan op de methodes en aannames die zijn toegepast om tot de resultaten in CO_2Bodem te komen. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op het netto effect van de maatregelen 'Extra compost' en 'Achterlaten gewasresten' op koolstofvastlegging wanneer de verschuiving van producten binnen de productieketen of tussen aanpalende sectoren wordt meegenomen. In hoofdstuk 4 wordt vervolgens nagegaan of maatregelen uit verschillende klimaatenveloppe programma's in tegenspraak zijn met maatregelen uit Slim Landgebruik. Als laatste wordt in hoofdstuk 5 de wetenschappelijke kwaliteit van Slim Landgebruik beschreven aan de hand van een vergelijking met vergelijkbaar onderzoek in Europa.

2 CO_2Bodem

2.1 Inleiding

In het onderzoeksprogramma Slim Landgebruik wordt onderzoek gedaan naar de mogelijkheden tot het jaarlijks vastleggen van 0,5 Mton CO_2-equivalenten in minerale landbouwbodems in Nederland. Dit onderzoek wordt ingestoken op maatregelniveau. Er wordt bepaald wat het effect is van maatregelen op koolstofvastlegging en lachgasemissie, maar ook wordt gekeken naar het effect van maatregelen op bodemkwaliteit en kosten en baten. Dit onderzoek vindt plaats in verschillende projecten binnen Slim Landgebruik. Om deze verspreidde kennis samen te brengen in is 2020 het Integratieproject binnen Slim Landgebruik gestart. Het resultaat daarvan is de zo gekende CO_2Bodem tabel. CO_2Bodem is een samenvatting van de resultaten uit Slim Landgebruik op maatregelniveau. Het doel van CO_2Bodem is de lezer informeren over het effect van maatregelen op koolstofvastlegging, lachgasemissie, duurzaam bodembeheer en kosten en baten. Dit gebeurd op basis van onderzoek dat in Slim Landgebruik is uitgevoerd. In dit rapport wordt dieper ingegaan op het effect van maatregelen op koolstofvastlegging en lachgasemissies en de methodes en aannames die zijn toegepast om tot een resultaat te komen.

2.2 Koolstofvastlegging in Nederland

2.2.1 Inleiding

Binnen Slim Landgebruik wordt met behulp van Lange Termijn Experimenten de potentie van maatregelen bepaald op zand en kleibodems. Deze lange termijn experimenten zijn niet in alle gevallen representatief voor heel Nederland. Met behulp van modelberekeningen kan worden bepaald wat de potentie van maatregelen voor heel Nederland is. Lesschen et al. heeft dit is 2021 gedaan op basis van invoerdata uit 2017. Voor deze rapportage zijn de berekeningen uit Lesschen et al. (2021) opnieuw uitgevoerd, maar dan op basis van data uit 2021.

2.2.2 Methode

Voor het bepalen van de landelijke potentie voor koolstofvastlegging in minerale landbouwbodems is gebruik gemaakt van het model MITERRA-NL, waarin het RothC-model is ingebouwd. Het RothC-model is een dynamisch model dat de koolstofdynamiek in minerale bodems kan simuleren (Coleman & Jenkinson, 1996), waarbij rekening gehouden wordt met de effecten van bodemtype, temperatuur, vochtgehalte en bodembedekking op de afbraak van organische koolstof. In het model wordt de koolstof verdeeld over vijf koolstof compartimenten/pools die elk een specifieke afbraakcoëfficiënt hebben. Tijdsstappen van één maand worden gebruikt om veranderingen in de organische koolstofvoorraad te berekenen op een tijdschaal van één jaar tot eeuwen. Het RothC-model is ontwikkeld voor het simuleren van één perceel, maar de rekenregels zijn in principe schaalonafhankelijk. Daarom is ervoor gekozen om het model in te bouwen in het MITERRA-NL emissiemodel. Dit is een emissiemodel voor de Nederlandse landbouw dat rekent op postcode 4 niveau (Lesschen et al., 2011). Voor het bepalen van de potentie van koolstofvastlegging door het nemen van maatregelen wordt er een vergelijking gemaakt tussen de jaarlijkse koolstofbalans waarbij geen maatregelen worden toegepast, de zogenaamde baseline, en de jaarlijkse koolstofbalans waarbij maatregelen wel worden toegepast. Het verschil wordt vervolgens omgerekend naar CO_2-vastlegging. In Lesschen et al. (2021) staat een uitgebreide beschrijving van de methode.

De invoergegevens die nodig zijn voor het uitvoeren van de berekeningen met RothC zijn klimaatgegevens, bodemgegevens, aanvoer van koolstof uit gewasresten, aanvoer van koolstof uit organische meststoffen en aanvoer van koolstof uit groenbemesters/vanggewassen. Voor de opschaling in het MITERRA-NL model wordt daarnaast gebruik gemaakt van statistische data van gewasarealen uit Basis Registratie Percelen (BRP), dieraantallen, gewasopbrengst en kunstmestconsumptie uit CBS. De statistische data en klimaatgegevens zijn voor dit onderzoek geüpdatet met data uit 2021 in plaats van 2017. De overige invoergegevens zijn gelijk gebleven zoals beschreven in Lesschen et al. (2021).

2.2.3 Parametrisatie van maatregelen

Voor negen maatregelen is met behulp van modellering bepaald hoeveel deze kunnen bijdragen aan koolstofvastlegging in Nederland. In Lesschen et al. (2021) is uitgebreid beschreven hoe deze maatregelen zijn geparametriseerd. In deze rapportage wordt een korte beschrijving gegeven van de parametrisatie van de maatregelen. Ook zijn voor een aantal maatregelen kleine aanpassingen gedaan in de parametrisatie. Ook deze worden hier beschreven.

<u>Aanpassen gewasrotatie</u>
Om koolstofvastlegging te bevorderen zijn er vele verschillende gewasrotaties mogelijk. Over het algemeen draagt de extensivering van het bouwplan bij aan extra koolstofvastlegging. Bij de extensivering worden minder intensieve

gewassen geteeld en meer rustgewassen. In deze studie is ervoor gekozen om de intensieve rooigewassen (aardappel, suikerbiet, uien en bollen) te vervangen door rustgewassen, waarbij is gekozen voor wintertarwe, het meest voorkomende graangewas in Nederland. Het aandeel rustgewassen wordt per postcode 4-gebied naar 50% gebracht. In gebieden waar het aandeel rustgewassen al 50% of hoger is, vindt er geen verandering van het bouwplan plaats.

Meer blijvend grasland

De maatregel meer blijvend grasland komt voort uit het plan voor grondgebonden melkveehouderij, waarbij elk melkveehouderijbedrijf in 2025 minimaal 65% van de eiwitbehoefte op eigen grond of via buurtcontracten (indirect) moet telen. Gras bevat een hoger aandeel eiwit dan snijmais, waardoor de verwachting is dat er een verschuiving plaats zal vinden naar meer grasland en minder snijmais. Uitgaande van het advies van 65% eiwitbehoefte van het eigen land betekent dit een afname van 40% van het areaal snijmais (gebaseerd op Advies grondgebondenheid melkveehouderij). Voor de modellering is aangenomen dat per postcode 4-gebied 40% van het snijmaisareaal wordt vervangen door permanent grasland. Tegelijkertijd is er ook aangenomen dat 40% van het areaal tijdelijk grasland wordt omgezet naar permanent grasland, aangezien het tijdelijk grasland niet meer hoeft te roteren met snijmais.

Wisselteelt mais-grasklaver

De maatregel wisselteelt mais-grasklaver, ook wel de 60-20-20 regel (van Eekeren et al., 2007) is van toepassing op melkveehouders met zowel grasland als bouwland met snijmais. 60-20-20 staat voor 60% permanent grasland en een rotatie van 3 jaar 20% snijmais en 3 jaar 20% tijdelijk grasland, bij voorkeur klaverrijk. Op postcode 4-niveau wordt het areaal tijdelijk grasland en snijmais vervangen door blijvend grasland, wanneer het percentage blijvend grasland lager is dan 60%.

Extra vaste mest

Voor het toepassen van deze maatregel wordt aangenomen dat er extra vast mest beschikbaar komt in Nederland. De extra vaste mest wordt beschikbaar gemaakt via 1) nieuwe stalsystemen waarbij vaste mest het resultaat is van mestscheiding bij de bron en 2) een beperking van de export van (verwerkte) runder- en varkensmest. Hierbij is de aanname gedaan dat dit kan worden toegepast op 25% van de huidige export van runder- en varkensmest. Dit zou neerkomen op een hoeveelheid van 115 kton extra koolstof die via de vaste mest naar de bodem gebracht kan worden.

Extra compost

In Nederland wordt jaarlijks ongeveer 1800 kton compost geproduceerd, waarvan 500 kton gft-compost en 1300 kton groencompost. De landbouw ontvangt jaarlijks 75% van de gft-compost en 50% van de groencompost (BVOR, 2017). Voor het aanwenden van extra compost is de aanname gedaan dat het aandeel compost dat naar de landbouw toe gaat, verhoogd wordt naar 87.5% gft-compost en 75% groencompost. Omgerekend komt dit neer op een extra hoeveelheid compost van 387 kton. Om daadwerkelijk extra koolstofvastlegging te bewerkstelligen is het wel van belang dat de extra compost beschikbaar komt door een hogere productie van compost en niet via het verschuiving van de toepassing (zie ook 0 en 3.3.2).

Groenbemesters/vanggewassen

Het aandeel groenbemesters en vanggewassen is in Nederland al vrij hoog, deels door de wettelijke verplichting hiertoe na de teelt van mais op zandgronden. Door ook groenbemesters/vanggewassen te telen na andere gewassen wordt extra biomassa gecreëerd en daarmee koolstof aangevoerd. De hoeveelheid koolstof die kan worden vastgelegd is daarbij afhankelijk van het soort groenbemester/vanggewas en de zaaitijd. Voor de modellering is bepaald na welke gewassen een groenbemester mogelijk is en of dit gewas vroeg of laat wordt geoogst. Daarnaast is per gewas een inschatting gemaakt van de slagingskans van de groenbemester. Op basis van kengetallen over de effectieve organische stof van groenbemesters (Selin Norén et al., 2021) en de humificatiecoëfficient is de gemiddelde C input per groenbemester afgeleid. De gemiddelde C-aanvoer voor vroeg ingezaaide groenbemesters komt daarbij op 2900 kg C/ha. Voor laat ingezaaide groenbemesters wordt gerekend met een aanvoer van 1100 kg C/ha. In de periode 2017-2021 is het areaal groenbemesters/vanggewassen toegenomen met ruim 100.000 ha, waardoor het potentieel voor implementatie is afgenomen.

Achterlaten gewasresten

In Nederland wordt het grootste deel van de gewasresten achtergelaten op het land. Bij graangewassen wordt een aanzienlijk deel van de gewasresten echter afgevoerd, namelijk 62% van tarwestro en 43% van gerststro (op basis van informatie uit het Bedrijven Informatienet (BIN)). Voor overige strogewassen was deze informatie niet beschikbaar en is de aanname gemaakt dat 25% van het stro van korrelmais wordt afgevoerd en 50% van de overige strogewassen. Bij de modellering van deze maatregel is de aanname gedaan dat er geen stro meer wordt afgevoerd en dat dus alle stro achterblijft op het land. Onderzoek toont wel aan dat de potentiële koolstofvastlegging door het achterlaten van

stroresten leidt tot een overschatting, aangezien stro in veel gevallen ook indirect op het land terecht komt en dan alsnog tot vastlegging kan leiden (zie 3.3.3).

Akkerranden

Volgens de regels die gelden omtrent akkerranden als onderdeel van de vergroening, is de plaatsingsruimte van organische mestproducten kleiner, waardoor er minder bemest mag worden in akkerranden. Voor het doorrekenen van deze maatregel is de aanname gedaan dat akkerranden worden toegepast op percelen met snijmais en op akkerland, waarbij in totaal 2% van dat areaal wordt ingezet als akkerrand. Daarnaast worden de akkerranden niet bemest en groeien er permanente gewassen in de akkerranden, met name grasachtigen. Informatie over de droge stof opbrengst van akkerranden ontbreekt op dit moment nog, dus is de aanname gedaan dat de opbrengst vergelijkbaar is met gewassen als kruidachtigen en grassen. Dit leidt tot de aanname van een C-aanvoer van 5,1 ton C/ha/jaar, vergelijkbaar met grasland. In Lesschen et al. (2021) was eerder gerekend met eenjarige akkerranden, waarbij de C aanvoer lager was, en die op alle akkerbouw percelen werd toegepast. Dit leidde echter tot een netto afname van de koolstofvoorraad.

Vogelakkers

Vogelakkers komen in Nederland nog weinig voor, mede door het meerjarige karakter. Vaak worden vogelakkers ingericht met een meerjarig groenvoedergewas, afgewisseld met een strook natuurbraak. Voor de modellering is uitgegaan van de teelt van luzerne, waarbij de koolstofaanvoer gelijk is gesteld aan de C-aanvoer van gewasresten van luzerne (1.8 ton C/ha/jaar). Daarnaast is rekening gehouden met een extra C aanvoer vanuit de natuurbraakstroken, welke niet worden geoogst en dus biomassa achterlaten dat ten goede komt aan de bodem. Hierbij is de aanname gedaan dat de natuurbraak 30% van het gehele perceel beslaat en 1 ton C/ha/jaar extra aanvoert. Er wordt aangenomen dat vogelakkers op 2% van het areaal van intensieve akkerbouwgewassen wordt toegepast.

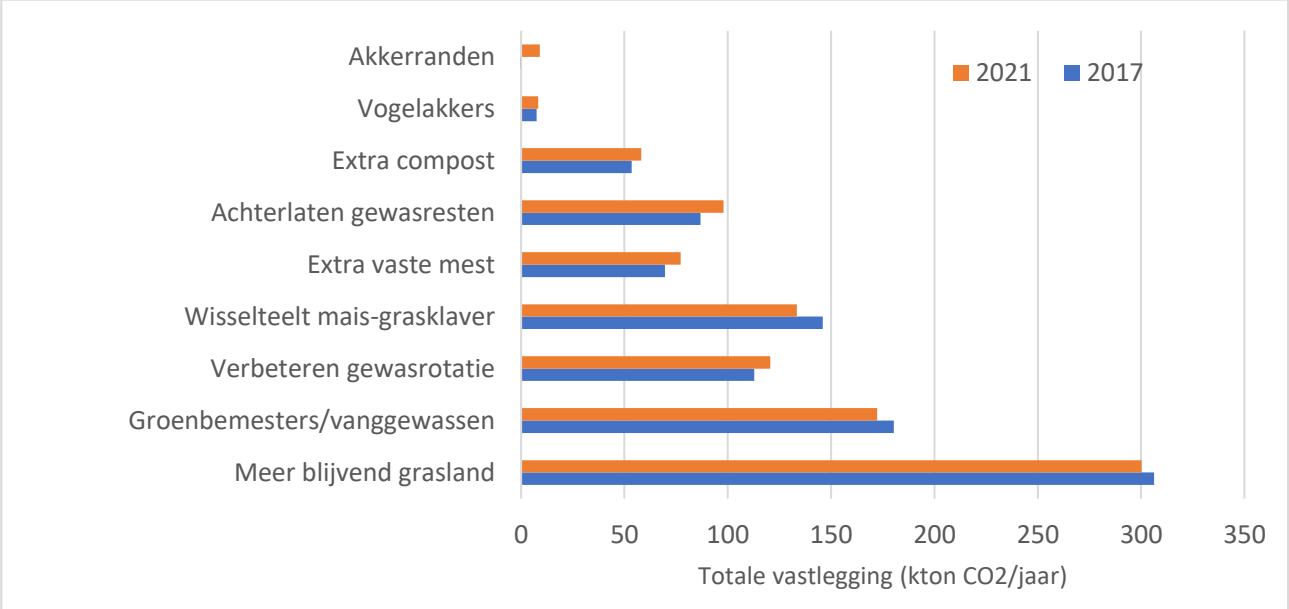
2.2.4 Resultaten

Als gevolg van het updaten van de invoerdata betreft gewasarealen en groenbemesters/vanggewassen en voor sommige maatregelen een update in de aannames hebben er kleine verschuivingen plaatsgevonden in de potentiële koolstofvastlegging ten opzichte van Lesschen et al. (2021). Hier worden de nieuwe resultaten getoond en worden de verschillen kort toegelicht.

Tabel 1 Potentiële CO_2-vastlegging (totaal en per hectare) en additioneel areaal waarop de maatregel kan worden toegepast, uitgesplitst naar zand- en kleigrond.

Maatregel	**Totale vastlegging**		**Areaal**		**Vastlegging per hectare**	
	Kton CO_2/jaar		1000 ha		kg CO_2/ha/jaar	
	Zand	Klei	Zand	Klei	Zand	Klei
Meer blijvend grasland	211	90	80	49	2617	1847
Groenbemesters/ vanggewassen	39	133	17	72	2304	1860
Aanpassen gewasrotatie	59	61	31	31	1905	1994
Wisselteelt mais-grasklaver	96	37	45	22	2120	1676
Extra vaste mest	35	42	661	742	54	56
Achterlaten gewasresten	19	79	24	48	765	1650
Extra compost	24	35	287	381	82	91
Vogelakkers	4	5	2	3	1864	1430
Akkerranden	3	6	6	8	515	778

Tabel 1 toont de potentiële CO_2-vastlegging op basis van de modelberekeningen zoals beschreven in 2.2.3. De resultaten laten zien dat op beide grondsoorten andere maatregelen effectief lijken te zijn. Op zandgronden komen op basis van de modelberekeningen de maatregelen meer blijvend grasland of wisselteelt mais-grasklaver en het aanpassen van de gewasrotatie naar voren als maatregelen met de hoogste potentie betreft koolstofvastlegging. Op kleigronden zijn dit de maatregelen groenbemesters/vanggewassen, meer blijvend grasland en achterlaten gewasresten.



Figuur 1 Verschil tussen resultaten uit Lesschen et al. (2021) op basis van invoergegevens uit 2017 (blauw) en op basis van invoergegevens uit 2021 (oranje).

Figuur 1 toont de verschillen tussen de resultaten uit Lesschen et al. (2021) en de resultaten zoals gepresenteerd in Tabel 1. Voor de maatregelen extra vaste mest, extra compost, wisselteelt mais-grasklaver, groenbemesters/vanggewassen en meer blijvend grasland is de potentie afgenomen. Voor de overige maatregelen is de potentie toegenomen.

2.2.5 Discussie & Conclusie

De verschillen in koolstofvastlegging zoals getoond in Figuur 1 worden verklaard door de update van de invoergegevens, waarbij met name de update van de gewasarealen tot verschuivingen in de koolstofvastlegging heeft geleid. Een uitzondering daarop geldt voor de maatregel akkerranden. Voor akkerranden is door Lesschen et al. (2021) uitgegaan van eenjarige akkerranden die niet bemest worden. In deze analyse gaan we uit van meerjarige akkerranden. Hierdoor neemt de aanvoer van koolstof toe en is de potentiële koolstofvastlegging hoger.

Er zijn maatregelen uit CO_2Bodem die ontbreken in Lesschen et al. (2021). Dit geldt voor de maatregelen 'Niet-kerende grondbewerking', 'Kruidenrijk grasland', ' Leeftijd grasland verhogen' en 'Agroforestry'. Uit onderzoek in lange termijn experimenten is voor de maatregelen 'Niet-kerende grondbewerking' geen effect geconstateerd op basis van vier LTE's op zand en klei. Enkel in de LTE genaamd BASIS (klei) is in 2018 een licht positief significant effect gemeten. In 2019 is in dezelfde LTE echter geen effect vastgesteld als gevolg van de maatregel NKG. Daarnaast is grondbewerking geen directe parameter in het RothC model. Om deze reden is ervoor gekozen om deze maatregel niet door te rekenen. Ook de maatregelen 'Leeftijd grasland verhogen' kan op dit moment nog niet goed worden doorgerekend met het RothC model. In 2022 zal er binnen Slim Landgebruik onderzoek worden gedaan om het wel mogelijk te maken deze maatregel modelmatig door te rekenen. Voor de maatregel 'Kruidenrijk grasland' ontbreekt het op dit moment nog aan invoergegevens om de maatregel door te rekenen. In de lange termijn experimenten is in 2018 een nulmeting uitgevoerd op een perceel met kruidenrijk grasland. Naar verwachting zal hier in 2023 opnieuw worden gemeten om tot de eerste resultaten van het effect van deze maatregel te komen. De maatregel 'Agroforestry' is tevens niet doorgerekend met RothC, ook door het ontbreken van invoerdata. Deze maatregel kan op vele manieren worden uitgevoerd en heeft niet alleen effect op bodemkoolstof maar biedt ook de mogelijkheid tot koolstofopslag in biomassa. In Lesschen et al. (2021) is op basis van literatuuronderzoek een inschatting gedaan van de potentie tot koolstofvastlegging door deze maatregel.

Lesschen et al. (2021) concludeert dat de totale potentie voor koolstofvastlegging in de Nederlandse minerale landbouwbodems 0,9 Mton CO_2 is. Na het updaten van de invoergegevens kan worden geconcludeerd dat de totale potentie voor koolstofvastlegging ongewijzigd is. Wel is de mate waarin maatregelen bijdragen aan deze vastlegging gewijzigd (Figuur 1). Lesschen et al. (2021) beschrijft dat op klei de maatregelen aanpassen gewasrotaties, groenbemesters/vanggewassen en meer blijvend grasland de hoogste potentie hebben. Op basis van deze analyse zijn op klei de maatregelen groenbemesters/vanggewassen, meer blijvend grasland en achterlaten gewasresten de maatregelen met de hoogste potentie.

2.3 Effect van maatregelen op lachgasemissie

2.3.1 Processen waarbij lachgas wordt gevormd

Lachgas (N_2O) wordt in de bodem gevormd tijdens de biologische processen nitrificatie en denitrificatie en koppelingen van deze processen, zoals nitrifier denitrification (het proces waarbij nitrificerende bacteriën onder zuurstofloze omstandigheden denitrificeren; Wrage-Monnig et al., 2018).

Nitrificatie is de oxidatie van ammonium (NH_4^+) tot nitriet (NO_2^-) en nitraat (NO_3^-). Nitrificatie treedt op onder zuurstofrijke omstandigheden. De nitrificerende bacteriën zijn autotrofe bacteriën en gebruiken CO_2 als koolstofbron. Nitrificerende bacteriën hebben geen organische stof nodig voor groei. Lachgas is een bijproduct van nitrificatie en wordt geproduceerd onder omstandigheden waarin nitrificatie wordt geremd; bijvoorbeeld onder relatief zuurstofarme omstandigheden.

Denitrificerende bacteriën produceren N_2O onder zuurstofloze omstandigheden tijdens de stapsgewijze reductie van nitriet tot stikstofgas (N_2). De meeste denitrificerende bacteriën zijn heterotrofe bacteriën en gebruiken organische stof als koolstofbron. Gemakkelijk afbreekbare organische stof is voor de meeste denitrificerende bacteriën de energiebron (Firestone 1982). Sommige bacteriën gebruiken pyriet (FeS_2) als energiebron. Tijdens denitrificatie worden verschillende (intermediaire) verbindingen geproduceerd; nitriet, stikstofoxide oxide (NO), N_2O en N_2. Hierbij zijn verschillende enyzmen (reductasen) betrokken. In tegenstelling tot nitrificatie waarin N_2O als bijproduct kan worden gevormd, is N_2O een tussenproduct in denitrificatie. De mate van omzetting van N_2O naar N_2 bepaalt uiteindelijk hoeveel N_2O er naar de atmosfeer kan ontsnappen.

Naast vorming tijdens biologische processen, kan N_2O worden geproduceerd tijdens chemische denitrificatie (Heil et al., 2016). Bij gebruik van ureummeststoffen, toediening van ammoniummeststoffen aan kalkrijke grond en in urineplekken kan de pH lokaal in de bodem hoog oplopen en ammoniaktoxiciteit optreden. Onder deze omstandigheden kan nitriet accumuleren en kan chemische denitrificatie optreden.

Uit de literatuur komt het beeld naar voren dat de hoogste N_2O-emissie optreedt tijdens natte omstandigheden en dat dan denitrificatie en nitrifier-denitrification de belangrijkste bronnen van N_2O zijn (Velthof en Rietra, 2020). Onder relatief droge omstandigheden is nitrificatie een belangrijke bron, maar N_2O-emissie is onder deze omstandigheden duidelijk lager dan onder natte omstandigheden. Het is aannemelijk dat denitrificatie over een heel jaar gezien (met natte en droge perioden) de belangrijkste bron van N_2O is in Nederlandse landbouwgronden.

2.3.2 Sturende factoren waarbij lachgas wordt gevormd

Veel factoren spelen een rol bij de N_2O-emissie uit landbouwgronden:

- Factoren die een effect hebben op het gehalte aan minerale stikstof (nitraat en ammonium) in de bodem, zoals bemesting en mineralisatie van organische stof. Hoe meer minerale stikstof aanwezig is in de bodem, hoe hoger het risico op N_2O-emissie.
- Factoren die een effect hebben op de hoeveelheid afbreekbare organische stof in de bodem, zoals de aanwezigheid van organische stof in een meststof (bv. mest) en gewasresten en het gehalte aan organische stof van de bodem. Hoe meer afbreekbare organische stof in de bodem aanwezig is, hoe hoger het risico op N_2O-emissie.
- Factoren die een effect hebben op het zuurstofgehalte van de bodem, zoals neerslag, grondwaterstand, zuurstofconsumptie tijdens afbraak van organische stof en bodemcompactie. Lachgasemissie treedt op bij lage zuurstofgehalten, maar onder volledig zuurstofloze omstandigheden wordt N_2O gereduceerd tot het onschadelijk stikstof gas (N_2).
- Overige factoren die een effect hebben op activiteit van bacteriën, zoals de temperatuur, pH, zoutsterkte en de aanwezigheid van toxische verbindingen (zware metalen en bepaalde organische verbindingen). Het effect van deze factoren is lastig te voorspellen, omdat ze enerzijds resulteren in een lagere biologische activiteit, maar anderzijds kan de lachgasproductie wel toenemen. Het is bijvoorbeeld bekend bij denitrificatie, dat de verhouding N_2O/N_2 in het totale stikstofverlies door denitrificatie toeneemt als de temperatuur lager wordt (Firestone, 1982). Ook onder zure omstandigheden wordt er relatief veel N_2O gevormd ten opzichte van N.

Deze verschillende sturende factoren hebben ook onderlinge interacties en kunnen elkaar versterken.

2.3.3 Effect van organische stof op lachgasemissie

In het Nederlandse klimaatbeleid staan doelstellingen om de koolstofopslag in minerale gronden te verhogen (reductie van 0,5 Mton CO_2-equivalenten). Organische stof kan via verschillende mechanismen ook een effect hebben op N_2O-emissie, waardoor de effectiviteit van koolstofmaatregelen op de netto broeikasgasemissie verlaagd of verhoogd kan worden. De belangrijkste effecten zijn:

i) Afbreekbare organische stof is de energiebron voor denitrificerende bacteriën. Meer organische stof kan daardoor leiden tot een hogere denitrificatiecapaciteit van de bodem en daarmee tot een hoger risico op N_2O-emissie.
ii) Bij afbraak van organische stof wordt zuurstof geconsumeerd en dit kan leiden tot zuurstofloze omstandigheden in de bodem met een verhoogde denitrificatie-activiteit en hoger risico op N_2O-emissie tot gevolg.
iii) Organische stof is belangrijk voor de bodemstructuur. Structuurbederf door een laag gehalte aan organische stof kan leiden tot een laag zuurstofgehalte in de bodem. Dit kan zowel leiden tot een hogere lachgasemissie als lagere lachgasemissie (onder zuurstofloze omstandigheden wordt N_2O gereduceerd naar N_2). Waarschijnlijk speelt de grondsoort hierbij een rol; in kleigronden is de kans op zuurstofloze omstandigheden waarbij N_2O wordt gereduceerd tot N_2 groter dan in zandgrond.
iv) In organische stof kan minerale stikstof worden vastgelegd (immobilisatie) en dit kan leiden tot minder N_2O-emissie. Ook bevatten organische producten zoals mest, compost en gewasresten stikstof, zodat een hogere aanvoer van organische stof tot een hogere aanvoer van stikstof kan leiden (Nb. er gelden wel grenzen aan de maximale aanvoer van stikstof via meststoffen door de wettelijke stikstofgebruiksnormen).

Uit een literatuurstudie van Lesschen et al. (2021) komt naar voren dat de denitrificatie en N_2O-emissie vaak toeneemt door een toename van organische stof in de bodem. Verschillende meta-analyses en studies op regionaal, continentaal en mondiaal niveau gerapporteerd door Lesschen et al. (2021) laten zien dat N_2O-emissie de effectiviteit van koolstofmaatregelen kan reduceren. Op langere termijn kan het effect van N_2O-emissie zelfs groter worden dan de koolstofopslag en kunnen koolstofmaatregelen zelfs een negatief effect hebben op de broeikasgasemissies. Op basis van de literatuurstudie is in Lesschen et al. (2021) een overzicht gemaakt van de verwachtte effecten van maatregelen om koolstof vast te leggen in minerale landbouwgronden op de N_2O-emissie (Tabel 2).

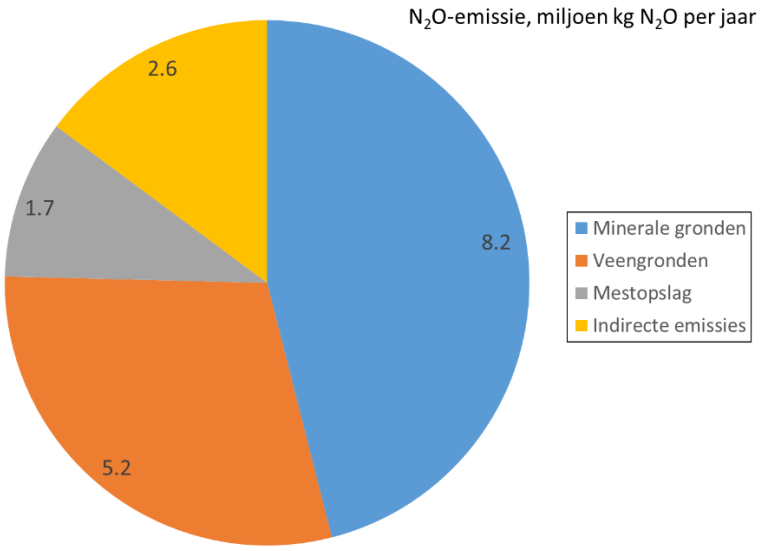
Tabel 2 Effecten van maatregelen om koolstof vast te leggen in minerale landbouwgronden op de emissie van N_2O. Het is aangenomen dat de genoemde maatregelen leiden tot een verhoging van het gehalte aan organische stof (Lesschen et al., 2021).

Maatregel	**Effect op N_2O-emissie**
Minder grondbewerking	Indien minder grondbewerking leidt tot een slechtere structuur en zuurstofvoorziening van bodems dan kan dit leiden tot een hogere N_2O-emissie uit toegediende meststoffen.
Niet scheuren van grasland	Het minder vaak scheuren van grasland leidt tot een lager risico op N_2O-emissie. Ook het risico op nitraatuitspoeling en de daaraan gerelateerde indirecte N_2O-emissie neemt af.
Telen van vanggewassen en winter- gewassen	Het risico op N_2O-emissie neemt toe bij een bemest wintergewas (groenbemester) door de stikstofbemesting. Een onbemest vanggewas neemt stikstof op na de oogst van het hoofdgewas, waardoor risico op N_2O-emissie en nitraatuitspoeling in de winter afneemt. Het onderploegen van een winter- en vanggewas kan leiden tot een toename van de N_2O-emissie.
Achterlaten gewasresten	
Stikstofrijke	Stikstofrijke gewasresten zijn meestal gemakkelijk afbreekbaar en hebben een lage C/N-verhouding. Er is duidelijk risico op toename van N_2O-emissie en nitraatuitspoeling (indirecte N_2O-emissie) als deze gewasresten in de bodem achterblijven. In de huidige praktijk blijven deze gewasresten meestal achter in de bodem.
Stikstofarm (o.a. stro)	Het effect op N_2O-emissie is beperkt, omdat de organische stof relatief moeilijk afbreekbaar is en de C/N-verhouding hoog is. Minerale stikstof in de bodem wordt vastgelegd bij de vertering van stro waardoor risico op nitraatuitspoeling en (indirecte) N_2O emissie lager wordt. Een deel van het stro wordt momenteel afgevoerd na de oogst.
Meer organische meststoffen	
Drijfmest	Het risico op N_2O-emissie neemt toe naarmate er meer drijfmest wordt toegediend. Drijfmest bevat veel minerale N en gemakkelijk afbreekbare C. Er is ook een risico op nitraatuitspoeling (indirecte N_2O-emissie).

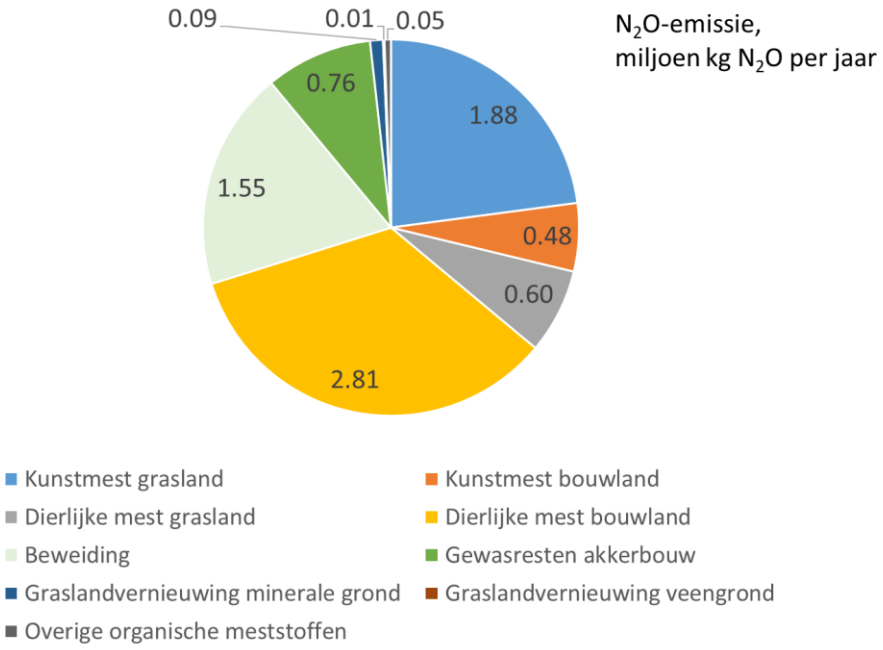
	Vaste fractie na scheiden	Het risico op N_2O-emissie is kleiner dan bij drijfmest. Er is een risico op N_2O-emissie, omdat de vaste fractie minerale N en gemakkelijke afbreekbare C bevat. Ook risico op nitraatuitspoeling (indirecte N_2O-emissie) neemt toe.
	Digestaat	Het risico op N_2O-emissie is vergelijkbaar met drijfmest. Door vergisting is het gehalte aan minerale N hoger en die van gemakkelijke afbreekbare C lager dan van drijfmest. Er is een risico op een hogere N_2O-emissie.
	Stalmest	Er is een risico op N_2O-emissie, maar lager dan bij drijfmest, vaste fractie en digestaat, omdat stalmest minder minerale N en gemakkelijke afbreekbare C bevat.
	GFT-Compost	Risico op N_2O-emissie is kleiner dan bij drijfmest, omdat GFT-compost minder minerale N en gemakkelijke afbreekbare C bevat.
	Groencompost	Risico op N_2O-emissie is lager dan de andere genoemde organische meststoffen, omdat groencompost veel minder minerale N en gemakkelijke afbreekbare C bevat.

2.3.4 Lachgasemissie uit minerale gronden in Nederland

Nederland hanteert een land-specifieke methode om N_2O-emissie uit de landbouw te berekenen; deze methode is opgenomen in het NEMA-model (National Emission Model Agriculture; (Bruggen et al., 2018; Van der Zee et al., 2021). De N_2O-emissie uit de landbouw heeft een aandeel van 2,8% van de totale emissie van CO_2- en niet-CO_2-broeikasgassen in Nederland (Ruyssenaars et al., 2020). In Figuur 2 staat de verdeling van N_2O-emissie in 2020 weergegeven, waarbij onderscheid wordt gemaakt in de N_2O-emissie uit minerale gronden, veengronden, mestmanagement en indirecte N_2O-emissie (emissie afkomstig van nitraatuitspoeling en ammoniakemissie). Minerale gronden zijn de grootste bron van directe N_2O-emissie en via nitraatuitspoeling uit zand- en lössgronden en ammoniakemissie van mest toegediend aan minerale gronden zijn minerale gronden ook een belangrijke bron van indirecte N_2O-emissie. In Figuur 3 staat de N_2O-emissie weergegeven voor verschillende bronnen in minerale landbouwgronden, waaruit blijkt dat bemesting met dierlijke mest op bouwland, bemesting met kunstmest op grasland en beweiding de grootste bronnen van N_2O zijn.



Figuur 2 Emissie van N_2O uit de landbouw in 2020. Resultaten NEMA, opgesplitst per grondsoort.



Figuur 3 Bronnen van N_2O emissie in minerale gronden in 2020 (Resultaten NEMA).

Tabel 3 geeft een overzicht van N_2O-emissie uit verschillende bronnen in minerale gronden, zowel in miljoen kg N_2O per jaar als in Mton CO_2-equivalenten per jaar. De totale emissie bedraagt 2,18 Mton CO_2 per jaar. Het doel in Slim Landgebruik is om de broeikasgasemissie met 0,5 Mton CO_2 te beperken door koolstofmaatregelen, rekening houdend met mogelijke afwenteling naar N_2O-emissie.

Tabel 3 N_2O-emissie uit minerale gronden in Nederland in kton N_2O en in Mton CO_2-equivalenten, uitgaande van een Global Warming Potential (GWP) van 265 (AR5 = The Fifth Assessment Report of IPCC).

Bron	**N_2O-emissie**	**N_2O-emissie**	**Areaal**	**N_2O-emissie**
	kton N_2O per jaar	Mton CO_2 per jaar	1000 ha	ton CO_2-eq per ha per jaar
Kunstmest grasland	1,88	0,50	768	0,65
Kunstmest bouwland	0,48	0,13	797	0,16
Dierlijke mest grasland	0,60	0,16	768	0,21
Dierlijke mest bouwland	2,81	0,74	797	0,93
Beweiding	1,55	0,41	768	0,53
Gewasresten akkerbouw	0,76	0,20	797	0,25
Graslandvernieuwing	0,09	0,02	768	0,03
Overige organische meststoffen	0,05	0,01	797	0,02
Totaal	**8,22**	**2,18**	**1565**	**1,39**

2.3.5 Beoordeling van effecten van maatregelen uit CO_2Bodem op lachgasemissie

Schatting van effecten

In deze paragraaf wordt een eerste schatting gemaakt van effecten van maatregelen uit CO_2Bodem op de directe lachgasemissie. Er is hierbij gebruik gemaakt van inputgegevens en resultaten van NEMA (nationale emissie), uitgangspunten van de modelberekeningen om koolstofvastlegging in Nederland te kwantificeren (Lesschen et al., 2021), eerste resultaten uit Slim Landgebruik, literatuur en expert kennis. Niet alle maatregelen kunnen worden doorgerekend met de Nederlandse rekenmethodiek NEMA of N_2O-emissiefactoren in NEMA zijn nog onvoldoende gedifferentieerd om de effecten van maatregelen nauwkeurig door te rekenen.

Er is nog geen schatting gemaakt van de effecten op indirecte emissies, i.e. de emissie veroorzaakt door ammoniakemissie en nitraatuitspoeling. Als maatregelen leiden tot veranderingen in ammoniakemissie en nitraatuitspoeling (Tabel 2), verandert ook de indirecte emissie van lachgas.

Meer blijvend grasland

Een toename van het areaal blijvend grasland kan verschillende effecten hebben op lachgasemissie, namelijk via het scheuren van grasland, het gehalte aan organische stof in de bodem en verandering in stikstofbemesting.

- Minder vaak scheuren van grasland.
  Uit nog lopend onderzoek in Slim Landgebruik en eerder onderzoek (Velthof et al., 2010) blijkt dat scheuren van grasland leidt tot een toename van lachgasemissie. Minder vaak scheuren leidt tot minder lachgasemissie.
- Toename van de denitrificatiecapaciteit van grasland.
  Gemakkelijke afbreekbare organische stof is een energiebron voor denitrificerende (lachgas producerende) bacteriën. Onderzoek laat een positieve relatie zien tussen het gehalte aan organische stof gehalte van landbouwgronden en de denitrificatiecapaciteit (Velthof, 2003). Een toename van het organische stofgehalte leidt mogelijk tot een hogere denitrificatiecapaciteit en daarmee tot een hoger risico op lachgasemissie. Eerste resultaten van Slim Landgebruik geven aan dat de lachgasemissie uit kunstmest hoger is bij oud grasland dan bij jong grasland, maar aanvullend onderzoek is nodig om dit verder te onderbouwen. In 2022 wordt nader onderzoek uitgevoerd naar effect van leeftijd van grasland op N_2O-emissie.
- Verandering in stikstofbemesting.
  Het omzetten van maïsland naar grasland en het omzetten van tijdelijk grasland naar blijvend grasland kan leiden tot veranderingen in de hoogte van stikstofbemesting (hoger op blijvend grasland dan op maisland en op tijdelijk grasland) en methode van mesttoediening (op maïsland vaak bouwlandinjectie en op grasland zodebemesting). Deze veranderingen kunnen grote effecten op lachgasemissie hebben, omdat bemesting een belangrijke bron van lachgas is.

Er zijn indicatieve berekeningen op nationaal niveau uitgevoerd, waarbij is uitgegaan van i) minder vaak scheuren, ii) toename van de N_2O-emissiefactor bij ouder worden grasland iii) meer stikstofbemesting, en iv) afname van bouwlandinjectie op bouwland en toename van zodenbemesting op grasland. De N_2O-emissie bij deze aannames neemt toe met 100 – 200 kton CO_2-eq/jaar. Als er wordt aangenomen dat de hoeveelheid bemesting niet of amper verandert, dan kan de lachgasemissie bij deze maatregel iets afnemen. Het effect van deze maatregel wordt geschat op -50 tot +200 kton CO_2-eq per jaar.

Groenbemesters/vanggewassen

Het zaaien van een vanggewas of groenbemester kan verschillende effecten hebben op lachgasemissie, namelijk via de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem in de winter, via de emissie uit omgeploegde gewasresten en via een effect op stikstofbemesting.

- Emissie uit minerale stikstof na de oogst in de herfst.
  Een vanggewas neemt een deel van de minerale stikstof op die niet is opgenomen door het hoofdgewas en dus nog in de bodem aanwezig is. Dit leidt tot een lager risico op lachgasemissie in de herfst en winter. Metingen in Slim Landgebruik in de winter van 2020-2021 laten zien dat het van een vanggewas op de lachgasemissie in de winter relatief klein is.
- Effect op emissie na onderploegen in het voorjaar.
  Onderzoek in Slim Landgebruik laat zien dat het onderploegen van vanggewassen of groenbemester leidt tot een verhoging van de lachgasemissie. Dit wordt veroorzaakt doordat zowel stikstof als gemakkelijk afbreekbare organische stof in de bodem wordt geploegd.
- Effect van bemesting.
  Groenbemesters hebben als doel om biomassa te produceren als bron van organische stof en uit oogpunt van ziekte-werendheid. Groenbemesters worden met stikstof bemest (dierlijke mest of kunstmest). Het doel van vanggewassen is om de opname van minerale stikstof in de bodem om nitraatuitspoeling te beperken. Vanggewassen worden niet bemest. Als een vanggewas of groenbemester wordt ondergewerkt, komt een deel van de opgenomen stikstof weer vrij. Door deze stikstoflevering uit onderwerkte vanggewassen/groenbemesters kan de stikstofbemesting van het hoofdgewas gekort worden. Een lagere stikstofbemesting leidt tot minder lachgasemissie.

Er zijn indicatieve berekeningen op nationaal niveau uitgevoerd uitgaande dat areaal vanggewassen/groenbemester met 25% toeneemt ten opzichte van het huidig areaal (Lesschen et al., 2021). Er is verder uitgegaan van i) geen effect op

lachgasemissie in de winter, ii) toename van de lachgasemissie door onderwerken van vanggewassen/groenbemesters en iii) netto meer stikstofbemesting (effect van bemesting van groenbemesters is groter verondersteld dan het effect van bemesting van vanggewassen). De lachgasemissie neemt bij deze aannames toe met 50 – 100 kton CO_2-eq per jaar.

Aanpassen gewasrotatie

De teelt van een rustgewas (vaak gedefinieerd als een gewas dat positieve effecten op de bodemkwaliteit heeft doordat het veel organische stof achterlaat en minder grondbewerking wordt toegepast) kan een effect op N_2O-emissie hebben via bemesting (de stikstofbemesting varieert tussen gewassen) en de gewasresten (inclusief onderploegen van grasland; grasland is ook een rustgewas). Binnen Slim Landgebruik wordt met name onderzoek gedaan naar het verhogen van het aandeel graan in het bouwplan.

Het effect van deze maatregel is sterk afhankelijk van het type gewas dat wordt vervangen en het rustgewas. Dit heeft zowel een effect op de stikstofbemesting als op de hoeveelheid gewasresten. De lachgasemissie kan zowel toe- als afnemen. Er wordt geschat dat het effect op lachgasemissie tussen -50 en + 50 kton CO_2-eq per jaar ligt.

Wisselteelt mais-grasklaver (60-20-20)

In deze maatregel wordt het bouwplan van een melkveebedrijf ingericht als 60% blijvend grasland, 20% maïs en 20% tijdelijk grasland met grasklaver. Er zal een deel van maïsland en tijdelijk grasland naar blijvend grasland worden omgezet. Dezelfde effecten als bij blijvend grasland kunnen optreden (scheuren van grasland, het gehalte aan organische stof in de bodem en verandering in stikstofbemesting), maar minder groot. Er wordt geschat dat het effect van deze maatregel de helft bedraagt van die van blijvend grasland: -25 tot + 100 kton CO_2-eq per jaar.

Extra vaste mest

Voor toepassing van deze maatregel is aangenomen dat door gebruik van nieuwe stalsystemen en mestverwerking een deel van de geëxporteerde koolstof in mest toch binnen Nederland kan worden toegepast. Deze vaste mest komt met name beschikbaar na mestscheiding en verdere verwerking en in vaste fractie na scheiding bij de bron. Het effect van deze maatregel op N_2O-emissie is sterk afhankelijk van wat er gebeurt met de dunne en dikke fractie van runder- en varkensmest. De hoeveelheid fosfaat limiteert gemiddeld het gebruik van mest in Nederland en de vaste mest heeft een hoger fosfaatgehalte dan drijfmest en de dunne fractie.

Er is een indicatieve berekening uitgevoerd op basis van de aannames van Lesschen et al. (2021), samenstelling van verschillenden mesten (Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen[1]), opvulling van de stikstofgebruiksnormen en vervanging van kunstmest door vaste mest en emissiefactoren voor verschillende mesten en toedieningstechnieken (Tabel 4, Velthof en Hummelink (2011) en de resultaten Slim landgebruik). Het effect van gebruik van meer vaste stalmest wordt geschat op -10 tot + 10 kton CO_2-eq per jaar.

Extra compost

Het extra toedienen van GFT-compost leidt tot een verhoging van de lachgasemissie die gelijk is aan de extra hoeveelheid stikstof die is toegediend en de emissiefactor (Tabel 4).

Er is een indicatieve berekening uitgevoerd op basis van de aannames van Lesschen et al. (2021), samenstelling van GFT-compost en groencompost (Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen[2]) en de emissiefactor voor GFT-compost, welke valt onder de emissiefactor organische meststoffen (Tabel 4 en de resultaten Slim landgebruik). Het effect van gebruik van meer compost wordt geschat op +2 tot + 5 kton CO_2-eq per jaar.

[1] https://www.bemestingsadvies.nl/nl/bemestingsadvies.htm
[2] https://www.bemestingsadvies.nl/nl/bemestingsadvies.htm

Tabel 4 Emissiefactoren die voor emissieregistratie (NEMA) worden gebruikt, in % van de toegediende N (Velthof & Mosquera, 2011).

Bron	Grondsoort	Grasland	Bouwland
Dierlijke mest, ammoniak-emissiearm	Minerale gronden	0,3	1,3
	Veengronden	1,0	-
Dierlijke mest, bovengronds	Minerale gronden	0,1	0,6
	Veengronden	0,5	-
Kunstmest	Minerale gronden	0,8	0,7
	Veengronden	3,0	-
Beweiding	Minerale gronden	2,5	-
	Veengronden	6,0	-
Gewasresten	Alle	1,0	
Zuiveringsslib	Alle	0,9	
Organische meststoffen	Alle	0,4	
Stikstofmineralisatie veen	Veengronden	2,0	
Indirecte lachgasemissie: N uitspoeling	n.v.t.	0,75	
Indirecte lachgasemissie: N depositie	n.v.t.	1,0	
Scheuren van grasland	Alle	5,5 kg N per ha	

Achterlaten gewasresten

Bij toepassing van deze maatregel is ervanuit gegaan dat het met name gaat om het extra achterlaten van stro. Op dit moment wordt bij graangewassen vaak een groot deel van de gewasresten als stro van het veld afgevoerd. Voor de berekening van de N_2O-emissie in NEMA wordt de totale hoeveelheid N in gewasresten berekend als de som van het product van de N-gehalten in bovengrondse en ondergrondse gewasresten vermenigvuldigd met het areaal. Nederland heeft geen eigen landen-specifieke methodiek om lachgasemissie uit gewasresten te berekenen. De emissiefactor voor N_2O-N uit gewasresten is gelijk aan de IPCC2006-default en bedraagt 1% van de totale hoeveelheid N in gewasresten (0,01 kg N_2O-N/kg N). Uit een incubatieproef uit Slim Landgebruik en een incubatieproef van Velthof et al. (2002) blijkt de lachgasemissiefactor voor stro veel lager te zijn dan die van groene gewasresten met een lage C/N-verhouding (zoals van groentegewassen). De emissiefactor van stro is naar verwachting lager dan 1%.

Er wordt in NEMA uitgegaan dat 10% van de gewasresten van graan achterblijven. Dat is dus minder dan de gegevens waar Lesschen et al. (2021) mee rekenen.

Het effect van stro achterlaten zal tot een toename van de lachgasemissie met 2 tot 20 kton CO_2-eq per jaar leiden (lage schatting op basis van resultaten Slim Landgebruik en literatuur, hoge schatting op basis van NEMA).

Vogelakkers

Bij deze maatregel wordt 2% van het areaal akkerbouwgewassen omgezet in vogelakkers (Lesschen et al., 2021). Vanuit stikstof geredeneerd wordt dan minder mest en kunstmest gebruikt (op de akkerbouwgewassen), maar zal er meer stikstof via biologische stikstofbinding worden vastgelegd (luzerne) en mogelijk ook bemesting (soms een startgift en soms een gift drijfmest). Als er stikstof wordt toegediend, zal de biologische stikstofbinding afnemen. De stikstofbinding wordt geschat op 380 kg N per ha (Schröder et al., 2004). De stikstofinput is dan hoger dan bij bemesting, maar er zijn geen resultaten in Nederland bekend van het effect van stikstofbinding door vlinderbloemigen op lachgasemissie. In NEMA wordt geen rekening houden met stikstofbinding. Er zijn ook geen gegevens bekend over lachgasemissie bij stikstofbinding. Dit onderzoek start in 2022. Waarschijnlijk is het netto effect op lachgasemissie beperkt.

Akkerranden

Bij akkerranden wordt uitgegaan dat op 2% van het volledige akkerbouw- en snijmaisareaal akkerranden worden toegepast en dat hier geen kunstmest wordt gebruikt. Er wordt uitgegaan dat de dierlijke mestnorm op bedrijfsniveau niet veranderd (170 kg N per ha voor akkerbouwbedrijven en 230/250 kg N per ha voor melkveebedrijven met derogatie).

Een indicatieve berekening geeft aan dat deze maatregel leidt tot een afname van de N_2O-emissie met 2-5 kton CO_2-eq per jaar.

Niet-kerende grondbewerking

Wanneer niet-kerende grondbewerking leidt tot een slechtere structuur en zuurstofvoorziening van bodems kan dit leiden tot een hogere N_2O-emissie uit toegediende meststoffen als gevolg van denitrificatie. In een incubatiestudie in Slim Landgebruik nam de N_2O-emissie toe bij compactie. In een veldproef op kleigrond in Lelystad werd geen effect gevonden van beperkte grondbewerking, maar de emissies in deze proef waren door de droge omstandigheden heel laag. In een meta-analyse zijn de effecten van conserveringslandbouw met beperkte grondbewerking op N_2O-emissie onderzocht, waarbij publicaties uit landbouwsystemen over de gehele wereld werden meegenomen (Mei et al., 2018). De N_2O-emissie was gemiddeld ongeveer 18% hoger in conserveringslandbouw dan in reguliere landbouw en was hoger in een warm klimaat dan in een koel klimaat. Deze toename werd toegeschreven aan effecten op het zuurstofgehalte in de bodem en de beschikbaarheid van organische stof voor denitrificerende bacteriën bij beperkte grondbewerking. De toename van N_2O-emissie door conserveringslandbouw was hoger naarmate het gehalte aan organische stof in de bodem hoger was.

Voor de CO_2Bodem tabel is aangenomen dat niet-kerende grondbewerking kan worden toegepast bij akkerbouwgewassen in rotatie, maar niet bij uien. Deze maatregel is deels toepasbaar op groenten. Het totale akkerbouwareaal waarop deze maatregel kan worden toegepast is 505 kha, waarvan 200 kha op zand en 304 kha op klei.

Als wordt aangenomen dat de N_2O-emissie uit bemesting en gewasresten bij niet-kerende grondbewerking met 10% toeneemt en dat de maatregel op 505 kha wordt toegepast, dan neemt de N_2O-emissie met 66 kton CO_2-eq toe, 30 – 100 kton CO_2-eq aangezien de onzekerheid groot is.

Agroforestry

In Nederland geldt het streven om in 2030 25.000 hectare landbouwgrond in te richten als agroforestry (Lesschen et al., 2021), waarvan 1000 ha in de vorm van voedselbossen. Het effect van agroforestry op N_2O-emissie wordt met name bepaald door de verandering in stikstofgebruik uit kunstmest en mest, biologische stikstofbinding (gewassen en bomen) en gewasresten (gewassen en bomen). In Nederland is er geen onderzoek uitgevoerd naar het effect van agroforestry op N_2O-emissie. Er wordt verwacht het stikstofgebruik in agroforestry lager is dan in gangbaar akkerbouw- en grasland en dat de hoeveelheid stikstof in gewasresten van bomen niet hoger is dan in akkerbouwgewassen.

Een indicatieve berekening geeft aan dat deze maatregel kan leiden tot een verandering van de N_2O-emissie van -5 tot +15 kton CO_2-eq per jaar.

Kruidenrijk grasland

Het effect van kruidenrijk grasland op N_2O-emissie wordt bepaald door veranderingen in bemesting met mest en kunstmest en biologische stikstofbinding. Verwacht wordt dat er minder bemest zal worden, maar dat biologische stikstofbinding toe zal nemen, omdat er vlinderbloemigen in de mengsels aanwezig zijn. Ook zal het grasland minder vaak gescheurd worden dan intensief beheerd grasland. Er wordt verwacht dat omzetten van intensief beheerd grasland naar kruidenrijk grasland de N_2O-emissie sterk kan reduceren, waarschijnlijk met 25 – 75%. Er zijn door Lesschen et al. (2021) geen schattingen gemaakt van de implementatie van deze maatregel.

Een indicatieve berekening geeft aan dat deze maatregel kan leiden tot een afname van de N_2O-emissie met 10 tot 50 kton CO_2-eq per jaar (uitgaande van implementatie op 5-10 % van het graslandareaal).

2.3.6 Effecten op de lange termijn

Verschillende studies tonen aan dat er op de lange termijn de kans bestaat dat de lachgasemissie groter wordt dan de koolstofvastlegging, waardoor het mitigerende effect van de maatregelen afneemt of teniet wordt gedaan (Gu et al., 2017l Lugato et al., 2018). Wanneer dit punt echter optreedt is onder andere afhankelijk van de mate waarin koolstof jaarlijks additioneel wordt vastgelegd en het effect van maatregelen op de N-bemesting. De verwachting is dat de jaarlijkse additionele koolstofvastlegging over de tijd zal aflopen doordat de bodem verzadigd raakt. Wanneer dit moment optreedt is voor de Nederlandse minerale landbouwbodems nog niet goed onderbouwt. Daarnaast wordt de lachgasemissie voor een groot deel bepaald door de N-bemesting. Het is op dit moment nog niet duidelijk hoe de maatregelen de ruimte voor N-bemesting zullen beïnvloeden. In 2022 zullen modelberekeningen worden uitgevoerd met verschillende scenario's om inzicht te krijgen in de effecten op lange termijn van koolstofmaatregelen op N_2O-emissie.

2.3.7 Conclusie en vervolg

In Tabel 5 zijn de voorlopige schattingen van N_2O-emissie uitgezet naast de koolstofvastlegging (2.2.4). Er wordt in CO_2Bodem onderscheidt gemaakt naar zand en klei en verschillen in emissies zijn het resultaat van verschillen in de implementatie van maatregelen op zand en klei. Slier & Velthof (2021) geven aan dat er uit onderzoek geen bewijs komt voor een significant verschil tussen lachgasemissie als gevolg van maatregelen op zand en klei. Voor de meeste maatregelen wordt het koolstofeffect groter ingeschat dan het N_2O-effect, maar de onzekerheden zijn groot bij zowel de koolstofvastlegging als N_2O-emissie. Met name de maatregelen blijvend grasland, groenbemesters/vanggewassen, aanpassen gewasrotatie en wisselteelt mais-grasklaver is er een risico op hogere N_2O-emissies, afhankelijk van hoe de bemesting wordt aangepast. Uit Tabel 5 blijkt ook dat het effect in toename van lachgasemissie op de korte termijn niet groter wordt geschat dan de vastlegging van CO_2 voor ieder van de maatregelen. Dit betekent dat voor alle onderzochte maatregelen geldt dat er een netto vastlegging kan plaatsvinden. Het gaat hier overigens wel om een eerste inschatting en de onzekerheid is met name de lachgasemissie is nog groot. Daarnaast is het nog onbekend wat de effecten op de lange termijn zullen zijn. Zoals toegelicht in 2.3.6 kan de koolstofvastlegging op de lange termijn afvlakken, terwijl de lachgasemissie onveranderd blijft (onder gelijkblijvende bemesting etc.). In dat geval kan het op de lange termijn wel het geval zijn dat de maatregelen voor een netto toename van broeikasgasemissies zorgen.

Het effect op N-bemesting heeft in deze maatregelen een groot effect op de N_2O-emissie. Opgemerkt wordt dat er additionele maatregelen genomen kunnen worden om de N_2O-emissie te beperken (bv. hoogte van de bemesting en keuze van de meststof). Daarnaast hebben de benoemde maatregelen in sommige gevallen ook een effect op de indirecte lachgasemissie, doordat uitspoeling verminderd. Als gevolg daarvan kan de lachgasemissie afnemen.

Tabel 5 Inschatting van de N_2O-emissie en CO_2-vastlegging van maatregelen uit CO_2Bodem. Een negatief getal voor N_2O-emissie duidt op een reductie van de emissie. Een positief getal leidt tot een toename van de emissie.

Maatregel	**N_2O-emissie**	**CO_2-vastlegging zand en klei**	**Netto broeikasgasemissiereductie**
	Kton CO_2-eq/jaar[1]	Kton CO_2/jaar[2]	Kton CO_2-eq/jaar
Meer blijvend grasland	-50 tot +200	300	100 tot 350
Vanggewas/groenbemester	+50 tot +100	172	72 tot 122
Verhogen aandeel rustgewassen	-50 en +50	120	70 tot 170
60-20-20 landgebruik	-25 tot +100	133	33 tot 158
Extra vaste mest	-10 tot +10	77	67 tot 87
Stro achterlaten	+2 tot +20	98	78 tot 96
Extra compost	+2 tot +5	58	53 tot 56
Vogelakkers	-1 tot +1	8	7 tot 9
Akkerranden	-2 tot -5	9	11 tot 14
Niet-kerende grondbewerking	+30 tot +100	0	-30 tot -100
Agroforestry	-5 tot +15	NB	NB
Kruidenrijk grasland	-50 tot -10	NB	NB

NB = niet bekend
1) - betekent een afname en + een toename van de lachgasemissie
2) + betekent een toename CO_2-vastlegging en - een toename van CO_2-emissie

<u>Vervolg</u>
In 2022 worden in het kader van Slim Landgebruik en beleidsondersteunende onderzoek van LNV veldproeven uitgevoerd om effecten van maatregelen op N_2O-emissie te kwantificeren. Verder wordt met modellen (waarschijnlijk ANIMO) verkend wat de effecten op lange termijn zijn van koolstofmaatregelen op N_2O-emissie. In 2023 wordt met het model INITIATOR nagegaan welke veranderingen in stikstofbemesting er optreden bij de combinatie van koolstofmaatregelen. De schatting van de effecten van koolstofmaatregelen op N_2O-emissie in CO_2Bodem wordt in 2023 geactualiseerd op basis van de modelberekeningen in 2022 en 2023, resultaten van het experimentele onderzoek en literatuur.

3 Netto klimaatmitigatie-effect voor toedienen van compost en achterlaten van stro

3.1 Inleiding

3.1.1 Doel

Binnen het programma Slim Landgebruik worden diverse maatregelen die koolstofvastlegging in de bodem bevorderen voor de akkerbouw en (melk)veehouderij onderzocht. Het toepassen van maatregelen kan leiden tot veranderingen in het aanbod en de toepassing van producten, waarbij koolstofopslag op de ene plek in de productieketen leidt tot een verminderde koolstofopslag of extra broeikasgasemissies elders. Het doel van dit onderzoek is om inzicht te verkrijgen in de afwentelingen die kunnen optreden binnen de productieketen bij de implementatie van twee specifieke maatregelen, namelijk 'achterlaten stro' en 'toedienen van compost'. Bij deze maatregelen is het aannemelijk dat er afwentelingen optreden. Deze afwentelingen komen voort uit het feit dat stro en compost op het land worden aangewend bij het toepassen van de maatregelen, in plaats van dat ze op andere wijze elders in de productieketen worden verwerkt. Zo resulteert het achterlaten van stro bijvoorbeeld in minder lokale productie van stro voor de afzetmarkt en mogelijk dus in minder strorijke mest die kan worden toegepast als meststof op het land. Het doel is om deze afwentelingen in kaart te brengen en waar mogelijk de ordegrootte van het effect op klimaatmitigatie te benoemen. Een belangrijk beoogd effect is om bewustwording te creëren over het belang om de maatregelen binnen Slim Landgebruik op integraal (productieketen)niveau te bekijken.

3.1.2 Onderzoeksvragen

1. Hoe zien de productketens van stro en compost eruit en welke verschuivingen van stro en compost kunnen optreden als boeren de maatregel op grote schaal gaan toepassen?
2. Wat is het effect van overige toepassingen van stro en compost op klimaatmitigatie?
3. Wat is het netto-effect van de maatregel op koolstofvastlegging, als het verlies aan koolstofopslag via overige toepassingen van stro en compost wordt meegeteld?

3.2 Aanpak

Allereerst is gestart met het in beeld krijgen van de omloop van stro en compost in de productketen. Hiervoor heeft voor stro een interview met Peter van Vuren van de Nederlandse Vereniging voor Handelaren in Stro, Fourages en Aanverwante producten (HISFA) plaatsgevonden. Naar schatting is 50 a 60% van de bedrijven die in Nederland in stro handelt lid van de HISFA. Deze bedrijven verhandelen er circa 70% van het totale volume stro dat in Nederland wordt geoogst. Daarnaast waren afgelopen jaar binnen Wageningen UR medewerkers van verschillende kennisinstituten bezig om te onderzoeken hoeveel stro er in Nederland wordt geproduceerd, welk deel daarvan van het land wordt afgevoerd en naar welke toepassingen dat gaat.

Met Arjen Brinkmann van de Branche Vereniging Organische Reststoffen (BVOR) is een interview gehouden over de productketens van GFT- en groencompost. Vanuit BVOR is informatie aangedragen over de totale productie van compost en de verdeling over diverse afzetmarkten. Ook hebben zij een ruwe schatting gemaakt van de potentie om meer compost te produceren door meer reststoffen beschikbaar te maken.

Voor compost en stro is inzichtelijk gemaakt hoe het product kan worden toegepast. Per toepassing is met verschillende methoden bepaald hoeveel koolstof er kan worden vastgelegd. Dit is bepaald op basis van de humificatiecoëfficient (h.c.), incubatiestudies, modellering en lange termijn experimenten. Uitgangspunt is hierbij de hoeveelheid koolstof die één jaar na toepassing resteert in de bodem. Bij de bepaling van de koolstofvastlegging is er aangenomen dat de stro en compost bovenop een normale bemesting worden toegediend. Er wordt dus uit van een evenwichtssituatie waarbij er bij het huidige management voldoende organische koolstof wordt aangevoerd om de afbraak van bodem organische koolstof te compenseren (van Tol-Leenders et al., 2019). De toediening van extra compost of stro leidt dan tot additionele koolstofopslag.

3.2.1 Afbakening

Dit onderzoek is erop gefocust om na te gaan welke verschuivingen kunnen ontstaan als gevolg van het achterlaten van stro en het toedienen van compost. Verder is het onderzoek erop gericht om kwalitatief, en waar mogelijk kwantitatief, in termen van ordegroottes een inschatting te maken van het netto-effect op koolstofvastlegging/klimaatmitigatie als gevolg van deze verschuivingen. Er wordt niet gefocust op andere thema's dan koolstofvastlegging en klimaatmitigatie.

3.3 Resultaten

In dit hoofdstuk zijn voor drie producten de toepassingen in kaart gebracht en het effect van verschuivingen van deze producten op klimaatmitigatie beschreven. Het gaat om: stro, GFT- en groencompost.

Tabel 6 Samenstelling organische materialen van GFT- en groencompost en stro.

	Droge stof	**Corganisch**	**Ntotaal**	**Nmin**	**Bron**
	% verse stof	% droge stof	% droge stof	% droge stof	
Groencompost	51,01	17,7	0,96	0,0038	De Neve et al. (2003)
GFT-compost	79,36	14,3	1,23	0,059	De Neve et al. (2003)
Stro		49,0	0,49		Groenigen en Zwart (2007)

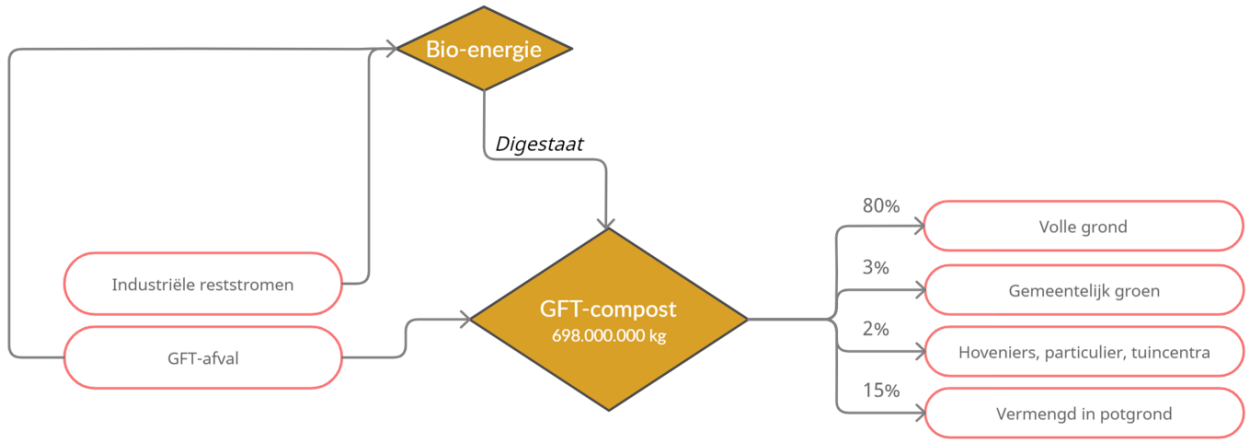
3.3.1 GFT-compost

GFT- en groencompost hebben een variabele samenstelling, afhankelijk van de materialen die in de tijd van het jaar beschikbaar zijn. Voor dit onderzoek is uitgegaan van de samenstelling van de materialen zoals weergegeven in Tabel 6. Er is voor deze bronnen gekozen omdat zowel het koolstof- als stikstofgehalte worden weergegeven, als de wijze waarop de h.c. is afgeleid.

Huidige toepassing

In 2020 bedroeg het marktsegment voor de afzet van GFT-compost 698 kiloton (kton) vers product, zie Figuur 4. Hiervan werd 80% afgezet in de landbouwsector en 15% als substraat voor potgronden/aanvulgrond. Het restant is afgezet bij gemeentes en hoveniers/particulieren/tuincentra. In tegenstelling tot groencompost is het gebruik van GFT-compost als substraat niet van toepassing in professionele teelten, omdat de samenstelling (zoutgehalte e.d.) niet voldoet aan de kwaliteitseisen die daar gelden (BVOR, persoonlijke communicatie 2021).

Een deel van de bedrijven die GFT-afval composteren, verwerken in beperkte mate ook industriële reststromen zoals GFT-afval van scholen of bedrijven, veilingafval en reststromen uit de voedingsmiddelenindustrie. Ruwweg 2/3 van de GFT-compost verwerkende bedrijven in Nederland heeft een biogasinstallatie. In deze installaties wordt het fijne, natte deel van het GFT-afval vergist, samen met bovengenoemde reststromen. Het digestaat wordt vervolgens alsnog gecomposteerd. Deze stromen dragen relatief weinig bij aan het volume compost dat wordt geproduceerd. De vergisting heeft bovendien weinig effect op het volume compost dat overblijft (BVOR, persoonlijke communicatie 2021). De samenstelling van digestaat is echter wel anders. Een deel van de organisch gebonden mineralen verandert van samenstelling, deze blijft in minerale vorm achter in het digestaat. Zo zal het minerale stikstof gehalte bijvoorbeeld toenemen door vergisting. Aangezien een deel van de organische stof omgezet wordt in methaan (CH_4) neemt de hoeveelheid koolstof in het vergiste product af (Nienhuis et al., 2020). Gezien de relatief kleine omvang van digestaatstromen als input voor compost, gaan we bij het maken van berekeningen uit van een gemiddelde samenstelling van compost.



Figuur 4 Huidige toepassing: huidige stromen van GFT-compost (vers gewicht) in 2020. Gegevens verstrekt door BVOR.

Koolstofvastlegging

In deze paragraaf wordt nagegaan hoeveel koolstof er vastgelegd wordt bij het toepassen van compost. Deze vastlegging wordt uitgedrukt in kg C per ton GFT-compost (op basis van droge stof). We maken daarbij de aanname dat het verschil tussen aanwending op landbouwgrond of op particuliere/gemeentelijke gronden (al dan niet via potgrond/aanvulgrond) verwaarloosbaar is en bepalen daarom slechts voor één toepassing wat de bijdrage aan bodemkoolstof is.

<u>Toepassing: Uitrijden</u>

Eén ton droge stof GFT-compost bevat 143 kg C (de Neve et al., 2003), zie Tabel 6. Hoeveel C hiervan wordt vastgelegd, is op verschillende manieren te berekenen.

Op basis van de humificatiecoëfficiënt

In het Handboek Bodem en Bemesting (HBB) is een humificatiecoëfficiënt (h.c.) opgenomen van 0,9 voor zowel GFT- als de groencompost. Uitgaande van deze h.c. blijft er één jaar na het toedienen van één ton droge stof compost 129 kg C achter.

Op basis van incubatiestudies

Er zijn verschillende incubatiestudies uitgevoerd waarbij de afbraak van compost na toediening aan de grond is gemeten (Hanegraaf et al., 2021). Voor GFT-compost zijn de gevonden waarden voor de h.c. doorgaans iets lager dan voor groencompost. Voor GFT-compost varieert de h.c. van 0,75 tot 0,92 (van Geel et al., 2019; Hanegraaf et al., 2021). Dit betekent dat er één jaar na het toedienen van één ton droge stof compost 107-132 kg C vastgelegd wordt. De Neve et al. (2003) geven aan dat er 8,08 ton GFT-compost (uitgedrukt in droge stof) toegediend moet worden om één ton stabiele koolstof aan te voeren. Met andere woorden, 124 kg C per ton compost.

Op basis van lange termijn experimenten

Vanaf 2018 is er gemeten aan Lange Termijn Experimenten (LTE's) om de vastlegging van koolstof te bepalen van verschillende landbouwkundige maatregelen. Schepens et al. (2022) beschrijft de effecten van verschillende typen bemesting op de koolstofvoorraad in de bovengrond (0-30cm)[3]. Op basis van deze meerjarige analyse op verschillende locaties op zand- en kleigrond percelen wordt de vastlegging vastgesteld op 400 en 1900 kg CO_2 ha^{-1} jr^{-1} ton OS^{-1} (uitgedrukt in droge stof) voor klei en zandgronden[4] respectievelijk (Schepens et al., 2022). Omgerekend is dit 19,5-125,4 kg C per ton compost. Hier is geen onderscheid gemaakt tussen GFT en groencompost. In tegenstelling tot berekeningen o.b.v. de h.c. en incubatiestudies, berekenen Schepens et al. (2022) de koolstofvastlegging door de gemeten koolstof bodemvoorraad zonder toediening van compost af te trekken van de gemeten koolstof bodemvoorraad met toediening van compost en dit te delen door de looptijd van de proef en vervolgens om te rekenen naar CO_2-equivalenten. Deze verschillen in benadering verklaren het verschil in de waarden die worden gevonden aan de hand van de humificatiecoëfficient en de incubatiestudies ten opzichte van lange termijn experimenten.

Op basis van modellering

[3] Als vervolg op de studie van Koopmans et al. (2020).
[4] Het verschil in het koolstofgehalte in de bodem tussen de aanvoer van compost en de controle was niet significant. Omdat het resultaat binnen de range aan waarden valt (zie Tabel 7), heeft dit geen consequenties voor verdere berekeningen.

In Lesschen et al. (2021) is een doorrekening gemaakt van de potentie van C vastlegging in Nederland voor bodemkoolstof maatregelen op basis van het RothC model. Extra compost toedienen is één van de doorgerekende maatregelen. Bij deze doorrekening is uitgegaan van een scenario waarbij de helft van de beschikbare compost die nu buiten de landbouw wordt gebruikt op landbouwgronden toegepast zal worden. Dit is omgerekend 387 kton extra compost (62 kton GFT-compost en 325 kton groencompost) wat neerkomt op 67 kton C. Op basis van de modelberekening leidt dit tot een extra C vastlegging van 15 kton C in de bodem. Met andere woorden: per ton toegediende compost (vers gewicht) wordt 39 kg C in de bodem vastgelegd. Op basis van droge stof is dat 61 kg C/ton compost. De verandering in C balans is berekend voor 1 jaar. Bij doorrekening over een langere periode (meer dan 30 jaar) zal de jaarlijkse toename van het OS-gehalte kleiner worden, omdat dan een nieuw evenwicht wordt bereikt. Het gaat hierbij om de netto vastlegging in de bodem, waarbij het model een situatie met en zonder compost doorrekent en het verschil toerekent aan de compost. Dit verklaart deels het verschil met de waarden gevonden op basis van de h.c. en incubatiestudies. Op de methodische verschillen en uitkomsten tussen berekeningen op basis van h.c., modelwaarden en bodemmetingen wordt in de discussie verder ingegaan (zie 3.4.3).

Tabel 7 Koolstofvastlegging d.m.v. GFT-compost, berekend op verschillende wijzen.

	Hoeveel C wordt er per jaar vastgelegd in de bodem?
	kg C/ton droge stof GFT-compost
1: uitrijden	
h.c.	*129*
Incubatiestudies	*107-132*
*LTE's**	*20-125*
*Modellering RothC**	*61*
Range	**20-132**

* Geen onderscheid tussen groen- en GFT-compost.

Alternatieve toepassing

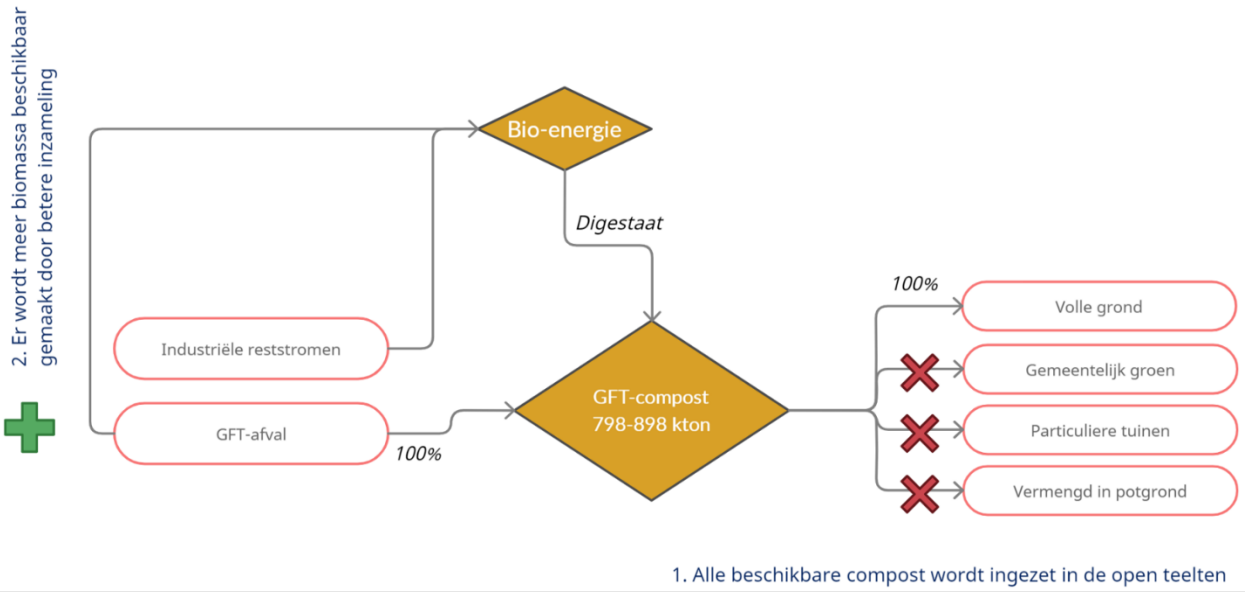
Het aanwenden van meer GFT-compost in de landbouw kan op twee manieren worden bereikt: door GFT-compost weg te halen bij andere toepassingen of door de productie van compost te verhogen.

Compostaanwending verplaatsen

20% van alle GFT-compost wordt niet aangewend in de landbouw maar in gemeentelijk groen, bij hoveniers, tuincentra of in potgrond (voor niet-professioneel gebruik, Figuur 4). Deze compost kan in principe ook worden aangewend binnen de landbouwsector. Zoals eerder beschreven, wordt aangenomen dat de bijdrage van GFT-compost aan bodem C vergelijkbaar is bij aanwending op landbouw en niet-landbouwgrond. In feite vindt er daardoor een directe verschuiving plaats: elke ton extra koolstof opgeslagen in een landbouwbodem door toediening van extra GFT-compost leidt tot een vergelijkbare afname van koolstofopslag in een niet-landbouwbodem. Dat betekent dat op deze manier wel een bijdrage kan worden geleverd aan de specifieke opgave voor klimaatmitigatie van de landbouwsector, maar dat er geen positief effect is op de brede nationale opgave voor klimaat.

Verhogen van de productie van GFT-compost

Een aanzienlijk deel van het GFT-afval komt terecht in het restafval. Door dit afval gescheiden in te zamelen, kan meer GFT-compost worden geproduceerd. Naar schatting kan nog maximaal 100-200 kton aanvullende GFT-compost worden geproduceerd (BVOR, persoonlijke communicatie 2021). Bij het inzamelen van meer GFT-afval, komt de kwaliteit echter wel onder druk te staan, doordat niet overal correct wordt gescheiden en er met name veel sprake is van plastic verontreiniging. Compostproducenten kunnen veel plastic weer verwijderen, maar er blijft bij een hoger aandeel plastic verontreiniging in het ingezamelde afval ook een verhoogde hoeveelheid verontreiniging achter in het eindproduct.



Figuur 5 Alternatieve toepassing voor de GFT-compost: alle bestaande GFT-compost kan in de vollegrondsteelt worden toegepast of de productie van GFT-compost kan worden verhoogd.

Netto resultaat

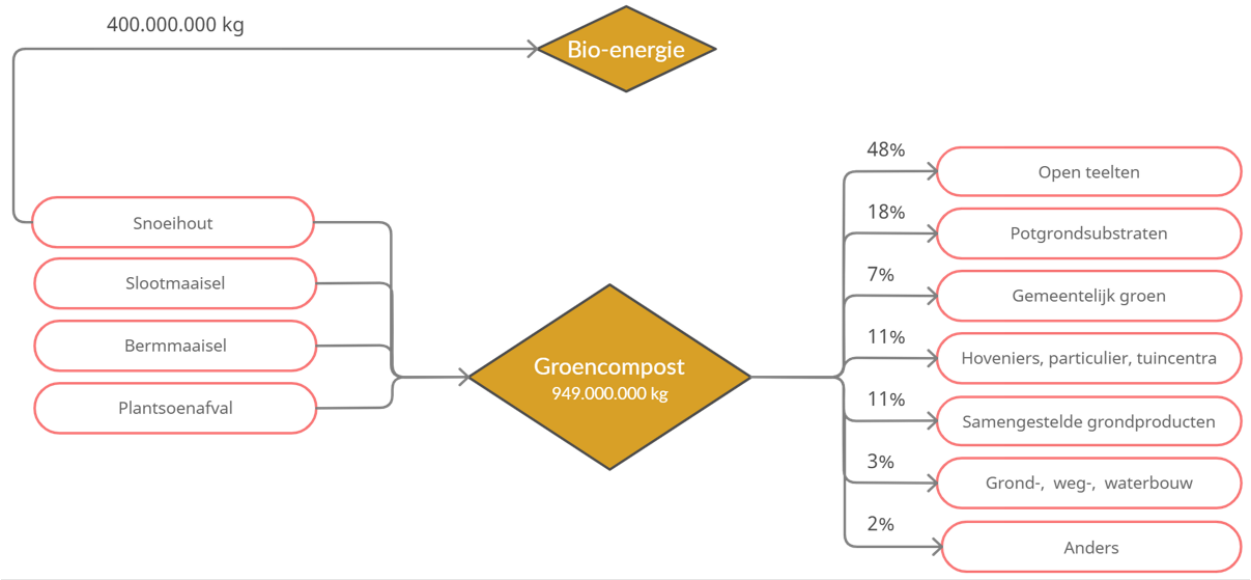
Door het verplaatsen van de aanwending van GFT-compost naar de landbouwsector, wordt geen additionele koolstof opgeslagen in de bodem, omdat het om een verschuivingseffect gaat. Het verhogen van de productie van GFT-compost kan wel tot additionele koolstofopslag leiden. Uitgaande van een potentie om 100-200 kton extra compost met een droge stofgehalte van 79% te produceren en een bijdrage aan bodem-C tussen 20 en 132 kg C per ton ds (zie Tabel 7) kan met extra GFT-compost jaarlijks dus 1,6 tot 21 kton koolstof worden vastgelegd. Een deel van de input voor GFT-compost is digestaat na biogasproductie. Zoals hierboven uitgelegd, zijn hier met name de instabiele C-verbindingen al uit vervlogen. Echter, geeft BVOR aan dat het digestaat relatief weinig invloed heeft op de samenstelling of het volume van de compost die geproduceerd wordt. Om deze reden is geen aparte berekening gemaakt voor het digestaat.

3.3.2 Groencompost

Huidige toepassing

In 2020 bedroeg het marktsegment voor de afzet van groencompost 949 kiloton vers product, zie Figuur 6. Hiervan werd 48% afgezet in de vollegrondsteelten van de landbouwsector. Daarnaast vormen potgrondsubstraten, hoveniers/particulieren/tuincentra en samengestelde grondproducten belangrijke afzetmarkten (18, 11 en 11% resp.). Het restant wordt afgezet bij gemeentes, de wegenbouw en overige sectoren. In vergelijking met GFT-compost (80%) gaat er relatief dus minder groencompost richting de vollegrondstoepassingen in de landbouwsector. Dit komt doordat groencompost aan hogere kwaliteitseisen voldoet dan GFT-compost en dus vaker wordt afgezet in toepassingen met strengere kwaliteitseisen (veenvervanger in potgrond, professionele potgrondsubstraten, samengestelde grondproducten e.d.). Over het algemeen leveren deze afzetmarkten ook een hogere prijs op voor de compost dan afzet in de vollegrondsteelt.

De aanvoer van de grondstoffen voor groencompost is sterk seizoensgebonden. In het zomerseizoen wordt in periodes van een paar weken veel maaisel aangeleverd en in de winterperiode wordt er meer bladafval en snoeiafval aangeleverd. Er komt ongeveer 2.0-2.5 miljoen ton materiaal per jaar binnen bij composterende bedrijven. Een ander deel van het groenafval blijft ter plaatse liggen of wordt bijvoorbeeld direct door gemeentes bij boeren afgezet. Van het binnenkomende groenafval wordt een deel gebruikt als biobrandstof. Het gaat om de grotere en houtige delen, die niet goed geschikt zijn om te composteren (boomstronken, snoeihout). Deze delen worden versnipperd en als biobrandstof gebruikt. Het gaat om ongeveer 400.000 ton per jaar. Gebruik als biobrandstof levert financieel tevens meer op dan gebruik als compost; dit heeft o.a. te maken met het feit dat biomassacentrales aanspraak kunnen maken op subsidiering. Naast biomassa is houtig groenafval ook geschikt als houtvezel in substraten.



Figuur 6 Huidige toepassing: huidig gebruik van groencompost (vers product). Gegevens verstrekt door BVOR.

Koolstofvastlegging

In deze paragraaf wordt voor elke toepassing nagegaan hoeveel koolstof er vastgelegd wordt. Deze vastlegging wordt uitgedrukt in kg C per ton groencompost (op basis van droge stof). We maken daarbij de aanname dat het verschil tussen aanwending op landbouwgrond of op particuliere/gemeentelijke gronden (al dan niet via potgrond/aanvulgrond) verwaarloosbaar is en bepalen daarom slechts voor één toepassing wat de bijdrage aan bodemkoolstof is.

Toepassing: Uitrijden

Eén ton droge stof groencompost bevat 177 kg C (de Neve et al., 2003), zie Tabel 6. Hoeveel C hiervan wordt vastgelegd na 1 jaar, is op verschillende manieren te berekenen.

Op basis van de humificatiecoëfficient

In het Handboek Bodem en Bemesting (HBB) is een humificatiecoëfficient (h.c.) opgenomen van 0,9 voor zowel de GFT- als de groencompost. Uitgaande van deze h.c. blijft er na het toedienen van één ton droge stof compost 159 kg C achter.

Op basis van incubatiestudies

Er zijn verschillende incubatiestudies uitgevoerd waarbij de afbraak van compost na toediening aan de grond is gemeten (Hanegraaf et al., 2021). Voor groencompost zijn de gevonden waarden voor de h.c. doorgaans iets hoger dan voor GFT-compost. Voor groencompost varieert de h.c. van 0,87 tot 0,96 (van Geel et al., 2019; Hanegraaf et al., 2021; Postma & Ros, 2016). Dit betekent dat er na het toedienen van één ton droge stof compost 154-170 kg C vastgelegd wordt. De Neve et al. (2003) geven aan dat er 5,93 ton groencompost (uitgedrukt in droge stof) toegediend moet worden om één ton stabiele koolstof aan te voeren. Met andere woorden, 169 kg C per ton compost.

Wat betreft de data uit de LTE's en modellering in RothC wordt geen onderscheid gemaakt tussen groen- en GFT-compost. De waarden zoals omschreven in 0 zijn daarom overgenomen.

Tabel 8 Koolstofvastlegging d.m.v. groencompost, berekend op verschillende wijzen.

	Hoeveel C blijft er één jaar na toediening achter in de bodem?
	kg C/ton droge stof groencompost
1: uitrijden	
h.c.	*159*
Incubatie	*154-170*
*LTE's**	*20-125*
*Modellering RothC**	*61*
Range	**20-170**

Alternatieve toepassing

Net zoals bij GFT, kan ook de aanwending van groencompost in de landbouw op twee manieren worden verhoogd: door groencompost weg te halen bij andere toepassingen of door de productie van groencompost te verhogen.

Compostaanwending verplaatsen

52% van alle groencompost wordt niet aangewend in de vollegrondsteelt van de landbouwsector maar in gemeentelijk groen, bij hoveniers, tuincentra of in potgrond (voor niet-professioneel en professioneel gebruik) en in samengestelde grondproducten. Deze compost kan in principe ook worden aangewend binnen de vollegrondsteelt. Zoals eerder beschreven, wordt aangenomen dat de bijdrage van groencompost aan bodem C vergelijkbaar is bij aanwending op landbouw en niet-landbouwgrond. In feite vindt er daardoor een directe verschuiving plaats: elke ton extra koolstof opgeslagen in een landbouwbodem door toediening van extra groencompost leidt tot een vergelijkbare afname van koolstofopslag in een niet-landbouwbodem. Op deze manier kan dus wel een bijdrage worden geleverd aan het behalen van de klimaatdoelstellingen voor de landbouwsector, maar heeft het geen effect op de landelijke opgaves. Daarnaast zal er niet zomaar een verschuiving kunnen plaatsvinden: producten zoals potgrond en substraten leveren een hogere prijs voor groencompost. Zonder financiële prikkels zal groencompost dus worden afgezet bij deze toepassingen.

Verhogen van de productie van groencompost

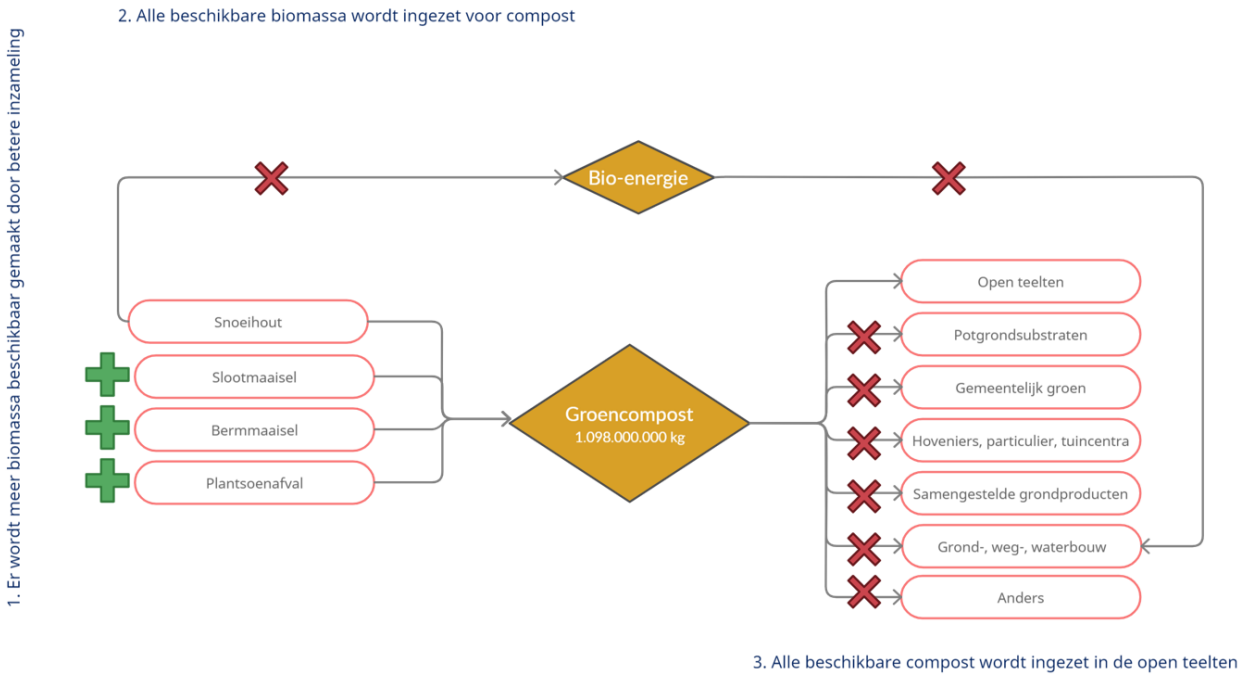
Het is ook mogelijk om de productie van groencompost te verhogen. Dit kan op twee manieren: meer bestaand groenafval afzetten bij composterende bedrijven of meer groenafval creëren.

Het is lastig om te bepalen hoeveel groenafval op locatie blijft liggen, maar naar schatting gaat het zeker om 500 kton groenafval (BVOR, persoonlijke communicatie 2021), voldoende om ongeveer 200 kton extra groencompost te produceren. Dit betekent echter wel dat er minder maaisel op locatie achterblijft en daar dus niet bijdraagt aan bodem-C. Er is relatief weinig bekend over de afbraaksnelheid van maaisel en groenafval. Dit hangt immers sterk af van de samenstelling. Termorshuizen & Postma (2021) gaan uit van een h.c. van 0,25 voor ‘gemiddeld’ berm- en slootmaaisel en van een OS-gehalte van 140 kg per ton maaisel. 500 kton bermmaaisel kan daarmee zo’n 8,75 kton C opslaan in de bodem (uitgaande van ~50% C in OS). Uiteraard bevat groenafval voor een deel ook houtige materialen met een hogere h.c., waardoor de opslag van koolstof door het achterlaten van groenafval in werkelijkheid nog wat hoger kan liggen.

Het aanbieden van meer groenafval voor compostering zal niet vanzelf gebeuren: bij composterende bedrijven moet ‘aan de poort’ worden betaald voor het aanbieden van groenafval, omdat de verkoop van groencompost niet voldoende is om de productiekosten te dekken. Dit maakt het achterlaten van groenafval op locatie heel aantrekkelijk. Om dit groenafval te mobiliseren, zijn dan ook financiële prikkels nodig. Bij het al dan niet achterlaten van groenafval spelen nog meer dingen mee; houtresten en maaisels vormen ook een habitat en fourage voor diverse dierensoorten.

Op dit moment wordt het houtige deel van het groenafval voor een deel gebruikt als biobrandstof. Het is ook mogelijk om in plaats daarvan meer houtresten te composteren. Dat betekent een hogere opslag van koolstof in de bodem, maar een kleinere besparing op fossiele brandstoffen door biobrandstof. Gemiddeld bevat 1 kg ds houtig materiaal 19 MJ aan energie (CO_2-emissiefactoren, n.d.). 1 m3 aardgas bevat 31,65 MJ energie (RVO, n.d.). Met andere woorden: 1 ton ds houtig materiaal vervangt ongeveer 600 m3 aardgas. Dit is overigens alleen gebaseerd op energetische waarde en houdt nog geen rekening met het rendement van biomassa versus aardgasinstallaties. Bij verbranden van 1 m3 aardgas komt 1,884 kg CO_2-equivalenten vrij (CO_2-emissiefactoren, n.d.). Dat betekent dat 1 ton ds houtig materiaal de uitstoot van 1131 kg CO_2-equivalenten uit aardgas voorkomt. Uiteraard komt bij de verbranding van houtig materiaal ook CO_2 vrij, maar in tegenstelling tot aardgas is hout een hernieuwbare energiebron.

Een andere mogelijkheid is het produceren van meer groenafval door ook meer groene ruimte te creëren. In deze mogelijkheid ziet de BVOR ook de nodige potentie, omdat groene ruimte veel verschillende voordelen biedt. Ter plaatse is het o.a. goed voor klimaatadaptatie, luchtkwaliteit en het biedt recreatiemogelijkheden en verkoeling in stedelijk gebied. Wanneer houtige planten worden opgenomen in die groene ruimte leggen die bovendien ook extra C vast (wanneer niet gekapt). Door meer groene ruimte te ontwikkelen kan op al die thema’s een positieve bijdrage worden geleverd en ook meer groenafval voor compostproductie worden gecreëerd.



Figuur 7 Alternatieve toepassing van groencompost. Alle bestaande groencompost kan in de vollegrondsteelt worden toegepast of de productie van groencompost kan worden verhoogd.

Netto resultaat

Door het verplaatsen van groencompost van andere toepassingen naar de landbouwsector wordt geen extra koolstof opgeslagen. De productie van groencompost kan echter ook worden opgeschaald. In totaal schat BVOR dat er nog zo'n 500 kton groenafval extra kan worden ingezameld; goed voor 200 kton groencompost, ofwel 2,04 tot 17,34 kton koolstofopslag. Tegelijk kan dit groenafval op locatie zorgen voor de opslag van minimaal 8,75 kton C als het op locatie blijft liggen. Ook wordt er dan geen CO_2 uitgestoten voor het vervoer van de stoffen naar een composterend bedrijf. Op dit moment is dus niet met zekerheid te zeggen of er een klein positief of juist negatief effect optreedt, als het groenafval wordt gecomposteerd.

Houtsnippers kunnen ook worden gecomposteerd in plaats van verbrand als biobrandstof, wat nu gebeurt met een deel van het houtige materiaal. Verbranding levert een besparing in aardgas op van 1131 kg CO_2-equivalenten per 1000 kg ds aan houtig materiaal. Dit kan niet rechtstreeks worden vergeleken met de bijdrage van groencompost aan bodemkoolstof, omdat compost uit een mengsel van houtig en groen materiaal bestaat. Houtig materiaal bevat relatief veel droge stof en heeft een hogere h.c. Prat-Roibas (2003) beschrijft een h.c. van 0,67 en een gehalte organische C van 412 kg per ton houtsnippers bij een ds gehalte van 87%. Stel dat we deze waardes als voorbeeld nemen, resulteert dit in een opslag van 316,5 kg C in de bodem per ton ds houtig materiaal. Omgerekend van C naar CO_2 is dit 1160 kg. Uiteraard moeten deze getallen met enige voorzichtigheid worden benaderd, maar de bijdrage van houtig materiaal in de bodem en als biobrandstof lijkt in een vergelijkbare orde van grootte te vallen. Hierbij is de CO_2 die vrijkomt bij de verbranding van hout buiten beschouwing gelaten omdat dit een hernieuwbare energiebron is.

3.3.3 Stro

Huidige toepassing

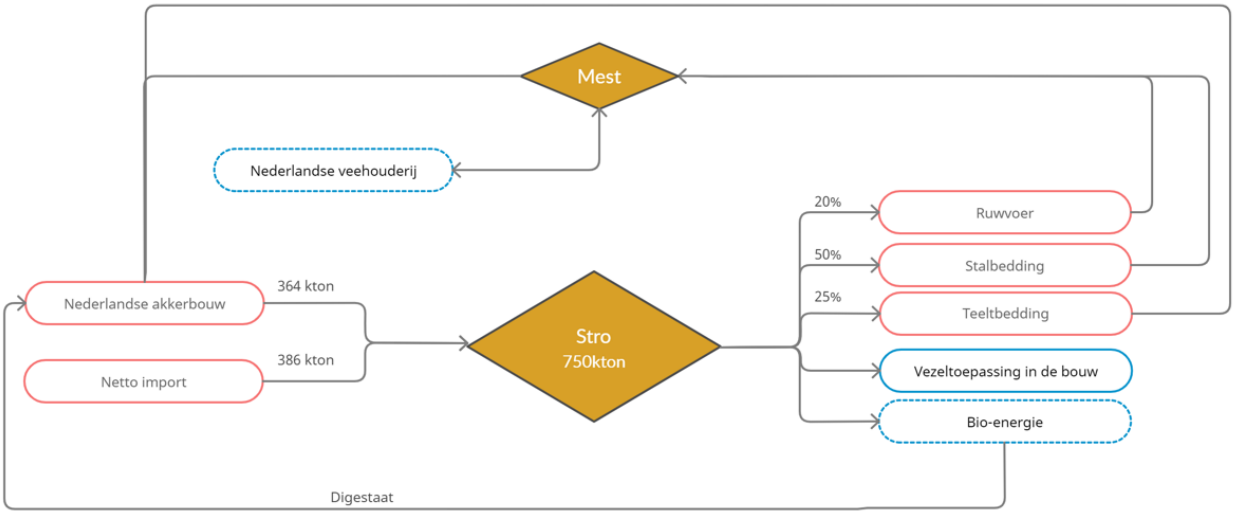
Stro is een restproduct uit de akkerbouw, dat bij de oogst van graan overblijft. Tot de granen worden in dit verband gerekend: tarwe, gerst, rogge, haver en triticale. In Nederland wordt in 2020 in totaal 153 duizend hectare van deze gewassen verbouwd (bron: CBS Statline). Dat is goed voor ca. 605 Kton stro (bron: publicatie WUR, in voorbereiding). Niet al het stro wordt daadwerkelijk van het land gehaald. Boeren kunnen, afhankelijk van de graanprijs, besluiten stro op het land achter te laten. Bij lage prijzen wordt stro eerder verkocht om uit de kosten te komen. Natte weersomstandigheden kunnen ertoe leiden dat het stro wordt achtergelaten op het land. Ook kan een boer bewust besluiten stro op het land achter te laten en onder te ploegen om het o.s. gehalte van de bodem op peil te houden. Voor tarwe wordt naar schatting 66% van het geproduceerde stro afgevoerd en voor de overige granen 41%. Het betekent dat van het in Nederland geproduceerde stro er 364 Kton op de markt komt.

Opvallend voor de beschikbaarheid van stro is verder dat een grote hoeveelheid wordt geïmporteerd: 439 Kton in 2020 (bron: CBS). Import komt vooral uit Duitsland, Frankrijk, Denemarken en Engeland. Minus het stro dat Nederland exporteert (53 Kton) betekent dat een totale beschikbaarheid van stro op de Nederlandse markt van 364+386 = 750 Kton (zie Figuur 8).

Naar schatting 95% van het totale stro aanbod wordt toegepast in de landbouwsector. Vooral in de veehouderij als stalbedekking of als veevoer. Daarnaast wordt een substantieel deel van het stro gebruikt in de tuinbouw als teeltbedding, in de vollegrondsteelt van bloembollen en aardbeien en bij de productie van champignons.
Ondanks dat er veel verhalen rondgaan over het gebruik van stro als bouwmateriaal en als grondstof voor bio-ethanol gaat het op dit moment naar schatting om een geringe hoeveelheden die als zodanig wordt toegepast. Wel kan vermeld worden dat, als plannen rond bio-ethanol uit stro in de toekomst uitgevoerd worden, het dan gelijk om grote hoeveelheden kan gaan en daarmee de vraag naar stro sterk kan beïnvloeden. Zie bijvoorbeeld het bedrijf Clariant dat hier plannen voor heeft ontwikkeld[5].

Koolstofvastlegging
In deze paragraaf wordt voor elke toepassing nagegaan hoeveel koolstof er vastgelegd wordt. Deze vastlegging wordt uitgedrukt in kg C per ton stro (op basis van droge stof). Eén ton stro bevat 490 kg C, zie Tabel 6.

<u>Toepassing 1: inwerken</u>
Met het inwerken van één ton droge stof stro wordt 490 kg C ingewerkt. Hoeveel hiervan in de bodem opgeslagen wordt, hangt van veel verschillende factoren af, waaronder de stikstofbemesting. Hoeveel C er na één jaar na toepassing in de bodem terug te vinden is, is op verschillende manieren te berekenen.



Figuur 8 Huidige toepassing: productketen van stro op de Nederlandse markt in 2020.

Op basis van de humificatiecoëfficient
In het Handboek Bodem & Bemesting wordt voor de gewasresten van tarwe en gerst uitgegaan van een humificatiecoëfficient (hc) van 0,31. Dit betekent dat 31% van de gewasresten na een jaar nog terug te vinden is in de bodem. Uitgaande van deze h.c., zou er van 1 ton droge stof ondergewerkte stro 152 kg C in de bodem worden vastgelegd.

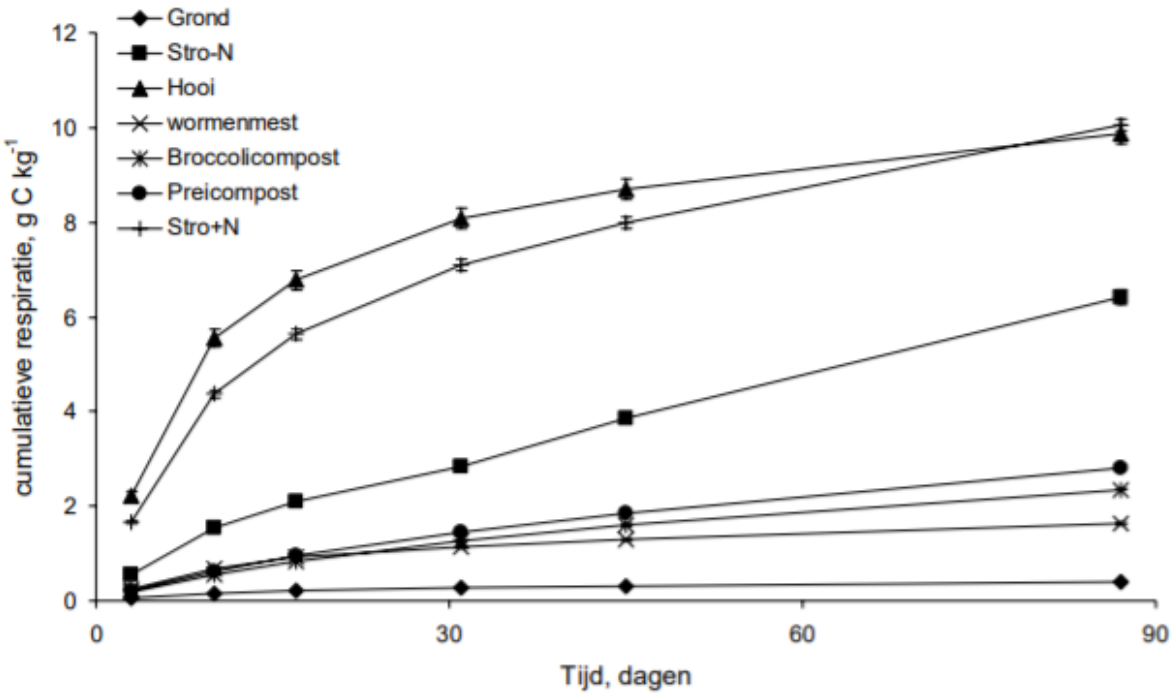
Op basis van incubatiestudies
Figuur 9 toont dat de hoeveelheid stikstof die aan de bodem wordt toegevoegd een aanzienlijk effect heeft op de hoeveelheid C uit stro die afgebroken wordt en verdwijnt als CO_2. In de incubatieproeven zoals omschreven door van Groenigen en Zwart (2007) wordt de koolstofmineralisatie van verschillende soorten compost vergeleken met stro zonder en met extra toegevoegde stikstof. Uit deze studie blijkt dat na één jaar afbraak 65% van de aangevoerde C uit stro overblijft, in combinatie met stikstofbemesting is dit slechts 43%. Van één ton aangevoerde stro wordt dus 318,5 kg of 210,7 C in de bodem vastgelegd, respectievelijk zonder en met stikstofbemesting. Deze incubatiestudie is uitgevoerd op

[5] https://www.tebodin.bilfinger.com/markets/chemicals-petrochemicals/clariant/

een zandgrond, mogelijk blijft er meer C uit stro achter op een kleigrond. Aangezien het om landbouwbodems gaat, gaan wij uit van de cijfers met stikstofbemesting.

Op basis van lange termijn experimenten
In het rapport van Koopmans et al. (2019) wordt, op basis van LTE's, voor verschillende maatregelen nagegaan hoe deze bijdragen aan koolstofvastlegging. Eén van de maatregelen meegenomen in deze studie is het extensiveren van het bouwplan (aandeel graan verhogen). In deze studie wordt primair gekeken naar het verschil tussen percelen met veel of weinig graan in de gewasrotatie, een aparte vergelijking tussen het wel of niet onderwerken van stro wordt niet gemaakt.

Op basis van modellering
In Lesschen et al. (2021) is een doorrekening gemaakt voor Nederland van de potentie voor C vastlegging voor bodemkoolstof maatregelen op basis van het RothC model. Stro achterlaten is één van de doorgerekende maatregelen. Hierbij is een scenario waarin al het stro van graangewassen wordt achtergelaten doorgerekend en vergeleken met de huidige situatie. Dit was omgerekend 263 kton extra stro die achterblijft wat omgerekend een input van 118 kton C naar de bodem is per jaar. Op basis van de modelberekening leidt dit tot een extra C vastlegging van 24 kton C in de bodem, dus per ton stro (vers gewicht) wordt 90 kg C in de bodem vastgelegd. Het gaat hierbij om de netto vastlegging in de bodem, waarbij het model de balans tussen aanvoer van koolstof en afbraak van bodem organische koolstof berekent. Dit verklaart het verschil met de waarden gevonden op basis van de h.c. en incubatiestudies.



Figuur 9 Koolstofmineralisatie uit verschillende soorten compost en stro (met en zonder N-bemesting), uit van Groeningen en Zwart (2007).

Toepassing 2: ruwvoer
Stro wordt als ruwvoer gevoerd aan voornamelijk koeien en paarden. De toepassing voor paarden wordt buiten beschouwing gelaten, omdat het gezien de dieraantallen om een beperkte hoeveelheid gaat. Het maagdarmkanaal van koeien is ingesteld op het verwerken van ruw vezelrijk plantmateriaal. De droge stof opname uit ruwvoer wordt bepaald door diergebonden factoren (energiebehoefte van het dier) en de 'aantastbaarheid' van de celwanden van het voer. Stro kent een lage verteerbaarheid, één kg tarwestro bevat gemiddeld 45% ruw-celstof, 370 VEM en 6 g vre[6] (Boxem, 1981). Er wordt daarom geadviseerd niet meer dan 6 kg stro te voeren per dier per dag, het gaat hier dan om jongvee en droge koeien (Beerling, 2019). Met gerststro kan tot 10 kg stro per dier per dag gevoerd worden. Stro wordt gehakseld en door het rantsoen gemengd. Deeltjes tarwestro worden vaak teruggevonden in de mest, bij gerststro is dit minder het geval. Het deel van het (ruw)voer dat de koe verteert in het maagdarmstelsel wordt uitgedrukt in VCOS(%), het overige

[6] VEM staat voor Voeder Eenheid Melk, dit geeft de netto energiewaarde van een product voor melkgevende koeien weer. Vre is verteerbaar ruw eiwit.

deel verlaat de koe via mest (onverteerbare organische stof). Voor stro wordt de VCOS geschat op 62-68%, een geschatte 32-38% van de organische stof uit stro verlaat de koe als mest. Ervan uitgaande dat dit ook geldt voor de C in stro, betekent dit dat er na het voeren van één ton stro 167-186 kg C in de mest terecht komt. Ervan uitgaande dat er tijdens de mestopslag 65% van de C uit mest verloren gaat (Shah et al., 2012), en uitgaande van een h.c. van 0,7 voor het inwerken van rundveemest zou dat betekenen dat er van het voeren van één ton stro via het inwerken van mest 76-85 kg C uit stro in de bodem overblijft na één jaar.

Toepassing 3: stalbedding

Stro wordt gebruikt als strooisel in de potstal of de ligboxen bij de melkveehouderij, de geitenhouderij, paardenstallen en in mindere mate bij de pluimveehouderij en (biologische) varkens (Vermeer et al., 2010). Het gebruik van stro verschilt per diercategorie en tussen stalsystemen, met name in de hoeveelheid stro die wordt bijgemengd, de hoeveelheid urine die wordt geabsorbeerd en de wijze waarop de stromest wordt verzameld en bewaard (CDM, 2017). Op basis van het dieraantal in Nederland, het gebruik van stro in de stalsystemen en het gebruik van de stromest in de Nederlandse akkerbouw (zie Tabel 9) is er gekozen de focus te leggen op melkvee, varkens en paarden.

In een ligboxensysteem wordt de dunne en dikke fractie doorgaans gescheiden door een sleuvenvloer. De feces worden vervolgens gemengd met stro om deze stapelbaar te maken (van Dijk & Galama, 2019). In de potstal wordt ongeveer de helft van de uitwerpselen opgevangen als drijfmest en de andere helft komt terecht in de stromest (van Dijk & Galama, 2019). Er ontstaan dus grofweg twee typen stromest: stromest uit de ligboxenstal (feces vermengd met stro), en stromest uit de potstal (een mengsel van urine, feces en stro).

In de melkveehouderij wordt bij een ligboxensysteem ongeveer 150 kg stro gebruikt per ton feces en in de potstal ongeveer 200 kg stro per ton uitgescheiden mest. Eén ton stro wordt dus vermengd met ruim 6 ton dikke fractie rundveemest of 5 ton rundveedrijfmest tot strorijke mest. In theorie zou deze verschillende vormen van gebruik leiden tot verschillen in samenstelling van de stromest. Uit analyseresultaten blijkt echter dat de gemiddelde samenstelling tussen de twee type stromest relatief klein zijn, en de variatie binnen een mestsoort groot (CDM, 2017). Tijdens de bewaring van de (stro)mest treden verliezen op. Afhankelijk van de hoeveelheid bijgemengde stro, vindt aerobe en anaerobe vergisting plaatst waarbij C en N vervluchtigen (CDM, 2017). Daardoor veranderen de gehaltes aan droge stof, koolstof en stikstof. Niet alleen de samenstelling, maar ook de manier van bewaren heeft effect op de verliezen (CDM, 2017). In Shah et al. (2012) wordt de samenstelling van de strorijke mest voor en na bewaring gepresenteerd. Hieruit blijkt dat 30-45% van de stikstof en 60-70% van de koolstof verloren gaat tijdens de bewaring. Ervan uitgaande dat een gelijk deel van de C uit stro en uit mest afbreekt, blijft er van de ton aangevoerde stro in de stromest dan 147-196 kg C over. Vaste rundveemest met stro heeft een h.c. van 0,7 (van Geel et al., 2019). Na toediening van dit type mest blijft er van één ton stro dus 103-137 kg C achter in de bodem na één jaar.

In de varkenshouderij kan stro op verschillende manieren worden gebruikt. In de varkenshouderij wordt onderscheid gemaakt tussen de zeugenstal, kraamstal, biggenstal en de vleesvarkensstal. In de biologische varkenshouderij is het instrooien van strooisel van natuurlijk materiaal verplicht. Zowel in de zeugenstal, kraamstal, biggenstal en vleesvarkensstal wordt stro ingestrooid (zie Figuur 10). In de gangbare varkenshouderij kan het gebruik van stro verplicht worden gesteld door aanvullende keurmerken. Doorgaans wordt er in de gangbare kraamstal geen gebruik gemaakt van stro. De zeugen-, biggen- en vleesvarkensstal bestaat uit een mestruimte met (beton)roostervloer en een ligruimte met dichte vloer welke al dan niet is ingestrooid (Cornelissen et al., 2009). Er zijn weinig getallen bekend over welk aandeel van de stallen zijn ingestrooid. Vermeer et al. (2010) geven aan dat ongeveer 250-300 (8%) van de zeugenstallen zijn ingestrooid, en alle biologische varkensstallen (50-60 bedrijven). De hoeveelheid stro die wordt ingestrooid wordt weergegeven in

Tabel 10.

De mest kan op verschillende manieren afgevoerd worden. Bij een roostervloer wordt de mest onder het rooster met een mestschuif weggeschoven. De mest wordt centraal afgevoerd en de dunne fractie wordt apart opgevangen via een rooster. Bij een sleufvloer wordt de urine via sleuven afgevoerd en de vaste mest verwijderd met een schuif. De verhouding tussen stro en mest wordt weergegeven in Tabel 10. Het is gebruikelijk om stromest enige tijd op te slaan, waardoor de mest composteert (Vermeer et al., 2010). Hierdoor breekt een deel van de koolstof af. Hoeveel koolstof er afbreekt is onder andere afhankelijk van de intensiteit (omzetten) van de stromest. Precieze getallen met betrekking tot de afbraak zijn niet bekend. Ervan uitgaande dat 60-70% van de koolstof verloren gaat tijdens de bewaring, en een h.c. van 0,33 (van Geel et al., 2019), blijft er na toediening van dit mesttype van één ton stro 49-65 kg C achter in de bodem.

Bij het houden van paarden worden aanzienlijke hoeveelheden stro toegepast in de stallen, het strooiselverbruik wordt geschat op 10-15 kilogram tarwestro per paard per dag (Giesen & Smolders, n.d.). Verse strorijke paardenmest bevat 132 kg C per ton mest (de Boer et al., 2018). Een h.c. van strorijke paardenmest is niet bekend. Volgens Bloem et al. (2017) breekt verse paardenmest relatief minder af in vergelijking tot runder-, varken- en kippenmest. Omdat er geen cijfers bekend zijn met betrekking tot de afbraak, wordt dezelfde aanname gedaan als bij rundveemest. Omdat er eenzelfde h.c. is aangenomen als voor rundveemest, betekent dat ook dat er na toediening van strorijke paardenmest van één ton stro 103-137 C achter in de bodem. Wegens de verschillende aannames betreft dit een eerste inschatting.

Naast het direct toepassen van strorijke paardenmest als mest, wordt strorijke paardenmest toegepast als groeimedium voor de champignonteelt. Voor dit substraat wordt paardenmest met stro gemengd met pluimveemest, kalk of gips en vervolgens kort gecomposteerd[7]. Voor de teelt van de champignons wordt de compost afgedekt met een laag dekaarde, bestaande uit veen en schuimaarde (van Schöll & Postma, 2016). Tijdens de champignonteelt verteert 26,4% van de compost (Blok et al., 2010). Het aandeel organische koolstof uit de strorijke paardenmest dat overblijft na de champignonteelt is niet precies bekend, maar er kan op basis van het oorspronkelijke volume worden aangenomen dat deze aanzienlijk is. Wanneer ook hier wordt aangenomen dat de C in mest en stro in gelijke mate afbreekt, dan blijft er na de champignonteelt maximaal 361 kg C per ton stro over. Na de champignonteelt wordt het medium afgezet als champost, wat in de open teelten gebruikt wordt als organische bemesting. Uitgaande van een h.c. van 0,5 uit het HBB, blijft er na het toedienen van champost nog 180 kg C van één ton stro over in de bodem.

Overigens: vaste stromest bevat veel koolstof. Deze koolstof kan als energiebron dienen voor de (de)nitrificerende bacteriën. Dit leidt ertoe dat het risico op N_2O-productie bij stromest hoger is dan bij drijfmest (Vermeer et al., 2010), de methaanemissie is echter juist weer lager vergeleken met drijfmest.

Tabel 9 Aantal dieren in Nederland per categorie in 2020, uit CBS (2021a); de productie van vaste mest, uit CBS (2021b).

Diercategorie	Aantal dieren	Productie van vaste mest
	(stuks)	(mln kg)
Kippen	101.863.100	1.148[8]
Varkens	11.950.240	21
Melkkoeien incl. jongvee	2.528.190	65
Vleeskalveren	1.237.770	18
Schapen	890.470	933
Geiten	632.620	
Paarden en pony's	90.390	



Figuur 10 Gebruik van stro in een biologische kraamstal (links), uit Onis (2013); en in vleesvarkensbedrijf met een Beter Leven keurmerk met 1 ster (rechts), uit ABZ (n.d.).

[7] Er kan aangenomen worden dat een deel van de C uit de strorijke paardenmest dan al afbreekt, een precieze hoeveelheid is niet bekend. Compost is aan het einde van het composteerproces erg stabiel (hoge h.c.), champost is minder stabiel en heeft een relatief lage h.c. (0,5). Er wordt daarom aangenomen dat de hoeveelheid C die afbreekt in deze fase beperkt is.
[8] Mestproductie van de totale pluimveehouderij.

Tabel 10 Stroverbruik en mestproductie per diercategorie in gram per dier per dag, uit respectievelijk Vermeer et al. (2010) en RVO (2021).

	Systeem	Drachtige zeugen	Kraamzeugen inclusief biggen	Opfokbiggen	Vleesvarkens
Stroverbruik	Binnenklimaat en gering stro	50-100	200-1000	20-30	30-60
	Buitenklimaat en ruim stro	500-1500	n.v.t.	100-300	200-400
	Buitenklimaat en gering stro	100	n.v.t.	20-40	50-100
Mestproductie[9]		4373	8491	1061	3014
Aandeel stro in mest		1-34%	2-12%	2-28%	1-13%

Toepassing 4: teeltbedding

Stro wordt gebruikt als bodembedekking bij de teelt van aardbeien en bloembollen. Bij de bollen wordt dit met name gedaan om vorstschade te beperken, onkruid te onderdrukken, stuiven te voorkomen en om het risico op verslemping te verminderen.

In de bollenteelt wordt het strodek in de herfst na het planten aangebracht, in het voorjaar wordt het strodek meestal verwijderd. Een geschatte 15% van het stro blijft daarbij achter (Roelofs & Gude, 2013). In veel gevallen wordt het stro (op eigen bedrijf) gecomposteerd (van 't Riet & van Dam, 2003). Er kan vanuit gegaan worden dat ongeveer 50% van de koolstof verdwijnt tijdens het composteerproces (Lesschen et al., 2021). Op basis van deze aannames, en een h.c. van 0,31 voor stro en 0,9 voor compost, kan worden berekend dat er via de toepassing van stro als teeltbedding in de bollenteelt 210 kg C per ton stro wordt vastgelegd in de bodem.

In de aardbeienteelt wordt het strodek aangebracht net voordat de vruchttrossen naar de grond zakken, om de vruchten droog en schoon te houden. Hiervoor wordt ongeveer 5-10 ton stro per hectare gebruikt (Kuenen, 1986; Rovers, 2010). Daarnaast kan er een strodek worden aangebracht in januari om het oogsttijdstip te verlaten, hiervoor wordt 2-5 ton extra stro per hectare gebruikt. Het stro dat op de planten ligt wordt in het voorjaar weer verwijderd. Na de teelt wordt het restant aan stro, samen met de gewasresten, onder gefreesd. Uitgaande van een h.c. van 0,31, blijft er één jaar na onderwerken 152 kg C per ton stro achter in de bodem. Rovers (2010) rekent echter met een netto emissie van 8 kg CO_2-equivalenten per ton stro en ook Broekema & Blonk (2010) kennen een netto uitstoot toe aan het gebruik van stro in de aardbeienteelt. Dit is waarschijnlijk gerelateerd aan de emissies van transport etc. en het is de vraag of de C vastlegging in die berekeningen is meegenomen.

Toepassing 5: vezeltoepassing

Stro kan ook gebruikt worden als isolatiemateriaal, aangezien het een isolerende werking heeft. Een ton ds stro bevat 490 kg C. Door het stro te verwerken in isolatieplaten, wordt deze hoeveelheid koolstof voor langere tijd vastgelegd. Ter vergelijking: door een ton droge stof stro in te werken in de bodem, blijft na 1 jaar op basis van de h.c. 152 kg C in de bodem over. Er is dus sprake van een sterk netto-effect wanneer stro als isolatiemateriaal wordt gebruikt.

Aangezien stro andere isolatiematerialen zoals glasvezel of steenwol zou kunnen vervangen, is het ook interessant om te kijken hoeveel CO_2-emissies dan vermeden kunnen worden. Bij de productie van glasvezel komt 1,35 kg CO_2/kg product vrij en bij de productie van steenwol 1,05 kg CO_2/kg (Hammond and Jones, 2008). Bij de productie van stro komt ook CO_2 vrij (energieverbruik, etc.). Dit wordt in dezelfde studie geschat op 0,01 kg CO_2/kg stro.
Door stro in te zetten als isolatiemateriaal, kan CO_2-emissie bij de productie van meer gangbare isolatiematerialen worden voorkomen.

Toepassing 6: bio-energie

Een alternatief voor het inwerken van stro in de vollegrond is om het te vergisten. Tijdens de vergisting wordt makkelijk afbreekbare koolstof uit stro of mest omgezet in methaan. Dit gas wordt vervolgens afgevangen en gebruikt om energie op te werken. Biogas kan na verbranding omgezet worden in groene stroom en warmte of na opwerking als groen gas gebruikt worden (Nienhuis et al., 2020). Groene stroom kan echter ook geproduceerd worden door wind- en zonne-energie. De toegevoegde waarde van biogas is het hoogst als het gebruikt wordt in processen waar groene stroom niet geschikt voor is, bijvoorbeeld zwaar-transport of processen waar een brandstof voor nodig is die een zeer hoge

[9] Uitgaande van een dichtheid van 900 kg/m3.

temperatuur kan bereiken. Vandaar dat het interessant is om te bekijken hoeveel CO_2-emissies vermeden kunnen worden als biogas gebruikt wordt in plaats van een ander hoogwaardig gas zoals aardgas.

Bij de vergisting van stro wordt ongeveer 546 m3 biogas per ton stro geproduceerd, waarvan 323 m3 methaan (LEAF, 2008). Nederlands aardgas bestaat voor 85.6% uit methaan. De rest is grotendeels stikstof, dit draagt niet bij aan de calorische waarde van gas (Dijkema, 2012). Hieruit volgt dat 1 ton stro 377 m3 aardgas kan vervangen als men enkel kijkt naar de energetische waarde. Bij de verbranding van 1 m3 aardgas komt 1,884 kg CO_2-equivalenten vrij (CO_2-emissiefactoren, n.d.). Eén ton stro kan zodoende de uitstoot van 711 kg CO_2-equivalenten (194 kg C) voorkomen. Uiteraard komt er bij de verbranding van stro ook CO_2 vrij. Echter, stro is een hernieuwbare energiebron en het graangewas kan deze CO_2 in het volgende jaar weer opnemen.

Het is van belang om ook mee te nemen dat de koolstof die wordt omgezet in methaan niet meer beschikbaar is voor opslag van organische stof in de bodem. Echter, als het stro direct aan de bodem zou worden toegevoegd dan zouden de makkelijk afbreekbare koolstofverbindingen als eerste grotendeels worden afgebroken en als CO_2 de lucht in gaan. Juist deze makkelijk afbreekbare koolstofverbindingen worden tijdens het vergisten omgezet in methaan. Het product wat over blijft na vergisting, digestaat, zal dus minder maar wel stabielere organische stof bevatten dan het onvergiste product. Het is echter nog onbekend wat het lange termijneffect is van de aanvoer van minder maar stabielere organische stof op het organische stofgehalte van de bodem (Nienhuis et al., 2020).

Tabel 11 Overzicht van de hoeveelheid koolstof (C) die wordt vastgelegd bij verschillende toepassingen.

	Subcategorie	**Hoeveel C wordt er structureel vastgelegd of bespaard aan fossiele energie?**	**Hoeveel C blijft er één jaar na toediening achter in de bodem?**
		kg C/ton droge stof stro	*kg C/ton droge stof stro*
1: onderwerken			152-211
2: ruwvoer	Koeien		76-85
3: stalbedding	Koeien		103-137
	Varkens		49-65
	Paarden		103-137
	Champost		180
4: teeltbedding			152-210
5: vezeltoepassing		490	-
6: bio-energie		194	-

Alternatieve toepassing
Net als bij compost zijn er grofweg twee scenario's te onderscheiden, ofwel wordt al het geproduceerde stro achter gelaten op de bodem of er wordt meer stro geproduceerd.

<u>Meer stro onderwerken</u>
Ongeveer 241 kton van het totaal in Nederland geproduceerde stro wordt op het land achtergelaten, 364 kton wordt verkocht en daarnaast wordt er netto 386 kton geïmporteerd. Van het totaal verhandelde stro (750 kton) wordt ongeveer 188 kton toegepast als bedding voor de aardbeien en bollenteelt, en komt dus alsnog op het land terecht. Een hoeveelheid van 563 kton wordt niet direct in de bodem ingewerkt, maar elders toegepast. In theorie zou deze hoeveelheid stro ook ingewerkt kunnen worden in de volle grond en bijdragen aan de doelstellingen van het klimaatakkoord, al is het niet realistisch dat er stro van buiten Nederland zal worden geïmporteerd om in de Nederlandse bodem onder te werken. We gaan daarom uit van een alternatief scenario waarbij alleen het stro dat in Nederland wordt geproduceerd, direct wordt ondergewerkt in de bodem.

Op het moment dat alle Nederlandse stro wordt ingewerkt, zijn er twee scenario's voor het tegemoetkomen aan de vraag naar stro voor andere toepassingen. Bij de eerste optie wordt het tekort bij andere toepassingen opgevuld door een grotere import (dit zal dan neerkomen op een import van 750 kton in plaats van de huidige 386 kton). In dit scenario wordt dan een hoeveelheid van 364 kton extra stro ondergewerkt. In combinatie met de geïmporteerde hoeveelheid stro die via diverse toepassingen ook in de Nederlandse landbouwbodem terecht kan komen (zoals via veevoer en het vervolgens inwerken van dierlijke mest), zou dit betekenen dat er na één jaar 47-66 kton C extra in de Nederlandse landbouwbodems zit. Met andere woorden: in dit scenario wordt 47-66 kton C méér vastgelegd dan in het huidige scenario. De impact van extra stro import (transport e.d.) is hierbij buiten beschouwing gelaten.

Bij de tweede optie zal er naar alternatieven worden gezocht voor de overige toepassingen (bijvoorbeeld plasticfolie als teeltbedekking of houtkrullen als stalbedding). De CO_2-emissie die met de productie van deze materialen gepaard gaat, laten we buiten beschouwing. Het stro dat in de huidige situatie wordt verkocht (364 kton), wordt dus direct ondergewerkt, en gaat niet naar de overige toepassingen. Er wordt vanuit gegaan dat de netto import (à 386 kton) gelijk blijft, en de verhouding in de verdeling over de toepassingen gelijk blijft. Dit zou kunnen betekenen dat er per jaar 28-43 kton C extra in de Nederlandse landbouw wordt vastgelegd. Met andere woorden: met dit scenario wordt 28-43 kton C méér vastgelegd dan in het huidige scenario.

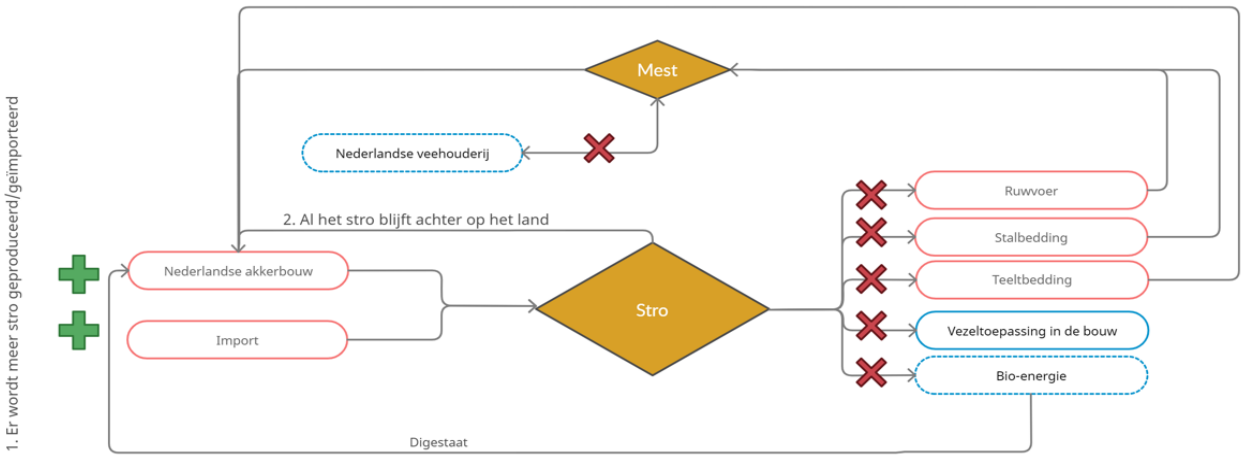
Meer stro produceren

Door Koopmans et al. (2020) wordt ingeschat dat het realistisch is dat op een areaal van 584.950 hectare het bouwplan kan worden aangepast, met meer graan in het bouwplan. Dit gaat ten koste van het areaal van overige akkerbouwgewassen, met name van aardappel, suikerbieten, ui en snijmais. Lesschen et al. (2021) berekenen een gemiddelde vastlegging van 2,6 ton extra CO_2 per hectare per jaar voor elke hectare extra graan in het bouwplan, dit is 173 kton extra CO_2 per jaar voor het akkerbouwgebied in Nederland en omgerekend is dit 47 kton C. Dit is gebaseerd op het huidige percentage stro oogst, dit kan nog hoger zijn als er meer stro wordt achtergelaten op het veld.

Kijkend naar de alternatieve scenario's loopt het potentieel dus uiteen tussen de 28 en 66 kton C per jaar. Wanneer al het in Nederland geproduceerde stro direct wordt ondergewerkt, kan er mogelijk dus meer koolstof worden vastgelegd dan in de huidige situatie. Dit komt door een hogere productie of een hogere import, het is echter de vraag of deze import realistisch is. Bovendien ontstaat er ook een verschuiving (stro kan immers niet meer worden ingewerkt in het land van herkomst), dit is gunstig voor de Nederlandse doelstelling maar draagt wereldwijd gezien niet bij aan klimaatmitigatie. Ook zonder extra import lijkt het in termen van koolstofopslag voordelig te zijn om al het in Nederland produceerde stro in te werken. Dit komt doordat er meer koolstof verloren gaat wanneer stro wordt ingezet als veevoer of stalbedding, dan wanneer het direct wordt ondergewerkt (zie Tabel 11). Voor het behalen van de doelstelling is het daarom gunstig om stro direct, zonder tussenstap, onder te werken. Deze verschuiving heeft echter verstrekkende (financiële) consequenties. Zo zal het stro dat gebruikt werd voor stalbedding vervangen moeten worden door een ander type stalbedding (zoals houtkrullen), met de mogelijk negatieve gevolgen van dien (afwenteling). Deze effecten zijn echter niet in deze berekening meegenomen. Uit Tabel 11 blijkt ook dat C opslag bij gebruik van stro in champost en teeltbedding vergelijkbaar of hoger is dan bij het rechtstreeks inwerken van stro. Dat maakt deze toepassingen interessant, omdat stro op deze manier ook in financiële zin iets oplevert, en toch een zo groot mogelijke bijdrage aan bodemkoolstof levert. Het positieve effect op koolstofopslag van de scenario's die hierboven zijn geschetst, komt dus voort uit het weghalen van stro bij toepassingen als ruwvoer en strooisel.

Tabel 12 Impact op C vastlegging bij scenario's omtrent stro inwerken

Scenario	**Additionele koolstofvastlegging (kton C/jr)**
Huidige toepassing	-
Eerste scenario: extra import	47 tot 66
Tweede scenario: alternatief voor overige toepassingen	28 tot 43
Derde scenario: extra productie	47



Figuur 11 Alternatieve scenario's voor het toepassen van stro.

3.4 Discussie

3.4.1 Potentie voor koolstofvastlegging door extra compost en stro

De verplaatsing van compost van andere toepassingen naar de vollegrondsteelten in de landbouwsector zal slechts leiden tot een verschuiving van koolstof van o.a. gemeentelijk en particulier groen naar de landbouw. Dat betekent dat wel een bijdrage kan worden geleverd aan de doelstellingen uit het Klimaatakkoord voor de landbouwsector, maar geen bijdrage wordt geleverd aan de opgave die er op nationaal niveau ligt. De productie van extra compost biedt wel kansen voor additionele koolstofopslag. In het geval van GFT-compost kan naar schatting 1,6-21 kton extra koolstof worden vastgelegd, uitgaande van een extra productie van 100-200 kton verse GFT-compost. Om deze cijfers in perspectief te plaatsen: de huidige doelstelling is 0,5 Mton CO_2-equivalenten extra per jaar (ten opzichte van ongewijzigd beleid), dit staat gelijk aan 143 kton C per jaar. Het composteren van groenafval, dat nu onverwerkt op locatie blijft liggen, kan naar schatting resulteren in een netto effect van –6,7 tot 8,7 kton koolstof. Dit komt doordat groenafval op locatie ook een bijdrage levert aan koolstofopslag. Er is ook concurrentie tussen de verbranding van houtsnippers als biobrandstof of het gebruik van houtsnippers in compost. Een eerste berekening laat zien dat de bijdrage aan klimaatmitigatie voor beide toepassingem vergelijkbaar is. Doordat er bij groencompost sprake is van een concurrentie – de biomassa kan op meerdere wijzen worden gebruikt – is het lastiger om een netto positieve C vastlegging te realiseren. De grootste potentie zit dan ook in het verhogen van de productie van GFT-compost. Ook het ontwikkelen van meer groene ruimte (en daarmee meer groenafval dat kan worden gecomposteerd) biedt kansen, temeer omdat groene ruimte veel andere voordelen met zich meebrengt en ook leidt tot extra C vastlegging in biomassa.

De eerste berekeningen wijzen erop dat het inwerken van meer stro meer potentie voor C-vastlegging heeft dan compost (Tabel 13). De potentiële C-vastlegging hangt sterk samen met het scenario voor de vraag naar en productie van stro: als alle Nederlandse stro wordt ingewerkt, en de vraag naar stro volledig wordt opgevangen door extra import, kan 47-66 kton extra C jaarlijks worden vastgelegd. Hierbij is geen rekening gehouden met de negatieve effecten van de import. Transport leidt tot emissies en bovendien kan het stro dan in andere landen niet worden ingewerkt. Als alle stro op Nederlandse bodem wordt ingewerkt en de vraag voor andere toepassingen volledig wordt opgevangen door het gebruik van alternatieve producten, gaat het om een vastlegging van 28-43 kton C. Dit houdt nog geen rekening met het effect van de alternatieve producten op klimaatmitigatie en C-vastlegging. Tot slot is er een scenario waarbij op een groter areaal in Nederland graan wordt verbouwd. Dit kan leiden tot zo'n 47 kton extra C vastlegging.

Tabel 13 Samenvatting van de jaarlijkse extra koolstofvastlegging bij verschillende scenario's ten opzichte van de huidige toepassing van GFT- en groencompost en stro.

Alternatieve toepassing		**Jaarlijkse extra koolstofvastlegging in Nederland t.o.v. huidig toepassing**
		(kton C/jaar)
GFT-compost	Compostaanwending verplaatsen	0
	Verhogen productie GFT-compost	+1,6 tot 21
Groencompost	Compostaanwending verplaatsen	0
	Verhogen productie groencompost door aanvoer achtergebleven groenafval	- 6,7 tot +8,59
Stro	Stro inwerken met extra import	+47 tot 66
	Stro inwerken door alternatief voor overige toepassingen	+28 tot 43
	Meer stro produceren	47

3.4.2 Onzekerheid rondom onderliggende aannames

Het is van belang om te benoemen dat de methode, waarop de berekeningen in deze rapportage berusten, sterk afhangt van aannames. Aannames over o.a. potentie voor meer compostproductie, over de samenstelling van compost, stro, stalmest en andere stoffen en de afbraak van koolstof in deze producten tijdens mestbewaring, compostering en na toedienen in de bodem. Dit is in nog sterkere mate het geval bij de berekeningen voor de C-vastlegging bij het gebruik van stro als ruwvoer, champost en stalbedding. In deze gevallen ontstaat een mestproduct dat slechts ten dele uit stro bestaat. In werkelijkheid zullen stro en de overige bestanddelen niet op dezelfde wijze en in dezelfde verhouding afbreken. Bij gebrek aan kengetallen hebben wij aangenomen dat dit wel zo is. Daarnaast hebben we niet in alle gevallen het effect meegenomen van een bepaalde verschuiving in de keten. Zo is er een scenario voor stro, waarbij de vraag naar stro als stalbedding e.d. wordt opgevangen door een ander product. De impact van dit alternatieve product op bodemkoolstof en klimaatmitigatie is dus nog buiten beschouwing gelaten.

De berekeningen moeten in dit licht worden bezien: het gaat om een eerste verkenning, met als doel om inzichtelijk te maken dat het grootschalig implementeren van een maatregel (compost aanwenden/stro inwerken) impact zal hebben op C-vastlegging elders in de productketen. De getallen, die voortkomen uit de berekeningen, moeten dan ook worden gezien als een eerste indicatie waarmee een ordegrootte van het effect wordt weergegeven.

3.4.3 Gebruik van humificatiecoëfficient om C-vastlegging te berekenen

Er zijn diverse manieren om (theoretische) koolstofvastlegging te berekenen. In deze rapportage hebben wij gebruik gemaakt van de humificatiecoëfficient, incubatiestudies, lange termijn experimenten en modelberekeningen met RothC. Van deze methodes, houden alleen de LTE's en RothC rekening met het feit dat er niet alleen organische stof wordt toegevoegd, maar dat bodemorganische stof ook continu afbreekt. Het gaat dan om de netto vastlegging. De benadering met de h.c. gaat ervanuit dat het organische stofgehalte van de bodem op peil blijft en alle compost additioneel wordt toegevoegd. De LTE's en modelberekening kijken naar de vastlegging op lange termijn. De h.c. is dan ook meer geschikt om verschillende organische stofaanvoeren te vergelijken, maar kan niet direct worden gebruikt om de netto C vastlegging te bepalen. Voor de vergelijking met de doelstelling (0,5 Mton CO_2-equivalenten extra per jaar) moet dan ook worden uitgegaan van de LTE resultaten en modelberekeningen.

3.4.4 Economische drijfveren voor toepassing van compost en stro

In deze rapportage hebben we berekeningen gemaakt door uit te gaan van uiterste scenario's: de impact als bijvoorbeeld alle achterblijvende groenafval wordt gecomposteerd of er maximaal wordt ingezet op verhoging van het graanareaal. In werkelijkheid zijn dit soort uiterste scenario's onwaarschijnlijk. Het is belangrijk om te beseffen dat stromen van compost en stro hoofdzakelijk worden bepaald door economische drijfveren: zolang het afzetten van groenafval 'aan de poort' veel geld kost, zal het aantrekkelijk blijven om groenafval ter plaatse achter te laten. En zolang het verbranden van biomassa financieel veel rendabeler is dan het inwerken van houtsnippers in de bodem, zal dit blijven gebeuren. Het is dan niet aannemelijk dat er zomaar verschuivingen in de productketen gaan optreden.

Landelijke ontwikkelingen kunnen hier wel invloed op hebben: in de eco-regeling van het nieuwe gemeenschappelijk landbouwbeleid wordt de teelt van graangewassen gewaardeerd, en een eventuele verandering in de grootte van de veestapel heeft een sterke invloed op de vraag naar stro als stalbedding en ruwvoer. Daarnaast is er sprake van een maatschappelijke wens om meer biologisch te produceren en dierenwelzijn te verbeteren. In biologische veehouderijsystemen en het Beter Leven Keurmerk wordt het gebruik van strooisel verplicht gesteld. Het is dan ook aan te bevelen om stil te staan bij de impact van dit soort ontwikkelingen op de productketens van stro en compost.

3.5 Conclusie

Het doel van dit onderdeel van het integratieproject was om inzicht te verkrijgen in de dilemma's die kunnen optreden bij de implementatie van twee specifieke maatregelen, namelijk 'achterlaten stro' en 'toedienen van compost'. Een belangrijk beoogd effect was om bewustwording te creëren over het belang om de maatregelen binnen Slim Landgebruik op integraal (keten)niveau te bekijken. Zoals blijkt uit de eerste berekeningen, bieden compost en stro wel degelijk potentie voor de opslag van extra koolstof. Er is echter wel sprake van verschuivingseffecten binnen de keten. Sommige van deze verschuivingseffecten zijn in eenzelfde orde van grootte als de additionele koolstofopslag door extra compost en stro; in andere gevallen lijkt het wel degelijk mogelijk om een netto positief effect te behalen. In hoeverre dit echt gebeurt, zal afhangen van de wijze waarop vraag en aanbod van en naar compost/stro reageren op de veranderingen in de productieketen. De berekeningen betreffen een eerste indicatie, met veel onderliggende aannames. Zij moeten daarom met veel voorzichtigheid worden bezien. Er kan echter wel met zekerheid worden geconcludeerd dat het stimuleren van compostgebruik en inwerken van stro in de landbouw een sterk effect heeft op koolstofvastlegging en klimaatmitigatie elders. Hier moet men rekening mee houden bij het al dan niet stimuleren van deze maatregelen.

4 Trade-offs tussen maatregelen uit de Klimaatenveloppe en Slim Landgebruik

4.1 Inleiding

Om de doelstellingen uit het Parijsakkoord te behalen heeft Nederland doelen opgesteld voor de landbouw en landgebruik. De opgave voor deze sectoren is een totale reductie van 4.8-8 M ton CO_2-equivalenten per jaar. Deze opgave is verder gespecificeerd per sub-sector (Tabel 14). De programma's in de klimaatenveloppe hebben als doel de emissie van broeikasgassen in de betreffende sub-sector te reduceren. Slim Landgebruik is specifiek gericht op het vastleggen van CO_2 in minerale landbouwbodems. Tussen verschillende sectoren en daarmee klimaatprogramma's vindt echter interactie plaats. Zo wordt het veevoer uit de veehouderij geproduceerd op minerale of veengronden en op grond waar gewassen worden geteeld kan geen bos groeien. Het is dan ook belangrijk om te verkennen of de maatregelen die binnen de andere programma's in de klimaatenveloppe worden onderzocht een negatief effect kunnen hebben op de doelstelling van Slim Landgebruik. Een dergelijk negatief effect noemen we een trade-off.

Tabel 14 Emissiereductieopgave per sub-sector voor de Nederlandse landbouw.

Klimaatprogramma	**Subsector**	**Beoogde emissiereductie (Mton CO_2-eq)**
Slim Landgebruik	Landbouwbodems en vollegrondsteelt	0.4-0.6
Klimaatneutrale Kassen	Glastuinbouw	1.8-2.9
Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer	Bomen, Bos en Natuur	0.4-0.8
Methaanemissie veehouderij/Integraal aanpakken	Veehouderij	1.2-2.7
Oxidatie Veenweiden/ Nationaal Onderzoeksprogramma Veenweiden	Veenweidegebieden	1.0

4.1.1 Doel

Het opsporen van trade-offs tussen maatregelen/bedrijfssystemen uit de verschillende klimaatenveloppe programma's en de doelstelling van Slim Landgebruik om meer CO_2 op te slaan in minerale landbouwbodems. De verkenning van trade-offs kan ondersteuning bieden bij het maken van beleid wat betreft het stimuleren van bepaalde maatregelen/bedrijfssystemen.

4.1.2 Onderzoeksvragen

1. Welke maatregelen worden er in de verschillende klimaatenveloppe programma's onderzocht?
2. Vinden er mogelijk trade-offs plaats tussen de maatregelen uit Slim Landgebruik en de maatregelen ui de verschillende klimaatenveloppe programma's?
3. Wat is de te verwachten orde van grootte van deze trade-offs?

4.2 Aanpak en methode

4.2.1 Afbakening

Dit onderzoek verkent welke maatregelen uit andere programma's in de klimaatenveloppe een interactie hebben met Slim Landgebruik op het gebied van koolstofvastlegging. Het onderzoek is erop gericht om trade-offs in kaart te brengen, synergiën die mogelijk kunnen ontstaan zijn in het kader van dit onderzoek minder relevant. De focus ligt op koolstofvastlegging en emissie van broeikasgassen (CO_2, N_2O en CH_4). Effect op andere duurzaamheidsaspecten zoals bodemkwaliteit vormt geen onderdeel van deze analyse. Slim Landgebruik is gericht op minerale landbouwbodems en om die reden worden de programma's voor de glastuinbouwsector en het veenweidegebied buiten beschouwing gelaten. De focus ligt daarom op de programma's Klimaatslim bos- en natuurbeheer en Integraal aanpakken.

4.2.2 Selectie van maatregelen met mogelijke trade-offs

In de verschillende programma's in de klimaatenveloppe wordt gewerkt aan klimaatrelevante maatregelen. Deze zijn divers van aard. In een workshop met experts zijn de maatregelen uit Klimaatslim bos- en natuurbeheer en Integraal aanpakken in een matrix geplaatst met de maatregelen in Slim Landgebruik. Vervolgens zijn de maatregelen geselecteerd waar een trade-off zou kunnen optreden. Bij deze selectie is de vraag gesteld of er als het gevolg van de maatregelen een kans is op concurrentie of negatieve interactie. Een trade-off kan ontstaan door een kans op concurrentie als er door maatregelen aanspraak wordt gemaakt op dezelfde gronden (concurrentie om oppervlakte). Een trade-off door interactie kan ontstaan wanneer de maatregelen processen kunnen gaan beïnvloeden die een negatief effect op bodemkoolstof tot gevolg hebben.

In Tabel 15 is een overzicht van maatregelen opgenomen die in Klimaatslim bos- en natuurbeheer en het mest- en voerspoor van Integraal aanpakken zijn opgenomen. Tabel 15 toont niet alle maatregelen uit het programma Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer en Integraal aanpakken. Maatregelen welke geen invloed kunnen hebben op bodemkoolstof (bijvoorbeeld maatregelen gericht op het stalsysteem) zijn hier niet opgenomen. De maatregelen die een trade-off effect tot gevolg kunnen hebben zijn gemarkeerd en worden in de volgende paragrafen nader omschreven.

Tabel 15 Maatregelen in de programma's Klimaatslim bos- en natuurbeheer en het mest- en voerspoor voor Integraal aanpakken. Maatregelen die een trade-off effect kunnen hebben op de doelstellingen van Slim Landgebruik zijn vetgedrukt.

Maatregelen Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer	
Aanleg landschapselementen	Kwelderbescherming
Bebossen landbouwgronden	Nutriëntenhuishouding bosbodems herstellen (tegengaan verzuring)
Benutten van maaisel	Omvorming: essenopstanden
Biomeiler (compost als warmtebron)	Omvorming: revitalisering holle dennenbossen
Bodembewerking (zware machines)	Ondersteunen provinciale plannen
Bomen in kippenuitlopen	Preventie wildschade
Boomsoortenkeuze	Snoei (voor hoogwaardig hout)
Bos langs infrastructuur	Tijdelijk korte omloop bos
Brandpreventie	**Tiny Forests**
Chopperen	Uitstellen van de oogst
Herstel veengroei in laagveengebied	Voederbomen voor vee
Klimaatinclusief landschapsontwerp	**Voedselbossen**
Nieuw bos en kleinschalig wonen	
Maatregelen Mestspoor – Integraal aanpakken	
Methaanoxidatie	Aanzuren van mest
Mest indampen	Mestadditieven
Vergisten van mest	Verdunnen van mest
Hoogwaardige mestbewerking (scheiden fracties, vergisting, ammoniak strippen e.d.)	Koelen van mest
Maatregelen Voerspoor – Integraal aanpakken	
Weidegang	**Minder kuilgras**
Voeradditieven (vet, methaanremmers e.d.)	Maatregelen omtrent maaimanagement
Wijze van inkuilen	Optimalisatie eiwit in rantsoen

4.3 Trade-offs tussen Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer en Slim Landgebruik

Zoals te zien is in Tabel 15, zijn tijdens de workshop enkele maatregelen benoemd die een trade-off effect kunnen hebben op de opslag van bodemkoolstof via de maatregelen in Slim Landgebruik. Het gaat om de volgende maatregelen: tiny forest op landbouwgrond, bebossen landbouwgrond en voedselbossen. In elk van deze gevallen is er sprake van een concurrentie om grondoppervlak: wanneer bos wordt aangeplant op landbouwgrond, vervalt de landbouwfunctie en daarmee de mogelijkheid om maatregelen uit Slim Landgebruik toe te passen. In Tabel 16 is de potentiële koolstofvastlegging van meer blijvend grasland (binnen de functie landbouwgrond het gewas met de meeste potentie voor koolstofopslag) weergegeven. In Tabel 17 is de potentiële koolstofvastlegging van nieuw bos op landbouwgronden weergegeven en in Tabel 18 de potentiële koolstofvastlegging in de bodem door de aanleg van nieuw bos op landbouwgronden.

Tabel 16 Potentiële koolstofvastlegging van bij meer blijvend grasland (i.e. omzetten van bouwland en tijdelijk grasland naar blijvend grasland). De koolstofvastlegging van nieuw bos betreft de vastlegging in het bosecosysteem (houtige biomassa en de bodem). De koolstofvastlegging bij blijvend grasland betreft de vastlegging in de bodem. Op basis van Lesschen et al. (2021).

Grondsoort	**Maatregel**	**Koolstof-vastlegging (ton CO_2/ha/jr)**
Zand	Meer blijvend grasland	2,55
Klei	Meer blijvend grasland	1,59

Tabel 17 Potentiële koolstofvastlegging in de bodem bij bebossen landbouwgrond. De koolstofvastlegging van nieuw bos betreft de vastlegging in het bosecosysteem (houtige biomassa en de bodem). Op basis van Boosten et al. (2022) zie: Bebossen landbouwgronden

Eerste 10 jaar na aanplant volgens onderstaande tabel:

Eerste 10 jaar na aanplant		Bostype		
		Snelgroeiend loofbos (CO_2 hectare^{-1} jr^{-1})	Loofbos (CO_2 hectare^{-1} jr^{-1})	Naaldbos (CO_2 hectare^{-1} jr^{-1})
Bodemtype	arm zand	n.v.t.	4	3
	rijk zand	13	7	5
	klei	15	9	n.v.t.

Daarna: 9,1 ton CO_2 hectare^{-1} jaar^{-1}.[8]

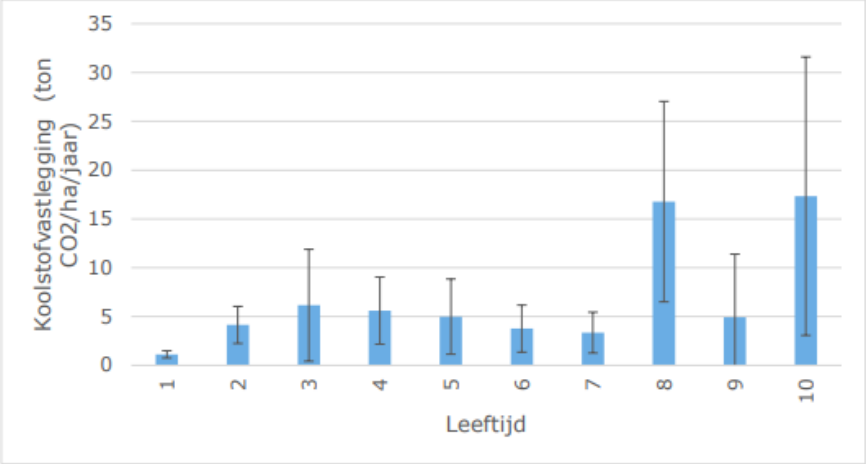
Tabel 18 Potentiële koolstofvastlegging in de bodem bij bebossen landbouwgrond. De koolstofvastlegging van nieuw bos betreft de vastlegging in het bosecosysteem (houtige biomassa en de bodem). Op basis van Boosten et al. (2022) zie: Bebossen landbouwgronden

Bodemtype	Gras naar bos (ton CO_2 ha^{-1} jr^{-1})	Akker naar bos (ton CO_2 ha^{-1} jr^{-1})
Brikgrond	0.2	0.3
Moerige grond	0.6	1.4
Kalkloos zand	-1.3	-1.1
Kalkrijk zand	-1.5	-1.0
Leemgrond	1.2	1.5
Oude kleigrond	-1.0	-1.1
Podzol	-1.2	-0.8
Rivierklei	1.4	2.8
Zeeklei	1.3	2.9

Deze getallen zijn gebaseerd op de kengetallen die gebruikt worden in het LULUCF systeem en zijn geldig tot 20 jaar na de ingreep.

Het aanleggen van bos op landbouwgrond heeft een hogere potentie voor koolstofvastlegging dan meer blijvend grasland op het huidige landbouwareaal. Meer blijvend grasland legt volgens modelmatige berekeningen tussen de 1,59 en 2,55 ton CO_2/ha/jr vast op respectievelijk zand- en kleigronden, wanneer tijdelijk grasland en bouwland wordt omgezet in blijvend grasland (Tabel 16). Wanneer bos wordt aangelegd op landbouwgrond, wordt volgens berekeningen binnen Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer in de eerste 10 jaar tussen de 3 en 15 ton CO_2/ha/jr vastgelegd, afhankelijk van het type bos en de grondsoort (Tabel 17). Dit betreft zowel de vastlegging van koolstof in de bodem als in houtige biomassa. In de eerste jaren na de aanplant legt het bos nog erg weinig CO_2 vast, wat na verloop van tijd toe zal nemen. Dit is geïllustreerd in Figuur 1Figuur 12. Na 10 jaar wordt er standaard gerekend met een jaarlijkse vastlegging van 9.1 ton CO_2/ha/jr.

In de bodem wordt er gemiddeld in de eerste 20 jaar na aanplant tussen de -1.5 en 2.9 ton CO_2/ha/jr vastgelegd, afhankelijk van het vorige landgebruik en de grondsoort (Tabel 18). In sommige gevallen is er sprake van een afname in bodemkoolstof bij de aanleg van een bos. Dit kan komen doordat er een grotere koolstofvoorraad ligt opgeslagen bij gebruik als akker of grasland dan wanneer er bos op staat. Er is dus een grote variatie in de koolstofvastlegging in de bodem in een bosecosysteem. Op basis van de gegevens uit Tabel 17 en Tabel 18 kan worden gesteld dat de vastlegging van koolstof in de bodem lager is dan in de houtige biomassa.



Figuur 12 Voorbeeld van de toename van koolstofvastlegging na de aanleg van nieuw bos in Nederlandse plots (Boosten et al., 2020).

Hoewel er dus een trade-off plaatsvindt, is het netto mitigatie-effect van nieuw bos groter. Bos legt afhankelijk van de leeftijd , grondsoort en bostype jaarlijks méér vast dan blijvend grasland. Zowel bij vastlegging van koolstof in de bodem als bij vastlegging in houtige biomassa geldt dat deze opslag niet permanent hoeft te zijn. Indien blijvend grasland wordt omgezet naar bouwland kan de vastgelegde koolstof in de bodem weer vrijkomen. Anderzijds, wanneer houtige biomassa uit een bos wordt geoogst en niet wordt gebruikt voor houtproducten maar energetisch (e.g. haardhout) wordt ingezet komt de vastgelegde koolstof weer vrij. Ondanks dat een deel van het hout in Nederland wordt gekapt is er in de landelijke Bosinventarisatie een duidelijke toename in de voorraad levend hout waar te nemen (Schelhaas et al. 2022). Dit geeft aan dat de huidige houtkap de vastlegging van koolstof door bossen niet in de weg staat. Het aanleggen van bossen op landbouwgrond draagt niet alleen bij aan klimaatmitigatie door de vastlegging van CO_2 in de bodem en het hout, maar ook doordat er emissies worden vermeden omdat de grond niet meer intensief wordt gebruikt voor de landbouw. Denk hierbij bijvoorbeeld aan de uitstoot van broeikasgassen door landbouwmachines.

4.4 Trade-offs tussen Integraal aanpakken en Slim Landgebruik

4.4.1 Mestspoor

Binnen het Mestspoor van Integraal aanpakken zijn er enkele maatregelen die mogelijk invloed hebben op bodemkoolstof. Veel maatregelen in het mestspoor zijn gericht op het tegengaan van methaanemissie in de stal/opslag door bijvoorbeeld te beluchten. Dit heeft naar verwachting geen wezenlijke invloed op het mestproduct dat uiteindelijk op het land kan worden gebracht. De koolstofverbindingen die al dan niet tot methaanemissie leiden zijn immers de minder stabiele verbindingen, die bij aanwending op de bodem ook afbreken en niet bijdragen aan bodemorganische stof. Enkele maatregelen verdienen echter wel nadere aandacht, omdat deze mogelijk resulteren in een andere samenstelling en OS-gehalte van mestproducten: het scheiden en eventueel bewerken van mest (en vervolgens ammoniak strippen uit de dunne fractie) en het vergisten van mest.

Scheiden fracties

Op basis van een eerste globale berekening (Tabel 19) blijkt dat bij aanwending van dikke fractie (aangevuld tot de bemestingsnorm) runder- of varkensdrijfmest globaal eenzelfde hoeveelheid effectief organische stof (EOS) per hectare wordt aangewend als bij aanwending van de onbewerkte mest. Aanvoer van dunne fractie varkensdrijfmest levert eenzelfde hoeveelheid organische stof als onbewerkte varkensmest. De dunne fractie runderdrijfmest levert duidelijk minder EOS op dan onbewerkte runderdrijfmest. Zie onderstaande inschatting. Deze schatting is gebaseerd op de aanname dat maximaal 170 kg N en 70 kg fosfaat per ha kan worden aangewend. Dit is een voorbeeldberekening en gaat uit van een scheidingsrendement van 60% en qua bemestingsnormen twee uiterste situaties, te weten een norm van max 170 kg N en 70 kg fosfaat per ha en daarnaast een norm van respectievelijk 250 kg N en 90 kg fosfaat. Bij de ruime N-norm (250 kg) is in de meeste gevallen de fosfaatnorm de beperkende factor. Dit is in Tabel 19 aangegeven door de blauwe arcering. Bij een lagere stikstofnorm van 170 kg N is deze norm vaker de beperkende factor. De samenstelling van de mestproducten is gebaseerd op Het Handboek Bodem en Bemesting en Van Dijk en Galama (2019). Of hoogwaardige mestbewerking de aanvoer van OS naar de bodem beïnvloedt, is overigens sterk afhankelijk van de verschillende mestsoorten (varkensmest of rundermest), het scheidingsrendement en welke producten uiteindelijk op het land worden aangewend (dikke fractie, dunne fractie, mineralenconcentraat etc.).

Tabel 19 Minimale en maximale aanvoer van EOS uit verschillende mestsoorten, uitgaande van twee bemestingsnormen. Geel = stikstofnorm is beperkend. Blauw = fosfaatnorm is beperkend. (Bronnen samenstelling mestproducten: Handboek bodem en Bemesting en Van Dijk en Galama (2019)).

Mestsoort	**Samenstelling mestproducten (kg/ton)**			**EOS-aanvoer (kg/ha)**	
	EOS	N	Fosfaat	170 kg N/70 kg P_2O_5 per ha	250 kg N/90 kg P_2O_5 per ha
dunne fractie runderdrijfmest	28	3,1	0,8	1535	2258
dikke fractie runderdrijfmest	137	7,3	4,1	2339	3007
dunne fractie varkensdrijfmest	15	5,7	2,1	447	643
dikke fractie varkensdrijfmest	61	10,8	9,1	468	602
runderdrijfmest	50	4,0	1,5	2125	3000
varkensdrijfmest	26	7,0	3,9	467	600

Op perceelsniveau maakt het dus uit of er ongescheiden mest, dunne fractie of dikke fractie wordt aangewend. Echter, de totale productie van mest en organisch materiaal in mest verandert niet door mestscheiding. Zolang de verschillende mestproducten in Nederland worden aangewend op landbouwgrond, zal er geen wezenlijke impact zijn op koolstofopslag op een nationaal niveau. Op het moment dat mestscheiding leidt tot export van bepaalde mestproducten, kan dit wel leiden tot het verlies van EOS inputs naar de bodem. Mestscheiding vindt immers meestal plaats als er sprake is van een overschot aan mest. Door de scheiding kan een kleiner volume mest als dikke fractie worden afgevoerd. De dikke fractie bevat echter ook de meeste EOS.

Ammoniakstrippen van de dunne fractie

Het scheiden van mest leidt tot een dunne fractie met relatief weinig OS en een dikke fractie met relatief veel OS. Vervolgens wordt soms ammoniak uit de dunne fractie gestript. Ammoniak strippen levert een effluent met een beperkte hoeveelheid stikstof en organische stof. Daarnaast kan een hoogwaardig N-concentraat worden geproduceerd met hoge

stikstofgehalten en weinig organische stof. De beperkte hoeveelheid organische stof in dunne fractie komt dus hoofdzakelijk in het effluent terecht en in mindere mate in het N-concentraat. Beiden voegen weinig toe wat betreft bodemkoolstof.

Mest indampen
Bij het indampen van de dunne fractie van mest ontstaat een condensaat dat nog wel vluchtige verbindingen bevat, maar dit is een verwaarloosbaar deel van de N-, P- en C-gehalten. De N-, P-, C-verhouding verandert dus hooguit minimaal door het proces van indampen. Daarmee lijkt het al dan niet indampen van mest niet van invloed op aanvoer van C naar de bodem.

Vergisting van mest
Bij vergisting wordt drijfmest samen met co-vergistingsproducten in een installatie verwerkt. Vrijgekomen biogas (voor een groot deel methaan) wordt afgevangen en gebruikt als vervanging van fossiele brandstoffen. Het product dat overblijft, digestaat, wordt volledig meegeteld onder de mestwetgeving en kan op het land worden gebracht. In vergelijking met onvergiste mest bevat digestaat meer stabiele koolstofverbindingen. De samenstelling van digestaat is heel wisselend: het hangt af van de soort dierlijke mest die is gebruikt, het soort co-vergistingsproducten (dierlijk vet, plantaardige resten etc.) en de verhouding tussen mest en co-producten. Het verschil in de bijdrage aan bodemkoolstof tussen onvergiste drijfmest en digestaat is daardoor niet eenvoudig te bepalen. Van Geel & Van Dijk (2013) rekenen op basis van modelberekeningen uit dat vergiste varkensdrijfmest een toename van 50% EOS per hectare oplevert (van 200 naar 300 kg EOS), terwijl digestaat van runderdrijfmest een afname van 10% EOS teweegbrengt (bij het volledig opvullen van de P-gebruiksnorm met drijfmest dan wel digestaat). Deze getallen moeten zeer voorzichtig worden beschouwd, gezien de wisselende samenstelling van digestaat. Bij het vergisten wordt echter wel biogas opgewekt, dat fossiele brandstoffen vervangt. Het is dus mogelijk dat toepassing van digestaat in sommige gevallen een kleine vermindering van EOS geeft, maar de bijdrage aan klimaatmitigatie is wel degelijk groter door de opwekking van groene energie.

4.4.2 Voerspoor

Grasland kan veel meer koolstof vastleggen dan maisland. De maatregelen meer blijvend grasland en wisselteelt mais-grasklaver (ook wel 60-20-20 landgebruik genoemd) in de melkveehouderij zijn dan ook gericht op de omzetting van snijmais naar blijvend grasland. Dit betekent echter dat ook het rantsoen van koeien verandert: minder snijmais en meer gras. Binnen Integraal aanpakken wordt in het voerspoor juist gekeken naar minder gras in het rantsoen en meer snijmais, aangezien dat kan leiden tot lagere methaanemissies tijdens de pensfermentatie.

In het KB project 'Models across scales' is onlangs een berekening uitgevoerd op bedrijfsniveau voor een scenario met meer blijvend grasland en een scenario met meer snijmais. Voor deze berekening is gebruik gemaakt van het DairyWise model (Schils et al., 2007) dat emissies op het melkveebedrijf simuleert, en het RothC model (Coleman et al., 1997; Coleman en Jenkinson, 2014) voor de effecten op bodemkoolstof. Daarnaast is ook nog het FarmDyn model gebruikt voor de economische impact. In Tabel 20 staan voor het referentiescenario en het scenario met meer snijmais aangegeven wat de broeikasgasemissies (alle emissies op het bedrijf) en de koolstofvastlegging in de bodem zijn. Het scenario met meer snijmais heeft een lagere C balans en legt dus minder CO_2 vast in de bodem, maar de broeikasgasemissies op het bedrijf zijn ook lager door een lagere methaanuitstoot. De netto emissies zijn uiteindelijk groter dan in het referentiescenario. Dit betekent dat het positieve effect van de koolstofvastlegging door grasland groter is dan het negatieve effect op de toename van methaanemissies uit pensfermentatie door meer gras in het rantsoen.

Tabel 20 Broeikasgasemissies en koolstofvastlegging op een melkveebedrijf voor het referentiescenario en een scenario met meer snijmais.

Parameter	Referentie	Meer snijmais
Areaal grasland (ha)	36,9	32,3
Areaal snijmais (ha)	9,1	13,7
Hoeveelheid gras (ton DS)	459	396
Hoeveelheid snijmais (ton DS)	155	231
Ruw eiwit hoeveelheid (ton/bedrijf)	94	88
VEM hoeveelheid (ton/bedrijf)	565	582

Gemiddelde C balans (ton C/ha)	0,55	0,40
CO_2 vastlegging totaal (ton CO_2)	93	68
BKG emissie per hectare (ton CO_2-eq/ha)	27,49	27,37
Pensfermentatie	12,62	12,39
Mestopslag	4,03	4,05
Ruwvoer productie	2,07	2,05
Energiegebruik	1,39	1,37
Aankoop krachtvoer en inputs	7,38	7,51
BKG emissie totaal (ton CO_2-eq)	1265	1259
Netto emissies (ton CO_2-eq/ha)	1172	1191
Verschil (ton CO_2-eq/ha)		+ 19

De resultaten uit Tabel 20 zijn gebaseerd op één specifieke situatie die is doorgerekend met beide modellen, maar de resultaten kunnen mogelijk anders zijn voor andere bedrijven met andere bedrijfsvoering of andere bodemgegevens, zoals het huidige organische stofgehalte. Om hier beter inzicht in te krijgen zouden meer scenario's/bedrijven moeten worden doorgerekend. Het lijkt er echter op dat de koolstofvastlegging door meer blijvend grasland niet teniet gedaan wordt door hogere methaanemissies. Daarentegen zou de maatregel minder kuilgras en meer snijmais mogelijk wel een negatieve impact hebben op de netto broeikasgasbalans. Zeker in situaties waarin langjarig blijvend grasland, met een hoog organisch stofgehalte, wordt omgezet naar snijmais, zullen de verliezen aan CO_2 uit de bodem niet worden gecompenseerd door de lagere methaanemissies uit pensfermentatie. Bovendien leidt het scheuren van grasland tot een hoge N_2O emissie (Slier & Velthof, 2021). Een eerdere analyse (van Middelaar et al., 2013) liet zien dat meer mais op dierniveau leidt tot minder emissies door de lagere methaanemissies uit pensfermentatie. Op bedrijfsniveau waren de emissies echter hoger door het omzetten van grasland naar snijmais. De verliezen aan koolstof uit de bodem zouden pas na ruim 60 jaar gecompenseerd worden door de lagere methaanemissies.

Recent onderzoek liet ook zien dat meer snijmais leidt tot lagere methaanemissies uit pensfermentatie, maar dat de methaanemissies uit mestopslagen juist toenam[10], waarschijnlijk omdat het rantsoen met meer snijmais meer organische stof bevat, wat kan leiden tot meer methaan uit de mestopslag. Naast methaan zijn er mogelijk nog andere effecten op broeikasgasemissies door veranderingen in bemesting (vaak minder kunstmest op snijmais) en effecten door meer of minder krachtvoer ter aanvulling van het rantsoen (van Middelaar et al., 2013). Binnen Integraal Aanpakken worden verdere metingen van o.a. methaan gedaan voor de verschillende maatregelen en voor verschillende bedrijven. Resultaten van dit programma moeten de komende jaren beter inzicht geven. Een mogelijk verder complicerende factor is de tijdsdimensie, aangezien methaan een kortlevend broeikasgas is (10-12 jaar) terwijl CO_2 honderden jaren in de atmosfeer blijft. Zie Lesschen et al. (2021) voor een verdere discussie over dit onderwerp. Aan de andere kant kan koolstofvastlegging ook maar tijdelijk bijdragen, aangezien de bodem op een gegeven moment in nieuw evenwicht komt tussen de aanvoer en afbraak van organische stof.

4.5 Conclusies en aanbevelingen

4.5.1 Trade-offs tussen Klimaatslim bos- en natuurbeheer en Slim Landgebruik

Bij de aanplant van bos op landbouwgrond ontstaat een concurrentie om ruimte en daarmee een trade-off. Door de omzetting van landbouwgrond naar bos kunnen immers geen maatregelen meer worden genomen die onder Slim Landgebruik vallen. De koolstofvastlegging onder bos is aanzienlijk groter dan onder blijvend grasland, waardoor er sprake is van een netto positief effect wanneer landbouwgrond wordt omgezet in bos. In de praktijk wordt deze beslissing sterk gedreven door financiële aspecten. Zolang grond een landbouwfunctie heeft en wordt ingezet voor de productie van ruwvoer, levert het jaarlijks rendement op en behoudt het een hoge grondprijs. Bij omzetting naar bos moet de grond worden afgewaardeerd, aanplant en onderhoud worden bekostigd en wordt er pas na langere termijn (>10 jaar) weer inkomen uit gegenereerd als gevolg van houtkap. In dat opzicht is de aanplant van bos op grond die marginaal geschikt is voor landbouw, het meest voor de hand liggend. In het kader van koolstofvastlegging is het daarentegen logischer om bos aan te leggen op vruchtbare grond met een hoge potentie om koolstof op te bouwen.

[10] https://www.melkvee.nl/artikel/376980-snijmais-geeft-hogere-methaanemissie-in-mest-dan-grasrantsoen/

4.5.2 Trade-offs tussen Integraal aanpakken en Slim landgebruik

Door het bewerken of vergisten van mest ontstaan mestproducten met een andere samenstelling dan het onbewerkte product. Op perceels- of bedrijfsniveau kan het toedienen van bewerkte mest leiden tot veranderingen in bodemkoolstof. Op regionaal of nationaal niveau zal het effect echter minimaal zijn; er ontstaat niet meer of minder organische stof door bewerken of vergisten. Op het moment dat mestscheiding leidt tot meer export van organische stof (in de dikke fractie) kan dit op nationaal niveau wel een negatief effect hebben op de mogelijkheid tot koolstofvastlegging. Bij de vergisting van mest tot digestaat kan mogelijk een product ontstaan met minder EOS, maar dit effect wordt gecompenseerd doordat ook biogas wordt opgewerkt. Vanuit het mestspoor van Integraal aanpakken lijken er dus weinig conflicten op te treden met Slim Landgebruik.

Tussen het voerspoor van Integraal aanpakken en Slim Landgebruik lijkt echt sprake te zijn van een trade-off, wanneer er meer snijmais en minder gras wordt geteeld voor het voederrantsoen. Meer snijmais leidt tot minder methaanemissie via pensfermentatie, maar gaat ook gepaard met een kleiner areaal grasland en groter areaal snijmais. Daardoor wordt minder koolstof in de bodem opgeslagen en vastgehouden. De balans tussen deze twee effecten hangt uiteraard af van diverse factoren zoals het organische stofgehalte van de grond die wordt omgezet tot snijmais. De eerste modelberekeningen suggereren echter dat het negatieve effect door het omzetten van grasland naar maisland groter is dan het positieve effect op methaanemissie uit pensfermentatie bij meer mais in het rantsoen.

In tegenstelling tot de trade-off tussen bos- en landbouwgrond, is hier geen sprake van concurrentie om grond, maar van een trade-off die optreedt door de processen die spelen in de bodem en de koe als gevolg van het wijzigen van het rantsoen. De maatregelen die in Integraal aanpakken en Slim landgebruik worden onderzocht dan wel gepromoot, kunnen elkaar dus tegenspreken. Zodoende is de aanbeveling om in samenwerking met beide programma’s verder te kijken naar de mogelijke effecten van deze maatregel op de uitstoot van broeikasgassen. Dit kan o.a. worden gerealiseerd door meerdere scenario’s te modelleren.

5 Vergelijking van Slim Landgebruik met buitenlandse studies

5.1 Inleiding

Het programma Slim Landgebruik (SL) is opgezet om onderzoek te doen naar het effect van maatregelen op het gebied van koolstofvastlegging, lachgasemissie en bodemkwaliteit op minerale landbouwbodems. De nadruk ligt hierbij op koolstofvastlegging. De resultaten van het programma worden samengebracht in het integratieproject. Als onderdeel van het integratieproject is een literatuuronderzoek uitgevoerd om de benadering van het onderzoeksprogramma Slim Landgebruik te verifiëren. Het doel van dit onderzoek is om een vergelijking te maken met gelijksoortige internationale Europese onderzoeken en programma's om zo inzicht te krijgen in de laatste ontwikkelingen met betrekking tot koolstofvastlegging in bodems en bodemkwaliteit, en op basis daarvan het toegepaste onderzoek van Slim Landgebruik te verifiëren. Dit draagt bij aan de wetenschappelijke borging van het programma Slim Landgebruik.
In dit onderzoek geven we antwoord op de volgende vragen:

1. Welke Europese programma's houden zich bezig met koolstofvastlegging in landbouwbodems en duurzaam landgebruik?
2. Welke methoden worden gebruikt om maatregelen voor koolstofvastlegging in Europese landen te beoordelen en te rapporteren?
3. Welke kennishiaten zijn er op het gebied van koolstofvastlegging in landbouwbodems en duurzaam landgebruik?
4. Is de onderzoeksbenadering van Slim Landgebruik vergelijkbaar met die van andere relevante Europese onderzoeken/programma's?

5.2 Methoden

Dit onderzoek biedt een overzicht van belangrijke Europese programma's op het gebied van koolstofvastlegging (lopende of recent afgeronde programma's). Er wordt informatie verzameld over de doelstellingen van het programma, de strategie, resultaten en partners van deze programma's. Het project van het European Joined Program on Soils (EJP-SOIL) 'Towards climate-smart sustainable management of agricultural soils' Deliverable 2.3 'Synthesis on estimates of achievable soil carbon sequestration on agricultural land across Europe' (hierna: EJP Deliverable 2.3) was een belangrijke informatiebron voor dit onderzoek. Daarnaast heeft een gerichte zoekactie in Google Scholar naar specifieke Europese bodemprogramma's ook veel informatie opgeleverd.
De EJP Deliverable 2.3 omvat informatie op nationaal niveau uit peer-reviewed literatuur en overheidsrapporten en informatie uit broeikasgasinventarisaties. Hierbij is alle beschikbare kennis over haalbare koolstofvastlegging in minerale bodems en broeikasgasbeperking in organische bodems in landbouwgronden (inclusief weilanden/graslanden) in heel Europa samengevoegd. Het onderzoek omvat gegevens uit 24 landen (AT, BE, CH, CZ, DE, DK, EE, ES, FI, FR, HU, IR, IT, LT, LV, NL, NO, PO, PT, SI, SK, SW, TR en UK) (Rodrigues et al., 2021a). De EJP Deliverable 2.3 richt zich op zowel minerale als organische bodems, terwijl SL vooral gericht is op minerale bodems.
Informatie over methoden die andere EU-landen gebruiken voor het bepalen van koolstofvastlegging en koolstofvoorraden in bodems is ook gebaseerd op literatuuronderzoek van het EJP Soil-programma (Rodrigues et al., 2021a; Rodrigues et al., 2021b).

5.3 Resultaten

5.3.1 Europese programma's op nationaal niveau voor koolstofvastlegging in de landbouw

Binnen Europa worden verschillende benaderingen gehanteerd voor het kwantificeren van koolstofvastlegging en koolstofvoorraden. Terwijl sommige landen beschikken over speciale overheidsprogramma's voor veldmetingen en het simuleren van koolstofvastlegging aan de hand van modellen, zijn in andere landen subsidies beschikbaar voor onderzoeksprojecten voor het monitoren en meten van organische koolstofvoorraden (SOC) in bodems. Tabel 21 biedt een overzicht van nationale programma's die worden gefinancierd door Europese landen die, net als het Slim Landgebruik-programma, tot doel hebben koolstofvastlegging en SOC-voorraden te kwantificeren en de bodemkwaliteit te verbeteren.

Frankrijk heeft ook programma's voor het stimuleren van koolstofbeheer, zoals:
Koolstofarm Label: actoren belonen die strijden tegen klimaatverandering

Dit programma is in het leven geroepen door het Franse ministerie van Ecologische Transitie in samenwerking met vele partners. Het Koolstofarm Label schept een innovatief en transparant raamwerk dat subsidies beschikbaar stelt voor lokale projecten die zich bezighouden met het terugdringen van broeikasgasemissies. Het ondersteunt de ecologische transitie op territoriaal niveau door gedrag te belonen dat verdergaat dan wat in de praktijk gebruikelijk is en leidt tot een beperking van broeikasgasemissies. Klik voor meer informatie op deze link.

'4 per 1000'-initiatief voor voedselzekerheid en klimaat

Internationaal initiatief gelanceerd door Frankijk in 2015. Samen met andere partners moedigt het Franse ministerie van Landbouw en Voedsel stakeholders aan om de overgang te maken naar een productieve, zeer veerkrachtige landbouw, waar landbouwgronden en bodems goed worden beheerd en banen en inkomsten worden gecreëerd zodat duurzame ontwikkeling wordt gewaarborgd. Het doel van het programma is om de koolstofvoorraad in de bovenste 30-40 cm van de bodem jaarlijks te laten groeien met 0,4%, om zo de CO_2-concentratie in de atmosfeer aanzienlijk terug te dringen. Klik voor meer informatie op deze link.

Voorbeelden van onderzoeksprojecten die zich bezighouden met het meten van SOC-voorraden in landen die geen gericht nationaal programma hebben:

- Bodemorganische koolstof op het Spaanse schiereiland: Invloed van milieufactoren en ruimtelijke verdeling (2020, Spanje).
- Inschatting van SOC-voorraad in Spanje (2016, Spanje)
- Inzet van innovatieve precisielandbouwtechnieken in de strijd tegen CO_2-uitstoot (2014-2017, Italy).

Uit bovenstaande programma's en onderzoeken blijkt dat verschillende landen verschillende benaderingen hanteren. Behalve op koolstofvastlegging in bodems zijn de programma’s en onderzoeken ook gericht op onderwerpen als verschillende manieren van landgebruik, het valoriseren van bodemfuncties en het integreren van biodiversiteitsbeheer. Sommige landen, zoals Zwitserland en Ierland, gaan nog een stap verder. Hun nationale programma's hebben ook als belangrijke strategie om bodemfuncties en bodemgezondheid te gebruiken om landgebruik te beoordelen, bodems te beschermen en gedegradeerde bodems te herstellen.

Tabel 21 Europese nationale programma's voor koolstofvastlegging, organische koolstofvoorraden en bodemkwaliteit. Programma's in het grijs zijn programma's die reeds zijn voltooid; de overige programma's lopen nog.

Land	Link	Looptijd	Doelstellingen	Strategie	SOC kwantificeren?
België	Interreg North Sea Carbon Farming	2018 - 2021	Streeft naar het beperken van klimaatverandering en het verbeteren van landbouwgronden door: - Koolstofvastleggingstechnieken op boerderijniveau te implementeren; - CO_2 uit de atmosfeer op te slaan in bodems; - Bodemkwaliteit en biodiversiteit te verbeteren.	Verzamelt informatie over koolstofvastleggingstechnieken en businessmodellen voor het verwaarden van koolstofvastlegging en het toepassen van incentives voor boeren	Nee
Denemarken	The Danish SINKs Project	2007 - 2015	Methoden ontwikkelen om te voldoen aan de benodigde documentatie voor de Deense ratificatie van het Kyotoprotocol.	Maakt gebruik van een bodembemonsteringsnetwerk in combinatie met het dynamische model C-TOOL om een schatting te maken van de organische-stofomzetting in landbouwgronden en bossen. Er zijn metingen gedaan van broekkasgasemissies in velden met verschillende gewassen.	Ja
Duitsland	Arable Farming Strategy	Augustus 2021 (lopend)	Belangrijkste doelstellingen: 1- Levering van kwalitatief hoogwaardig voedsel, diervoeders en biogene grondstoffen waarborgen; 2- Inkomsten van boeren veiligstellen; 3- Natuurbescherming en het behoud van hulpbronnen bevorderen; 4- Biodiversiteit in agrarische landschappen in stand houden; 5- Klimaatactie versnellen en akkerbouwmethoden aanpassen aan klimaatverandering; 6- Maatschappelijke acceptatie van akkerbouw bevorderen.	Enkele strategieën die op veldniveau zullen worden onderzocht zijn onder andere: 1- Bodembehoud en bodemvruchtbaarheid verder verbeteren; 2- Gewasdiversiteit vergroten en gewasrotatie uitbreiden; 3- Efficiëntie in bemesting verbeteren en overschot aan voedingsstoffen beperken; 4- Geïntegreerde gewasbescherming versterken en ongewenste milieueffecten beperken;	Nog niet gedefinieerd
Duitsland	Agricultural Soil Inventory (BZE-LW)	2011-2017	Rapporteren over antropogene broeikasgasbronnen en -putten en over SOC- en biomassavoorraden. Specifieke doelen: - Emissierapportages in het kader van het Klimaatverdrag van de Verenigde Naties verbeteren; - SOC in landbouwbodems bepalen; - Inzicht krijgen in de invloed van klimaat, landgebruik, landbouwbeheer en bodemeigenschappen op SOC-voorraden; - De impact van klimaatverandering op SOC-voorraden voorspellen.	- Begrijpen hoe en in hoeverre abiotische bodemcondities, landgebruik en -beheer de SOC-voorraden beïnvloeden, om te kunnen beoordelen in hoeverre veranderingen in SOC-voorraden samenhangen met het klimaat; - Modelmatige beoordeling van veranderingen in SOC-voorraden bij huidig landbeheer; - Verschillende onderzoeken naar gerichte lange termijn experimenten en andere landbouwbodems.	Ja

Ierland	**Soil Sampling and Analysis Program**	September 2021 - (lopend)	De pilot Soil Sampling Programme is een bodembemonsterings- en analyse-initiatief op boerderijniveau dat boeren en hun adviseurs uitgebreide data zal verschaffen over de bodemgezondheid en -conditie van hun landbouwgrond.	Bodemanalyse levert informatie op over: - Macro- en micronutriënten voor agronomisch advies en de risicobeoordeling van waterkwaliteit; - Bodemkoolstof met name met het oog op het verbeteren van klimaatdoelstellingen en de bodemgezondheid; - *E. coli*-beoordeling op boerderijniveau (om strategieën te ontwikkelen ter ondersteuning van de dierlijke, menselijke en milieugezondheid op het boerenbedrijf).	Ja
Zwitserland	**Swiss National Soil Strategy**	Mei 2020 - lopend	Zorgen dat bodems ook in de toekomst vruchtbaar zijn en blijvend kunnen worden ingezet voor de maatschappij en de economie. Vanaf 2050 zal bodemverbruik worden stopgezet als er sprake is van bodemfunctieverlies. 1. Bodemverbruik beperken (vanaf 2050 als er sprake is van bodemfunctieverlies). 2. Bodemverbruik beheren vanuit een breed perspectief (rekening houdend met bodemfuncties) 3. Bodem beschermen tegen schadelijke invloeden 4. Gedegradeerde bodems herstellen 5. Meer bewustwording creëren over de waarde van bodems 6. Internationale commitment versterken	Gebruikt bodemfuncties (productie, regulerend/buffervermogen en leefgebied) om bodemgebruik te evalueren en gedegradeerde bodems te herstellen. Evaluatie van de impact op bodemfuncties: 1. Productiefunctie: de mate waarin de bodem in staat is biomassa te produceren, met name voedsel en voeders, hout en vezels; 2. Regulerende functie: de mate waarin de bodem in staat is water en voedingsstoffen op te slaan en te functioneren als buffer tegen verstoringen; 3. Leefgebied functie: een leefgebied bieden voor dieren, planten en andere organismen.	Ja
VK	**Soil Health Monitoring Scheme for England. Soil Health Action Plan (SHAPE)**	2021 - lopend	Overkoepelende doelstelling: Net-zero broeikasgasemissies vóór 2050 Doelstellingen - Nationale indicator voor bodemgezondheid en langlopend monitorings- en rapportageprogramma ontwikkelen; - Besluitvorming omtrent landschap transformeren; - Staat en conditie van leefgebieden en ecosystemen beoordelen.		Ja

5.3.2 Methoden voor het bepalen van het effect van maatregelen op koolstofvastlegging

Er zijn in Europa drie belangrijke methoden die landen gebruiken om een inschatting te maken van koolstofvastlegging (Rodrigues et al., 2021b):

1. Koolstofvastlegging vermeld in gepubliceerde internationale literatuuronderzoeken (hoeft niet land specifiek te zijn);
2. Modelleringsresultaten;
3. SOC-veranderingsfactoren of fluxmetingen van broeikasgassen op basis van veldexperimenten.

De schattingen van koolstofvastlegging in Noorwegen, Zwitserland en België zijn gebaseerd op literatuur die betrekking heeft op hun respectieve landbouwgebieden. De schattingen van koolstofvastlegging in Zweden zijn gebaseerd op lange termijn proeven. In Vlaanderen is een vergelijking gemaakt van koolstofvoorraden tussen 1990 en 2002. Andere landen, waaronder DK, DE (Baden Württemberg), ES, FR, IT, NL, PL en UK, gebruiken diverse modelleringsmethoden om een inschatting te maken van de koolstofvastlegging. De gebruikte modellen zijn C-TOOL (DK), EPIC (DE), CENTURY en RothC (ES), RothC10N (IT), MITERRA (NL), DNDC (PO) en ICBM (SE).

Tijdsperiode

Voor het maken van een inschatting van de potentie voor koolstofvastlegging hebben de Europese landen verschillende tijdsperioden gebruikt. In de EU-onderzoeken variëren deze van 9 tot 100 jaar, met een gemiddelde van 30 jaar. Koolstofvastlegging neemt echter niet lineair toe, maar neemt geleidelijk af. Dat betekent dat de potentie, uitgedrukt in jaarlijkse groeicijfers (Tg C jaar^{-1}), groter is wanneer deze slechts over een korte periode wordt gemeten (bijv. 10 of 20 jaar) en afneemt wanneer deze over een langere periode wordt gemeten (bijv. 100 jaar) (Rodrigues et al., 2021b). De IPCC adviseert een tijdsperiode van minimaal 20 jaar voor het inschatten van koolstofvastlegging (IPCC., 2019).

Bodemdiepte

De bodemdiepten die worden aangehouden voor het inschatten van SOC-vastleggingen variëren enorm per onderzoek. Terwijl het IPCC adviseert om monsters te nemen op een diepte van minimaal 30 cm, blijkt uit de inventarisatie van EJP Deliverable 2.3 dat 17% van de onderzoeken uitging van een bodemdiepte van <30 cm, 25% uitging van exact 30 cm, 37% uitging van >30 cm en 21% helemaal geen bodemdiepte vermeldde (Rodrigues et al., 2021a).

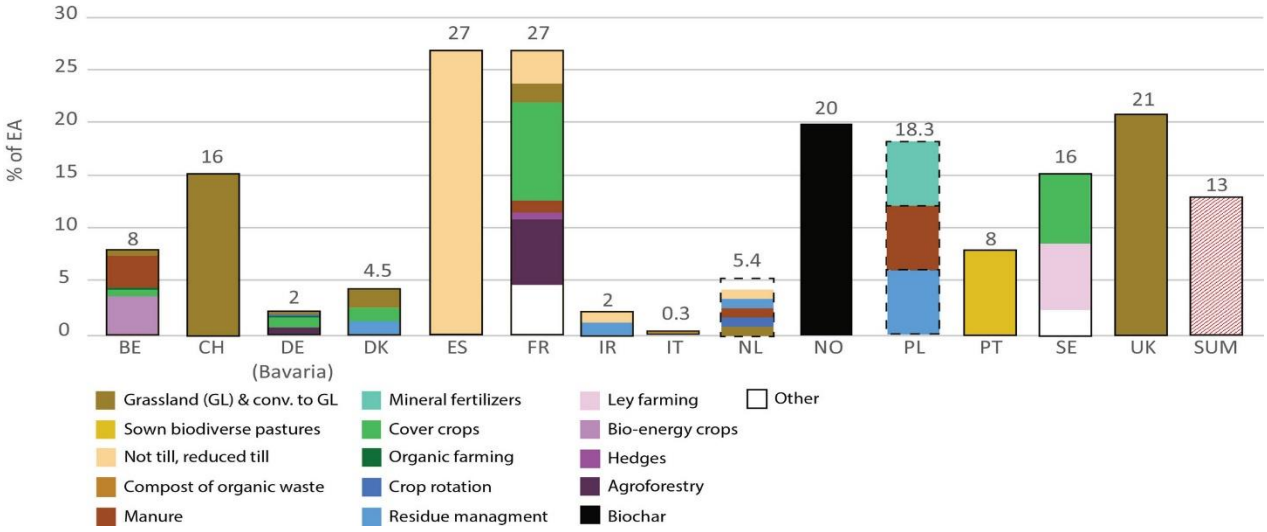
Landbouwmaatregelen ter bevordering van koolstofvastlegging in minerale bodems

Er zijn tal van verschillende bodembeheermaatregelen die kunnen worden toegepast om koolstofvastlegging te bevorderen. Tabel 22 toont de bodembeheermaatregelen die in Europa worden toegepast om SOC-voorraden te verhogen, zoals genoemd in EJP Deliverable 2.3.

Tabel 22 Maatregelen in Europa ter verhoging van SOC-voorraden.

Maatregelen met betrekking tot landgebruik	**Maatregelen ter bescherming van de bodem**	**Maatregelen gerelateerd aan grondbewerking**	**Maatregelen gerelateerd aan meststoffen en bodemverbeteraars**
Blijvend grasland	Mulchen	Geen grondbewerking	Mest uitrijden
Omzetting naar grasland	Wisselbouw	Gereduceerde grondbewerking	Compost met mycorrhiza
Biodiverse blijvende graslanden	Groenbemesters	Niet kerende grondbewerking	Compost van biologisch afval
Meerjarige gewassen	Vanggewas	Grondbewerking op twee lagen	Kalken
Agrobosbouw	Aanpassen gewasrotatie	Diepploegen	Rioolslib
Meer struikgewassen	Speciale gewassen		Biochar
	Gewasrestenbeheer		Mengsel van biochar en compost
	Grasrestenbeheer		Minerale meststoffen
	Beperken graslandherstel		
	Maatregelen tegen bodemerosie		
Overige maatregelen			
Akkerrandenbeheer			

De toepassing van maatregelen ten behoeve van koolstofvastlegging verschilt per land in Europa. Sommige landen, zoals Frankrijk en Nederland, geven aan verschillende typen maatregelen toe te passen, terwijl andere, zoals Noorwegen en het VK, aangeven slechts één type maatregel toe te passen (Figuur 13). Hierbij moet echter worden opgemerkt dat deze informatie mogelijk vertekend is door de informatie die is gerapporteerd aan EJP Deliverable 2.3. Toch schetst Figuur 13 een globaal beeld van de toepassing van maatregelen in Europa.
Aangezien de diepte waarop monsters zijn genomen en de tijdsperiode voor het rapporteren van koolstofvastlegging enorm variëren, is het lastig om de grove gegevens over SOC-vastlegging te vergelijken. Figuur 13 toont daarom de aandelen (%) van het potentieel ter compensatie van de jaarlijkse uitstoot van de landbouwsector (EA) per land. Dit maakt een gestandaardiseerde vergelijking tussen landen mogelijk. Wel moet er rekening mee worden gehouden dat de jaarlijkse broeikasgasemissies per land zeer verschillend kunnen zijn en dat het netto-effect van de maatregelen op de beperking van broeikasgasemissies niet wordt weergegeven in Figuur 13. Zo zijn er landen (waaronder Nederland) met een relatief laag aandeel, ondanks het feit dat een groot deel van de broeikasgasemissies kan worden gecompenseerd door koolstof vast te leggen in de bodem. Dit komt doordat de landbouw in Nederland ook relatief veel broeikasgassen uitstoot. Desondanks kon dat percentage volgens EJP Deliverable 2.3 niet worden berekend voor Nederland (stippellijn in Figuur 13). Ook zien we sommige maatregelen die zijn toegepast in Nederland niet terug in de informatie die is verzameld door EJP Deliverable 2.3, zoals groenbemesters, biologische landbouw, compost en agrobosbouw.

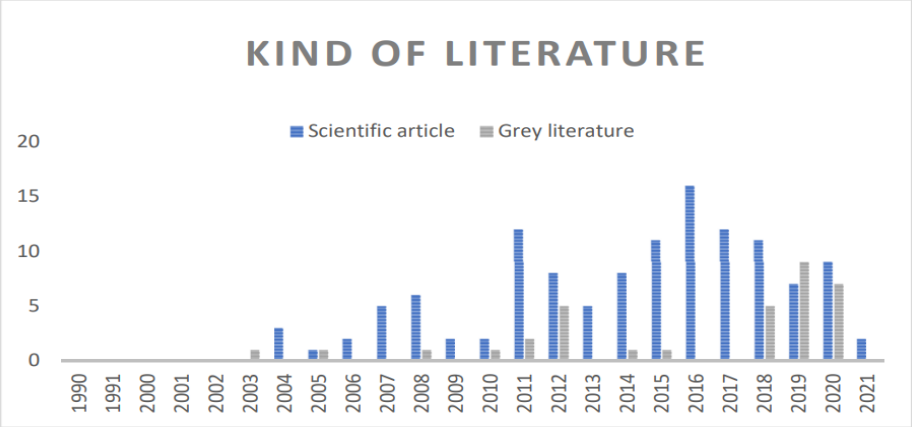


Figuur 13 Aandeel van koolstofvastlegging ter compensatie van de jaarlijkse uitstoot van de landbouwsector (EA) per land. Stippellijnen staan voor onbekende aandelen van maatregelen(Rodrigues et al., 2021b).

5.3.3 Methoden die Europese landen gebruiken om nationale koolstofvastlegging en SOC-voorraden te rapporteren

EJP Deliverable 2.3 omvat een overzicht van 153 bijdragen over koolstofvastlegging en SOC-voorraden in minerale bodems in de landen binnen Europa. 80% van deze publicaties is gepubliceerd in wetenschappelijke literatuur en 20% is beschikbaar in de vorm van grijze literatuur (rapporten en presentatie) (Figuur 14). We kunnen daarom concluderen dat de meeste informatie afkomstig is uit wetenschappelijke literatuur.

De potentiële koolstofvastleggingspercentages worden gerapporteerd als totaal potentieel Tg C jaar^{-1} of Tg CO_2 jaar^{-1} of als jaarlijks potentieel Mg C ha^{-1} jaar^{-1}. Zoals uitgelegd in 5.3.2 hanteren de landen verschillende benaderingen voor het inschatten van de potentie van koolstofvastlegging (bijv. bemonsteringsdiepte varieert van 10 cm tot 100 cm, alsook verschillende tijdsperioden voor monitoring). Het is daarom niet mogelijk om enkel op basis van de literatuur een vergelijking te maken van de potentiële C-vastlegging in de verschillende landen. Om die reden zijn de aandelen (%) van het potentieel ter compensatie van de jaarlijkse uitstoot van de landbouwsector (EA) berekend (Rodrigues et al., 2021a). EA-informatie is ontleend aan de nationale inventarisrapporten (NIR) over broeikasgassen van elk land die zijn ingediend in 2020 (National Inventory Submissions 2020 | UNFCCC).



Figuur 14 Type literatuur over koolstofvastlegging en verdeling van 1990-2021 (Rodrigues et al., 2021a).

5.3.4 Bestaande kennishiaten

De Europese landen die informatie over koolstofvastlegging rapporteren aan EJP Deliverable 2.3 hebben ook hiaten in de kennis op het gebied van maatregelen geïdentificeerd en hiaten in de kennis op het gebied van methodologische benaderingen en sociaaleconomische factoren. Deze zijn terug te vinden in Tabel 23, onder *Specifieke kennishiaten*. Daarnaast heeft Rodrigues et al. (2021a) op basis van de conclusies van EJP Deliverable 2.3 ook algemene kennishiaten in Europees onderzoek naar koolstofvastlegging geformuleerd. Deze zijn te vinden in Tabel 23 onder *Algemene kennishiaten*. De kennishiaten in Tabel 23 kunnen worden gebruikt om te beoordelen of het Slim Landgebruik programma bijdraagt aan het inzichtelijker maken en het verbeteren van het beheer van koolstofvastlegging in bodems.

Tabel 23 Kennishiaten in Europees onderzoek naar koolstofvastlegging (Rodrigues et al., 2021a).

***ALGEMENE* kennishiaten en behoeften met betrekking tot Europees onderzoek naar koolstofvastlegging.**		**Opgenomen in SL**
Algemene methodologische uitdagingen	Behoefte aan het harmoniseren van methodologieën en het verbeteren van de vergelijkbaarheid van onderzoeken.	Nee
Sociaaleconomische factoren	Meer informatie over de implementeerbaarheid van landbouwmaatregelen met een hoge potentiële koolstofvastlegging, met inbegrip van economische en maatschappelijke aanvaardbaarheid.	Ja[1]
Koolstofvastlegging in combinatie met klimaatverandering	Voorspellen van de impact van klimaatverandering op landbouw om haalbare koolstofvastleggingsscenario's te kunnen opstellen	Nee
Afweging koolstofvastlegging vs. andere broeikasgassen	De continue monitoring van broeikasgassenemissies zou een vast onderdeel moeten zijn van lange termijn experimenten. Met name van N_2O, aangezien dit de grootste bron vormt en zeer dynamisch in tijd is.	Ja
Maatregelen en alternatieven	Specifiek onderzoek naar: - Biochar - Diepploegen - Koolstofvastlegging diep in de bodem	Nee
Biochemische eigenschappen bodem	Rekening houden met mineralogie en elementaire samenstelling van bodems, alsmede bodem(micro)biologie.	Nee
Carbon use efficiency (CUE)	Onderzoeken op welke wijze beheer van invloed is op de CUE (de ratio van koolstof die wordt omgezet in microbiële biomassa en koolstof die wordt opgenomen door reducenten) en de resultaten verwerken in koolstofvastleggingsmodellen	Nee

***SPECIFIEKE* kennishiaten op het gebied van koolstofvastlegging middels maatregelen**		**Opgenomen in SL**
Graslandbeheer	- Graslandvernieuwing/-herstel (opnieuw inzaaien)	Ja
	- Intensiteit grasland (hoe vaak maaien, begrazingsintensiteit)	Nee
	- Samenstelling naar soort	Nee
	- Kruidenrijk grasland	Ja
Plantenresten	- Gedetailleerde informatie over C-input van bovengrondse en ondergrondse biomassaresten	Ja
	- Bijdrage van wortels van verschillende gewassen	Nee
Effecten van verschillende gewasrotaties; groenbemesting; gras-mais-rotatie	- Gras-mais	Ja
	- Groenbemesting	Ja
Rizodepositie		Nee
Agrobosbouw/agro-ecologie		Ja
Ondergrondse koolstofopslag		Nee
Instandhouding vastgelegde SOC		Nee
Biochar	- De mate waarin biochar de stabiliteit van uit planten afkomstige C en andere C-input kan beïnvloeden	Nee
	- Effect van biochar op broeikasgassen	Nee
Meer informatie over de effecten van gewasrotatie		Ja
Ondergrondse koolstofopslag; potentieel effect diepwortelende planten		Nee
Inschatting koolstofvastlegging: Over methodologische benaderingen voor het bepalen van koolstofvastlegging in bodems		
Gelijktijdig meten van broeikasgasemissies uit bodems en koolstofvastlegging, aangezien beide sterk afhankelijk zijn van wijze van beheer		Nee
Levenscyclusanalyse van landbouwsystemen die representatief zijn voor de regio om een inschatting te kunnen maken van de algehele koolstofbalans		Nee[2]
Relatie leeftijd blijvend grasland, grondwaterspiegel en C-voorraden	Deze kennis kan dienen als basis om boeren te betalen voor het langer aanhouden van graslanden op dezelfde plek en om het C-vastleggingspotentieel te beoordelen.	Ja
Nauwkeurigheid van regionale N_2O-simulaties en -onderzoeken verbeteren	- Kwalitatief hoogwaardige datasets over N_2O-emissies verzamelen die afkomstig zijn van veldexperimenten waarbij regelmatige N_2O-metingen zijn gedaan	Ja
	- Onderzoek doen naar mitigatiestrategieën voor broeikasgassen uit de bodem	Nee
	- Langetermijneffecten van maatregelen op N_2O-emissies	Ja
Gerelateerd aan economische en sociale factoren		
Een nauwkeurig en kosteneffectief systeem ontwikkelen voor koolstofadministratie op boerderijniveau (met inbegrip van teledetectie, modellering en regionale kalibratie)		Nee
Efficiënte beslissingsondersteuningstools en extra kennis voor het kiezen van optimale strategieën voor organische stoffen die kunnen worden teruggebracht in de bodem op basis van een complete levenscyclusanalyse, zonder nadelige compromissen		Nee
Of de ontwikkeling van bio-economie mogelijk een belemmering gaat vormen voor koolstofvastlegging vanwege de concurrentie om beschikbare biomassa die daarmee ontstaat		Nee
Effect van opslagpraktijken op wereldwijde uitstoot van broeikasgassen		Nee
De sociaaleconomische haalbaarheid van mogelijke maatregelen		Ja

[1] Vanaf 2022 wordt dit thema onderzocht in de PPS Carbon Farming in plaats van in Slim Landgebruik

[2] In hoofdstuk 3 is van twee maatregelen de algehele koolstofbalans bepaald, inclusief effecten van maatregelen elders in de productieketen.

5.4 Discussie en conclusie

Om te toetsen of de aanpak en methoden van Slim Landgebruik in lijn zijn met de aanpak en methoden die in andere Europese landen worden toegepast is een literatuurstudie uitgevoerd. De resultaten van EJP Soil Deliverable 2.3, een internationale inventarisatie van haalbare koolstofvastlegging in bodems, hebben hierbij als basis gediend. 24 Europese landen hebben een inventarisatie gemaakt van de maatregelen die zij hebben genomen om koolstofvastlegging in bodems te kwantificeren.

Het doel van dit onderzoek is om een vergelijking te maken met gelijksoortige internationale Europese onderzoeken en programma's om zo inzicht te krijgen in de laatste ontwikkelingen met betrekking tot koolstofvastlegging in bodems en bodemkwaliteit, en op basis daarvan het toegepaste onderzoek van Slim Landgebruik te verifiëren.

5.4.1 Vergelijking Slim Landgebruik met Europees onderzoek

Veel Europese landen hebben een lopend of recent afgerond programma voor koolstofvastlegging in bodems of SOC-voorraden. De onderzoeksdoelstellingen van Slim Landgebruik bleken gelijkenissen te vertonen met die van België, Denemarken, Duitsland en Zwitserland. Het Interreg North Sea Carbon Farming-programma uit België vertoont gelijkenissen met Slim Landgebruik-projecten ten aan zien van thema A 'Bepalen van de effectiviteit van koolstof vastleggende maatregelen in de bodem', thema B 'Verbeterde inpassing in de bedrijfsvoering' en thema D 'Stimuleren van boeren'. Meer informatie over de SL thema's is te vinden via deze link. Thema C 'Monitoren van de voortgang richting 0,5 Mton' komt overeen met het Deense SINKs Project en het Duitse Agricultural Soil Inventory (BZE-LW)-programma. In dit laatste programma komt thema A ook aan bod. In de Swiss National Soil Strategy ligt de nadruk vooral op bodemgezondheid. De thema's van deze strategie komen overeen met het Nederlandse Nationaal Programma Landbouwbodems[11] , waar Slim Landgebruik aan bijdraagt.

De impact van klimaatverandering op koolstofvastlegging in bodems en SOC-voorraden, waarnaar onder andere in Duitsland onderzoek wordt gedaan, is nog geen onderdeel van het Slim Landgebruik-programma. Gezien het doel van Slim Landgebruik, is onderzoek naar de impact van klimaatverandering op koolstofvastlegging mogelijk wel zinvol voor de toekomst.

Daarnaast kunnen we concluderen dat de aanpak voor het bepalen van koolstofvastlegging en SOC-voorraden per land verschilt. Er is op dit moment nog een eenduidige Europese benadering voor het bepalen van koolstofvastlegging en SOC-voorraden. De aanpak dit in Slim Landgebruik is gekozen is echter wel in lijn met de algemene aanpak van andere Europese landen.

5.4.2 Bijdrage van Slim Landgebruik aan kennishiaten

Tabel 23 toont aan dat Slim Landgebruik in grote mate bijdraagt aan zowel de algemene als de specifieke kennishiaten op het gebied van koolstofvastlegging die door de Europese landen zijn gedefinieerd. Op basis hiervan kunnen we concluderen dat Slim Landgebruik een breed perspectief biedt op het gebied van koolstofvastlegging in bodems, waarmee de SL-onderzoeksvragen zouden moeten kunnen worden beantwoord. Vastgestelde kennishiaten die nog niet zijn onderzocht in Slim Landgebruik maar die wel van meerwaarde kunnen zijn voor het beantwoorden van de onderzoeksvraag zijn 1) koolstofvastlegging in combinatie met klimaatverandering, 2) de instandhouding van vastgelegde SOC, en 3) levenscyclusanalyse van landbouwsystemen die representatief zijn voor de regio om een beoordeling te kunnen maken van de algehele koolstofbalans.

[11] https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2020/09/04/nationaal-programma-landbouwbodems

6 Referenties

Arkervaart-Brameco Zon [ABZ]. (n.d.). Nieuwe varkensstal familie Krüs bevat unieke snufjes. Beschikbaar via: https://www.abzdiervoeding.nl/varkens/nieuwe-varkensstal-familie-krus-bevat-unieke-snufjes/

Beerlings, W. (2019). Hoe fijn moet stro in het rantsoen zijn? Vakblad Elite, beschikbaar via: https://www.vakbladelite.nl/2019/04/05/hoe-fijn-moet-stro-in-het-rantsoen-zijn/

Bloem, J., Koopmans, C. en Schils, R. (2017). Effect van mest op de biologische bodemkwaliteit in de Zeeuwse akkerbouw. Wageningen Environmental Research, rapport nr. 2843. doi: 10.18174/425171

Blok, C., Elings, A., Sonnenberg, A., Amsing, J., Nederhoff, E. en Khodabaks, R. (2010). Balansen voor substraat in de champignonteelt: metingen per laag en in de tijd. Wageningen UR Glastuinbouw, rapport nr. GTB-1112.

Boosten M., Van den Briel J., Lerink B., Lokin V., Schelhaas M-J. (2020). Factsheets Klimaatmaatregelen met Bomen, Bos en Natuur: Praktische handreiking voor effectief klimaatslim bos- en natuurbeheer en toepassing van hout. Wageningen University & Research, 27 p.

Boosten, M., Boosten, M., Lerink, B., Lokin, V., Schelhaas, M.-J., Lerink, B., Lokin, V., & Schelhaas, M.-J. (2022). Factsheets klimaatmaatregelen met bomen, bos en natuur : praktische handreiking voor effectief klimaatslim bos- en natuurbeheer en toepassing van hout : herziening 2022. Wageningen University & Research. Retrieved September 29, 2022, from https://edepot.wur.nl/513649.

Boxem, T.J. (1981). Stro in de voeding van melkvee en jongvee: onderzoek te Selmien en Maarheeze 1976-1978. Proefstation voor de rundveehouderij, rapport nr. 75. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/119877

Broekema, R. en Blonk, H. (2010). Duurzaamheidprofiel van melk en aardbei: ten behoeve van de selectie van een lokaal duurzaam assortiment door LandMarkt. Beschikbaar via: https://www.blonkconsultants.nl/wp-content/uploads/2016/06/Duurzaamheidsprofiel-van-melk-en-aardbei.pdf

Bruggen, C. van, A. Bannink, C.M. Groenestein, J.F.M. Huijsmans, L.A. Lagerwerf, H.H. Luesink, M.B.H. Ros, G.L. Velthof, J. Vonk en T. van der Zee (2021). Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2019. Wageningen, WOT Natuur & Milieu, WOt-technical report 203. 238 p.;

BVOR, 2017. Compost: Effectieve organische stof in de bodem; marktcijfers 2016. BVOR.

Commissie van Deskundigen Meststoffenwet [CDM]. (2017). Definitie en interpretatie van potstalmest. Beschikbaar via: https://www.wur.nl/upload_mm/0/c/c/3bd3e1aa-488e-4a77-ae1e-1a79cd6dfa1d_1716199_Oene%20Oenema%20bijlage%201.pdf

Centraal Bureau voor de Statistiek [CBS]. (2021a). [dataset]. Omvang veestapel op agrarische bedrijven. Beschikbaar via Statline.

Centraal Bureau voor de Statistiek [CBS]. (2021b). Dierlijke mest; productie en mineralenuitscheiding; bedrijfstype, regio [dataset]. Beschikbaar via Statline.

CO_2 emissiefactoren https://www.co2emissiefactoren.nl/lijst-emissiefactoren/

Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (1996). RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil. In *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 237-246). Springer, Berlin, Heidelberg.

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.

Cornelissen, J., de Greef, K., Kaal-Lansbergen, L., de Lauwere, C., Ursinus, N., Vermeer, H., van Weeghel, E. en Zonderland, J. (2009). Diergericht ontwerpen voor varkens: van behoeften naar stalontwerpen. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/15010

Digitaal Handboek Bodem en Bemesting. Handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/Handeling/Organische-stofbeheer/Samenstelling-en-werking-organische-meststoffen/Samenstelling-organische-meststoffen.htm

Dijkema (2012) Geraadpleegd op 1 december, van https://svn.eeni.tbm.tudelft.nl/Education/spm1520/A_spm1520_slides_colleges/spm1520_2013_hc2_aardgas_feb_13_2013.pdf

Dijk, W. van en Galama, G.. 2019. De maat van mest. Perspectief van mestbewerking op boerderij voor akkerbouwers en melkveehouders. Wageningen University en Research. https://edepot.wur.nl/472431

Eekeren, N. J. M. van, Philipsen, A. P., & Hanegraaf, M. C. (2007). Blijvend grasland of gras klaver in rotatie met snijmaïs. *V-focus, 2007* (oktober), 24-25.

Firestone, M.K. 1982. Biological denitrification. In: Stevenson, F.J. (Ed.), Nitrogen in agricultural soils. Agronomy (22), 289-326.

Geel, W. C. A. van & van Dijk, W. (2013). *Toepassing van digestaat in de landbouw: bemestende waarde en de risico's-Deskstudie in het kader van Energierijk* (No. 565). PPO AGV.

Giesen, J.H.J. en Smolders, E.A.A. (n.d.). Strooiselgebruik en arbeidsbehoefte voor opstrooien en uitmesten in de paardenhouderij. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/46730

Groenigen, J.W. van en Zwart, K.B. (2007). Koolstof en stikstof mineralisatie van verschillende soorten compost: een laboratoriumstudie. Wageningen, Alterra, rapport nr. 1503. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/24024

Gu, J., Yuan, M., Liu, J., Hao, Y., Zhou, Y., Qu, D., & Yang, X. (2017). Trade-off between soil organic carbon sequestration and nitrous oxide emissions from winter wheat-summer maize rotations: Implications of a 25-year fertilization experiment in Northwestern China. *Science of the Total Environment*, 595, 371-379.

Hanegraaf, M., Nienhuis, C., Vervuurt, W., Selin Noren, I., van Geel, W. en de Haan, J. (2021). Kengetallen HC en EOS van organische meststoffen en bodemverbeteraars. Wageningen University and Research, rapport nr. 873. doi: 10.18174/545711

Hammond G and Jones C (2008) Inventory of Carbon and Energy (ICE). University of Bath, UK.

Heil, J, Vereecken, H, Brüggemann, N (2016) A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. European Journal of Soil Science 67 (1), 23-39. doi:10.1111/ejss.12306

Hendriks, K., Teeuwen, S., Vos, M., Copini, P., van Best, S., Boosten, M., & Sterck, F. (2020) Kwantificeren koolstofeffecten van beheermaatregelen. Wageningen, Wageningen Environmental Research. ISSN 1566-7197

Ipcc. (2019) Tier definitions for methods in AFOLU. In: *Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.* (ed Calvo Buendia KT, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, & S. Federici (Eds.),) pp Page.

Rijksoverheid. (2019). Klimaatakkoord 2019. *Den Haag: Rijksoverheid.* https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2019/06/28/klimaatakkoord

Koopmans, C., Timmermans, B.., Wagenaar, J.P., van 't Hull, J., Hanegraaf, M. en de Haan, J. (2019). Evaluatie van maatregelen voor het vastleggen van koolstof: resultaten uit Lange Termijn Experimenten (LTE's). Beschikbaar via: https://www.louisbolk.institute/downloads/3511.pdf

Koopmans, C., Timmermans, B., de Haan, J., van Opheusden, M., Selin Noren, I., Slier, T. en Wagenaar, J.P. (2020). Evaluatie van maatregelen voor het vastleggen van koolstof in minerale gronden 2019-2023. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/534917

Kuenen, A.J.G. (1986). Normale teelt voor verse consumptie en industrie. In Dijkstra, J. (Ed), De teelt van aardbeien in de vollegrond. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/261228

Lesschen, J. P., Staritsky, I. G., & Velthof, G. L. (2011). *Verkenning grootschalige toepassing van mineralenconcentraten in Nederland: effecten op nutriëntenstromen en emissies* (No. 2247). Alterra.

Lesschen, J.P., Hendriks, C.H., Slier, T., Porre, R.J., Velthof, G.L., Rietra, R., 2021. De potentie voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3130.

Lesschen, J.P. Consequences of an alternative emission metric. Nature Food 2, 918–919 (2021). https://doi.org/10.1038/s43016-021-00392-9

Lettinga Associates Founcation (2008). Vergisting van eendemest.

Lugato, E., Leip, A., & Jones, A. (2018). Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N_2O emissions. Nature Climate Change, 8(3), 219-223.

Mei, K, Wang, ZF, Huang, H, Zhang, C, Shang, X, Dahlgren, RA, Zhang, MH, Xia, F (2018) Stimulation of N_2O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. Soil & Tillage Research 182 86-93. 10.1016/j.still.2018.05.006

Middelaar, C.E. van, P.B.M. Berentsen, J. Dijkstra, and I.J.M. de Boer. 2013. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: the level of analysis matters. Agricultural Systems, 121: 9-22.

Neve, S. De, Sleutel, S. en Hofman, G. (2003). Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 67, 13-20. doi: 10.1023/A:1025113425069

Nienhuis, C., Melse, R., Heesmans, H., Verdoes, N., Hanegraaf, M., & Vermeij, I. (2020). Mestvergisting als onderdeel van duurzame kringlopen (No. WPR 840). Stichting Wageningen Research, Wageningen Plant Research, Business unit Open Teelten.

Norén, I. S., van Geel, W., & de Haan, J. (2021). Cover crop reference values: Effective organic matter and nitrogen uptake.

Onis, E. (2013). Kraamstalmanagement. GD Varken, pp. 8-9. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/260168

Postma, R., en Ros, G.H. (2016). Bepalen van stabiliteit van GFT- en groencomposten. Rapport 1580, NMI, Wageningen.

Riet, S. van 't en van Dam, A.M. (2003). Duurzaam bodemleven: literatuurstudie voor composteren bij bloembollenbedrijven. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, rapport nr. 330631.

Rijksdienst voor Ondernemend Nederland [RVO]. (2021). Mestbeleid 2019-2021, Tabel 4: diergebonden normen. Beschikbaar via: https://www.rvo.nl/sites/default/files/2020/03/Tabel-4-Diergebonden-normen-2019_2021.pdf

Rodrigues L, Fohrafellner J, Hardy B, Huyghebaert B, J L (2021a). Towards climate-smart sustainable management of agricultural soils. In: *Deliverable 2.3 Synthesis on estimates of achievable soil carbon sequestration on agricutural land across Europe.* pp Page, EJP Soil.

Rodrigues L, Hardy B, Huyghebeart B, Fohrafellner J, Fornara D, Barančíková G, Bárcena TG, De Boever M, Di Bene C, Feizienė D, Kätterer T, Laszlo P, O'sullivan L, Seitz D, Leifeld J (2021b) Achievable agricultural soil carbon sequestration across Europe from country-specific estimates. Global Change Biology, n/a.

Roeloefs, P.F.M.M. en Gude, H. (2013). Kwantitatieve informatie reststromen bloembollen: tulp, lelie, hyacint, narcis en overige bloembollen en bolbloemen. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, rapport nr. 3236159600. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/294191

Rovers, J. (2010). Ruggenteelt aardbei versus vlakveldsteelt: vergelijking ruggenteelt met vlakveldsteelt op basis van teeltkundige milieukengetallen en CO_2-voetafdruk. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, rapport nr. 3250154800. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/145795

Ruyssenaars, P.G., P.W.H.G. Coenen, J.D. Rienstra, P.J. Zijlema, E.J.M.M. Arets, K. Baas, R. Dröge, G. Geilenkirchen, M. 't Hoen, E. Honig, B. van Huet, E.P. van Huis, W.W.R. Koch, L.A. Lagerwerf, R.M. te Molder, J.A. Montfoort, J. Vonk, M.C. van Zanten. 2020. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990–2018 National Inventory Report 2020, RIVM report 2020-0031.

RVO (geen datum). Hulpmiddel omrekening naar primaire energie.

Schelhaas, M. J., Teeuwen, S., Oldenburger, J., Beerkens, G., Velema, G., Kremers, J., ... & Clerkx, A. P. P. M. (2022). Zevende Nederlandse Bosinventarisatie: Methoden en resultaten (No. 142). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

Schepens et al. (2022). Evaluatie van het vastleggen van koolstof in minerale gronden 2019-2023. Louis Bolk Instituut.

Schils, R.L.M., M.H.A. de Haan, J.G.A. Hemmer, A. van den Pol-van Dasselaar, J.A. de Boer, A.G. Evers, G. Holshof, J.C. van Middelkoop, & R.L.G. Zom, 2007. DairyWise, a whole-farm dairy model. Journal of Dairy Science 90(11), 5334-5346.

Schroder, J.J., H.F.M. Aerts, M.J.C. de Bode, W. van Dijk, J.C. Middelkoop, M.L.A. de Haan, R.L.M., Schils, G.L. Velthof, en W.J. Willems 2004. Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. Rapport 79. Plant Research International, Wageningen.

Slier, T., & Velthof, G. L. (2021). 30 vragen en antwoorden over lachgasemissie uit landbouwgronden. Wageningen Environmental Research.

Slier, T., Westerik, D., Lesschen, J. P., Vervuurt, W., Schepens, J., & Koopmans, C. (2022). *CO_2Bodem – Tussenresultaten Slim Landgebruik*. Mei, 2022.

Van Schöll, L. en Postma, R. (2016). Landbouwkundige waarde (on)bewerkte pluimveemest. Nutriënten Management Instituut NMI, rapport nr. 1630.N.16.

Schepens, J.A.B., B.G.H. Timmermans, L.M. Fuchs, R. Peters, J. Bloem, D.T. Heupink, J.P. Wagenaar, T. Slier en C.J. Koopmans. (2022). Meerjarige evaluatie van maatregelen voor het vastleggen van koolstof in minerale gronden.

Schooten, H. van, van Iperen, P. 2020. Maisteelt in permanent grasland. Resultaten van twee demovelden 2019. Wageningen Livestock Research, Rapport 612

Slier, T. & Velthof, G. L. (2021). 30 vragen en antwoorden over lachgasemissie uit landbouwgronden. Wageningen Environmental Research.

Termorshuizen, A.J., Postma, R. 2021. Effecten van toevoer van organische stof op bodemgezondheid en bodemvruchtbaarheid. Aad Termorshuizen Consultancy en NMI. 69 pp

Velthof, G. L. (2003). Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden. (Sturen op Nitraat rapport 6 / Alterra-rapport; No. 769). Alterra. https://edepot.wur.nl/20324

Velthof, G. L., Hoving, I. E., Dolfing, J., Smit, A., Kuikman, P. J., & Oenema, O. (2010). Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 86(3), 401-412. https://doi.org/10.1007/s10705-009-9302-7

Velthof, G. L., Kuikman, P. J., & Oenema, O. (2002). Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 62(3), 249-261. https://doi.org/10.1023/A:1021259107244

Velthof, G. L., & Hummelink, E. W. J. (2011). Ammoniak- en lachgasemissie na toediening van mineralenconcentraten : resultaten van laboratoriumproeven in het kader van de Pilot Mineralenconcentraten. (Alterra-rapport; No. 2180). Alterra. https://edepot.wur.nl/176916

Velthof, G. L., & Mosquera Losada, J. (2011). Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands : update of emission factors and leaching fraction. (Alterra-report; No. 2151). Alterra. https://edepot.wur.nl/169366

Velthof, G. L., & Rietra, R. P. J. J. (2018). Nitrous oxide emission from agricultural soils. (Wageningen Environmental Research report; No. 2921). Wageningen Environmental Research. https://doi.org/10.18174/466362

Vermeer, H.M., Mosquera, J. en Groenestein, C.M. (2010). Implementatie van strooiselsystemen in de varkenshouderij. Rapport nr. 409. Beschikbaar via: https://edepot.wur.nl/167833

Wrage-Monnig, N, Horn, MA, Well, R, Muller, C, Velthof, G, Oenema, O (2018) The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. Soil Biology & Biochemistry, 123: A3-A16. 10.1016/j.soilbio.2018.03.020

Zee, T. van der, A. Bannink, C. van Bruggen, C.M. Groenestein, J.F.M. Huijsmans, J.W.H. van der Kolk, Lagerwerf, L.A., H.H. Luesink, G.L. Velthof & J. Vonk (2021). Methodology for estimating emissions from agriculture in the Netherlands. Calculations of CH_4, NH_3, N_2O, NO_x, NMVOC, PM10, PM2.5 and CO_2 using the National Emission Model for Agriculture (NEMA) – update 2021. RIVM Report 2021-0008. RIVM, Bilthoven.