



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen
TECHNISCH RAPPORT



Hoofdstuk 24

Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat

Suzanna Lettens, Heidi Demolder, Toon Van Daele

Auteurs:

Suzanna Lettens, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Heidi Demolder, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Toon Van Daele, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

Suzanna.Lettens@inbo.be

Wijze van citeren:

Lettens S., Demolder H., Van Daele T. (2014). Hoofdstuk 24 – Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat. (INBO.R.2014.1993545). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport – Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.

D/2014/3241/166

INBO.R.2014.1993545

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Bodemprofiel onder beukenbos in het ICP Forests monitoring proefvlak “Zevenster” in het Zoniënwoud. (Fotograaf: Jari Mikkelsen)

De andere hoofdstukken van het Natuurrapport ‘Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen - Technisch rapport’ kunt u raadplegen op www.nara.be.

Hoofdstuk 24 – Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat

Suzanna Lettens, Heidi Demolder, Toon Van Daele

INBO.R.2014.1993545

Hoofdlijnen

- Het voorkomen van broeikasgasemissies uit en het stimuleren van bijkomende koolstofopslag in ecosystemen is van belang voor mitigatie van klimaatverandering in Vlaanderen. De netto bijdrage van individuele beheermaatregelen is vaak moeilijk te begroten aangezien het gaat om kleine veranderingen die over een grote oppervlakte en tijdspanne plaatsvinden, met bijhorende ruimtelijke en temporele variatie.
- De koolstofvoorraad van een ecosysteem is het netto resultaat van de processen fotosynthese en respiratie. De ecosysteemstructuren (textuur, drainage, landbedekking) zijn de basisparameters van deze processen. Het klimaat en menselijke invloeden (bodembewerking, erosie, sedimentatie, bemesting, oogst) zijn externe factoren die de koolstofvoorraad mee bepalen.
- De koolstofvoorraad in de bodem in Vlaanderen is het hoogst in natte, kleirijke bodems. Bos en permanent grasland bevatten een hogere bodem koolstofvoorraad dan akker. Er zijn bijkomende metingen nodig om de bodem koolstofvoorraad van veengronden, heide, moeras en halfnatuurlijk grasland nauwkeurig te bepalen.
- Urbanisatie en verschuivingen tussen het areaal permanent grasland en akker hebben een belangrijke impact op de voorraad bodem koolstof in Vlaanderen. Urbanisatie gaat vaak samen met het afgraven en afvoeren van de bovenste koolstofrijke laag. Afdek van de bodem leidt tot stabilisatie van de resterende koolstofvoorraad.
- De opslag van koolstof kan gestuurd worden via beheermaatregelen in land- en bosbouw. Koolstofopslag in Vlaanderen nam ten gevolge van intensieve drainage de voorbije decennia af in natte bodems onder landbouw. Hetzelfde geldt voor goed gedraineerd akkerland waar de bemesting daalde door strengere regelgeving en/of door het toedienen van koolstofarmere bemesting.
- Er zijn aanwijzingen dat opslag in bosbiomassa op korte termijn zal toenemen in Vlaanderen door een hogere temperatuur en atmosferische CO₂ concentratie. Mogelijk speelt klimaatverandering ook een rol in de geobserveerde daling van de koolstofvoorraad in akkerbodems, waarbij afbraakprocessen in de bodem versneld worden door de hogere temperatuur.
- De regulatie van het klimaat brengt economische, ecologische en sociale baten met zich mee. Niet al deze baten kunnen in geld worden uitgedrukt. Een monetaire waardering van de geleverde baten is echter een manier om de ecosysteemdienst stevig te verankeren in het beleid. Er bestaan verschillende waarderingsmethodes voor klimaatregulatie, waarbij de marginale reductiekost momenteel veel aandacht krijgt.
- De ecosysteemdienst (ESD) regulatie globaal klimaat kent een sterke synergie met de regulerende ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid en regulatie van overstromingsrisico, evenals de producerende ESD productie van energiegewassen, houtproductie en productie van drinkwater. Een negatieve wisselwerking kan ontstaan indien enkel de koolstofvoorraad van een standplaats gemaximaliseerd wordt en dit ten koste van de productiviteit van land- en bosbouw.
- Biodiversiteit en klimaatregulatie zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. De maximalisatie van koolstofopslag in ecosystemen heeft een positieve invloed op de biodiversiteit. Een hogere soortendiversiteit stimuleert zowel ondergronds (qua bodemleven) als bovengronds (qua vegetatie) de opslag van koolstof. Omgekeerd is een stabiel klimaat van belang voor het voortbestaan en de veerkracht van ecosystemen.
- Beleidsmaatregelen die koolstofopslag in terrestrische ecosystemen rechtstreeks stimuleren zijn schaars in Vlaanderen. Binnen het recent vernieuwde Europese plattelandsbeleid (PDPO-III) is wel extra aandacht voor koolstofopslag. Andere wetgeving zoals bijvoorbeeld het Natuurdecreet of de subsidies voor bebossing/herbebossing hebben eveneens een gunstige invloed.

Inhoudsopgave

Hoofdpijnen.....	4
Inhoudsopgave	5
Inleiding en leeswijzer	6
1. Omschrijving van de ecosysteemdienst	9
1.1. Probleemstelling en omschrijving	9
1.2. Gradiënt natuurlijk-technologisch	11
1.3. ESD cyclus	12
2. Actuele Toestand ESD	17
2.1. Inleiding	17
2.2. Fysische geschiktheid	18
2.3. Potentieel aanbod.....	22
2.4. Actueel aanbod	22
2.5. Vraag	32
2.6. Gebruik.....	32
3. Trend van de ESD.....	33
3.1. Aanbod	33
3.2. Vraag	34
4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD.....	35
4.1. ID - Indirecte drivers	35
4.2. D - Directe drivers.....	42
5. Impact op biodiversiteit en milieu	58
6. Maatschappelijk welzijn en waardering	59
6.1. Invloed van de ESD op welzijn en welvaart.....	59
6.2. Belang van het welzijns- of welvaartseffect	59
6.3. Waardering van het welzijnseffect	60
7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik	64
7.1. Impact van het huidige op het toekomstige gebruik van de ESD	64
7.2. Impact van het gebruik van de ESD op de levering van andere ESD	64
7.3. Impact van de vraag naar en het gebruik van de ESD op de ESD elders in de wereld.....	66
7.4. Link tussen de graad van natuurlijkheid en de hierboven beschreven impact	67
7.5. Limieten en voorwaarden voor het gebruik van deze dienst	68
7.6. Vergroten positieve impacts en verkleinen negatieve impacts	68
8. Kennislacunes	70
8.1. Karteren	70
8.2. Kwantificeren.....	70
8.3. Waarderen	71
Lectoren	72
Referenties.....	73
Bijlage 1 Belgische bodemkaart.....	87
Bijlage 2 Fysische geschiktheidskaart	90
Bijlage 3 Actueel aanbod voor landbouwbodems.....	92
Bijlage 4 Actueel aanbod voor niet-landbouwbodems	94
Bijlage 5 Samenvatting van voor koolstofopslag relevante maatregelen uit het Plattelandsbeleid PDPO-III	98

Inleiding en leeswijzer

De volgende natuurrapporteringen vormen samen een ecosysteem assessment voor Vlaanderen, dat in drie fasen wordt uitgewerkt. In een eerste fase wordt een synthese gemaakt van de beschikbare kennis over ecosystemen en de diensten die ze leveren in Vlaanderen (NARA-T). In fase 2 worden bestaande beleidskaders kritisch geëvalueerd i.f.v. ecosysteemdiensten (NARA-B) en in de laatste fase worden mogelijke toekomstscenario's voor groene infrastructuur en ecosysteemdiensten verkend (NARA-S). Elk van die fasen leidt tot een afzonderlijk product, maar worden inhoudelijk zo goed mogelijk op elkaar afgestemd.

NARA-T biedt een overzicht van de voordelen die we als maatschappij van de natuur ontvangen, hoe die voordelen gewaardeerd worden en welke mechanismen de levering van die voordelen beïnvloeden. De focus in deze eerste fase ligt op het ecosysteemdienstenconcept. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn de voordelen die de samenleving van ecosystemen ontvangt onder de vorm van materiële en immateriële goederen en diensten. De maatschappelijke effecten van die stroom van goederen en diensten (bv. voedsel, veiligheid, gezondheid) beïnvloeden de omvang en de verdeling van onze economische welvaart en ons maatschappelijk welzijn.

De rapportering van NARA-T bestaat uit een uitgebreid technisch rapport en een synthesesrapport. Het technisch rapport is een wetenschappelijk achtergronddocument en bestaat uit twee delen: 16 ESD-hoofdstukken en 10 overkoepelende hoofdstukken. In de 16 ESD-hoofdstukken worden de belangrijkste ecosysteemdiensten in Vlaanderen besproken: voedselproductie, wildbraadproductie, houtproductie, productie van energiegewassen, waterproductie, bestuiving, plaagbeheersing, behoud van bodemvruchtbaarheid, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van erosierisico, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van het globaal klimaat, reguleren van waterkwaliteit en groene ruimte voor buitenactiviteiten. Deze 16 ESD-hoofdstukken vormen de kennisbasis voor de 10 overkoepelende hoofdstukken, waarin antwoorden worden gezocht op de belangrijkste onderzoeksvragen van NARA-T. Het synthesesrapport vat voor een brede doelgroep de belangrijkste bevindingen van het technisch rapport samen en formuleert de aanbevelingen voor het beleid.

NARA-T is opgebouwd rond een conceptueel raamwerk, de ESD-cyclus, dat de interacties tussen mensen en ecosystemen en het belang van ecosystemen voor welvaart en welzijn duidelijk maakt. Dit raamwerk moet helpen de logica en de verhaallijn van NARA-T duidelijk te maken en moet daarnaast een zekere eenvormigheid in de ESD-hoofdstukken tot stand brengen om de analyses in de overkoepelende hoofdstukken te faciliteren. Elk van de 16 ESD-hoofdstukken wordt dan ook uitgewerkt a.d.h.v. dit raamwerk. Daarbij wordt echter de ruimte gelaten om, afhankelijk van de beschikbare kennis en data en gangbare visies op het onderwerp, per hoofdstuk aparte accenten te leggen. Dit raamwerk en de voornaamste begrippen worden uitvoerig besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport.

Het voorliggende hoofdstuk is een onderdeel van het technisch rapport en bespreekt de **ESD 'regulatie globaal klimaat'**. De toename van broeikasgassen in de atmosfeer zorgt voor een klimaatverandering. Deze klimaatverandering heeft allerlei nadelige effecten op de mens en zijn leefomgeving en is dan ook een belangrijk issue geworden het laatste decennium. Om de effecten van klimaatveranderingen tegen te gaan worden zowel maatregelen genomen die de negatieve gevolgen verlichten, als maatregelen die de atmosferische concentraties van broeikasgassen trachten te reduceren. In dit rapport ligt de nadruk op terrestrische ecosystemen en hun structuren en processen die een bijdrage kunnen leveren aan de regulatie van klimaat door koolstof op te slaan of de emissies van andere broeikasgassen te verlagen.

Inhoudelijk steunt dit hoofdstuk op de ESD-cyclus en het begrippenkader dat gepresenteerd wordt in hoofdstuk 2. Voor de concrete uitwerking ervan, werd het raamwerk echter gespecificeerd voor de ESD regulatie van globaal klimaat (Figuur 1). De paragrafen van dit hoofdstuk behandelen de verschillende onderdelen van het conceptueel raamwerk. In de eerste paragraaf wordt de ecosysteemdienst omschreven en gekaderd in de Vlaamse context en wordt de ESD-cyclus kort toegelicht i.f.v. de besproken dienst. Daarnaast worden de structuren en processen binnen de ecosystemen besproken die de levering van de dienst bepalen en worden de beheerders en gebruikers van de dienst geïdentificeerd.

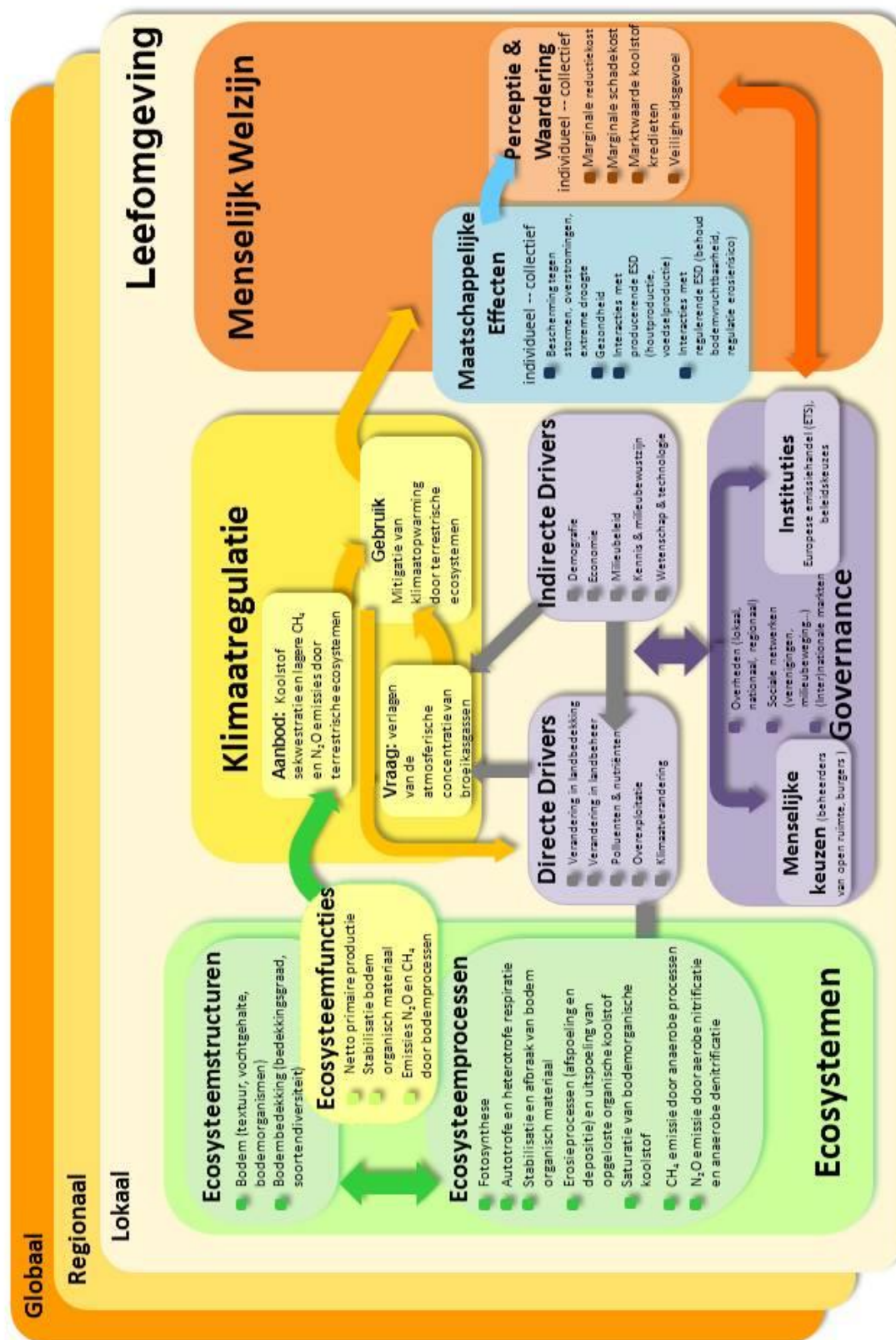
Paragraaf 2 beschrijft de actuele toestand van de ecosysteemdienst en tracht via het beschikbare kaartmateriaal een beeld te schetsen van de vraag, het aanbod en het gebruik van de dienst in Vlaanderen. **Paragraaf 3** bespreekt, waar de beschikbare gegevens het toelaten, de trend in het aanbod, vraag en gebruik van de ecosysteemdienst in Vlaanderen gedurende de voorbije decennia.

In **paragraaf 4** bespreken we hoe en in welke mate directe en indirecte drivers het aanbod van en de vraag naar de ecosysteemdienst beïnvloeden. Indirecte drivers zijn factoren die geen rechtstreeks effect op de ecosysteemprocessen hebben, maar die wel beïnvloeden via directe drivers. Directe drivers werken rechtstreeks in op ecosysteemprocessen en veroorzaken meestal een meetbare fysische verandering in het ecosysteem en via deze weg op het aanbod van diensten door die ecosystemen. Het gebruik en optimalisering van ecosysteemdiensten kan via de directe drivers een impact hebben op het milieu en de biodiversiteit. **Paragraaf 5** bespreekt in welke mate het gebruik van de ecosysteemdienst de biodiversiteit beïnvloedt.

De baten die ecosysteemdiensten genereren, dragen bij aan onze economische welvaart en aan het maatschappelijk welzijn. Aan die baten wordt een zeker belang, of een bepaalde appreciatie of waarde toegekend. In **paragraaf 6** worden de belangrijkste baten van de ecosysteemdienst geïdentificeerd en wordt besproken in welke mate ze een bijdrage leveren aan de verschillende welzijns- en welvaartscomponenten. Daarnaast wordt ook besproken hoe dit welzijnseffect kan ingeschat worden (monetair/niet-monetair) en wat de gevolgen zijn van een keuze voor één bepaalde waarderingmethode voor de interpretatie van het belang van de ecosysteemdienst.

In **paragraaf 7** wordt onderzocht of en in welke mate het gebruik van de dienst een impact heeft op de huidige en toekomstige levering van zowel dezelfde als andere ecosysteemdiensten. Hierbij wordt gekeken naar interacties tussen de besproken en andere ecosysteemdiensten op verschillende ruimtelijke schaalniveaus en doorheen de tijd.

Paragraaf 8 tenslotte geeft een overzicht van de kennis die ontbreekt voor het kwantificeren, in kaart brengen en waarderen van de ecosysteemdienst.



Figuur 1. ESD cyclus. Zie hoofdstuk 2 (conceptueel raamwerk) voor een gedetailleerde bespreking van het schema (gebaseerd op Haines-Young & Potschin (2013))

1. Omschrijving van de ecosysteemdienst

1.1. Probleemstelling en omschrijving

Het vijfde rapport van het IPCC (IPCC, 2013) besluit dat er ontegensprekelijk een opwarming van de aarde plaatsvindt en dat de veranderingen in atmosferische concentraties van CO₂ en aerosolen de sterkste drivers van klimaatverandering zijn. Andere veranderingen in atmosferische compositie en veranderingen in de toestand van het aardoppervlak dragen eveneens bij. Het rapport stelt dat de recente klimaatverandering zo goed als zeker veroorzaakt wordt door menselijke activiteiten. Deze klimaatverandering heeft allerlei nadelige effecten op de mens en zijn leefomgeving zoals extreme temperaturen, droogte, stormen of overstromingen. Om deze veranderingen het hoofd te bieden, worden maatregelen voorgesteld die klassiek worden ingedeeld in mitigatie en adaptatie. Adaptatie omvat maatregelen die de negatieve effecten van klimaatveranderingen verlichten, zonder de oorzaak aan te pakken. Voorbeelden zijn het inzetten van hittetolerante dierenrassen, het ontwikkelen van nieuwe cultivars van planten, aangepaste plant- en oogstdata of het toepassen van irrigatie en drainage. Mitigatie verwijst naar maatregelen die erop gericht zijn om de atmosferische concentraties van broeikasgassen te reduceren. Hieronder vallen technologische maatregelen die streven naar een emissie reductie in de sectoren industrie, energieproductie, transport, huishoudens of landbouw.

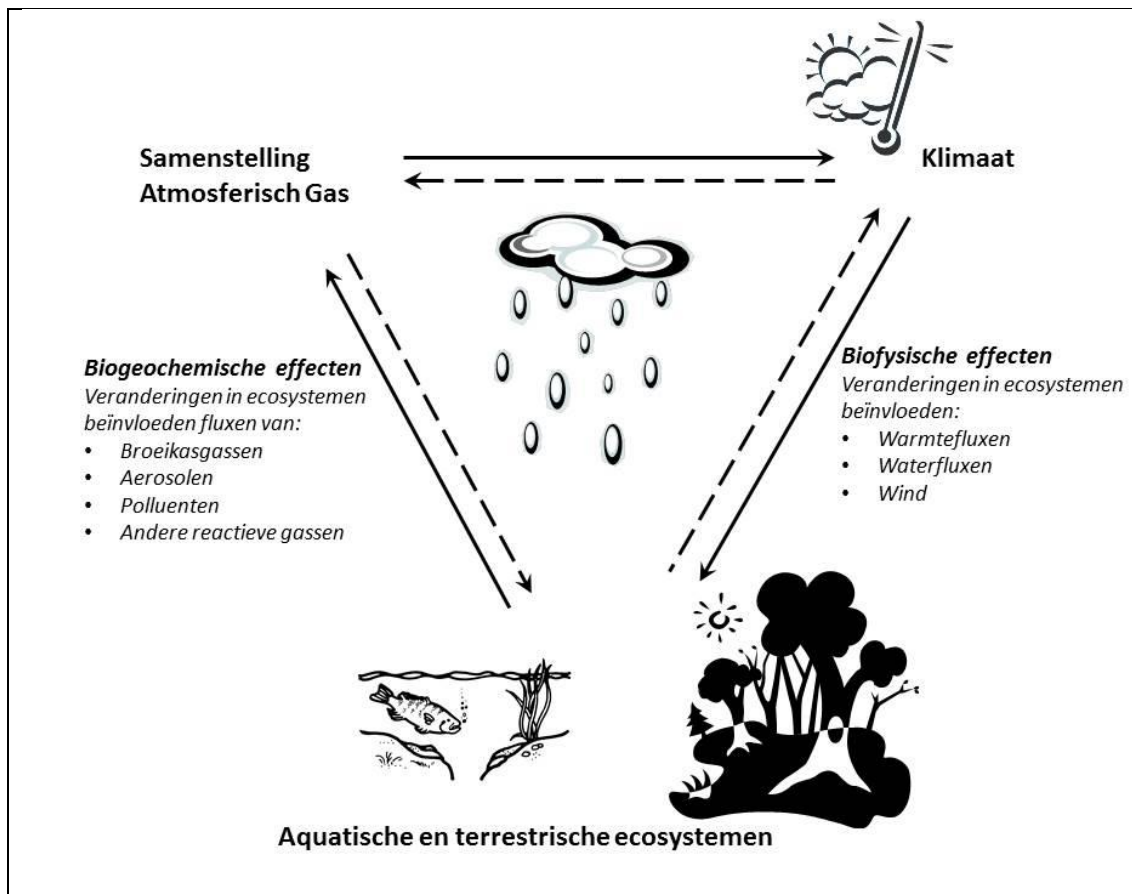
Daarnaast kunnen ook natuurlijke processen in ecosystemen leiden tot mitigatie en een bijdrage leveren aan de regulatie van het klimaat. Meer algemeen omvat de ecosysteemdienst (ESD) regulatie globaal klimaat alle processen die het klimaat reguleren zodat negatieve impacts op menselijk welzijn en biodiversiteit vermeden worden. Deze ESD is een regulerende dienst, die ook de levering van producerende (bv. voedselproductie, houtproductie en waterproductie) en andere regulerende (bv. regulatie van overstromingsrisico, plaagbeheersing, bestuiving en behoud bodemvruchtbaarheid) ecosysteemdiensten beïnvloedt. Het welzijns- of welvaartseffect is voornamelijk indirect, in die zin dat de welzijnseffecten op een andere plaats ontvangen worden dan daar waar de dienst geleverd wordt.

Ecosystemen beïnvloeden het klimaat op globaal niveau via biogeochemische en biofysische processen (Smith et al., 2011). De biogeochemische processen omvatten:

- Fluxen van broeikasgassen (vooral koolstofdioxide, maar ook methaan en lachgas), zowel in terrestrische als in mariene ecosystemen. Ecosystemen zullen in sommige gevallen broeikasgassen afgeven (positieve flux), waarbij ze als "source" (bron) aangeduid worden, en in sommige gevallen broeikasgassen opnemen (negatieve flux), waardoor ze als "sink" (put) functioneren. Koolstof opslag resulteert in een toename van de koolstofvoorraad van het ecosysteem en een daling van de atmosferische CO₂ concentratie. Het is ook mogelijk dat een ecosysteem in evenwicht is en er dus geen fluxen van broeikasgassen optreden.
- Productie van aerosolen door ecosystemen, afkomstig van onder andere bodemerosie door wind (stofdeeltjes) en vegetatie (pollen en sporen). Aerosolen beïnvloeden het klimaat door de invallende straling van de zon te absorberen (invloed op de totale hoeveelheid straling die de aarde bereikt) en te weerkaatsen (invloed op de fractie diffuse straling, die op zijn beurt plant productiviteit en dus koolstofopslag beïnvloedt). Daarnaast treden ze ook op als condensatiekernen voor water in de atmosfeer en beïnvloeden zo de vorming van wolken.

De biofysische processen omvatten:

- Albedo waarden van verschillende landoppervlakken (i.e. de fractie van inkomend zonlicht die gereflecteerd wordt van het aardoppervlak). Een verandering van albedo, bv. door een verandering van landgebruik, kan een opwarmend of afkoelend effect hebben op het oppervlakteklimaat en kan ook neerslag beïnvloeden.
- Evapotranspiratie van bodem en planten en de verdamping van oppervlaktewater bepalen de hoeveelheid waterdamp die in de atmosfeer terechtkomt. Dit beïnvloedt de vorming van wolken en de mate waarin de atmosfeer warmtestraling opneemt of afgeeft.
- De ruwheid van het aardoppervlak beïnvloedt de turbiditeit en dus wind.



Figuur 2. *Ecosysteem effecten op atmosfeer en klimaat. Ecosystemen, de concentratie van verschillende atmosferische gassen/stoffen en klimaat kennen sterke interacties (House & Brovnik, 2005)*

Het Millenium Ecosystem Assessment (MA) bevat een overzicht van de toestand en trends van ecosystemen en ecosysteemdiensten wereldwijd. Binnen deze context wordt de ESD "climate and air quality" voorgesteld zoals getoond in Figuur 1 (House & Brovnik, 2005). De ecosysteemdienst regulatie globaal klimaat wordt in het voorliggend rapport echter beperkt tot de opslag of sekwestratie van koolstof in terrestrische ecosystemen, namelijk de capaciteit van ecosystemen om C vast te leggen. Bovendien worden ook processen toegelicht die emissies van de broeikasgassen methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) beïnvloeden. Biofysische effecten en de productie van aerosolen worden buiten beschouwing gelaten. Ook broeikasgasemissies van mariene en zoetwater ecosystemen (rivieren en stilstaand open water) worden hier niet meegenomen. Mariene organismen nemen grote hoeveelheden C op en bij afsterven van deze organismen wordt een deel van deze C begraven in sedimenten van de zeebodem. Deze C flux is dus een belangrijk deel van de C cyclus maar valt buiten het bereik van deze studie.

De C opslag in terrestrische ecosystemen bestaat uit de C opslag in de bodem (inclusief de strooisellaag voor natuurlijke ecosystemen) en in dode en levende biomassa (ondergronds en bovengronds). Voorliggende studie legt de nadruk op de C voorraad in de bodem. Bodems bevatten wereldwijd met ca. 1500 Pg ($\text{P} = 10^{15}$) C twee tot drie keer meer koolstof dan er aanwezig is in de atmosfeer (730 Pg C) of in levende planten (500 Pg) (Houghton, 2003; Prentice et al., 2001). De C voorraad in de bodem is echter minder rechtstreeks beïnvloedbaar door beheer dan de voorraad in biomassa. Janzen (2004) berekende dat ca. 79% van de C in levende biomassa in de gematigde streken in bosbiomassa zit, 12% in grasland en andere lage vegetatie (o.a. heide), 7% in wetlands en 2% in akkerland.

Voor opslag in terrestrische ecosystemen zijn behalve CO_2 ook lachgas (N_2O) en methaan (CH_4) belangrijke broeikasgassen. Methaan wordt onder anaerobe omstandigheden gevormd door bacteriën, bijvoorbeeld in moerassen of wetlands. Op schaal Vlaanderen domineren echter de CH_4 emissies afkomstig van veeteelt (de spijsvertering van het vee en de mestopslag) en spelen ecosystemen een kleinere rol (VMM, 2011b). CH_4 -emissie komende van natuur en

landbouwgronden maakten in 2011 ongeveer 2% uit van de totale methaanemissie in Vlaanderen. Lachgas ontstaat door de microbiële processen aerobe nitrificatie en anaerobe denitrificatie. Landbouw zorgt voor 56% van de lachgasemissie in Vlaanderen. Deze emissies komen overwegend voor op akkerland en grasland na het toedienen van N-houdende bemesting (inclusief mest afkomstig van grazend vee) (VMM, 2011b). Ook mestopslag en indirecte emissies uit landbouwgronden (afkomstig van atmosferische depositie, uitspoeling en afspoeling) veroorzaken N₂O emissies. Verder kunnen ze ook vrijkomen bij het toepassen van no-till (een landbouwpraktijk waarbij niet geploegd wordt) en op veenbodems die gedraineerd en geploegd worden, maar deze laatste twee effecten zijn op schaal Vlaanderen minder belangrijk. Naast landbouw zijn industriële processen (bv. productie van salpeterzuur) een belangrijke bron van N₂O emissies. Energieproductie, huishoudens en verkeer veroorzaken een eerder beperkte emissie van N₂O.

Methaan is als broeikasgas 34 keer krachtiger dan CO₂ en lachgas 298 keer krachtiger. Door het toepassen van deze factoren op de totale emissies van CH₄ en N₂O worden de zogeheten "CO₂-equivalenten" (CO₂-eq.) berekend. In de internationale rapportering van de Belgische broeikasgasemissies werd (rekening houdend met CO₂-equivalenten) berekend dat CO₂ 86.9% vertegenwoordigde van de totale broeikasgasemissies in 2011, CH₄ 5.3% en N₂O 5.9%. De resterende 1.9% wordt ingenomen door een aantal gasvormige fluorverbindingen die niet gerelateerd zijn aan ecosystemen.

De totale broeikasgasemissie voor België bedroeg 120.2 Mt CO₂-eq. in 2011, zonder rekening te houden met LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) activiteiten. Deze laatste zijn menselijke activiteiten die de opslag van broeikasgassen in ecosystemen beïnvloeden, bv. veranderingen van landgebruik of beheermaatregelen in land- en bosbouw. Indien rekening gehouden wordt met LULUCF bedroeg de totale emissie voor België 118.9 Mt CO₂-eq. (VMM et al., 2013). Dit wil zeggen dat LULUCF onder huidige omstandigheden en volgens de huidige berekeningsmethodes voor een bescheiden daling van de totale emissie met 1.3 Mt CO₂-eq of 1.1% zorgt. Toch kunnen opslag en emissie van broeikasgassen in ecosystemen een rol spelen voor de regulatie van het globaal klimaat. Zo werd mondiaal berekend dat opslag in terrestrische ecosystemen 18% (1.4 ± 0.7 Gt C/jr) van de emissies afkomstig van de verbranding van fossiele brandstoffen en veranderingen van landgebruik bedraagt (7.9 ± 1.2 Gt C/jr) (Schimel et al., 2001). Deze C opslag zou vooral plaatsvinden buiten de tropen door natuurlijke verjonging op verlaten landbouwland, brandpreventie en milieufactoren zoals een langer groeiseizoen en sterkere groei door hogere atmosferische CO₂ concentratie en stikstof depositie (Schimel et al., 2001). Daarnaast geven de cijfers ook aan dat de CO₂ toename in de atmosfeer kleiner is dan verwacht kan worden op basis van de berekende fluxen. Op basis hiervan werd het begrip "missing sink" of "residual sink" gedefinieerd, wat verwijst naar een bijkomende, tot nog toe onverklaarde terrestrische of oceanische opslag van C die 2.9 ± 1.1 Gt C/jr bedraagt. De onzekerheid op al deze schattingen is echter groot, en de residual sink kan mogelijk ook (gedeeltelijk) verklaard worden door fouten in de schattingen van de andere fluxen.

1.2. Gradiënt natuurlijk-technologisch

De gradiënt natuurlijk-technologisch beschrijft in welke mate de ecosysteemdienst kan geleverd worden op basis van meer natuurlijk werkende ecosystemen of via door de mens beïnvloede ecosystemen. Ecosystemen met een hoge graad van natuurlijkheid, zoals natuurlijk bos, heide, (half)natuurlijk grasland, moeras, slikken en schorren bevatten over het algemeen de hoogste C voorraden in bodem en biomassa (bv. Alonso et al. (2012); Lesschen et al. (2012)). Regulatie van het globaal klimaat in dergelijke ecosystemen is slechts in geringe mate te sturen aangezien menselijk ingrijpen hier beperkt is. Of dergelijke systemen functioneren als een bron of als een sink van broeikasgassen of ze in evenwicht zijn en er geen netto verandering van de koolstofvoorraad optreedt, zal vooral afhangen van hun leeftijd, klimaatverandering (incl. extreme weersomstandigheden), depositie van nutriënten en verzurende verbindingen en het voorkomen van ziekten en plagen.

In systemen waar het beheer door de mens beïnvloed wordt, zoals productiebos, permanent grasland, tijdelijk grasland en akkerland, kan de levering van de ESD meer bewust gestuurd worden. Hier moet steeds afgewogen worden of de inspanning die nodig is voor een bijkomende opslag volgehouden kan worden, of deze geen andere emissies van broeikasgassen veroorzaakt en of de gerealiseerde bijkomende C opslag stabiel is, rekening houdende met toekomstige veranderingen in klimaat en atmosferische depositie.

Tenslotte bestaan er ook een reeks van zogenaamde geo-engineering maatregelen, een algemene term om uiteenlopende maatregelen aan te duiden die erop gericht zijn de impact van klimaatverandering te temperen, meestal door een pro-actieve technologische aanpak of

manipulatie van het milieu. Fox & Chapman (2011) presenteren een review van mogelijke maatregelen.

Een eerste type van geo-engineering maatregelen situeren zich in de ruimte en zijn zeer grootschalig van aanpak. Hier wordt gestreefd om zonlicht te reflecteren van het aardoppervlak door onder andere aerosolen toe te voegen aan de bovenste laag van de atmosfeer (stratosfeer), artificieel wolken te creëren of spiegels te plaatsen in de ruimte. Dergelijke maatregelen beogen een impact op korte termijn. Ze gaan vooral de temperatuursverhoging tegen maar laten de verhoogde concentratie broeikasgassen in de atmosfeer ongewijzigd. Er is weinig onderzoek naar de ontwikkeling van dergelijke methoden, niet enkel omwille van de hoge kost, maar ook wegens ethische, milieukundige en ecologische bezwaren. Bovendien zou een verregaande internationale samenwerking nodig zijn voor een dergelijke aanpak in de ruimte (Fox & Chapman, 2011). Ook werd aangetoond dat het resultaat een afkoelend effect rond de Tropen en een opwarmend effect voor boreale gebieden zou zijn (Lunt et al., 2008). Hieruit kan geconcludeerd worden dat dit type maatregelen op dit moment niet realistisch is.

Het tweede type maatregelen is erop gericht om CO₂ uit de atmosfeer te halen, door bijvoorbeeld extra ijzer toe te dienen aan oceanen om de groei van algen en fytoplankton te stimuleren, of meer lokaal door atmosferische koolstof af te vangen, te transporteren en op te slaan in ondergrondse olie- en gasreservoirs die reeds ontgonnen zijn, in verlaten mijnen of in diepe oceanlagen ("carbon capture and storage" of CCS). Dergelijke maatregelen zijn mogelijk realistischer dan de vorige categorie, en mikken ook meer op de lange termijn. Ze zijn fundamenteeler van aanpak, aangezien ze de hoeveelheid CO₂ in de atmosfeer actief verminderen. Sceptici brengen echter aan dat deze maatregelen te duur zijn en het risico op lekkage bij CCS bovendien reëel is, met mogelijk ernstige gevolgen zowel lokaal als globaal (Chow et al., 2003).

1.3. ESD cyclus

1.3.1. Inleiding

De ESD-cyclus in Figuur 1 beschrijft schematisch hoe ecosystemen en hun diensten bijdragen aan ons welzijn en onze economische welvaart, en hoe de waardering van die bijdragen een invloed heeft op hoe we als individu of maatschappij met die ecosystemen omgaan. Deze cyclus wordt in detail besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport. Hieronder wordt de cyclus enkel bondig besproken.

Alles begint met de kenmerken van ecosystemen en **ecosysteemstructuren** die een invloed hebben op de regulatie van het klimaat en met de **processen** die daarbij een rol spelen. De deilverzameling van proces-structuurinteracties in ecosystemen, die functies vervullen ten voordele van de mens, noemen we **ecosysteemfuncties**: opslag van koolstof in bodem en biomassa van ecosystemen zorgt voor minder CO₂ in de atmosfeer waardoor de klimaatverandering tegengegaan wordt en er zo een ecosysteemdienst geleverd wordt. Belangrijk daarbij is dat mensen integraal deel uitmaken van die ecosystemen. De mens interageert met zijn omgeving en bepaalt daardoor mee waar en hoe de ecosysteemdienst geleverd wordt. Die beïnvloedingsprocessen worden samengevat in een set van **directe en indirecte drivers**. Directe drivers zijn factoren en processen die op lokale, regionale of globale schaal rechtstreeks veranderingen teweegbrengen in ecosystemen en in de daaruit voortvloeiende ecosysteemfuncties en -diensten (bv. Verandering landgebruik, pollutanten en nutriënten). Aan de basis van die directe drivers ligt een complex van indirecte drivers (bv. bevolkingstoename of economische groei) die op elkaar en op die directe drivers inwerken. De directe en indirecte drivers bepalen niet alleen het aanbod van, maar ook de vraag naar ecosysteemdiensten. Zo zullen bepaalde veranderingen in het landgebruik bv. omzetting van bos in akker, leiden tot een dalende koolstofvoorraad in het ecosysteem (dalend aanbod), waardoor de vraag naar koolstofopslag toeneemt. Wanneer er op een bepaalde plaats voldaan wordt aan de vraag naar een ecosysteemdienst, wordt de ecosysteemdienst gebruikt (opslag broeikasgassen en mitigatie klimaatopwarming) en worden er **baten** gegenereerd. In het geval van deze ESD resulteert dit in een vermindering van nadelige effecten van de klimaatverandering.

Onze eigen persoonlijke kenmerken en de invloeden vanuit onze omgeving bepalen op welke wijze we de maatschappelijke effecten van ecosysteemdiensten waarnemen en **waarderen**. Die waardering heeft een invloed op de keuzes die de actoren maken (**governance**). Die keuzes bepalen direct en indirect hoe we de ecosystemen, al dan niet i.f.v. ecosysteemdiensten, beheren. De wisselwerking tussen alle actoren zal uiteindelijk bepalen welke oplossing de voorkeur krijgt en welke ingrepen op het terrein uitgevoerd worden. Onze keuzes hebben echter niet altijd een direct effect op de ecosystemen, maar kunnen ook indirect een invloed hebben. Zo is de productie van

stalmest in Vlaanderen de laatste decennia gedaald o.a. door een daling in areaal graangewassen en het gebruik van stro voor andere doeleinden, en heeft dit ertoe bijgedragen dat de koolstofvoorraad van akkerland gedaald is. Ook zullen technologische ontwikkelingen en schaalvergroting in de landbouw leiden tot een gewijzigde uitstoot van de hoeveelheid broeikasgassen.

1.3.2. Het ecosysteem en de ecosysteefuncties

Hier wordt dieper ingegaan op het eerste deel van de ESD-cyclus, namelijk de bijdragen van ecosystemen aan het reguleren van klimaat en het belang van structuren en processen (Figuur 1).

Fotosynthese is een fundamenteel proces dat aan de basis ligt van koolstofopslag in ecosystemen. Autotrofe organismen (planten en algen) maken met behulp van zonlicht uit CO₂ organische stoffen. Netto primaire productie bepaalt de bovengrondse koolstofopslag in (half)natuurlijk ecosystemen, evenals de hoeveelheid strooisel. Een hogere diversiteit van soorten heeft over het algemeen een hogere netto primaire productie en is daarnaast ook beter bestand tegen aanvallen van ziekten en plagen of tegen veranderingen in klimaat zoals een toename in de temperatuur of het veelvuldiger voorkomen van extreme weersomstandigheden zoals droogte (Cardinale et al., 2012; Diaz et al., 2006; Pereira et al., 2013; Tilman, 1999). De soortensamenstelling bepaalt ook de kwaliteit van het strooisel, dat door heterotrofe organismen weer omgezet wordt in CO₂. Bij heel wat organismen vindt onder zuurstofarme omstandigheden gisting plaats, waarbij de organische stof onvolledig in andere organische stoffen wordt omgezet en waarbij methaan wordt vrijgesteld. Een deel van het organisch materiaal komt in de bodem terecht en kan hier voor korte of lange tijd opgeslagen worden. De verblijftijd van bodemorganische stof is in grote mate afhankelijk van fysische (bv. bodemaggregaten) en chemische (organo-minerale complexen) stabilisatie (Schmidt et al., 2011). Deze stabilisatie zorgt ervoor dat het organisch materiaal minder toegankelijk is voor afbraak door micro-organismen in de bodem. De gezamenlijke microbiële diversiteit van om het even welke bodem zou in theorie altijd volstaan om alle aanwezige organische moleculen af te breken. Het feit dat een deel van het organisch materiaal gedurende millennia bewaard blijft in de bodem is bijna uitsluitend te wijten aan deze fysische en chemische stabilisatie (Dungait et al., 2012). "Black carbon" en biochar vormen hierop een uitzondering in die zin dat ze uitermate stabiel zijn en ook zonder fysische of chemische stabilisatie bestand zijn tegen microbiële afbraak. Black carbon ontstaat bij de onvolledige verbranding van organisch materiaal en bestaat uit een continuüm van houtskool tot grafiet. Het regelmatig optreden van brand in natuurlijke ecosystemen kan leiden tot aanzienlijke accumulaties van black carbon. In Vlaanderen is het een courante praktijk om fijn snoeihout afkomstig van hagen, knotwilgen, enz. dat geen waarde heeft als brandhout ter plaatse te verbranden. Ook bestaan er historische sites waar houtskool geproduceerd werd bijvoorbeeld voor ijzerertsovens in het Zoniënwoud. Op dergelijke locaties kunnen er aanzienlijke hoeveelheden black carbon voorkomen in de bodem. Black carbon is zeer stabiel en heeft een verblijftijd in de bodem van duizenden jaren. Dit geldt ook voor biochar, een stabiel, koolstofrijk restproduct dat ontstaat bij industriële pyrolyse (verhitting zonder zuurstof) van biomassa. Bij toediening aan de bodem (bv. binnen de landbouwpraktijk), zou een koolstofsink gecreëerd kunnen worden (Lehmann et al., 2006).

De diversiteit en abundantie van bodemorganismen die organisch materiaal afbreken heeft een invloed op de afbraaksnelheid van het organisch materiaal en op de fractie die voor langere tijd in de bodem opgeslagen blijft. Macro-organismen zorgen voor fragmentatie en verspreiding van het organisch materiaal in de bodem (regenwormen, pissebedden, mijten) en voor bioturbatie en aggregaatvorming (regenwormen) (Fox et al., 2006; Rawlins et al., 2007). Micro-organismen spelen een belangrijke rol in de recycling van voedingsstoffen en het beschikbaar stellen van nutriënten voor planten (bacteriën, schimmels, mycorrhiza). De aanwezigheid van deze organismen is afhankelijk van standplaatskarakteristieken (pH, textuur, vocht) en de hoeveelheid en kwaliteit van het strooisel.

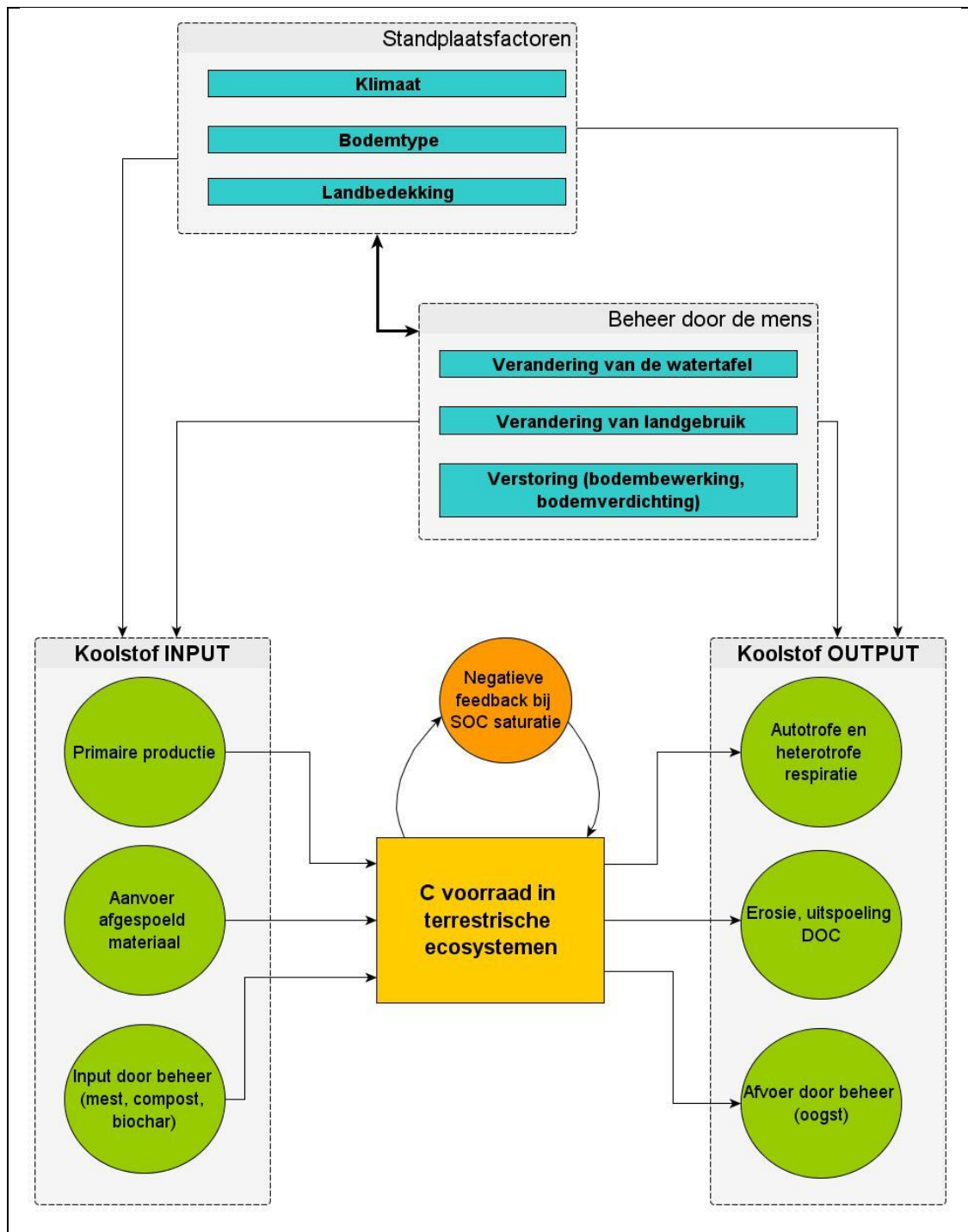
De koolstofvoorraad ontstaat als een evenwicht tussen C inputs en outputs (Figuur 3). Aan de input zijde wordt CO₂ vastgelegd door fotosynthese, maar spelen ook inputs afkomstig van afgespoeld materiaal en van beheeringrepen (bemesting) een rol. Aan de andere kant komt door autotrofe en heterotrofe respiratie in aerobe omstandigheden CO₂ vrij en in gereduceerde condities methaan (CH₄). Koolstof kan het ecosysteem tevens verlaten door uitspoeling van opgeloste koolstof (DOC) of door erosie van organisch bodemmateriaal. Tenslotte wordt er ook organisch materiaal afgevoerd via oogst.

Beheer door de mens speelt in op al deze processen. Beheer van de abiotiek zal de C opslag sturen door o.a. veranderingen in de grondwatertafel of bodembewerking. Biotische ingrepen zoals keuze voor een specifiek landgebruik (akker, grasland, bos) en binnen het landgebruik de keuze voor een welbepaalde teelt of natuurtipe is bepalend voor de potenties voor C opslag. In samenhang met

een specifieke beheervorm wordt C geëxporteerd uit het systeem door het oogsten van gewassen of hout, door begrazing of afvoer van maaisel. Maar ook import van koolstof door (stal)mest, compost, groenbedekkers, oogstresten en sedimentafzet past binnen een specifieke beheervorm.

Klimaat heeft een invloed op de C stromen die de C voorraad in een ecosysteem bepalen. Zo beïnvloeden temperatuur en vocht de primaire productie, maar ook de snelheid van de afbraakprocessen van organisch materiaal in de bodem. Extreme weersomstandigheden, zoals droogte en stormen kunnen de bovengrondse vegetatie op korte termijn veranderen.

Tenslotte wordt ook gepostuleerd dat inherent aan een bepaalde standplaats steeds een saturatie niveau van de koolstofvoorraad verbonden is (Six et al., 2002b; Tan et al., 2014). Zo kan bv. bij verandering van landgebruik een hogere C input uit strooisel de SOC voorraad verhogen, maar de maximale koolstofvoorraad is kenmerkend voor een bepaalde standplaats.



Figuur 3. Vereenvoudigd schema van de factoren die inwerken op de koolstofopslag in terrestrische ecosystemen

1.3.3. Actoren

De levering en het gebruik van ecosystemendiensten wordt in belangrijke mate bepaald door keuzes die de belanghebbenden van de dienst maken. Belanghebbenden omvatten zowel de individuen en groepen die de ecosystemen bezitten (eigenaars) en beheren (beheerders), als zij die een voordeel hebben van de dienst (begunstigden), er nadeel van ondervinden (benadeelden) of de levering en het gebruik van de dienst ondersteunen en faciliteren. In hoofdstuk 2 van het technisch rapport worden de verschillende belanghebbenden en hun rol in de ESD-cyclus besproken. In de volgende paragrafen beperken we ons tot een bespreking van de belangrijkste begunstigden en benadeelden van de dienst (vraag naar de ESD) en van de groepen die de ecosystemen die de dienst leveren beheren of de levering van de dienst ondersteunen (levering van de ESD).

De belangrijkste leveranciers zijn de beheerders van natuurlijke ecosystemen of landbouwkundige systemen, zoals landbouwers en hobbyboeren, privé beseigenaars, Vlaamse overheid als beheerder van bos, natuur, parken en overstromingsgebieden (Agentschap Natuur en Bos, Waterwegen & Zeekanaal, Vlaamse Landmaatschappij), lokale besturen en OCMW's en de erkende terreinbeheerders (bv. Natuurpunt).

Klimaatverandering is een mondiaal probleem, en de negatieve gevolgen zullen voor iedereen voelbaar zijn. Gemeenschappen en sectoren die gelegen zijn in gebieden die kwetsbaar zijn voor de gevolgen van klimaatverandering (kustgebieden, rivierdelta's) en wiens economieën afhankelijk zijn van lokale grondstoffen (landbouw, bosbouw, visserij) zijn het meest kwetsbaar (IPCC, 2007). De economische en sociale kost van de negatieve gevolgen van klimaatverandering reikt echter veel verder dan enkel deze gemeenschappen en sectoren. Dit geldt ook voor Vlaanderen, dat voor veel grondstoffen en producten afhankelijk is van de import uit andere werelddelen.

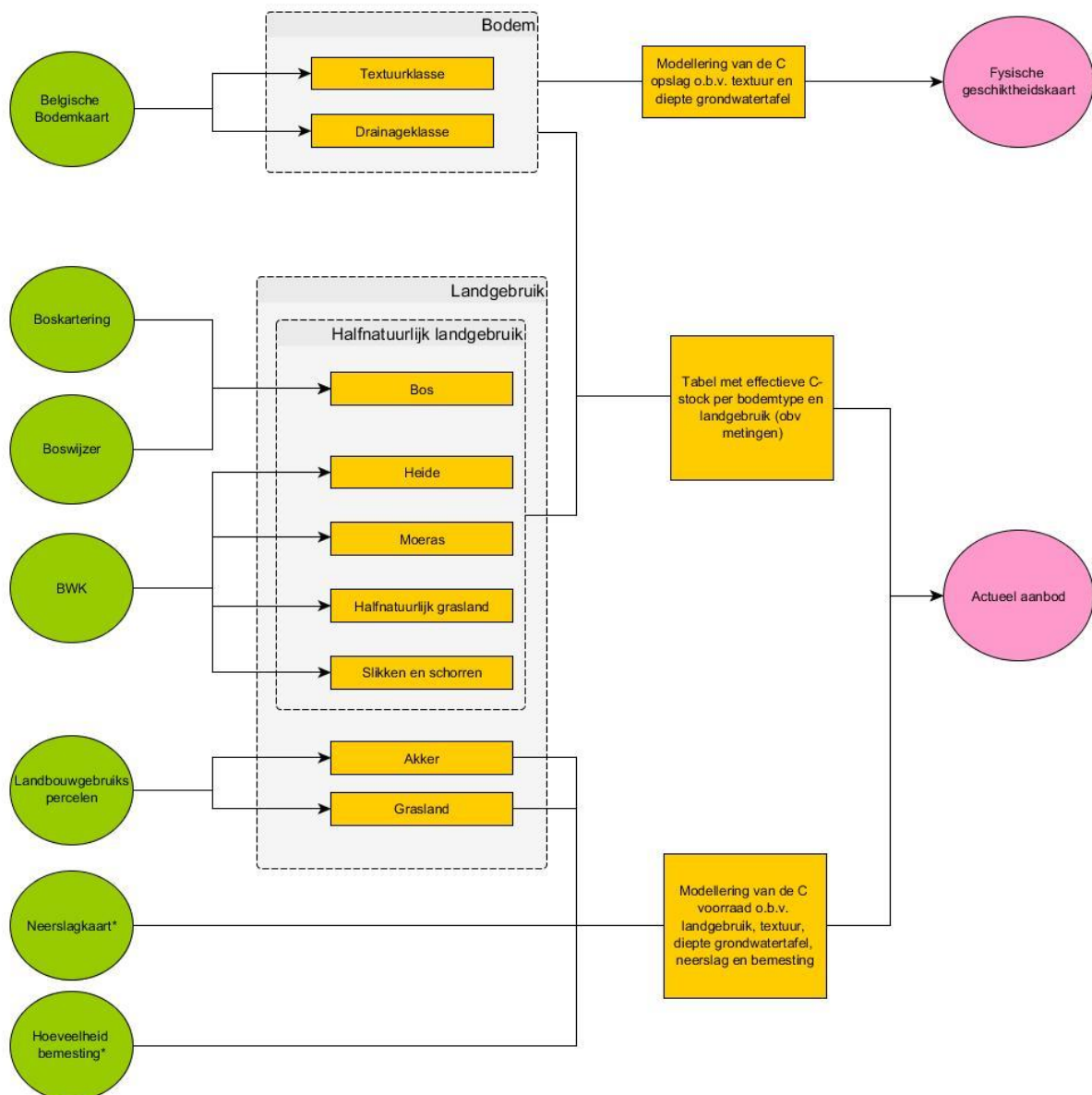
In meer verstedelijkte gebieden is ook de invloed op het lokaal stedelijk klimaat van belang, bijvoorbeeld door het toenemen van het 'urban heat island effect'. Dergelijke lokale klimaateffecten vormen niet de focus van dit rapport.

De ESD regulatie van globaal klimaat heeft een positief effect op een aantal regulerende diensten zoals behoud van de bodemvruchtbaarheid, regulatie van erosierisico, reguleren van waterkwaliteit en regulatie van overstromingsrisico en op producerende diensten zoals voedselproductie, houtproductie en waterproductie. Deze interacties met andere ESD komen aan bod in paragraaf 7.

2. Actuele Toestand ESD

2.1. Inleiding

De actuele toestand van de ESD regulatie globaal klimaat in Vlaanderen wordt hier toegelicht aan de hand van de voorraad bodemorganische koolstof in Vlaanderen. Achtereenvolgens worden de fysische geschiktheid, het potentieel aanbod, het actueel aanbod, de vraag en het gebruik van de ESD beschreven. Voor de fysische geschiktheid en het actueel aanbod werd de bodemorganische koolstof (SOC) voorraad in Vlaamse bodems gekarteerd (Figuur 4). Hiervoor werd gebruik gemaakt van de verrasterde Belgische bodemkaart en de landgebruikskaart (raster van 10 x 10 m²) zoals opgemaakt door VITO in opdracht van INBO (Poelmans et al., 2014). De kaarten die aan de basis liggen worden getoond in Figuur 4. Meer uitleg omtrent de totstandkoming en legende van de Belgische bodemkaart bevindt zich in Bijlage 1.



Figuur 4. Algemeen karteringsschema voor de fysische geschiktheidskaart en de kaart van het actueel aanbod (*kaarten opgesteld op basis van Meersmans et al. (2011))

2.2. Fysische geschiktheid

De fysische geschiktheid geeft aan in welke mate een bepaalde standplaats, dankzij karakteristieken eigen aan deze standplaats, in staat is om een hoge koolstofvoorraad te ontwikkelen. Onder standplaatskarakteristieken verstaan we de lokale temperatuur, neerslag, verdeling van de korrelgrootte, hellingsgraad, expositie, vochtigheid enz. Vegetatie of beheer worden hier niet mee in beschouwing genomen.

Binnen Vlaanderen wordt aangenomen dat de variatie in klimaat en reliëf gering is en slechts een beperkte invloed zal hebben op C opslag. De fysische geschiktheidskaart wordt hier dan ook opgesteld aan de hand van een regressiemodel dat de SOC voorraad in de bovenste 100cm modelleert op basis van bodemtextuur en bodemdrainageklasse (Meersmans et al., 2008). Het model werd ontwikkeld voor vier types landgebruik, namelijk bos, grasland, akker en heide. Om de fysische geschiktheid van bodems voor koolstofopslag te karteren werd hier gekozen om het model voor bos toe te passen op heel Vlaanderen. Hierbij wordt aangenomen dat de koolstofvoorraad van dit landgebruik bij benadering stabiel is door de lage verstoring door de mens. Daarnaast komt bos op een relatief groot aantal bodemtypes voor (in tegenstelling tot heide), wat de representativiteit van het model voor heel Vlaanderen vergroot.

De digitale bodemkaart wordt gebruikt om Vlaanderen op te delen in polygonen met homogene textuur en drainageklasse. In het model worden deze vertaald naar respectievelijk een gemiddelde minimale en maximale diepte van het grondwater (GHG en GLG waarden) en een gemiddeld percentage klei, leem en zand per textuurklasse. Belangrijk om hierbij te vermelden is dat de drainageklasse ten tijde van de bodemkartering afgeleid werd op basis van gleyverschijnselen (en niet op basis van metingen van grondwaterstanden), het afleiden van grondwaterstanden op basis van de drainageklassen is dus een vereenvoudiging van de realiteit. Bovendien hebben drainagewerken sinds de jaren '50 - '60 ertoe geleid dat de huidige drainageklasse gewijzigd kan zijn ten opzichte van de historische situatie.

Voor zones waar de bodemkaart niet beschikbaar is (bebouwde oppervlakte en militaire domeinen) wordt de textuurklasse en drainageklasse geëxtrapoleerd op basis van naburige cellen. Voor elk van de textuur-drainage polygonen wordt de SOC voorraad gemodelleerd op basis van het regressiemodel voor bos. De toegepaste karteringsmethode wordt in detail besproken in Bijlage 2.

Aangezien deze kaart enkel de relatieve geschiktheid van de bodem voor C opslag binnen Vlaanderen weergeeft, worden de resultaten uitgedrukt in vijf geschiktheidsklassen (Figuur 5). De gemodelleerde C voorraad in ton C per ha wordt dus niet getoond. Elke geschiktheidsklasse bevat 20% van de gridcellen.

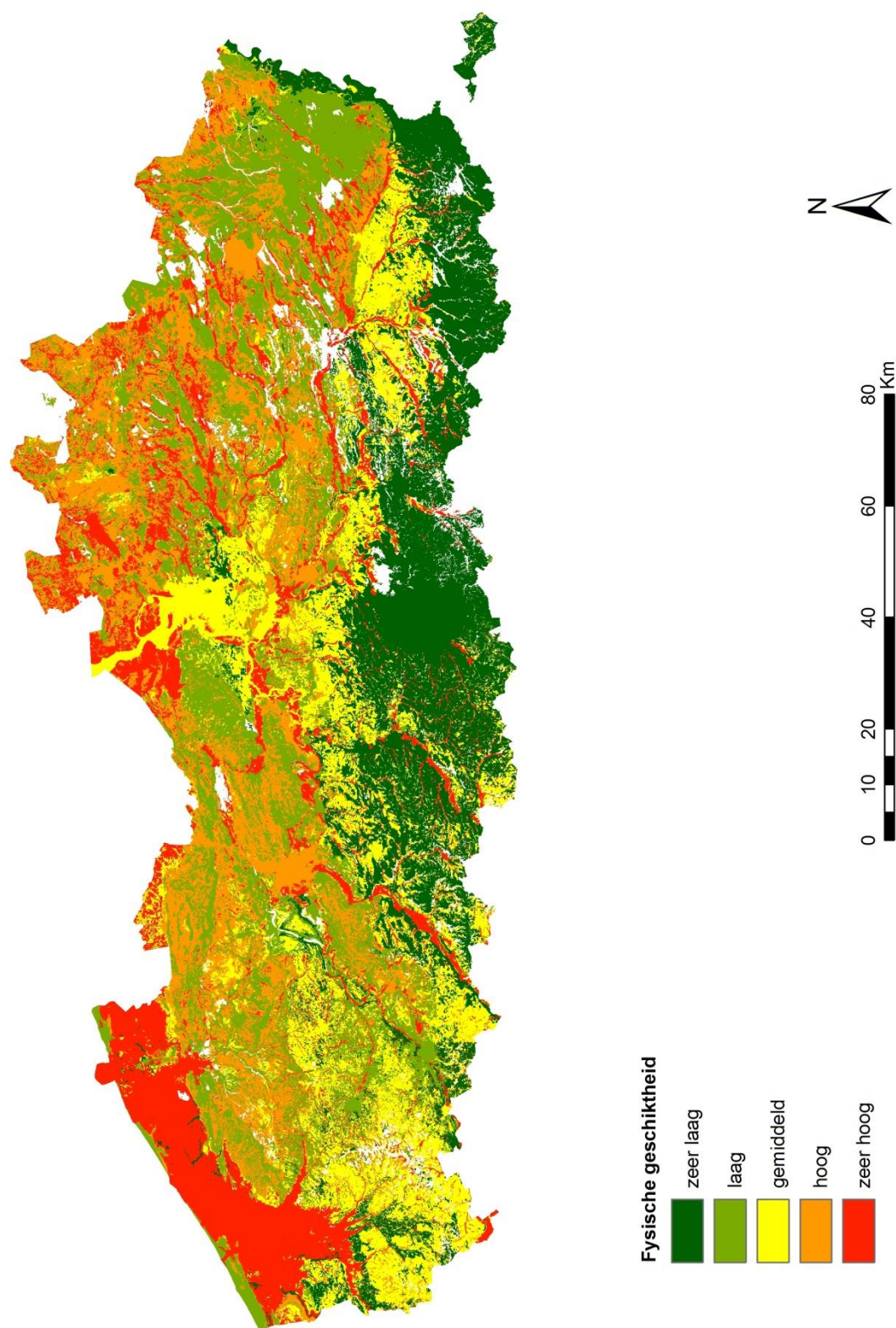
Op de kaart zelf (Figuur 5) komen de zware kleigronden van de Polders samen met valleibodems naar voor als uitermate geschikt voor C opslag. Ook in de matig natte en natte (respectievelijk drainageklasse d en e) zand en lemig zandbodems (respectievelijk textuur Z en S) in de Kempen, Zandstreek en Zandleemstreek is er een hoge potentie. De droge leembodems van de Leemstreek en Zandleemstreek (textuur A, drainage b) zijn minder geschikt voor de aanleg van hoge C voorraden.

Tabel 1 toont de capaciteit van bodems op C op te slaan per textuur- en drainageklasse door de gemodelleerde SOC voorraad uit te drukken als een percentage van de maximale C voorraad onder bos die werd berekend voor zeer natte bodems met zware klei textuur (i.e. 100%). Hieruit blijkt de belangrijke invloed van drainageklasse op de koolstofvoorraad in de bodem, met een toenemende C voorraad van zeer droge (drainageklasse a) naar zeer natte (drainageklasse f) bodems. Bodems met drainageklasse h en i zijn natte tot zeer natte bodems die echter een sterk wisselende watertafel hebben en dus droogvallen tijdens de zomer. Deze bodems zijn vaak op een helling gelegen, in tegenstelling tot drainageklassen f en g waar het over het algemeen valleibodems betreft. Bodems met klasse h of i hebben een beduidend lagere C voorraad dan f en g en sluiten eerder aan bij drainageklasse d. Naast drainageklasse oefent het kleigehalte een invloed uit op de C voorraad, met een toenemende C voorraad bij toenemend kleigehalte. Klei- en zware kleibodems (U en E) kunnen de hoogste koolstofvoorraad aanleggen. De verschillen tussen de overige texturen zijn klein.

Op de kaart zelf (Figuur 5) komen de zware kleigronden van de Polders samen met valleibodems naar voor als uitermate geschikt voor C opslag. Ook in de matig natte en natte (respectievelijk drainageklasse d en e) zand en lemig zandbodems (respectievelijk textuur Z en S) in de Kempen, Zandstreek en Zandleemstreek is er een hoge potentie. De droge leembodems van de Leemstreek en Zandleemstreek (textuur A, drainage b) zijn minder geschikt voor de aanleg van hoge C voorraden.

Tabel 1. *Fysische geschiktheid van verschillende combinaties textuur – drainage. De gemodelleerde SOC voorraden zijn uitgedrukt in % ten opzichte van de maximaal berekende SOC voorraad onder bos (in de combinatie textuur U – drainageklasse g). Voor uitleg bij de symbolen voor textuur en drainage, zie Bijlage 1*

Drainageklasse	Textuurklasse							
		Z	S	P	L	A	E	U
	a	26	25	24	25	25	36	47
	b	29	28	27	26	26	37	48
	c	31	30	29	29	28	39	50
	d	32	31	30	31	31	42	53
	e	45	44	43	44	44	55	66
	f	65	64	63	64	64	75	86
	g	79	78	77	78	78	89	100
	h	33	33	32	33	32	43	54
	i	35	34	33	34	34	45	56



Figuur 5. *Fysische geschiktheid voor SOC opslag in Vlaanderen. Dit is de geschiktheid van een standplaats om koolstof vast te leggen in de bodem*

2.3. Potentieel aanbod

Vervolgens wordt een landgebruikskaart toegevoegd om de polygonen verder te karakteriseren tot landschapseenheden. De landgebruikstypes zijn bos, ander groen, heide, moeras, halfnatuurlijk grasland, akker, permanent grasland, slik en schorre, kustduin. Al deze eenheden kunnen afgeleid worden uit bestaande kaarten (zie Figuur 4).

Het potentieel aanbod aan C voorraad in deze polygonen is de maximale opslag die onder een bepaald landgebruik op een bepaald bodemtype kan bereikt worden. Dit veronderstelt dat voor elk landgebruik een zo C vriendelijk mogelijk beheer wordt gevoerd. Het netto effect en vaak ook de toepasbaarheid van dergelijke C vriendelijke maatregelen is sterk afhankelijk van het bodemtype, het klimaat en de teelt (landbouw) of boomsoort (bosbouw).

Van een aantal ecosystemen wordt verwacht dat hier een relatief grote C winst kan gerealiseerd worden. In eerste instantie is dit akkerland waar een aantal beheermaatregelen de trend van dalende C voorraden kunnen vertragen of omkeren. Gezien de grote oppervlakte onder akkerland zou een kleine toename in de C voorraad een groot verschil kunnen maken (Lal, 2004b). Daarnaast kan ook in bossen extra C kan opgeslagen worden in bodem en biomassa door aangepast bosbeheer. Tenslotte verdienen natte gronden en in het bijzonder veengronden een aangepast beheer, want hoewel de oppervlakte van deze gronden relatief beperkt is, zijn de emissies bij bewerken en/of draineren hoog. Ook kan bij veenherstel een aanzienlijke C opslag verwacht worden.

Het effect van het uitvoeren van dergelijke maatregelen op schaal Vlaanderen modelleren valt buiten het bereik van deze studie. Er wordt dan ook geen kaart van het potentieel aanbod opgesteld. De impact van C vriendelijke maatregelen wordt besproken onder paragraaf 4.2 aangaande directe drivers.

2.4. Actueel aanbod

Het actueel aanbod wordt geïnterpreteerd als de huidige SOC voorraad in polygonen met homogeen landgebruik en bodemtype, dus rekening houdend met het actuele beheer. Voor de kartering wordt een verschillende aanpak gevolgd voor de pixels onder landbouw (akker, permanent grasland) en niet-landbouw (bos, ander groen, halfnatuurlijk grasland, heide, moeras, kustduin en slik en schorre).

Landbouw

Voor landbouwkundige percelen zijn binnen INBO onvoldoende gegeorefereerde puntmetingen beschikbaar om tot een schatting van de SOC voorraden te komen. Daarom wordt een regressiemodel gebruikt dat ontwikkeld werd door Meersmans et al. (2011) voor bodems onder akker en grasland en dat gebruik maakt van gegevens betreffende textuur, drainage (beide op basis van de bodemkaart), neerslag en beheer (hoeveelheid bemesting). Neerslag wordt gemodelleerd op basis van hoogteligging en expositie van de helling. De hoeveelheid bemesting is gebaseerd op de productie van stalmest en drijfmest die werd omgezet naar organische koolstof (t C/ha/jr) per Vlaamse landbouwstreek (van Wesemael et al., 2005). Het regressiemodel werd opgesteld op basis van recente (2004-2008) metingen van 629 profielen in Vlaanderen en Wallonië. De SOC voorraad wordt berekend voor de bovenste 30cm. Een gedetailleerde beschrijving van de werkwijze is terug te vinden in Bijlage 3 en in Meersmans et al. (2011).

Uit het regressiemodel blijkt dat de SOC stock in akkerland vooral sterk gecorreleerd is met neerslag en temperatuur (Meersmans et al., 2011). Dit wordt echter vooral duidelijk door een gemiddeld hogere SOC voorraad in Wallonië dan in Vlaanderen. Binnen Vlaanderen bestaan er qua klimaat geen sterke gradiënten. Het zijn dan ook vooral textuur en bemesting die de gradiënten bepalen, met een hogere SOC voorraad in de kleirijke Polders en in de intensief bemeste Kempen (Figuur 8). De Kempen is de landbouwstreek met het hoogste geschatte niveau van bemesting (4.1 t C/ha/jr).

De SOC stock onder grasland is vooral gecorreleerd met textuur en drainage (Meersmans et al., 2011). De kaart voor grasland (Figuur 9) toont hoge C voorraden in de kleirijke gronden van de Polders en in valleigebieden. Tabel 2 toont een overzicht van de gemiddelde SOC voorraad per textuurklasse en drainageklasse voor akker versus grasland. De natte gronden en de kleigronden bevatten de hoogste voorraden koolstof. Zoals bij het potentieel aanbod valt op dat de vochttrap f en g meer koolstof opslaan dan h en i, dewelke meer aansluiten bij de drogere vochttrappen d en e. Dit toont aan dat de maximale diepte van de grondwatertafel (GLG of zomerstand) belangrijker

is dan de minimale (GHG of winter-) grondwaterstand. Eens de minimale grondwaterstand lager is dan 150cm, is de invloed op koolstofopslag gering. Er wordt dan ook geen onderscheid gemaakt tussen maximale grondwaterstanden die lager zijn dan 150cm in het regressiemodel.

Tabel 2. *Gemiddelde SOC voorraad per textuur- en drainageklasse voor (a) akker en (b) grasland. Waarden werden gemodelleerd voor 0-30cm op basis van het model uit Meersmans et al. (2011). Voor uitleg bij de symbolen voor textuur en drainage, zie Bijlage 1*

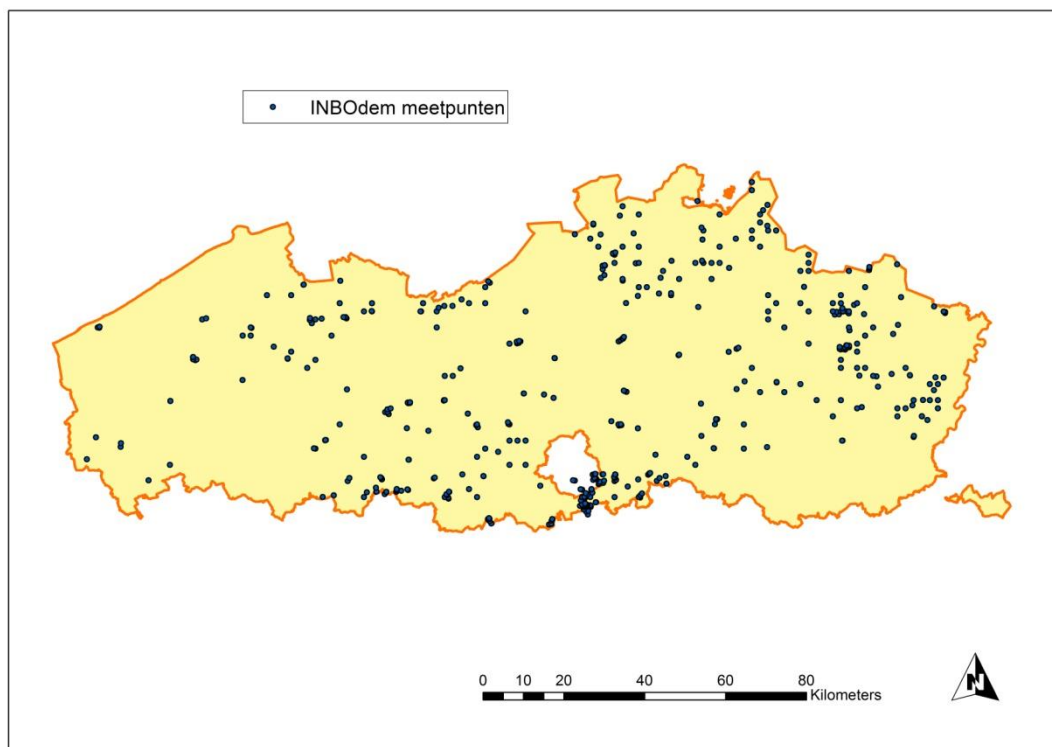
(a) Textuurklasse								
Drainageklasse		Z	S	P	L	A	E	U
	a	57	55	/	44	/	/	/
	b	56	56	53	50	42	65	/
	c	57	56	53	51	43	70	/
	d	57	57	54	52	44	69	80
	e	57	58	57	55	49	70	82
	f	57	59	59	60	52	74	86
	g	59	61	60	64	55	78	90
	h	56	56	53	50	44	65	75
	i	/	/	/	50	44	64	78

(b) Textuurklasse								
Drainageklasse		Z	S	P	L	A	E	U
	a	64	74	/	73	/	/	/
	b	64	73	72	73	66	98	/
	c	63	73	73	73	68	86	/
	d	63	73	74	75	70	88	97
	e	65	75	77	78	74	92	100
	f	67	78	81	83	80	96	106
	g	68	77	80	86	86	99	109
	h	64	73	75	76	72	89	99
	i	/	/	/	77	73	89	102

Niet-landbouw

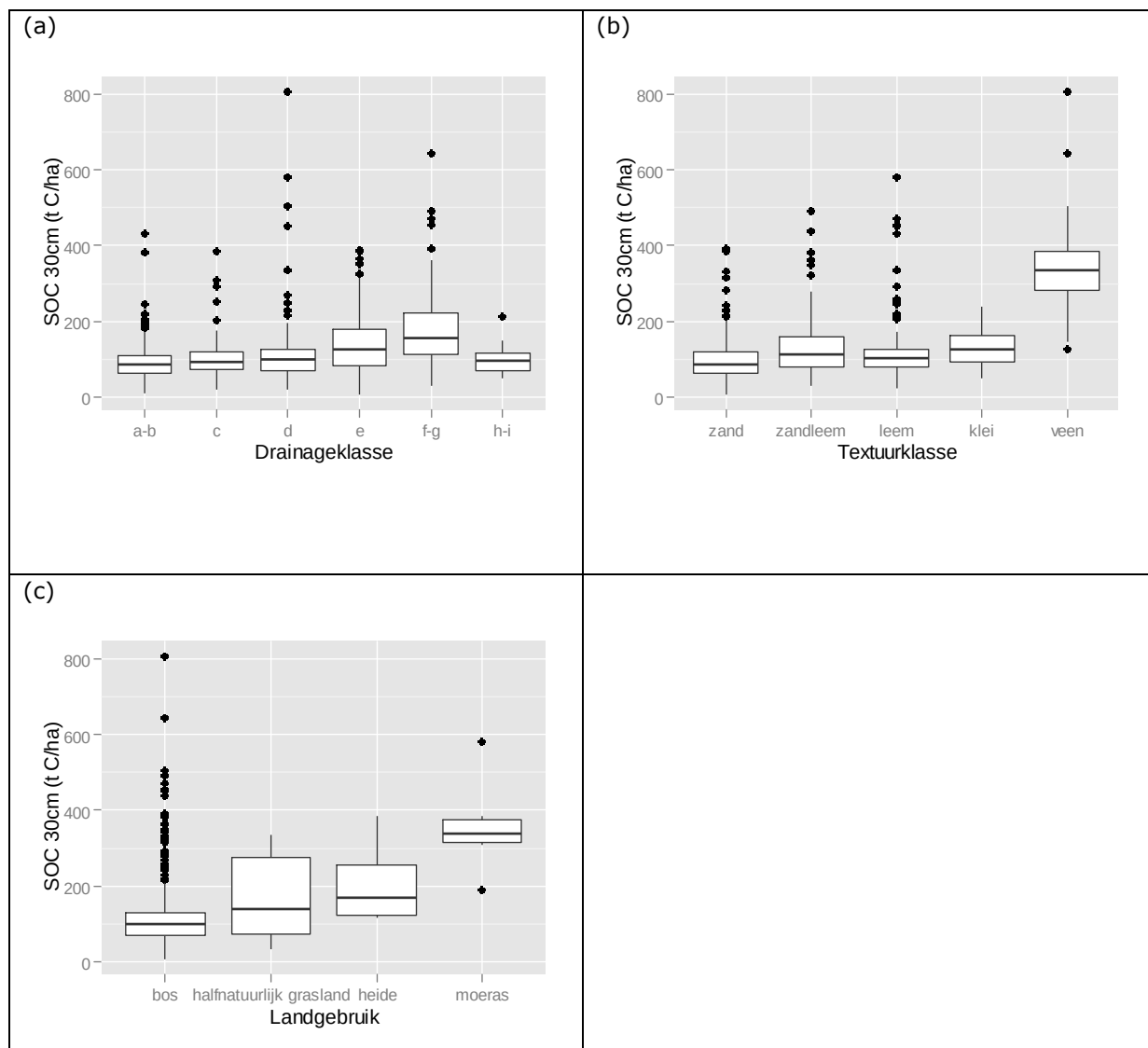
Voor de karakterisering van de overige landgebruikscategorieën (bos, ander groen, halfnatuurlijk grasland, heide, moeras, kustduin en slik en schorre) werd gebruik gemaakt van georeferencierte puntmetingen die binnen INBO beschikbaar zijn. De interne INBO databank INBOdem bevat bodemgegevens die verzameld werden tijdens de eerste bosinventarisatie en andere, kleinere recent uitgevoerde bosbodemonderzoeken, gegevens uit de inventarisatie van valleigebieden en tenslotte bodemgegevens die verzameld werden in grondwaterafhankelijke Vlaamse natuurgebieden (Bodina databank). Uit de INBOdem databank werden alle locaties geselecteerd die bemonsterd werden na 1/1/1997 en tot minimaal 30 cm diepte, in totaal 474 locaties. Op deze locaties werd het percentage organische koolstof gemeten en in een deel van de data eveneens bulk densiteit. Een gedetailleerde beschrijving van de analysemethoden en de berekeningswijze om van % koolstof naar ton koolstof per ha te gaan is terug te vinden in Bijlage 4. Figuur 6 toont de locatie van de meetpunten.

Op basis van de bodemkaart werd aan de meetpunten een textuurklasse en drainageklasse toegewezen. Het aantal textuur- en drainageklassen werd gereduceerd tot veralgemeende klassen (zie Bijlage 4). Het landgebruik werd afgeleid uit de landgebruikskaart. Voor deze veralgemeende klassen werd op basis van de puntmetingen een gemiddelde SOC stock berekend en toegekend aan alle pixels met dezelfde combinatie landgebruik/textuur/drainage.



Figuur 6. Ligging van de meetpunten uit de INBOdem databank die werden gebruikt voor de schatting van de SOC voorraad in niet-landbouw pixels

De resultaten van deze berekening tonen vooral een duidelijk effect van vochttrap, met toenemende SOC voorraad bij nattere bodems. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 7. Per drainageklasse was er over het algemeen een voldoende aantal observaties beschikbaar (minimaal 54, met uitzondering van de klasse h-i, met slechts 23 observaties). Net zoals bij de vorige kaarten sluit de vochttrap h-i meer aan bij de droge vochttrappen dan bij de natte. Voor textuur is het effect van toenemend kleigehalte zichtbaar. Zandbodems hebben gemiddeld de laagste SOC voorraad en kleibodems de hoogste. Er is geen verschil tussen de koolstofinhoud van zandleem- en leembodems. Veenbodems hebben een zeer hoge SOC voorraad, maar de standaarddeviatie op deze waarde is hoog en het aantal observaties relatief klein (N=24). Alle veenbodems werden samengenomen voor de berekening van de gemiddelde SOC voorraad, zonder onderscheid tussen de verschillende types landgebruik.



Figuur 7. Overzicht van de spreiding op de SOC voorraad (t C/ha) per textuurklasse (a), drainageklasse (b) en type landgebruik (c). Resultaten werden berekend op basis van de INBOdem databank. Voor uitleg bij de symbolen voor textuur en drainage, zie Bijlage 1. De streep binnen de "boxen" van de boxplots stelt de mediaan voor, de boven- en onderkant van de boxplots stellen de 25ste en 75ste percentielen voor. De verticale lijn ("whisker") boven de box vertegenwoordigt de hoogste waarde die nog binnen de $1.5 \times \text{IQR}$ (inter-quartile range, of de afstand tussen 23^{ste} en 75^{ste} percentiel) valt, de onderste whisker vertegenwoordigt de laagste waarde die nog binnen $1.5 \times \text{IQR}$ valt. Data die nog verder dan $1.5 \times \text{IQR}$ van de mediaan verwijderd zijn, worden voorgesteld als punten

In totaal 54 meetpunten vallen buiten de beschouwde landgebruikscategorieën en konden dus niet verder gebruikt worden (27 onder landbouw, 19 in urbaan gebied, 1 in water, 7 in de klasse "other"). Wat betreft de verschillende types landgebruik zijn het meeste gegevens beschikbaar voor de berekening van de SOC voorraad onder bos ($N = 404$). Het aantal observaties onder heide, moeras en halfnatuurlijk grasland is erg laag (Tabel 3), het was dan ook niet mogelijk om deze types landgebruik op te splitsen naar drainage- en textuurklasse. Voor heide kwamen er enkel metingen voor op natte, zandige bodems (textuur zand en drainageklasse d, e en f-g). Halfnatuurlijk grasland kwam voor op natte bodems van alle textuurtypes. Het landgebruik moeras tenslotte kwam enkel voor op natte veenbodems. Voor deze drie types landgebruik werd een gemiddelde genomen van de SOC voorraad over alle bodemtypes heen (Tabel 3). De fout op dit gemiddelde is groot. Wegens de lage betrouwbaarheid van deze schattingen werden deze

landgebruiktypes niet gekarteerd. Enkel de SOC voorraad onder bos en ander groen werd gekarteerd (Figuur 10). Op deze kaart vallen vooral de valleigebieden en heidegebieden op met een hoge C voorraad, evenals de lage SOC voorraad van de droge leembodems in Zoniënwood.

De gemiddelde SOC stock per textuur- en drainageklasse, evenals de bijhorende standaarddeviatie, werd berekend voor bos (Tabel 4). Uit deze tabel blijkt opnieuw de hoge SOC voorraad van zware gronden en van natte gronden. Ook goed gedraineerde leemgronden (Ac.) bevatten relatief veel koolstof. Droge leembodems (Aa. en Ab.) daarentegen bevatten een lage SOC voorraad. Dit geldt eveneens voor droge (a-b), goed gedraineerde (c) en matig natte (d) zandige (S-Z-X) bodems.

Tabel 3. *Gemiddelde SOC voorraad, standaarddeviatie en aantal observaties voor de types landgebruik heide, halfnatuurlijk grasland en moeras*

	Gemiddelde SOC voorraad (t C/ha)	Aantal observaties	Standaard- deviatie (t C/ha)
Heide	209	4	125
Halfnatuurlijk grasland	170	6	130
Moeras	357	6	128

Tabel 4. (a) gemiddelde SOC voorraad (t C/ha) per textuurklasse en drainageklasse onder bos in 0-30cm; (b) aantal observaties aan de basis van dit gemiddelde en (c) standaarddeviatie. Voor uitleg bij de symbolen voor textuur en drainage, zie Bijlage 1

(a) Textuurklasse						
Drainageklasse		zand	zand-leem	leem	klei	veen
	a-b	83	120	99	/	381
	c	96	103	116	100	381
	d	93	120	115	/	381
	e	108	109	138	164	381
	f-g	147	135	103	129	381
	h-i	95	95	81	83	381

(b) Textuurklasse						
Drainageklasse		zand	zand-leem	leem	klei	veen
	a-b	55	6	69	0	24
	c	40	7	15	7	24
	d	59	20	5	0	24
	e	21	6	5	3	24
	f-g	5	13	5	10	24
	h-i	4	8	5	3	24

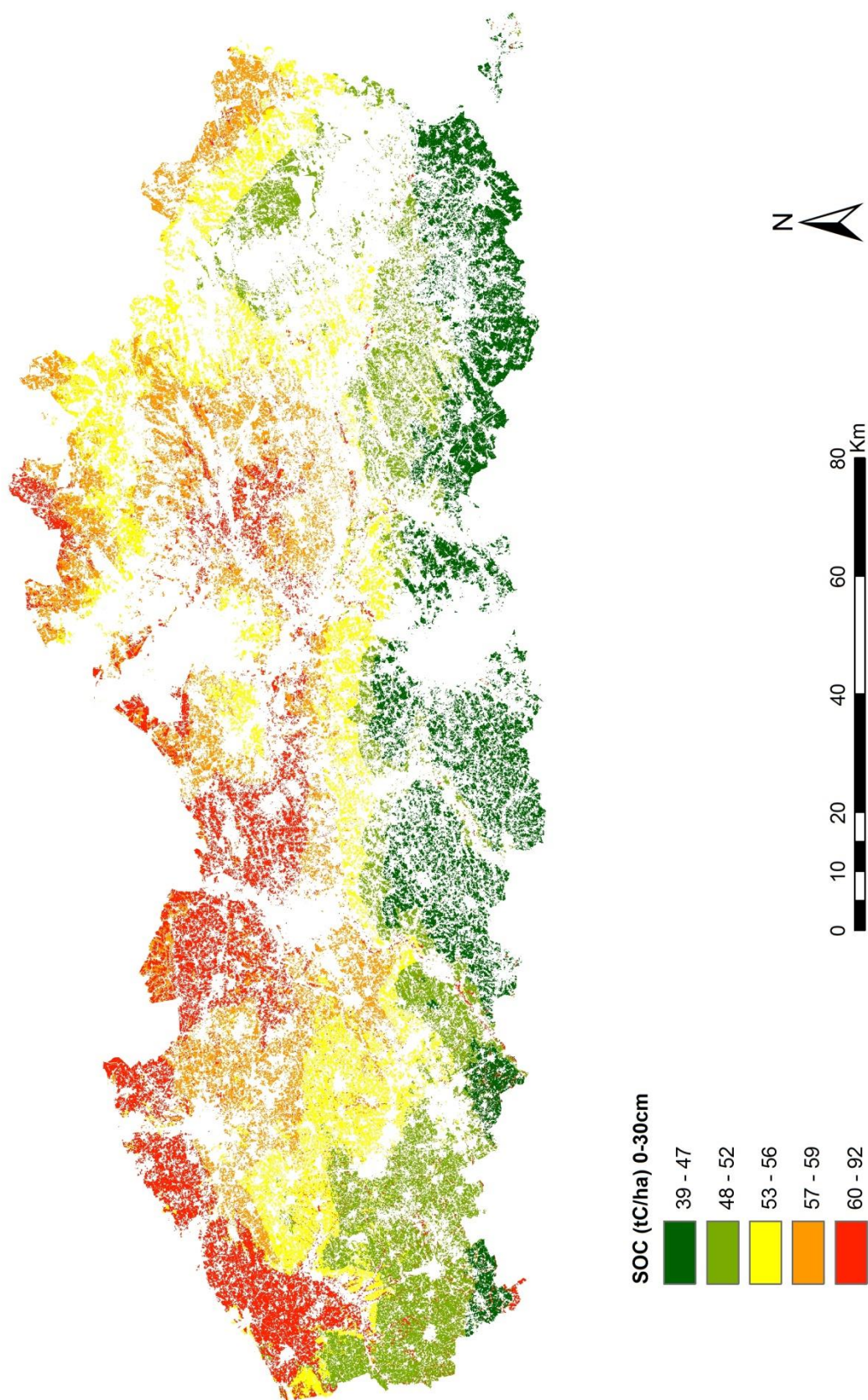
(c) Textuurklasse						
Drainageklasse		zand	zand-leem	leem	klei	veen
	a-b	40	60	43	/	132
	c	35	28	69	19	132
	d	46	57	35	/	132
	e	65	34	74	20	132
	f-g	22	89	45	41	132
	h-i	38	18	30	30	132

Rekening houdend met de ruimtelijke spreiding van deze bodemtypes in Vlaanderen bedraagt de gemiddelde SOC voorraad onder bos in de bovenste 30 cm 108 t C/ha. Deze waarde is hoger dan de waarde die wordt aangegeven in de literatuur, die meestal rond de 90 t C/ha ligt (Letten et al., 2005; De Vos, 2009). Voor het West-Europese klimaat berekent een recente studie nog lagere SOC voorraden van ca. 55 t C/ha in de bovenste 20 cm van goed gedraineerde bodems en van 65 t C/ha in slecht gedraineerde bodems (Baritz et al., 2010). Aangenomen dat 80% van de 0-30 cm SOC voorraad in bos in de bovenste 20cm zit (De Vos, 2009), bevatten deze bosbodems 68 t C/ha in goed gedraineerde en 81 t C/ha in slecht gedraineerde omstandigheden. De variatie op deze schatting was echter groot met een 5 en 95 percentiel van 11.3 tot 126.3 t C/ha (0-20 cm). Latte et al. (2013) berekenden dan weer een relatief hoge SOC stock in de bodem onder bos in Wallonië van 88 t C/ha in de bovenste 20 cm, wat overeenkomt met een voorraad van 109 t C/ha in 0-30 cm. De hogere neerslag in Wallonië kan een verklaring bieden voor de hoge resultaten van Latte et al. (2013). De relatief hoge resultaten in de huidige studie kunnen verklaard worden door het hoge aandeel profielen die zeer rijk zijn aan organisch materiaal in de INBodem databank. Deze profielen zijn afkomstig van grondwaterafhankelijke natuurgebieden (Bodina) en vertonen vaak een

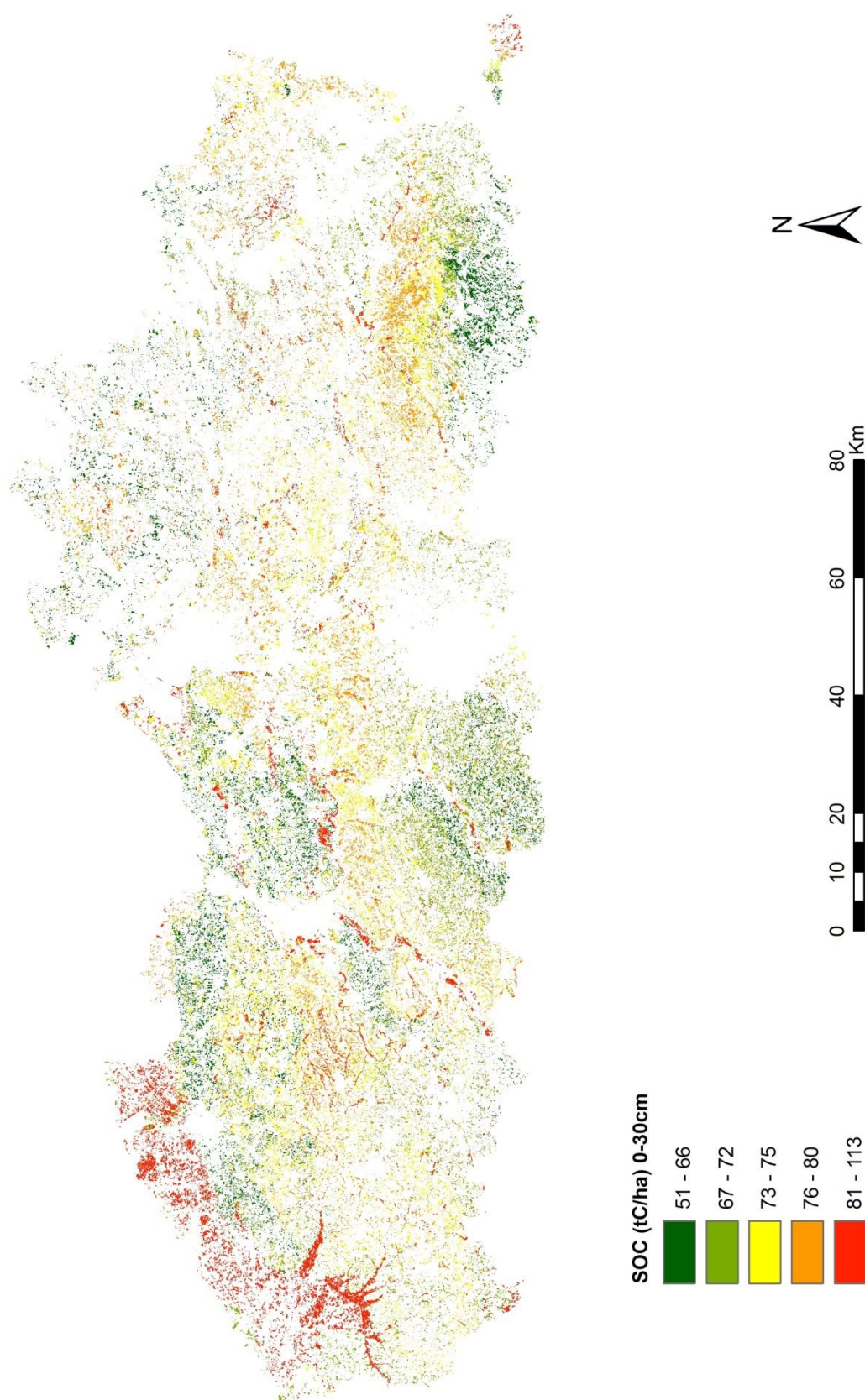
venige textuur terwijl ze zeker niet altijd binnen de textuur "V" vallen op de bodemkaart. Deze karteringseenheid vereist het voorkomen van een oppervlakkige venige laag van minstens 40 cm dikte, met een gehalte organisch materiaal van minimaal 30%. Bodems die weinig materiaal bevatten, maar niet strikt voldoen aan deze voorwaarde (bv. veen is aanwezig in diepere lagen, het gehalte organisch materiaal is net lager dan 30% of de organische laag is minder dan 40 cm dik) zullen nog steeds een uitzonderlijk hoge C voorraad bevatten. Een tweede reden sluit hierbij aan en is gerelateerd aan de berekeningsmethode op basis van "homogene" kaarteenheden. Door de beperkingen op de precisie van de kaart zijn deze eenheden echter nooit perfect homogeen. De Bodina bodemstalen, die afkomstig zijn van natte gebieden, kunnen zich geografisch in een kaarteenheden met een drogere drainageklasse bevinden.

Ten derde was voor deze venige profielen de grens tussen strooisellaag en bodem op terrein vaak moeilijk te bepalen, zodat in de praktijk enkel de bovenste strooisellaag met niet-verteerd strooisel (OL-laag) verwijderd werd en het fijnere strooisel eronder mee bemonsterd werd. Tenslotte werd geen bulk densiteit gemeten in deze grondwaterafhankelijke natuurlijke ecosystemen, zodat de bulk densiteit geschat moest worden. Dit gebeurde op basis van een pedotransferfunctie die opgesteld werd voor bosbodems (De Vos et al., 2005a) en mogelijk de bulk densiteit van deze venige bodems overschat.

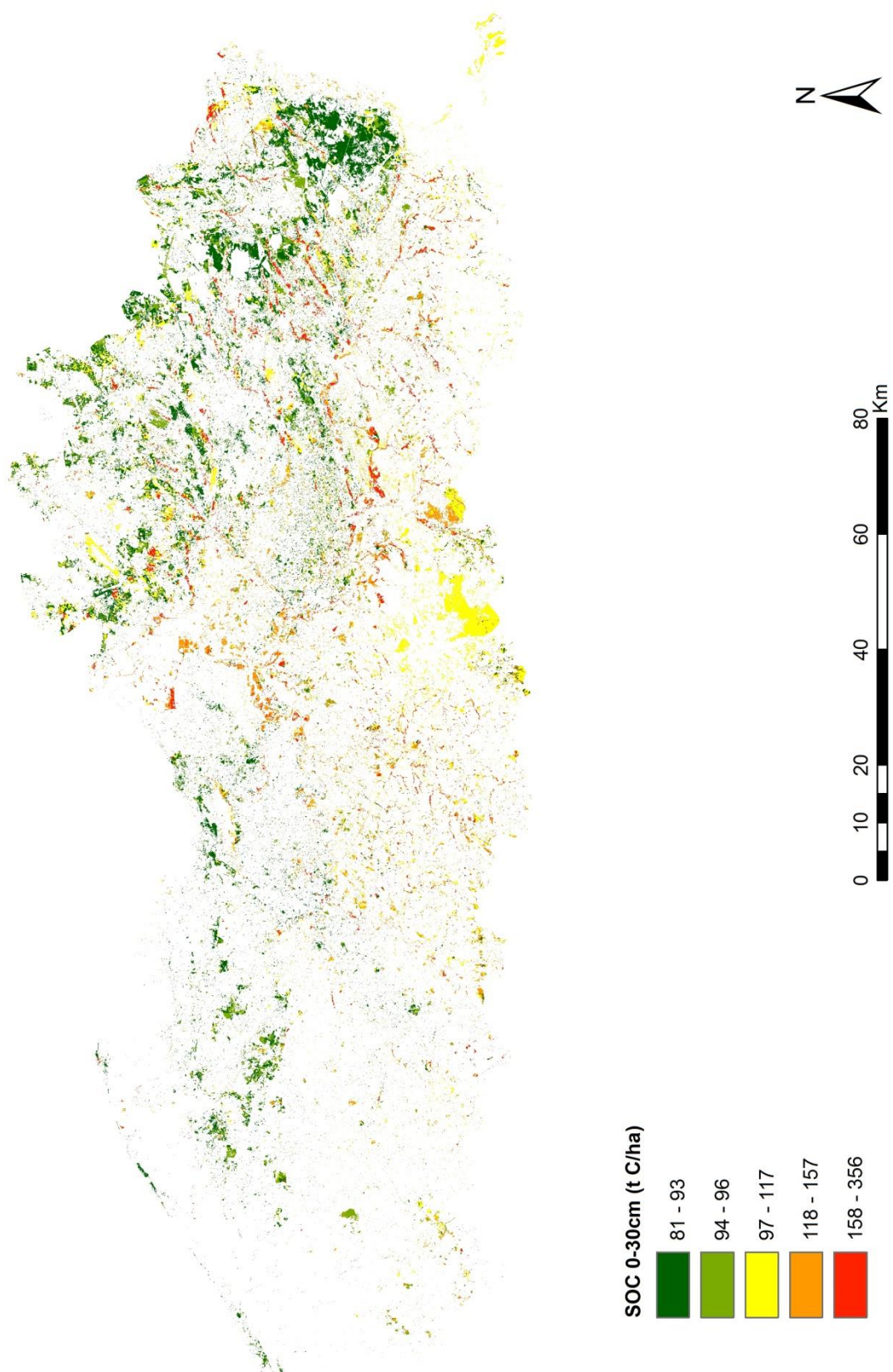
Anderzijds kan ook geargumenteed worden dat in het verleden de bemonstering van natte gebieden vaak te weinig gebeurde, zodat deze ondervertegenwoordigd zijn in de schattingen van SOC voorraden (Meersmans et al., 2008).



Figuur 8. *Huidige koolstofvoorraad in de bodem van akkerland in Vlaanderen. Dit is het actueel aanbod van de ESD klimaatregulatie voor dit landgebruik*



Figuur 9. *Huidige koolstofvoorraad in de bodem van grasland in Vlaanderen. Dit is het actueel aanbod van de ESD klimaatregulatie voor dit landgebruik*



Figuur 10. *Huidige koolstofvoorraad in de bodem van bos en ander groen in Vlaanderen. Dit is het actueel aanbod van de ESD klimaatregulatie voor dit landgebruik*

2.5. Vraag

De regulatie van het klimaat is een vraag van de gemeenschap. Zoals hoger vermeld zijn bepaalde gemeenschappen of sectoren extra kwetsbaar voor de gevolgen van klimaatverandering (zie 1.3.3). Door complexe interacties reikt de impact echter tot ver buiten deze specifieke gemeenschappen en sectoren.

Voor de ESD regulatie globaal klimaat binnen Vlaanderen gaan we ervan uit dat er steeds gestreefd wordt naar een zo hoog mogelijke opslag van C in ecosystemen. In praktijk zal de vraag naar C opslag echter sterk bepaald worden door de vraag naar andere ecosysteemdiensten. Zo zullen producerende ESD zoals voedselproductie of houtproductie en regulerende diensten zoals waterkwaliteit de potenties voor C opslag mee bepalen. In veel gevallen wordt er gestreefd naar een synergie met andere ecosysteemdiensten. Maatregelen die dienen om de bodemvruchtbaarheid te verbeteren of de bodem te beschermen tegen erosie komen ook de lokale C opslag ten goede. Ook in de bosbouw biedt een C vriendelijk beheer voordelen naar duurzaamheid en stabiliteit van het bos.

2.6. Gebruik

In de praktijk wordt het gebruik sterk bepaald door verplichtingen die België internationaal aangaat en door de eisen die Europa aan ons land stelt. In deze context zijn de verplichtingen binnen het Kyoto protocol, UNFCCC rapportering en de Europese 20-20-20 doelstelling belangrijk. Deze worden besproken onder de indirecte driver milieuwetgeving (zie 4.1.3).

De ecosysteemdienst wordt daadwerkelijk gebruikt in alle ecosystemen, aangezien bodem en (indien aanwezig) biomassa steeds C opslaan. De afweging tussen verschillende types landgebruik (koolstofrijk versus koolstofarm) zal afhangen van economische en planologische factoren. De vraag naar bijkomende opslag binnen specifieke ecosystemen (akkerland, bos, heide) wordt niet steeds maximaal ingevuld en dit omwille van heel uiteenlopende redenen. In eerste instantie speelt de kostprijs en/of het productieverlies ten gevolge van maatregelen een rol. Zo kan de nood om te investeren in nieuw materiaal (landbouwmachines, oogstmachines in de bosbouw) een hinderpaal zijn. Verder bestaat er vaak onzekerheid over de omvang van de bijkomende C opslag. In sommige gevallen ontbreekt het ecosysteembeheerders ook aan kennis over de (lange en korte termijn) effecten van specifieke beheermaatregelen (zie 4.1.4). Tenslotte zijn ook conflicten mogelijk met andere ecosysteemdiensten (zie paragraaf 0). Waar echter een synergie met andere diensten ontstaat, is er wel een stimulans om extra C opslag te realiseren, bv. bij maatregelen die de bodemvruchtbaarheid van akkers verbeteren of het risico op erosie en overstromingen verlagen.

De kartering van het gebruik komt overeen met het actueel aanbod. Alle momenteel gerealiseerde C opslag draagt immers bij tot de regulatie van het globaal klimaat.

3. Trend van de ESD

3.1. Aanbod

In het kader van de Belgische bodemkartering werd in de periode 1947-1974 een grootschalige bodeminventarisatie uitgevoerd. Er werden gegevens verzameld van 49000 horizonten afkomstig van 9000 bodemprofielen in Vlaanderen. Deze data werden gecompileerd in de Aardewerk databank (Van Orshoven & Vandebroucke, 1993) en zijn van onschatbare waarde om trends in de SOC voorraad in Vlaanderen te bestuderen. Tussen 1960 en 1990 werd een toename van de C voorraad vastgesteld van 0.73 t C/ha/jr onder grasland en 0.23 t C/ha/jr onder akkerland (Lettens et al., 2005; Van Meirvenne et al., 1996). Vanaf 1990 veranderde deze trend en voor 1990-2000 werd vastgesteld dat de C voorraad afnam met -0.4 tot -0.9 t C/ha/jr uit akkerland en -0.7 tot -1.5 t C/ha/jr uit grasland (Lettens et al., 2005; Mestdagh et al., 2009; Sleutel et al., 2003 2009). Een gelijkaardig patroon met initieel een toename, gevolgd door een afname, werd vastgesteld onder weiland in Nieuw Zeeland voor de periode begin jaren '80 tot begin jaren 2000 (Schipper et al., 2007), terwijl een collega in deze bodems voor de periode 1950-1990 geen bewijs vond voor veranderingen in C voorraad (Tate & Ross, 1997).

Latere studies besteedden meer aandacht aan de invloed van textuur, drainageklasse en bemesting (meestal geschat per landbouwstreek) en hieruit bleek dat grasland op slecht gedraineerde (drainageklasse d, e, f, g, h en i) bodems in Vlaanderen C verloor in de periode 1960-2006, terwijl bodem C onder grasland op goed gedraineerde (drainageklasse a, b en c) bodems constant bleef of licht toenam (Meersmans et al., 2009a; Meersmans et al., 2011; van Wesemael et al., 2010). De verliezen bedragen tot 0.5 t C/ha/jr uit de bovenste 30 cm of 1.2 t C/ha/jr uit de bovenste 2 m. Eveneens voor de periode 1960 tot 2006 vonden van Wesemael et al. (2010) een afname van 0.1 tot 0.6 t C/ha/jr in akkerbodems (0 tot 2 m) in de Kempen, Zandleemstreek en Leemstreek, een lichte niet-significante toename in de Zandstreek en een sterkere toename (0.3 t C/ha/jr) in de Polders. Deze resultaten lijken verenigbaar met de resultaten van Meersmans et al. (2011) die constante SOC voorraden (0-30 cm) rapporteerden in goed tot redelijk goed gedraineerde akkerbodems van Vlaanderen, met uitzondering van de kleibodems, waar de SOC voorraad toenam. In alle slecht gedraineerde akkerbodems daalde de SOC voorraad.

Ook in Wallonië vonden verschillende auteurs een afname van de SOC voorraden in slecht gedraineerd grasland (-0.3 t C/ha/jr in 0 tot 30 cm), de SOC voorraad onder goed gedraineerd grasland daarentegen nam toe met 0.2 t C/ha/jr in de bovenste 30 cm en 0.4 t C/ha/jr in de bovenste 2 m (Goidts et al., 2009; Meersmans et al., 2011 2010). In Waals akkerland stelden deze auteurs overal dalende trends vast die bovendien meer uitgesproken zijn in slecht gedraineerde bodems (-0.2 t C/ha/jr versus -0.5 t C/ha/jr in de bovenste 30 cm). Ook in andere Europese landen werd een afname gemeten van de C voorraad onder akkerland de afgelopen decennia (Bellamy et al., 2005; Heikkinen et al., 2013; Janssens et al., 2003). De processen die mogelijk aan de basis liggen van deze vastgestelde trends worden besproken in de volgende paragraaf.

De Bodemkundige Dienst van België bepaalt de organische koolstof in de akkerbouw- en graslandpercelen van landbouwers die hiervoor een aanvraag indienen. Tot het einde van de jaren negentig had de helft van de stalen een gunstig koolstofgehalte. Echter, gedurende dat decennium manifesteerde zich een systematische afname van het koolstofgehalte dat in het begin van de jaren '90 werd ingezet, door het groeiend aandeel stalen in de klassen met een koolstofgehalte lager dan normaal. Na de eeuwwisseling, zette de verdere koolstofafname in de bodemstalen zich door. In 2004-2007 had meer dan de helft van de bemonsterde percelen een te laag koolstofgehalte en werden humusrijke percelen stilaan een zeldzaamheid. In de periode 2008-2011 stelde men opnieuw een verbetering vast met een afname van de percelen in de klassen zeer laag en laag en met de helft van de percelen in de streefzone (Maes et al., 2012). Het percentage weilanden in 2008-2011 onder de koolstof streefzone was 42% en ligt daarbij iets hoger dan de akkergronden (35%). Daartegenover staat dat 38% van de weilanden een percentage koolstof binnen de streefzone heeft, wat een lichte stijging is ten opzichte van de beginperiode van de metingen in '89 - '91. De belangrijkste stijging deed zich voor in de Leemstreek en de Polders (Maes et al., 2012).

In Vlaamse bosbodems steeg de koolstofvoorraad de voorbije decennia. Lettens et al. (2005) vonden een toename in de C voorraad van Vlaamse bosbodems van 62 t C/ha naar 79 t C/ha in de periode 1960-2000. De Vos (2009) vond in dezelfde periode een significante toename van 0.13 t C/ha/jr en dit uitsluitend in de bovenste 10 cm van de minerale bosbodem. De SOC voorraad in diepere lagen bleef ongewijzigd. De C voorraad in bosbiomassa in Vlaanderen bedraagt volgens de Vlaamse bosinventaris van 2000 gemiddeld 85 t C/ha (Lettens et al., 2008; Vande Walle et al.,

2005). Loofbos (98 t C/ha) en gemengd bos (82 t C/ha) bevatten gemiddeld meer C in biomassa dan naaldbos (78 t C/ha). In Wallonië, waar in 1984 en in 2000 een bosinventaris werd uitgevoerd, is de biomassa C gestegen van gemiddeld 84 t C/ha in 1984 naar 95 t C/ha in 2000 (Letzens et al., 2008). Meer algemeen in Europese bossen modelleerde Nabuurs et al. (2003) een opname in bosbiomassa van 98 g C/m²/jr voor de periode 1990-1999. De Vries et al. (2003) voerden om de 5 jaar metingen uit en besloten dat Europese bosbiomassa tijdens de jaren '90 220 g C/m²/jr vastlegde. Liski et al. (2006) tenslotte baseren hun schattingen op bosinventaris data van Europese landen en schatten dat de opslag in biomassa tijdens de jaren '90 39 g C/m²/jr bedraagt. Deze tendens werd ook bevestigd door onderzoek afkomstig van meettorens in Europese bossen, die de netto C flux meten die het ecosysteem afgeeft of opslaat (Valentini et al., 2000).

3.2. Vraag

Mitigatie van klimaatverandering heeft de voorbije decennia internationaal veel aandacht gekregen. Algemeen wordt gesteld dat de toekomstige stijging in temperatuur beperkt dient te blijven tot maximum 2°C. Om dit doel te bereiken zijn een hele set aan maatregelen nodig waarvan emissiebeperkende maatregelen zeker de belangrijkste rol moeten spelen. Maar ondanks de inspanningen die landen geleverd hebben, blijven de emissies hoog. Landen met een sterke groei zorgen bovendien mondiaal voor toenemende emissies. Binnen België zijn de emissies in de periode 2005-2011 gedaald, ondermeer ten gevolge van de economische crisis, in die mate dat de Kyoto doelstellingen voor de CO₂ emissies gehaald werden in 2009 en 2011. In 2010 vond een tijdelijke toename plaats van de emissies en werd de doelstelling niet gehaald (VMM et al., 2013).

Door de hoge broeikasgasemissies kan geconcludeerd worden dat de vraag naar klimaatregulatie hoog is. In de praktijk zijn maatregelen die in eerste instantie gericht zijn op C opslag in ecosystemen schaars in Vlaanderen. Een mogelijke verklaring is dat België binnen het Kyoto protocol enkel over de activiteiten (her)bebossing en ontbossing rapporteert. Bijkomende C opslag in ecosystemen door veranderend beheer wordt (tot nu toe) dus niet meegerekend voor de toetsing aan de emissieplafonds (zie 4.1.3). Toch krijgt zelfs extra C opslag door aanleg van nieuw bos binnen Vlaanderen geen prioritaire rol. Door de sterke druk op open ruimte wordt steeds de afweging gemaakt met andere (ecosysteem)diensten. Zo zal nieuw bos aangelegd worden als er bijvoorbeeld maatschappelijk grote vraag naar is (zoals stadsbossen), als er verwacht wordt dat het de biodiversiteit zal doen toenemen (zoals de aanleg van verbindingsgebieden), of als er verwacht wordt dat het economisch interessant is (zoals de aanleg van privébos). Extra C opslag zal daarnaast ook gerealiseerd worden door een aantal maatregelen met een andere hoofddoelstelling dan C opslag, bv. het tegengaan van erosie in landbouwgronden, het verbeteren van de bodemvruchtbaarheid of natuurgerichte bosbouw voor het stimuleren van biodiversiteit.

4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

In deze paragraaf wordt dieper ingegaan op een aantal factoren die de levering van de ESD sterk beïnvloeden. Onder indirecte drivers vallen maatschappelijke aspecten zoals economische, politieke, sociale en wetenschappelijke drivers. Deze beïnvloeden het gedrag van de bevolking en zo ook de ESD. Daarnaast worden de directe drivers besproken die rechtstreeks inwerken op de ecosystemen en daar een effect hebben op de ESD. Het mechanisme van elke driver wordt besproken en voor de directe drivers wordt eveneens het relatieve belang en recente trends toegelicht.

4.1. ID - Indirecte drivers

4.1.1. ID1 - Demografische drivers

De bevolkingstoename vergroot de druk op open ruimte. Ontbossing en het verdwijnen van natuur is deels het resultaat van de grotere vraag naar landbouwgronden, bouwgrond en grond voor recreatie. Bij de omzetting van natuurlijke systemen in akkers of bouwland kan dit leiden tot lagere C voorraden in bodem en biomassa. Bij de aanleg van parken of stadsbossen op voormalig akkerland neemt de koolstofvoorraad toe.

4.1.2. ID2 - Economische drivers

Een grotere economische welvaart zal aanvankelijk de emissies van broeikasgassen verhogen omdat het een grotere consumptie van goederen en diensten mogelijk maakt. De noodzakelijk productieprocessen hiervoor maken gebruik van fossiele brandstoffen. Aandacht voor het milieu en de invoering van emissiebeperkende maatregelen kan een kentering brengen in deze evolutie. Zo daalde de emissie van een reeks luchtverontreinigende stoffen in de periode 1990-2010 (bv. SO_x, CO, NO_x), terwijl de GDP index (Gross Domestic Product, een veel gebruikte indicator voor welvaart) toenam in de EU-27 (EEA, 2012). Dit wil zeggen dat er geen rechtstreeks verband meer bestaat tussen een hoger welvaartsniveau en een hoger pollutieniveau.

Marktverschuivingen hebben een invloed op de keuze van teelten op landbouwgronden en in de bosbouw. Een veranderingen van teelten of verschuivingen van type landgebruik hebben een grote invloed op de C voorraad. Dit wordt meer in detail besproken onder 4.2 D - Directe drivers (D1 Verandering landgebruik).

De schaalvergroting van de landbouw kan een effect hebben op de emissies afkomstig van veeteelt en van de verbranding van fossiele brandstoffen. Schaalvergroting en intensivering zijn twee gevolgen van de toenemende specialisatie in de landbouw (Mathijs et al., 2012). Enerzijds biedt dit mogelijkheden om op vlak van een aantal duurzaamheidsaspecten (bv. milieu-impacts) beter te presteren. Anderzijds kunnen een toename in het gebruik van kunstmeststoffen, vereenvoudigde gewasrotaties en een toename in de frequentie van scheuren van permanent grasland leiden tot een afname van de hoeveelheid organische stof (Stoate et al., 2001).

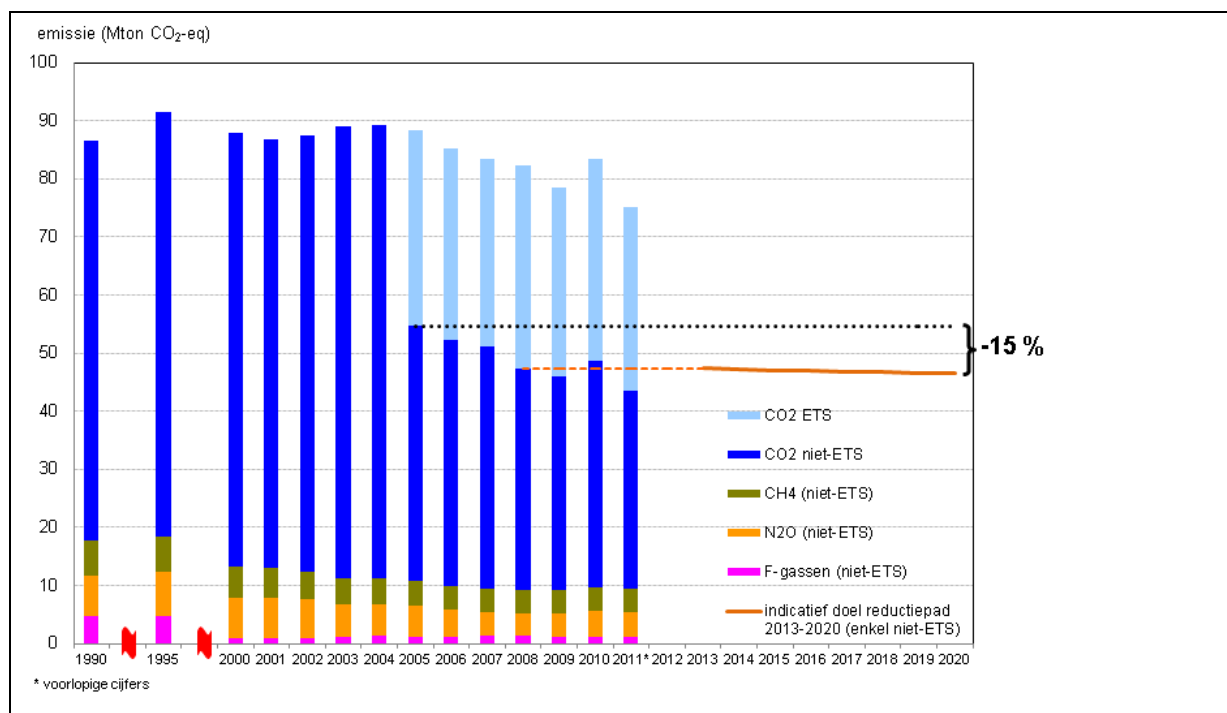
Door de toegenomen vraag naar energie en de stijgende prijs van fossiele brandstoffen stijgt de vraag naar biomassa als hernieuwbare brandstof. Een studie van VITO toonde op basis van een enquête aan dat in 2010 28% van de Vlaamse gezinnen hout verbrandden en hiermee zo'n 26 PJ (P = 10¹⁵) aan brandstof verbruiken, wat beduidend hoger ligt dan het cijfer van 4 PJ dat aangegeven werd in de Vlaamse Energiebalans van 2009 (Renders et al., 2012). Het toegenomen gebruik van brandhout door gezinnen kan de aanleg van privé bos aanmoedigen (zie ESD houtproductie). Ook de vraag naar natuurlijke materialen en grondstoffen in de bouw, de industrie en de biotechnologie stijgt. Dit past binnen het concept van de "biobased economy" die gericht is op een overgang van een economie die draait op fossiele grondstoffen naar een economie die draait op biomassa als grondstof. Een biobased economy gebruikt dus biomassa voor niet-voedsel toepassingen. Deze principes krijgen ook in Vlaanderen aandacht, zie bv. <http://www.vlaamsmaterialenprogramma.be/>. Dergelijke evoluties kunnen leiden tot een toename in de aanleg van biomassateelten en/of tot intensievere oogst in land- en bosbouw.

4.1.3. ID3 - Sociopolitieke drivers: het milieu-, klimaat- en energiebeleid op Vlaams, Europees en internationaal niveau

De belangrijkste beleidskaders die hier van toepassing zijn, zijn het Kyoto protocol, de Europese 20-20-20 doelstellingen, de Europese milieurielijn en Het Gemeenschappelijk Landbouw Beleid van de Europese Unie.

Kyoto protocol en UNFCCC rapportering

In het initiële Kyoto protocol, dat geratificeerd werd in 2005, kwamen de industrielanden overeen om hun uitstoot van broeikasgassen in de periode 2008-2012 terug te dringen met gemiddeld 5,2% ten opzichte van het niveau in 1990. Volgens dit protocol mogen netto veranderingen in broeikasgasemissies ten gevolge van de activiteiten bebossen, herbebossen en ontbossen (Artikel 3.3) en de activiteiten beheer van ecosystemen, namelijk bosbeheer, beheer van landbouwgronden en begraaft land en herstel van gedegradeerde vegetatie (Artikel 3.4) in rekening gebracht worden. Rapportage over (her)bebossing en ontbossing is verplicht, over de andere activiteiten is het facultatief. België rapporteert tot nu toe enkel de verplichte onderdelen, hoewel dit in de toekomst (vanaf 2021) zou veranderen (zie besluit 529/2013/EU inzake boekhoudregels m.b.t. LULUCF). Eind 2012 werd het Kyoto protocol in Doha verlengd voor de periode 2013-2020. De deelnemende landen (enkel de Europese Unie, Australië en een tiental andere industrielanden, samen goed voor 15% van de wereldwijde CO₂-uitstoot) verbinden zich ertoe om samen hun emissies met 18% te verminderen ten opzichte van het niveau van 1990. Vanaf 2013 legt Europa enkel nog doelstellingen voor de niet-ETS fractie op aan de deelstaten, dit wil zeggen de emissies in de sectoren buiten de emissiehandel. De ETS fractie zijn de broeikasgasemissies die worden uitgestoten door grote puntbronnen, in praktijk bijna uitsluitend uit de sectoren energie en industrie. Europa vraagt aan ons land inspanningen om de niet-ETS fractie in de periode 2013-2020 met minstens 15% terug te brengen in vergelijking met 2005 en dit volgens een lineair afnemend pad. Als startpunt wordt de gemiddelde emissie van de periode 2008-2010 genomen (en niet de emissie in 2013) (Figuur 11). Er worden jaarlijks uitstootplafonds vastgelegd voor de volledige periode. De reductiedoelstelling voor België is nog niet omgezet in specifieke reductiedoelstellingen per gewest. Daarom is dit reductietraject nog niet exact gekend voor Vlaanderen.



Figuur 11. Emissie van broeikasgassen per gas met opdeling tussen ETS en niet-ETS (Vlaanderen, 1990-2011). Bron: MIRA (VMM) op basis van EIL, VITO en LNE (december 2012)

Behalve het toetsen van de broeikasgasemissies aan het emissieplafond zoals vastgelegd in het Kyoto protocol, heeft België ook verplichtingen binnen de United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) of het Klimaatverdrag van de Verenigde Naties. Voor dit Klimaatverdrag moet België jaarlijks de zogeheten National Inventory Reports (NIR) overmaken aan de Europese Commissie. In de NIR's wordt meer uitgebreid gerapporteerd over LULUCF activiteiten, aangezien hier naast (negatieve of positieve) emissies die voorkomen bij veranderingen in landgebruik (hier niet gelimiteerd tot ontbossing en (her)bebossing) ook emissies bij gelijkblijvend landgebruik gerapporteerd worden. Behalve het NIR moet binnen dit kader ook gerapporteerd worden welke vorderingen gerealiseerd werden voor het behalen van de Kyoto doelstellingen.

In het Vlaams klimaatbeleidsplan 2013-2020 (goedgekeurd op 28/06/2013) tracht Vlaanderen aan deze verplichtingen tegemoet te komen met maatregelen binnen de niet-ETS sectoren transport, gebouwen en landbouw, en binnen niet-ETS industrie en energie. In de landbouwsector wordt vooral een verdere verbetering van de energie-efficiëntie beoogd en een vermindering van de emissies van methaan en lachgas uit de intensieve akkerbouw en veeteelt. Hierbij wordt gefocust op een vermindering van de emissies uit de verteringsprocessen van runderen door optimalisatie van het voederrantsoen, reductie van de emissies uit mestopslag en een reductie van de N₂O emissies uit de bodem door aangepaste meststoffen, mesthoeveelheden en bemestingstechnieken. Voorts is er aandacht voor de "korte keten" (producent en consument dicht bij elkaar brengen) en de biolandbouw als emissie-arme landbouwworm. Vlaanderen rekent tenslotte ook in belangrijke mate op emissiehandel en andere instrumenten die toelaten om de reductie van emissies in het buitenland te realiseren. LULUCF activiteiten worden niet beschouwd in het klimaatbeleidsplan, aangezien ze niet in aanmerking komen voor het realiseren van de 15% reductiedoelstelling binnen de niet-ETS sectoren. In de toekomst zullen waarschijnlijk afzonderlijke reductiedoelstelling vooropgesteld worden voor LULUCF.

Europese 20-20-20 doelstellingen

In het Europese energie- en klimaatpakket heeft de Europese Unie voor de EU-27 de Europese 20-20-20 doelstellingen opgesteld. Dit zijn ambitieuze doelstellingen voor het klimaat- en energiebeleid, namelijk:

- de Europese Unie moet tegen 2020 de uitstoot van CO₂ met 20% terugdringen ten opzichte van het referentiejaar 1990 (dit is in overeenstemming met de doelstelling van het Kyoto protocol),
- de verbetering van de energie-efficiëntie met 20% in 2020 en
- een aandeel van 20% hernieuwbare energie in 2020 ten opzichte van het bruto finale energieverbruik.

Deze doelstellingen zullen ongetwijfeld de markt van de biogebaseerde brandstoffen sterk beïnvloeden. De Europese richtlijn 2009/28/EG ter bevordering van het gebruik van energie uit hernieuwbare bronnen legt voor België de bindende doelstelling van 13% hernieuwbare energie vast. Voor een meer gedetailleerde bespreking van deze doelstellingen verwijzen we naar de ESD productie van energiegewassen.

In een recente communicatie (22/01/2014) sprak de Europese Commissie bovendien reeds van een reductie van 40% van de broeikasgasemissies tegen 2030 t.o.v. 1990 en minstens 27% hernieuwbare energie. In deze communicatie besteedt de commissie ook aandacht aan de opslag van CO₂ in bodem en bosbiomassa.

Europese milieuriichtlijnen

Er bestaan verschillende Europese milieuriichtlijnen welke gericht zijn op het verminderen van de milieubelasting van de landbouw (Lesschen et al., 2012). In een aantal gevallen hebben ze als positief bijeffect dat ze bijdragen aan de mitigatie van klimaatverandering.

De Vogel- en Habitatrichtlijn zijn belangrijke beleidsinstrumenten om bestaande koolstofsinks te beschermen. Via deze richtlijnen worden de Natura 2000-gebieden aangewezen, die zodanig beschermd moeten worden dat een gunstige staat van instandhouding wordt bereikt. Een aantal van de habitats zoals vennen, halfnatuurlijke graslanden, en hoogvenen zijn belangrijke sinks voor het vastleggen van koolstof.

De Nitraatrichtlijn 91/676/EEG (2011 – 2014) beperkt de maximalisatie van de bodemvruchtbaarheid van akkers via bemesting omwille van het risico voor uitspoeling van nitraten naar het grond- en oppervlaktewater (en dus drinkwater omwille van de volksgezondheid). Deze richtlijn schuift als doelstelling voor oppervlaktewater naar voor dat tegen 2014 het aandeel van de MAP-meetplaatsen (onderhouden door de Vlaamse Milieumaatschappij) oppervlaktewater met een maximum onder de 50 mg nitraat per liter moet toegenomen zijn tot minstens 84%. Het mestdecreet (Belgisch Staatsblad wijziging 13-05-2011 op mestdecreet van 22-12-2006) bevat N en P bemestingsnormen in functie van de landbouwteelt en bodemtype met het oog op het behalen van de doelstellingen in het kader van de Nitraatrichtlijn en de aan het mestbeleid gerelateerde doelstellingen van de Kaderrichtlijn water. Ook de periode waarin bemest mag worden, de opslag en het transport van de mest, de wijze van toedienen, enz. worden omschreven.

De Nitraatrichtlijn draagt bij aan de mitigatie van klimaatverandering doordat ze ervoor zorgt dat agrarische bedrijven minder broeikasgassen uitstoten. Voorts heeft ze ook een invloed op de hoeveelheid dierlijke mest die op de akkers en weilanden terecht komt.

Het integraal waterbeleid wordt reeds vanaf 2000 vanuit Europa aangestuurd door de Kaderrichtlijn water (2000/60/EG). De Kaderrichtlijn water is omgezet in Vlaamse regelgeving via het Decreet Integraal Waterbeleid (DIW) (B.S.14/11/2003). Dit decreet wil tegemoet komen aan problemen van wateroverlast (overstromingen) en verdroging. Beide processen zijn van belang voor afbraakprocessen van organisch materiaal en voor het instandhouden en herstellen van ecologische functies. Er wordt naar gestreefd om in eerste instantie neerslagwater beter vast te houden in bos, natuur- en landbouwgebied, in tweede instantie het teveel aan water te bergen in bv. overstromingsgebieden en in laatste instantie het af te voeren. Het ingesijpelde water zorgt voor de aanvulling van het grondwater, wat verdroging beperkt. Ook het beperken van grondwaterwinning moet hiertoe bijdragen. De kaderrichtlijn water stelt dat grondwaterwinningen in overeenstemming moeten zijn met de draagkracht van het watersysteem. Het totaal vergund debiet is gedaald in Vlaanderen van 494 miljoen m³ begin 2005 tot 417 miljoen m³ eind 2010 (MIRA, 2011).

Gemeenschappelijk landbouwbeleid

Van oudsher is het gemeenschappelijk landbouwbeleid (GLB) opgezet voor het zeker stellen van de voedselveiligheid, voor een constant inkomensniveau voor boeren en een stabiele landbouwmarkt. Dit gebeurt door het toekennen van financiële ondersteuning aan landbouwers. In de loop van 2013 werd het GLB hervormd. Deze hervormde versie wordt momenteel in Vlaanderen geïmplementeerd. Binnen het GLB zijn er twee pijlers te onderscheiden:

Eerste pijler

De directe inkomenssteun voor boeren en de marktmaatregelen vormen de eerste pijler. Deze inkomensondersteuning is gekoppeld aan cross compliance of randvoorwaarden die instaan voor een strikte naleving van 1) vigerende wet- en regelgeving op het gebied van voedselveiligheid, milieu en dierenwelzijn (de zgn. beheerseisen), 2) de normen om de landbouwgrond in goede landbouw- en milieuconditie te houden (GLMC) en 3) vergroeningsmaatregelen. Mitigatie van klimaatverandering is niet opgenomen als primair doel van het cross compliance beleid, maar sommige maatregelen hebben wel gunstige neveneffecten.

Voor de normen om de landbouwgrond **in goede landbouw- en milieuconditie** te houden zijn er een paar maatregelen die een gunstig effect hebben op koolstofvastlegging. Boeren die inkomenssteun ontvangen zijn verplicht de stoppelresten van een gewas te laten staan (of onder te werken) en mogen dit niet verbranden. Deze maatregel is geformuleerd voor het op peil houden van het organisch materiaal in de bodem. Ook moeten ze streven naar een minimale bodembedekking, in het bijzonder op erosiegevoelige gronden. Het gehalte aan organische koolstof (OC) en de zuurtegraad (pH) dienen als indicator. Bij een te laag organisch koolstofgehalte moet de landbouwer minstens één van de volgende maatregelen toepassen: toedienen van organische stalmest, compost, inwerken van stro of het telen van groenbedekkers.

Ook de **vergroeningsmaatregelen** kunnen een gunstig effect hebben op het klimaat (zie Conceptnota "Vlaamse implementatie van de GLB2020-hervorming voor het onderdeel directe steun" van 20/12/2013):

- *Blijvend grasland*: het in stand houden van het areaal blijvend grasland is gunstig voor het vastleggen van bodemkoolstof. Vlaanderen heeft reeds enkele jaren terug aan elk landbouwbedrijf met blijvend grasland opgelegd om een referentieareaal te behouden. De GLB2020-hervorming biedt lidstaten de optie om het behoud van blijvend grasland te garanderen op lidstaat, regionaal, sub-regionaal of bedrijfsniveau. De GLB hervorming verplicht lidstaten ook milieugevoelige blijvende graslanden aan te duiden die gelegen zijn in de Natura 2000-gebieden en die een strikte bescherming nodig hebben om aan de doelstellingen van die richtlijnen te voldoen, met inbegrip van de veengronden en de wetlands in die gebieden. Landbouwers mogen het blijvend grasland gelegen in de door de lidstaat aangeduide gebieden niet omzetten, noch omploegen. Figuur 14 toont voor Vlaanderen een daling van het areaal permanent grasland in de periode 2000-2010, maar deze trend zet zich niet voort in 2011-2012, waar de oppervlakte permanent grasland licht toeneemt. Mogelijk is dit een gevolg van de extra aandacht hiervoor in het Europees Landbouwbeleid.
- *Gewasdiversificatie*. Een landbouwer met meer dan 10 ha bouwland moet minimum 2 gewassen verbouwen, vanaf 30 ha zijn 3 gewassen nodig.

- *Behoud van ecologisch aandachtsgebied.* Landbouwers met meer dan 15 ha bouwland dienen 5% van het bouwland van het landbouwbedrijf als ecologisch aandachtsgebied aan te houden. Elementen als akkerranden, landschapselementen (heggen, bomen, sloten, etc) ecologisch braakland, bebost gebied, bufferstroken, vanggewassen en stikstoffixerende gewassen kunnen hiervoor meetellen. Deze maatregel is op de eerste plaats gericht op een verbetering van de biodiversiteit. Daarnaast is er een gunstig effect op de uitstoot van broeikasgassen en koolstofsekwestratie.

Om diegenen die op het gebied van milieu en duurzaamheid vergelijkbare inspanningen leveren, te waarderen, krijgen de lidstaat de mogelijkheid om een "*vergroeningsequivalentiesysteem*" te voorzien waarbij de toepassing van bepaalde klimaat- en milieuvriendelijke methoden worden erkend als een equivalente vervanging van één of alle standaard vergroeningsmaatregelen. Analooeg daaraan, is Europees vastgelegd dat biologisch producerende landbouwers geen vergroeningsmaatregelen moeten nemen aangezien hun productiemethode aantoonbaar voor een duidelijk ecologisch voordeel zorgen.

Tweede pijler

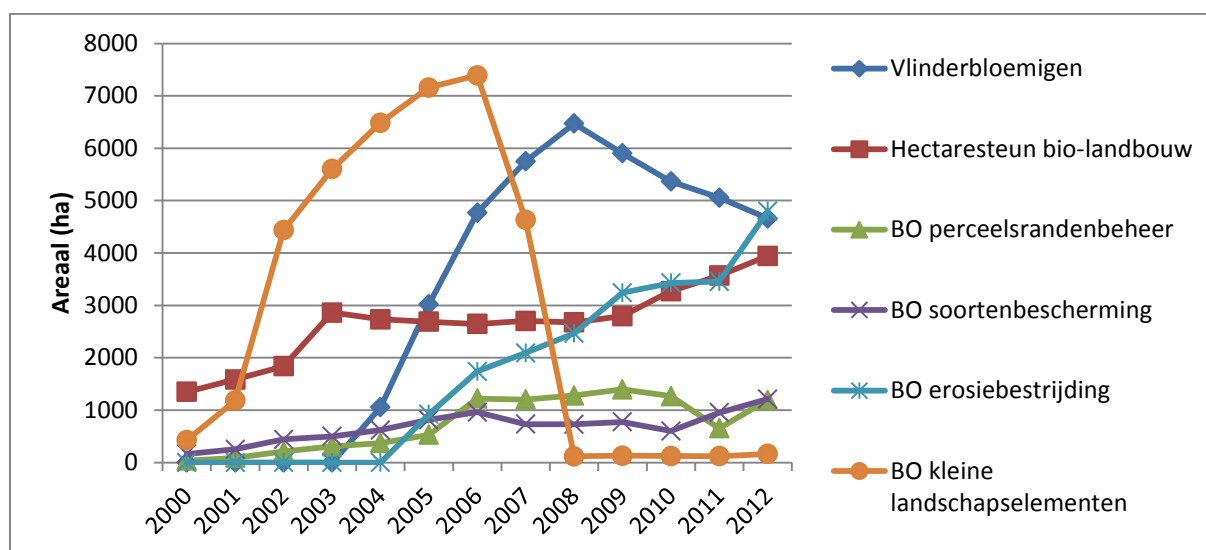
Het plattelandsbeleid vormt de tweede pijler van het GLB. Dit beleid, dat 10% van het totale GLB-budget inneemt, is gericht op innovatie, agrarisch natuurbeheer en de bredere plattelandseconomie. Frelih-Larssen (2008) noemt het EU plattelandsbeleid het belangrijkste beleidsinstrument voor het stimuleren van landbouwactiviteiten die bijdragen aan het mitigeren van klimaatverandering, zoals het vastleggen van bodemkoolstof. Onder deze pijler vallen maatregelen ter verbetering van het milieu en het platteland via agromilieumaatregelen. Een agromilieumaatregel is een vrijwillige overeenkomst die de landbouwer afsluit met de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) (ook beheerovereenkomsten of BO genoemd), de Afdeling Duurzame Landbouwonwikkeling (ADLO) of het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) voor een periode van 5 jaar, meestal op perceelsniveau. Een aantal maatregelen kunnen gunstig zijn voor het vastleggen van koolstof in bodem en/of biomassa. Een overzicht van deze maatregelen uit het tweede Vlaams programmadocument voor plattelandsontwikkeling (PDPO-II) bevindt zich in Tabel 5. Een meer gedetailleerde bespreking van de mogelijke impact van deze maatregelen volgt in paragraaf 4.2.

Tabel 5. Agromilieumaatregelen uit het Plattelandsbeleid 2007-2013 (PDPO-II)

Agromilieumaatregel	Praktische invulling	Bij
BO erosiebestrijding	Aanleg grasbufferstrook, grasgang, erosiedam en –poel en/of het toepassen van niet-kerende bodembewerking en directe inzaai	VLM
BO perceelsrandenbeheer	Aanleg grasland aan de perceelsrand waar geen bemesting of bestrijdingsmiddelen worden toegediend	VLM
BO herstel, ontwikkeling en onderhoud van kleine landschapselementen	Aanleg en onderhoud van hagen en houtkanten	VLM
BO soortenbescherming in grasland	Uitvoeren van een aangepast maai- of graasbeheer	VLM
Introductie vlinderbloemige gewassen	Introductie van klaver en luzerne als veevoeder	ADLO
Biologische productiemethode	Ondersteuning bij de omschakeling naar biologische landbouw	ADLO
Aanleg boslandbouwsystemen	Financiële tegemoetkoming voor de aanplantkosten	ADLO
Bebossen van landbouwgronden	Financiële steun voor aanleg en onderhoud + inkomenscompensatie	ANB

De impact van dergelijke maatregelen in Vlaanderen neemt toe aangezien het areaal akkerland onder een beheerovereenkomst stijgt (Figuur 12). Erosiebestrijding, vlinderbloemigen en biolandbouw zijn naar areaal toe de belangrijkste maatregelen (Dumez & Van Zeebroeck, 2013). De aanleg van boslandbouwsystemen (de combinatie van een landbouwteelt met min. 30 bomen

per hectare aangeplant in min. 3 rijen) is een interessante maatregel voor koolstofopslag, maar vindt weinig ingang. In de periode 2007-2013 werd slechts voor 7.5 ha subsidie aangevraagd. Het bebossen van landbouwgronden bleef beperkt tot 172 ha, wat ver beneden de doelstelling van 840 ha ligt (Dumez & Van Zeebroeck, 2013).



Figuur 12. Oppervlakte (ha) van de voor koolstofopslag relevante agromilieumaatregelen in kalenderjaren 2007-2012. Voor de BO kleine landschapselementen werd de areaalbepaling in 2008 gewijzigd. Voordien werd de oppervlakte van de percelen aangeduid, terwijl sinds 2008 enkel nog de oppervlakte van de kleine landschapselementen zelf wordt bijgehouden

Het grootste deel van deze maatregelen blijft ook bewaard in het toekomstige Plattelandsbeleid PDPO-III, dat in 2015 in werking treedt. Een overzicht van de voor C opslag relevante maatregelen zoals voorgesteld in januari 2014 bevindt zich in Bijlage 5. De aanleg van erosiestroken, aanleg van stroken ter bevordering van biodiversiteit, onderhoud van kleine landschapselementen, maatregelen voor de ontwikkeling en instandhouding van soortenrijk grasland, teelt van vlinderbloemige gewassen, biologische productiemethodes en bebossen van landbouwgronden blijven behouden (IDEA, 2013). Nieuw is koolstofopslag door teelt van vezelvlas en vezelhennep met verminderde bemesting. Ook boslandbouw en groenbedekkers zouden in aanmerking komen voor subsidies.

Andere regelgeving en beleidsmaatregelen

Sinds 2001 is in Vlaanderen de zogenaamde ontbossingsstop en de boscompensatie van kracht. Dit wil zeggen dat ontbossing in principe verboden is in Vlaanderen. Percelen die op de structuurplannen ingekleurd staan als woongebied of industriegebied kunnen echter wel ontbost worden na het aanvragen van een vergunning. In dit geval wordt een goedgekeurd compensatievoorstel geëist. Dit houdt in dat de bezitter zelf nieuwe percelen moet bebossen of een bedrag kan overmaken naar het Boscompensatiefonds van de Vlaamse overheid, die het ter beschikking stelt van het Agentschap voor Natuur en Bos en (sinds 2011) de gemeenten en provincies, die met dit fonds compenserende bebossing moeten realiseren.

De subsidies die beschikbaar zijn om de ecologische bosfunctie aan te moedigen hebben weinig effect op de C voorraad. Het gaat hier hoofdzakelijk over de aanleg van open plekken in het bos, het gebruik van inheemse boomsoorten en het realiseren van een bosdoeltype volgens het natuurrichtplan. Mogelijk kan dit leiden tot het gebruik van boomsoorten met langere omlooptijden (bvb. populier vervangen door inheemse langlevende boomsoorten) en dus een grotere C voorraad op stam. De aanwezigheid van dood hout in het bos wordt eveneens gestimuleerd in het kader van natuurgerichte bosbouw. De uitbouw van bosgroepen leidt tot meer efficiëntie in de aanleg van bos, de houtoogst (zowel stamhout als brandhout) en de houtverkoop en komt via deze weg C opslag in producten ten goede.

Bossen gelegen binnen het Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) moeten voldoen aan de Criteria duurzaam bosbeheer. Binnen deze criteria is er aandacht voor het behoud van de

standplaatskwaliteit (minimaliseren van bodemverstoring, creëren van gemengde en ongelijkjarige bestanden, verbod op drainage) wat een gunstige invloed heeft op de koolstofopslag.

Rond de aanleg van meerjarige bio-energieteelten zoals korte omloophout (KOH) of *Miscanthus* op landbouwgronden werden in Vlaanderen diverse proefprojecten (bv. het onderzoek naar *Miscanthus* van ILVO) en demonstratieprojecten (bv. het ADLO project VerKOht! en het EFRO-project Energiebewust Boeren) opgestart. De ervaringskennis die daarmee wordt opgebouwd zal toelaten grootschaliger projecten te realiseren, waarbij landbouwers een degelijk inkomen kunnen verwerven met deze vorm van (groene) energieteelt en tegelijk de C opslag in akkerbodems verhoogd kan worden.

4.1.4. ID4 - Culturele drivers: kennis over het milieu & verschuivingen in milieubewustzijn

De kennis en het bewustzijn over de klimaatproblematiek is de laatste jaren toegenomen, zowel bij burgers als bij wetenschappers. Dit creëert een groter draagvlak voor het uitvoeren van maatregelen in alle sectoren (transport, landbouw, industrie) die de C emissie verlagen of de opslag verhogen. Toch blijft het moeilijk om evenwichtige en rechtvaardige maatregelen door te voeren. Externe kosten zijn slechts gedeeltelijk of helemaal niet vervat in de prijs van producten en dus kunnen bepaalde maatregelen zwaar wegen op de concurrentiekracht van producenten.

Uit een onderzoek naar perceptie en kennis aangaande bodems en bodembescherming bij landbouwers in Vlaanderen bleek dat slechts 8 à 9% van de ondervraagde landbouwers een te laag organisch stof gehalte of een afname van de bodemvruchtbaarheid als een aanwezig bodemprobleem op het landbouwbedrijf percipieerden (Mathijs et al., 2011). De kennis over maatregelen m.b.t. erosie en verlaging van het organisch stofgehalte bij landbouwers bleek tamelijk goed met 60-70% correcte antwoorden in deze categorie. Hierbij spelen ook regionale verschillen, waarbij landbouwers afkomstig uit bv. de Kempen, minder hoog scoren op vragen over erosie, omdat zij weinig tot niet met deze problematiek in aanraking komen. Perceptie van het nut van maatregelen die erosie tegengaan en/of organische stofgehalte bevorderen is vooral hoog voor de maatregelen zaaien van groenbedekkers en inzetten van stalmest. Andere maatregelen zoals niet-kerende bodembewerking, aanleg van bufferstroken, het gebruik van vaste rijstroken, het toepassen van lage bandenspanning en het inwerken van stro scoren veel lager. De landbouwers verwijzen vooral naar praktijkervaring (van zichzelf of van collega's) en vakliteratuur om kennis over problemen van erosie en organische stof op te doen. Het stimuleren van beschermende maatregelen zou daarom vooral mogelijk zijn door het nut van de praktijk aan te tonen en in tweede instantie door de praktijk te subsidiëren.

Uit een andere studie die de houding van Belgische landbouwers ten opzichte van erosiebeschermende maatregelen onderzocht, bleken landbouwers het meest geneigd te zijn rekening te houden met de mening van andere landbouwers en lokale besturen (Wauters et al., 2010). Dit verklaart ook het succes van projecten – bvb. Bodembreed – waar kenniscirkels van landbouwers, die op hun eigen bedrijf actief bezig zijn met duurzaam bodembeheer, worden gevormd die bereid zijn hun ervaringen en expertise te delen met hun collega's.

4.1.5. ID5 - Wetenschappelijke en technologische drivers

ID5.1. Technologische en wetenschappelijke ontwikkelingen in de primaire sector (mechanisering, biotechnologie, chemicaliën, meststoffen)

Verregaande intensivering van de landbouw wordt mogelijk gemaakt door technologische ontwikkelingen en verdere mechanisering. Landbouw die gebruik maakt van intensieve bodembewerking en kunstmest heeft over het algemeen geen gunstig effect op de C voorraad in de bodem. Anderzijds kunnen aangepaste technieken van bodembewerking en bemesting (best beschikbare technologie of BBT) ervoor zorgen dat de negatieve impact zo klein mogelijk blijft (zie eveneens D1 Verandering landgebruik). Ook kan een efficiëntere productiemethode de vraag naar landbouwland doen dalen zodat meer ruimte beschikbaar komt voor C rijke ecosystemen zoals bos of permanent grasland.

ID5.2. Ontwikkeling milieutechnieken (waterzuivering, isolatie, verbrandingsmotoren)

Tal van technologische ontwikkelingen zorgen voor een verlaging van de uitstoot van broeikasgassen, zowel in de transportsector (bv. energiezuinige of hybride auto's), landbouw (bv. voeder additieven en aangepaste voederrantsoenen, aangepaste bemestingstechnieken, aangepaste opslag en verwerking van dierlijke mest en rationeel energieverbruik), industrie

(energiezuinige productiemethodes) als woningbouw (ecologische bouwmaterialen en nieuwe isolatiematerialen). Dergelijke nieuwe technologieën worden gestimuleerd binnen het kader van de biobased economy (zie 4.1.2).

ID5.3. Energieproductietechnieken

Ook energieproductietechnieken zijn onderhevig aan een snelle technologische vooruitgang. Particuliere of industriële installaties op basis van biomassa en energiecentrales die een bepaalde proportie hernieuwbare materialen (afkomstig van biomassa) gebruiken in het verbrandingsproces worden verder ontwikkeld. Bij dergelijke installaties speelt zowel de hernieuwbare brandstof als de C voorraad die in het ecosysteem wordt aangelegd. Deze laatste kan sterk verschillen tussen systemen die gebruik maken van meerjarige gewassen (zoals korte omloop hout of Miscanthus), van éénjarige gewassen of van oogstresten of bijproducten in land- en bosbouw. Ook kunnen restproducten uit de energieproductie een rol spelen als bodemverbeteraar. Zo krijgt biochar, een restproduct dat ontstaat bij pyrolyse van biomassa, momenteel veel aandacht (zie 4.2.1, D1.2. Gebruiksconversie). Maatregelen die het gebruik van hernieuwbare energie op basis van zon, wind of waterkracht aanmoedigen beïnvloeden hoofdzakelijk de aanbodzijde.

4.2. D - Directe drivers

4.2.1. D1 - Verandering landgebruik

D1.1. Landconversie

Een verandering van landgebruik kan een C winst creëren indien een C arm landgebruik wordt omgezet naar een C rijk. Intensieve bodembewerking heeft een negatief effect op de C voorraad in de bodem (Alvarez et al., 2001; Balesdent et al., 2000; Liebig et al., 2004). Bodembewerking brengt vooral meer zuurstof in de bodem en verkleint of vernietigt de aggregaten die organisch materiaal beschermen tegen afbraak. Daarnaast spelen tal van andere processen, zoals een verhoging van de bodemtemperatuur, verandering van het type en de hoeveelheid strooisel en vaak ook een veranderingen in de pH, die het bodemleven beïnvloeden (Alvarez et al., 2001; Balesdent et al., 2000). Bodembewerking zal in veel gevallen ook erosie veroorzaken en op die manier de lokale C voorraad doen dalen (zie Kader 1).

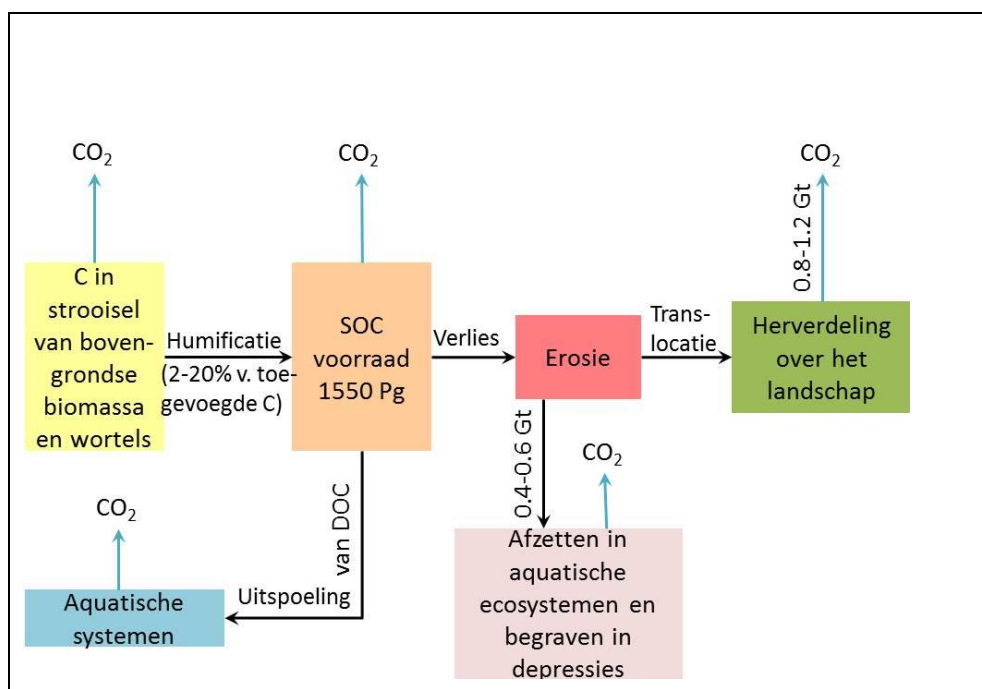
KADER 1: Erosieprocessen en koolstofopslag

Onderzoek heeft aangetoond dat bodemerosie en de daaropvolgende depositie van het getransporteerde materiaal een belangrijke rol speelt binnen de koolstofcyclus. Stallard (1998) stelde dat het begraven van geërodeerde koolstofrijke sedimenten ("carbon burial") wereldwijd een belangrijke C sink van 0.6 – 1.5 Gt/jr vertegenwoordigde. Lage temperaturen en gebrek aan zuurstof zorgen ervoor dat het begraven organisch materiaal veel trager afbreekt dan wanneer het zich aan de oppervlakte zou bevinden. Lal (2004a) zag in bodemerosie een bron van C, als netto effect van 0.4 – 0.6 Gt C/jr die opgeslagen wordt door het begraven van sedimenten en 0.8 – 1.2 Gt C/jr die vrijgesteld wordt door afbraak van het organisch materiaal tijdens transport (Figuur 13). In latere publicaties werd meer expliciet een onderscheid gemaakt tussen de verschillende processen die een rol spelen. Op de geërodeerde locaties ontstaat een lokale C sink omdat er een onevenwicht bestaat tussen C input via strooisel en de aanwezige C voorraad in de bovenste laag ("dynamic replacement", dit is proces 1) (Quine & van Oost, 2007; Stallard, 1998). Bovendien is de stabiliteit van C in bodemaggregaten in diepe lagen die aan de oppervlakte komen door erosie hoog (Doetterl et al., 2012; Van Oost et al., 2007). De SOC voorraad op de locaties onderhevig aan erosie zal dalen tot er een evenwicht ontstaat tussen afvoer van koolstof ten gevolge van erosie en afbraak enerzijds en SOC opslag anderzijds. Het zou meerdere eeuwen (300 jaar) duren voor dit het geval is (Van Oost et al., 2007). Op de locaties waar depositie plaatsvindt, kan het begraven van organisch materiaal de afbraak vertragen (proces 2). De hogere beschikbaarheid van SOC op deze locaties kan echter ook leiden tot een toename in afbraak en zo lokaal een C flux naar de atmosfeer doen ontstaan. Tenslotte kan de afbraaksnelheid van bodemorganische koolstof tijdens het transport van het geërodeerde materiaal toenemen, ten gevolge van de vernietiging of beschadiging van de stabiliserende bodemmatrix (proces 3).

Afhankelijk van de aannames die gedaan worden om al deze processen in kaart te brengen, wordt verwacht dat erosie wereldwijd tot C opslag leidt, en schattingen van deze sink variëren tussen 0.06 – 1.2 Gt C/jr (Quine & van Oost, 2007; Smith et al., 2001; Stallard, 1998; Van Oost et al., 2007). Van Oost et al. (2007) stellen een sink van maximaal 0.06 – 0.27 Gt C/jr voor en argumenteren dat andere auteurs de sink overschatten. Lokaal wordt de netto sink op akkerland dat op een helling gelegen is en onderhevig is aan erosie ingeschat op 3 – 10 g C/m²/jr (Quine &

van Oost, 2007; Van Oost et al., 2005; Van Oost et al., 2007). Dit is het totale effect van zones met erosie en zones met depositie binnen de grenzen van de akker. Deze sink ontstaat door de C opslag op geërodeerde sites (proces 1 zoals hierboven gedefinieerd) en werd berekend als het verschil tussen de gemeten en gemodelleerde SOC voorraad van geërodeerde sites. Het organisch materiaal dat getransporteerd werd over korte afstand bleef grotendeels bewaard, dus tijdens transport (proces 2) en na afzetting (proces 3) traden er slechts kleine C verliezen op. De geërodeerde koolstof die over grotere afstand, tot buiten het stroomgebied, getransporteerd werd (geschat op 5 tot 47% van de geërodeerde C), werd hierbij niet mee in beschouwing genomen en kan er mogelijk voor zorgen dat de berekende C sink overschat werd.

Recent onderzoek in centraal België toonde aan dat er in een landschap waar erosie plaatsvindt tot 10% meer C wordt opgeslagen door processen van bodemherverdeling dan in een landschap zonder erosie (Doetterl et al., 2012). Een analyse van C burial in sedimenten in landbouwkundige landschappen van Centraal-Europa rapporteert aanzienlijke netto OC accumulatie snelheden op hellingen ($0.4 \pm 0.1 \text{ g C m}^2/\text{jr}$), hoewel ze nog steeds lager zijn dan in valleigebieden ($0.7 \pm 0.2 \text{ g C m}^2/\text{jr}$). Ondanks de grote onzekerheid lijkt het er op dat erosie en sedimentatie processen zijn die een belangrijke bijdrage leveren in de koolstofcyclus en mogelijk een gedeeltelijke verklaring kunnen geven van de "missing sink" (zie 1.1.1).



Figuur 13. Processen die bodemorganische koolstof in geërodeerde sedimenten beïnvloeden. Pijlen die omhoog wijzen duiden op emissies van CO_2 naar de atmosfeer. Er zijn ook emissies van CH_4 mogelijk onder anaerobe omstandigheden, hoewel de meeste goed gedraineerde bodems CH_4 opslaan (Lal, 2004a). DOC: dissolved organic carbon

Indien een bodem onder bos, heide of permanent grasland bewerkt wordt zal de C voorraad met 20-40% dalen en deze verandering is onafhankelijk van de omvang van de initiële C voorraad (Davidson & Ackerman, 1993; Guo & Gifford, 2002; Poeplau et al., 2011; Wei et al., 2013). Standplaatsfactoren spelen hier een belangrijke rol, met hogere verliezen bij een hogere temperatuur en neerslag en meer zandige textuur (Poeplau et al., 2011; Wei et al., 2013). De afname in bodem C verloopt exponentieel en een nieuw evenwicht kan zich reeds instellen na 20 jaar (Poeplau et al., 2011; Wei et al., 2013). Daarna vertraagt dit proces sterk en bepaalde vormen van C kunnen decennia lang bewaard blijven (Heikkinen et al., 2013; Sleutel et al., 2011).

De voorraad bodem C onder grasland en bos is gelijkaardig. De hoge productie van strooisel, bij bossen zowel boven-als ondergronds en bij grasland vooral ondergronds, zorgen voor een hoge input van C rijk materiaal. Afbraakprocessen verlopen traag, o.a. door de afwezigheid van bodemversterking en de fysische afscherming van de bodem (bescherming tegen afspoeling en hoge temperatuur). Het omzetten van akkerland naar grasland of bos legt daarom grote hoeveelheden C

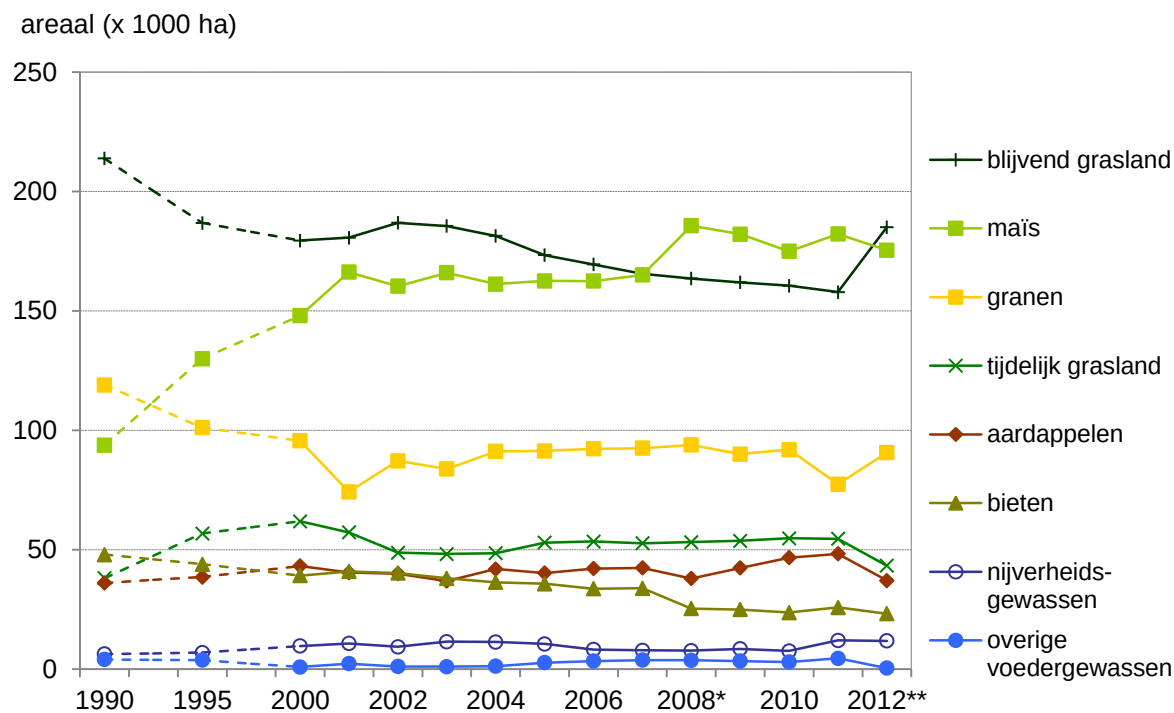
vast (Arrouays et al., 2001; Dendoncker et al., 2004; Guo & Gifford, 2002; Smith et al., 2000b; Vleeshouwers & Verhagen, 2002). Bij een dergelijke omzetting bedraagt de toename in bodem organische koolstof 0.3 tot 1.4 t C/ha/jr (Smith et al., 2000b; Vleeshouwers & Verhagen, 2002). De eerste jaren daalt de bodem C voorraad licht, om na 30 tot 50 jaar weer op het oorspronkelijke niveau te komen. Vervolgens duurt het nog minstens 150 tot 200 jaar vooraleer een nieuw evenwicht bereikt wordt (Paul et al., 2003; Sun et al.; Vesterdal et al., 2002). Dit evenwicht zou 16-53% hoger liggen dan onder akker (Guo & Gifford, 2002; Poeplau et al., 2011). Wang & Epstein (2013) vonden dat verlaten landbouwgronden na 5 tot 19 jaar veranderden van een C source in een C sink. Dit onderzoek was gebaseerd op schattingen van C opslag in levende biomassa en metingen van bodem CO₂ flux in een gematigd vochtig klimaat. Standplaatsfactoren zullen de snelheid waarmee nieuwe C in de bodem wordt opgeslagen sterk beïnvloeden. In de gematigde streken zullen een hogere temperatuur en neerslag, een hoger kleigehalte van de bodem en boomsoorten met moeilijker afbreekbaar strooisel de opslag van bodem C versnellen (Gustavsson et al., 2000; Paul et al.; Post & Kwon, 2000; Richter et al., 1999; Six et al., 2002a). In nieuw aangelegd bos zal de hoeveelheid C die vastgelegd wordt in de bodem initieel lager zijn dan wat er in de biomassa wordt vastgelegd. Deze verhouding wordt geschat op 16-40% in de bodem (Huntington, 1995; Smith et al., 2000b).

Ondanks het voornemen van de Vlaamse overheid om bijkomend 10,000 ha bos te realiseren, werd de laatste 5 jaar geen netto toename van de bosoppervlakte gerealiseerd (bron: Bosbarometer 2012 van Bos+). In een aantal gevallen werd ontbost en vervolgens elders nieuw bos aangeplant, wat ongunstig is voor de voorraad bodemkoolstof die slechts zeer langzaam aangroeit onder het nieuw aangelegde bos.

De gesubsidieerde maatregel "bebossen van landbouwgronden" die deel uitmaakt van het plattelandsbeleid van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (zie 4.1.3), werd slechts in beperkte toegepast. In de periode 2007-2012 werd 172 ha landbouwgrond bebost, waarvan 19 ha in 2012 (Dumez & Van Zeebroeck, 2013). Bebossingen met behulp van het boscompensatiefonds gebeurden in beperkte mate. Eind 2011 was er een achterstand van ruim 1300 ha bos (Bosbarometer 2012). Het openstellen van het boscompensatiefonds voor gemeenten en provincies vanaf 2011 heeft geleid tot een lichte toename van de oppervlakte compensatiebos (resp. 31 ha bos in 2011 en 68 ha in 2012).

De oppervlakte halfnatuurlijk grasland is de laatste jaren licht toegenomen in Vlaanderen, mede dankzij beheerovereenkomsten met landbouwers, maar dit heeft geen grote invloed op de C opslag.

In Vlaanderen is de belangrijkste verandering van landgebruik de omzetting van open gebied naar bebouwd gebied (zie 4.2.1, D1.3 Urbanisatie). Daarnaast zijn er ook verschuivingen binnen het landbouwgebied. Zo werd in de periode 1990-2010 een toename van tijdelijk grasland en akkerland ten koste van permanent grasland geconstateerd (Van Steertegem, 2012) (Figuur 14). Dit zal een daling van de C voorraad teweegbrengen. Mestdagh et al. (2009) nemen in hun definitie van grasland tijdelijk en permanent grasland samen, en voeren de recente toename in de oppervlakte tijdelijk grasland in Vlaanderen ook aan als een oorzaak van de geconstateerde daling in C voorraad. Daarnaast kunnen veranderingen in landgebruik uit het verleden nog verschillende decennia doorwerken. Zo berekenden Sleutel et al. (2007) dat 10 tot 45% van de waargenomen daling in SOC voorraad onder akkerland tussen 1990 en 2000 te wijten zou zijn aan omzetting van grasland naar akkerland in de periode 1970-1990. Op dezelfde manier verklaren van Wesemael et al. (2010) de toename van de koolstofvoorraad onder grasland in Wallonië aan de hand van grootschalige omzetting van akker naar grasland in de periode 1923 tot 1953.



* vanaf 2008 wordt een enquête gehouden in plaats van een telling

** vanaf 2012 wordt de enquête niet meer via de gemeenten ingezameld, maar via een webtoepassing

Figuur 14. Arealen akkerbouwgewassen en grasland 1990-2012 in Vlaanderen. Bron: MIRA op basis van FOD Economie 15-meitelling en 15 mei-enquête

Dat biogebaseerde producten een steeds belangrijkere rol gaan spelen in de toekomst leidt geen twijfel. De Europese Commissie hanteert een biogebaseerde economie als één van haar prioriteiten. Het gebruik van energiegewassen voor energieproductie vermijdt CO₂ emissie uit de verbranding van fossiele brandstoffen. Bij aanleg van de bio-energie teelt op akkerland kan bovendien koolstof opgeslagen worden in bodem en biomassa (Dendoncker et al., 2004; Smith et al., 2000b). Dit laatste is vooral het geval bij de aanleg van meerjarige teelten zoals korte omloophout of in mindere mate de meerjarige teelt van *Miscanthus* (Don et al., 2012; Rowe et al., 2009). Bovendien zouden de N₂O emissies beduidend lager zijn dan bij conventionele eenjarige teelten (Don et al., 2012). Aangezien de transportkosten voor bio-energie teelten substantieel zijn, is het van belang dat de producenten zich in de onmiddellijke omgeving van de afnemer bevinden. Een andere bezorgdheid is dat de aanleg van bio-energie teelten niet ten koste mag gaan van landgebruik met een hoge C voorraad, zoals bos of permanent grasland (Van Noorden, 2013) (zie ook ESD productie van energiegewassen).

De oppervlakte korte-omloophout in Vlaanderen is momenteel zeer gering. Aangezien de productie van groene stroom uit biogebaseerde brandstoffen continu stijgt sinds 2001, wordt verwacht dat de oppervlakte energiegewassen in Vlaanderen de komende jaren zal toenemen, al hangt dit sterk af van de (Europese) beleidsdoelstellingen rond hernieuwbare energie.

Tenslotte kan ook de aanleg van natte gebieden zoals wetlands en overstromingsgebieden voor C opslag in de bodem zorgen. In overstromingsgebieden zijn de sedimenten die aangevoerd worden door de rivier immers rijk aan klei en organisch materiaal. Langs bevaarbare waterlopen in Vlaanderen voorziet het Sigmaplan 2006 (zoals goedgekeurd door de beslissingen van de Vlaamse Regering van 22/7/2005 en 28/4/2006) de aanleg van meer dan 2500 ha overstromingsgebied. Chmura et al. (2003) schatten dat de gemiddelde koolstofvastlegging van tijgebonden zoute wetlands 210 g C/m²/jr bedraagt, wat een grootteorde meer is dan de opslag door noordelijke veengebieden (20-30 g C/m²/jr) (Roulet, 2000). Deze schatting werd later door andere auteurs naar beneden bijgesteld tot 21-111 g C/m²/jr (Callaway et al., 2012; Craft, 2007). In zoetwater wetlands zou de opslag hoger zijn, namelijk 83-108 g C/m²/jr, en dit wegens versnelde afbraak in zout water (Craft, 2007; Euliss et al., 2006). Het percentage C in zoetwater tijgebonden wetlands ligt hoger dan in zout of brakke wetlands, terwijl de bulk densiteit lager is. Zoetwater wetlands vertonen daarentegen een belangrijke emissie van CH₄, die sterk afhankelijk is van o.a. het klimaat

en de aanwezige vegetatie. Hier zijn weinig schattingen van, maar Delaune et al. (1983) schat de gemiddelde jaarlijkse flux op 213 g CH₄/m². In veel gevallen zou er daarom geen netto opslag of emissie van broeikasgassen plaatsvinden in zoetwater wetlands (Kayranli et al., 2010). Methaan emissies uit zoute wetlands zijn een stuk lager en dalen over het algemeen met toenemende saliniteit. De variabiliteit in ruimte en tijd is hoog. Emissies voor de gematigde streken bedragen 0.4 tot 5.7 g CH₄/m²/jr (Bartlett & Harriss, 1993).

D1.1. LANDCONVERSIE: VOORNAAMSTE CONCLUSIES

- Omvorming van bos, natuur of permanent grasland naar akkerland onderhevig aan bodembewerking verlaagt de koolstofvoorraad in de bodem. Bodembewerking brengt meer zuurstof in de bodem en verkleint of vernietigt de bodemaggregaten die organisch materiaal beschermen tegen afbraak.
- Aanleg van bos, natuur, grasland of een meerjarige energieteelt op akkerland verhoogt de koolstofvoorraad in bodem en biomassa. Ook de aanleg van wetlands en overstromingsgebieden stimuleert koolstofopslag door de afzetting van sedimenten rijk aan klei en organisch materiaal.
- Bodemerosie veroorzaakt lokaal een daling van de koolstofvoorraad, maar op niveau van het stroomgebied wordt een koolstof sink gerealiseerd.
- Voor koolstofopslag is naast urbanisatie (zie D1.3) de afname van het areaal permanent grasland in Vlaanderen de belangrijkste recente verandering van landgebruik. Omzetting van permanent grasland naar akker leidt tot koolstof emissies.

D1.2 Gebruiksconversie

Beheer van akker, grasland, bos en veengebieden heeft een grote invloed op de koolstofvoorraad in de bodem. Alle maatregelen die het organische stof gehalte doen toenemen of verliezen van organische stof beperken zijn hier van belang. Deze paragraaf bespreekt de belangrijkste voor Vlaanderen.

Bodembewerking

Een toename in de ploegdiepte die gebruikelijk is voor akkers wordt in sommige gevallen aangevoerd als oorzaak van dalende SOC voorraden in de geploegde horizont. Vooral in de Leemstreek heeft de ploegdiepte een sterke toename van ca. 8 cm gekend sinds 1960 (Meersmans et al., 2009a). Dieper ploegen kan leiden tot een netto verlies door toegenomen mineralisatie of tot een verlaging van het koolstofpercentage in de geploegde horizont door een vermenging van de koolstofrijke bovenste laag met koolstofarme diepere lagen. In dit laatste geval treden er geen netto koolstofverliezen op (Goidts et al., 2009; van Wesemael et al., 2010).

Vaker en dieper ploegen kan ook leiden tot toenemende erosie. Van Oost et al. (2000) vonden erosiesnelheden tussen 14.2 en 18.0 t bodem/ha/jr in 1990 voor testgebieden in de Leemstreek. Erosie zal vooral lokaal leiden tot een lagere koolstofvoorraad, maar kan elders leiden tot nieuwe koolstofopslag (zie D1.1).

Ook graslandvernieuwing, waarbij permanent grasland gescheurd en opnieuw ingezaaid wordt om zo de kwaliteit en de productie van het gras te verhogen, leidt tot een verlies aan bodemkoolstof. Een alternatief is doorzaai zonder grondbewerking (Lesschen et al., 2012).

Niet-kerende bodembewerking (reduced-till) is een techniek waarbij de grond niet gekeerd maar losgemaakt wordt. De tanden die door de grond worden getrokken scheuren en verkrummen de grond, zonder dat deze wordt verplaatst. Het resultaat is dat gewasresten aan de oppervlakte blijven liggen. Deze manier van bodembewerking is in Vlaanderen in opmars als maatregel om de bodem te beschermen tegen erosie en verslumping (Figuur 12). No-till, een landbouwpraktijk waarbij de bodem helemaal niet bewerkt wordt en die gangbaar is in de Verenigde Staten, komt in Vlaanderen slechts uitzonderlijk voor. Reden hiervoor zou de teeltkeuze (relatief weinig graan), het te natte klimaat en de te zware bodems van onze streken zijn (Dendoncker et al., 2004). Het toepassen van no-till of reduced-till kan de koolstofvoorraad van de bodem wijzigen. De meeste auteurs vinden een toename van de bodem koolstofvoorraad bij no-till maar geen verandering bij reduced-till (Angers & Eriksen-Hamel, 2008; Luo et al., 2010; Ogle et al., 2003; Post et al., 2012; Vandenbygaert et al., 2004; Virto et al., 2012). De koolstofvoorraad van Belgische akkers op zandleem bleef ongewijzigd in de bovenste 60 cm na 2, 5, 10 of 20 jaar niet-kerende bodembewerking (D'Haene et al., 2009). De koolstof concentratie nam over het algemeen toe in de bovenste laag (0-10 cm) en af in diepere lagen (10-30 cm). De bulk densiteit veranderde niet

systematisch. De gewasrotatie op een groot deel van deze akkers bevatte aardappelen en/of suikerbieten, een teelt die een belangrijke bodemverstoring met zich meebrengt bij de oogst. Dit biedt mogelijk een verklaring voor het gebrek aan effect van reduced-till. Bovendien werd de strooisellaag niet mee bemonsterd in de akkers onder niet-kerende bodembewerking.

Over no-till is meer literatuur beschikbaar. Belangrijk is dat SOC percentage en bulk densiteit voldoende diep (minstens 35 cm) gemeten worden. Een aantal studies vinden een toename van de SOC voorraad in de bovenste 20 cm, maar een lagere stock in de laag van 21 tot 35 cm, zodat de totale voorraad C weinig of niet verschilt tussen conventioneel ploegen en no-till (Angers & Eriksen-Hamel, 2008; Baker et al., 2007; Luo et al., 2010). Het ploegen zou telkens het organisch materiaal afkomstig van oogstresten "begraven" en op die manier zorgen voor een hogere (ten opzichte van no-till) voorraad bodemkoolstof in deze laag.

Ogle et al. (2005) vinden in een meta-analyse na 20 jaar no-till een toename van de koolstofvoorraad (t C/ha) in de bovenste 30 cm. Dit positief effect is klimaatafhankelijk en neemt af in de volgorde tropisch vochtig > tropisch droog > gematigd vochtig > gematigd droog, waarbij de toename in de voorlaatste categorie (van toepassing op Vlaanderen) 16% bedraagt. Luo et al. (2010) vonden in hun meta-analyse dat de voorraad bodemkoolstof (0-40cm) onder no-till enkel toeneemt onder systemen met twee teelten per jaar, wat het belang van een continu bedekte bodem benadrukt.

Een beperking van onderzoek op vaste bodemdiepte is dat dit geen rekening houdt met de mogelijke verdichting van de bodem ten gevolge van no-till. Indien de bulk densiteit van de bovenste laag toeneemt terwijl de concentratie C gelijk blijft, zal de koolstofvoorraad stijgen hoewel er in werkelijkheid geen nieuwe koolstof werd vastgelegd. Oorts (2006) gebruikte het concept "equivalent mass of dry soil", waarbij de vaste diepte gecorrigeerd werd voor veranderingen in bulk densiteit. Na 32 jaar no-till vond zij op een leembodem in Noord-Frankrijk op een eerste locatie een 15% (significant) hogere en op een tweede locatie een 5% (niet significant) hogere koolstofvoorraad onder no-till dan onder conventioneel ploegen. De C in gewasresten werd hierbij niet mee in rekening gebracht. Op basis van verschillen in bulk densiteit (hogere bulk densiteit voor no-till) bedroeg de dikte van deze laag 26.8 cm bij no-till en 27.7 cm bij conventioneel ploegen. De grootste verschillen in C inhoud (g C/kg bodem) deden zich voor in de bovenste 20 cm, de laag van 20 tot 27 (resp. 28 cm) had een gelijkaardige C inhoud (en bulk densiteit). Devine et al. (2011) vonden na 30 jaar een significant hogere koolstofvoorraad (0-200 cm) onder no-till (60 t C/ha) dan onder conventioneel ploegen (52 t C/ha). De SOC voorraad in de bovenste 5 cm verschilde sterk, 5-15 cm verschilde niet en 15-200 cm bevatte meer SOC, maar dit verschil was niet significant.

Waar in elk geval wel eensgezindheid over bestaat tussen auteurs is dat de bodem bij no-till en reduced-till meer en stabielere macro-aggregaten vormt en dat er zeer stabiele organo-minerale complexen gevormd worden (D'Haene et al., 2008c; Devine et al., 2011; Oorts et al., 2007a; Plaza et al., 2013; Six et al., 1999). Deze processen beschermen organische C tegen afbraak maar zorgen ook voor een verbeterde bodemstabiliteit, -vruchtbaarheid en -drainage (D'Haene et al., 2008c). Bovendien wordt de bovenste vruchtbare en C-rijke laag beschermd tegen erosie door afspoeling (Ogle et al., 2005).

Onder no-till systemen kunnen de emissies van het broeikasgas N₂O hoger zijn (Freibauer et al., 2004). Deze emissies zijn het gevolg van de hogere N voorraad en hogere mineralisatiesnelheid aan de oppervlakte (D'Haene et al., 2008b). Stro achterlaten op de akkers, een typische praktijk bij reduced-till verlaagt de N₂O-emissies (D'Haene et al., 2008a). Six et al. (2004) stellen dat de verhoogde N₂O emissies onder no-till gelimiteerd zijn in de tijd. Na een periode van 10 tot 20 jaar (afhankelijk van het neerslagregime) zijn de N₂O emissies gelijkaardig of lager dan onder conventioneel ploegen. Toch registreerden Oorts et al. (2007b) op een proefsite die reeds drie decennia met no-till beheerd werd, een totale jaarlijkse N₂O emissies die 65% hoger was dan op de aangrenzende conventioneel geploegde site. Uitgedrukt in CO₂-equivalenten was de emissie van N₂O even hoog als de opslag van CO₂ in de no-till bodem en was de netto-opslag op deze site dus nihil. De hoge variabiliteit van de N₂O metingen toont echter aan dat er meer lange termijn metingen (langer dan 1 jaar) op meerdere proefvelden nodig zijn om deze resultaten te kunnen veralgemenen.

Aanleg van bufferzones

De aanleg van bufferzones gebeurt binnen het kader van erosiebestrijding of ter verhoging van de biodiversiteit. Erosiebeperkende maatregelen omvatten de aanleg van grasstroken, dammen en/of grasland, evenals het behoud van kleine landschapselementen zoals hagen en houtkanten op perceelsgrenzen. Maatregelen ter bevordering van biodiversiteit bevatten de aanleg van soortenrijk

grasland, bufferstroken, vluchtstroken, faunastroken en bloemenstroken (zie 4.1.3 Milieubeleid). Aangezien deze zones niet geploegd worden en er in kleine landschapselementen ook een aanzienlijke bovengronds koolstofopslag gerealiseerd wordt, hebben ze een gunstig effect op het klimaat.

Teeltrotatie en gewaskeuze

Een aangepaste teeltrotatie betekent het aanleggen van winterteelten, groenbedekkers, twee of meer teelten per groeiseizoen, meer afwisselende teelten (bijvoorbeeld integratie van 2 of meer jaar met een meerjarige teelt) of het overstappen van eenjarige naar meerjarige teelten (Post et al., 2012). De impact van dergelijke maatregelen op de broeikasgasemissie is variabel maar over het algemeen positief, ofwel door een lagere CH_4 of N_2O emissie, ofwel door een hogere C sekwestratie (Post et al., 2012; Venterea et al., 2012; West & Post, 2002). Al zijn er uitzonderingen, zo vinden Luo et al. (2010) dat C wordt vrijgegeven bij de combinatie van no-till en een intensieve teeltafwisseling. Ze wijten dit aan een meer gevarieerde en actievere bodemorganismen. De aanleg van groenbedekkers is een maatregel die sinds 2009 niet meer gesubsidieerd wordt in Vlaanderen maar wel algemeen toegepast wordt (MIRA, 2013). Groenbedekkers zijn gewassen die in hoge mate de bodem bedekken om de periode tussen de oogst van een gewas en het zaaien van het volgende gewas te overbruggen. Deze gewassen zorgen er ook voor dat er zo weinig mogelijk stikstof uitspoelt. Voorbeelden zijn klaver, luzerne en gele mosterd.

Teeltkeuze beïnvloedt eveneens C opslag. Zo kunnen gewassen met een lagere C:N verhouding een negatief effect hebben op C opslag in de bodem. De daling van het aandeel graangewassen ten voordele van snijmaïs, tijdelijk grasland en wortelgewassen zou in het verleden geleid hebben tot een daling van de voorraad bodemkoolstof in akkerland in Vlaanderen (Goidts & van Wesemael, 2007; Sleutel et al., 2007). De teelt van wortelgewassen kan ook bodemkoolstof verlagen door een sterkere bodemverstoring bij ploegen en zaaien en de afvoer van aanzienlijke hoeveelheden bodem tijdens de oogst (Goidts & van Wesemael, 2007).

De soortensamenstelling van grasland beïnvloedt de hoeveelheid koolstof in de bodem (Alonso et al., 2012; Schipper et al., 2007). Fornara & Tilman (2008) toonde dat in een experiment in de VS dat grasland met een hoge diversiteit aan soorten 500% meer bodem C werd opgeslagen dan in monoculturen. Vooral de Vlinderbloemigen (*Leguminosae*) en C4-grassen waren hiervoor verantwoordelijk. C4-grassen zijn niet algemeen verspreid in Vlaanderen, met uitzondering van een aantal soorten in duinen en zoutmoerassen. De Deyn et al. (2011) toonde dat het inzaaien van de Vlinderbloemige Rode klaver (*Trifolium pratense*) bij het herstel van graslanden in de UK leidde tot een significante toename van de bodem C sekwestratie (3.17 t C/ha/jr in het meest succesvolle experiment). In Vlaanderen nam het aantal ha dat gebruik maakte van steun voor de introductie van Vlinderbloemigen toe de afgelopen jaren (Figuur 12).

Toedienen van koolstof rijk materiaal

Maatregelen zoals het toedienen van compost, stalmest of gewasresten zijn erop gericht om actief meer C rijk materiaal toe te dienen aan de bodem. De beschikbaarheid van deze materialen kan hier een beperkende rol spelen, bv. de dalende productie van stro, dat bovendien steeds minder terecht komt in stalmest en steeds vaker ingezet wordt voor alternatieve doeleinden zoals de productie van bio-energie. De verminderde toediening van dierlijke mest per oppervlakte-eenheid sinds het midden van de jaren '90 en de afname van stalmest (gemengd met stro en rijk aan koolstof) ten voordele van drijfmest (vloeibare mest) hebben een negatieve invloed gehad op C opslag (Goidts & van Wesemael, 2007; Lettens et al., 2005; Meersmans et al., 2009a; Schipper et al., 2007). Sleutel et al. (2007) berekenden dat ongeveer een derde van de veranderingen in SOC voorraad onder akkerland tussen 1990 en 2000 verklaard konden worden door de afgenomen inputs van organisch materiaal. Voorts verklaarden van Wesemael et al. (2010) de afname van SOC in de Kempen de voorbije decennia (ondanks het zeer hoge niveau van bemesting) door het stopzetten van het historisch landgebruik waarbij gebruik gemaakt werd van 'plaggen' die gestoken werden in heidegebieden, gemengd werden met mest en gebruikt werden als bodemverbeteraar op de akkers.

Voor de Polders en in mindere mate de Zandstreek werd een toename (1960-2006) in de SOC voorraad geconstateerd (Meersmans et al., 2011; van Wesemael et al., 2010). Deze toename wordt verklaard door de hoge hoeveelheden bemesting. Zo werd berekend dat in de Zandstreek tijdens de jaren '90 meer dan 4 t C/ha werd toegediend, wat een stuk hoger is dan de maximale waarden in onze buurlanden (Meersmans et al., 2012). Een dergelijk niveau van bemesting brengt allerlei milieurisico's met zich mee, zoals verhoogde uitspoeling van nitraten, en is dan ook niet zinvol.

Ook voor grasland wordt de daling in bemesting als mogelijke verklaring aangevoerd voor de dalende trends in Vlaanderen tussen 1990 en 2000 (Letkens et al., 2005; Mestdag et al., 2009). Voor productie grasland in Frankrijk besluiten Soussana et al. (2004) dat de C voorraad verhoogd kan worden door een afname van intensieve bemesting op sterk bemeste percelen en een lichte intensivering van de bemesting op arme graslanden.

Dendoncker et al. (2004) berekent dat het toedienen van stalmest rekening houdend met de geldende wetgeving een sekwestratie van 46 kton C per jaar (of 168 kton CO₂) kan realiseren in België. In het inwerken van stro zien ze minder heil, wegens onvoldoende beschikbaarheid. Er is inderdaad omzichtigheid geboden met al te optimistische scenario's. Voor Vlaanderen zou een herstel van de SOC voorraden onder akkerland naar het niveau van 1990 leiden tot een jaarlijkse sekwestratie van 300 kton CO₂ (Sleutel et al., 2003), wat slechts een fractie is van de totale jaarlijkse Vlaamse emissies (75.2 Mton CO₂-eq in 2011). Smith et al. (2005) concluderen dat in de EU15 het beheer van akkerland geen significante impact heeft gehad op SOC sekwestratie sinds 1990 en dat waarschijnlijk ook niet zal hebben in de nabije toekomst.

Toedienen van biochar aan de bodem werd recent naar voor geschoven als een beheeroptie om een koolstofsink te realiseren (Lehmann et al., 2006). Recent onderzoek in Vlaanderen toonde echter een beperkte impact aan van biochar op bodemvruchtbaarheid in akkerland (zie Kader 2). Het lijkt dan ook onwaarschijnlijk dat het toedienen van biochar op grote schaal zal toegepast worden.

KADER 2: Biochar en koolstofopslag

Biochar is een restproduct dat ontstaat bij pyrolyse van biomassa. Het zou tevens de bodemkwaliteit kunnen verbeteren en resulteren in een hogere gewasopbrengst. Dit wordt onder meer toegeschreven aan een verhoging van de pH, een hogere beschikbaarheid van nutriënten, en het potentieel van biochar om water vast te houden waardoor de bodem beter beschermd is tegen droogteperiodes (Jeffery et al., 2011). Deze auteurs wijzen er echter op dat de onzekerheid op de schattingen van verhoogde productie zeer hoog is en er in hun meta-analyse overwegend korte-termijn studies zijn opgenomen (1 à 2 jaar). Inderdaad vond Nelissen (2013) op middellange termijn geen groot effect van het toedienen van biochar op bodemeigenschappen gerelateerd aan bodemvruchtbaarheid. Dit werd vastgesteld in een 2-jarige veldproef waarbij er geen effect was op plantbeschikbare nutriënten of gewasopbrengst en hoewel de stikstofcyclus versnelde net na toediening was er na 1 jaar nagenoeg geen effect meer. Ook kon er niet aangetoond worden dat biochar meer vocht kan vasthouden tijdens droogteperiodes. Er werd wel vastgesteld dat de uitspoeling van nitraat en koolstof daalde onder bodems die biochar ontvingen in combinatie met varkensmest (Troy et al., 2014).

Een andere bezorgdheid bij het toedienen van biochar is dat dit zou leiden tot veranderingen in de microbiële gemeenschap of activiteit en zo een stimulerend effect zou hebben op de afbraak van het organisch materiaal dat reeds aanwezig is in de bodem ("priming") (Lehmann et al., 2011; Luo et al., 2011). Onderzoek naar de mineralisatiesnelheid van organisch materiaal in bodems waar verschillende types biochar aan werd toegevoegd toonde aan dat C mineralisatie toenam in bodems die biochar ontvingen die op lage temperatuur (300°C) verkregen was (Ameloot et al., 2013; Luo et al., 2011). Deze verhoogde CO₂ emissies zouden hoofdzakelijk afkomstig zijn van makkelijk afbreekbare componenten in dergelijke biochar en zijn dus waarschijnlijk tijdelijk. Bodems aangerijkt met hoge temperatuur biochar (700°C) vertoonden een lagere C mineralisatie snelheid dan bodems zonder toegevoegde biochar.

Bovendien werd vastgesteld dat de emissie van het broeikasgas N₂O uit de bodem kan afnemen na biochartoediening (Ameloot et al., 2013; Nelissen et al., 2014). Dit effect is vooral belangrijk bij biochar die ontstaat bij pyrolyse op hoge temperatuur (700°C). Als verklarende factoren worden hier eveneens een verhoging van de pH en een betere sorptie van nitraat en ammonium op het interne oppervlak van de biochar genoemd.

Beheer van veengronden

In zeer natte bodems waar veenontwikkeling optreedt, zijn de organische koolstof stocks tot 1 m diepte al snel een factor 6 hoger dan in andere bodems. Waar de C concentraties dalen met toenemende diepte in een normale bodem, blijven ze ook op grote diepte zeer hoog in veenbodems. In Vlaanderen komt volgens de digitale bodemkaart 6859 ha veenbodem voor (0.5% van de totale oppervlakte). Dit zijn echter enkel de bodems met textuur "V" op de bodemkaart. In de originele legende van de papieren bodemkaart worden echter ook venige substraten (prefix "v") en venige bijmengingen (suffix "v") onderscheiden. Deze categorieën kunnen het aandeel venige gronden in Vlaanderen nog verhogen. Byrne et al. (2004) schatten de SOC voorraad in Europese

veenbodems (tot 1.5 m diepte) op 812 t C/ha. Veenbodems in natuurlijk staat kunnen atmosferische CO₂ afvangen en opslaan met een gemiddelde opname van 0.2-0.5 t C/ha/jr in de UK (Cannell et al., 1999) en 0.25 t C/ha/jr in West-Siberië (Borren & Bleuten, 2006). Natuurlijke veengronden zijn een bron van CH₄, terwijl N₂O geen belangrijke rol speelt in het broeikasgasbudget. De balans tussen CO₂ opname en CH₄ emissie is meestal negatief (netto opslag van broeikasgassen) en is afhankelijk van vocht, temperatuur, samenstelling van de vegetatie en microbiële activiteit (Schrier-Uijl et al., 2013).

Veenbodems die een bosbouwkundige of landbouwkundige functie vervullen zijn onderhevig aan drainage en in het tweede geval ook bemesting en bodembewerking. Het eerste leidt tot emissies van CO₂ en het tweede veroorzaakt emissies van zowel CO₂ als N₂O (Langeveld et al., 1997). Hoewel CH₄ emissies bijna volledig verdwijnen na drainage, wordt er 2-10 keer meer N₂O uitgestoten dan bij minerale landbouwbodems (Freibauer et al., 2004). Het intact houden van de drainage en structuur van veenbodems is dan ook aangewezen.

Venige landbouwgronden beter beheren houdt onder andere in dat er zo weinig mogelijk diep geploegd wordt en waar mogelijk de conversie van akker naar grasland gestimuleerd wordt (Freibauer et al., 2004).

Opnieuw vernatten van graslanden op veenbodems is een beheeroptie om CO₂ vast te leggen (Freibauer et al., 2004). Belangrijk hierbij is om de grondwatertafel niet tot boven het maaiveld te laten stijgen, aangezien ondiepe meren, volledig waterverzadigde bodems en drainage grachten hotspots van CH₄ emissies in veengebieden zijn (Schrier-Uijl et al., 2011). Schrier-Uijl et al. (2013) onderzochten graslanden op veengrond die gedraineerd en bemest werden en constateerden emissies van 10-14 t CO₂-eq/ha (afhankelijk van de intensiteit van bemesting). Onder een grasland dat vroeger intensief beheerd werd maar sinds 15 jaar verlaten is en waar de drainage sterk verminderd werd, werd 7 t CO₂-eq/ha/jr opgeslagen, ondanks dat nog steeds emissies van N₂O en CH₄ plaatsvonden.

Van de 6859 ha veengrond in Vlaanderen, bevindt zich 12% (830 ha) onder akkerland. Naar schatting 1005 ha veengrond ligt onder intensief beheerd permanent grasland.

Biologische landbouw

Het introduceren van biologische landbouw kan een positief effect hebben op de voorraad bodemkoolstof. Gattinger et al. (2012) vergeleken gegevens uit 74 onafhankelijke studies overwegend uit gematigde streken in een meta-analyse en constateerde dat het percentage koolstof in de bovenste laag (mediaan 0-15 cm) $0.18 \pm 0.06\%$ hoger lag onder biolandbouw en de koolstofvoorraad 3.50 ± 1.08 t C/ha. Een modellering wees uit dat de belangrijkste verklarende factoren voor deze hogere C opslag de C input uit bemesting en de teeltrotatie waren. Leifeld & Fuhrer (2010) komen tot de conclusie, eveneens op basis van een meta-analyse, dat het percentage C jaarlijks relatief met $0.61 \pm 0.36\%$ stijgt. Dit wil zeggen dat bijvoorbeeld een bodem met 5.0% C na 15 jaar biolandbouw 0.46% nieuwe C bevat ($5\% * 0.61/100 * 15$ jaar). Hun analyse is echter dat de bijkomende C opslag enkel gerealiseerd wordt door de zeer hoge en vaak buiten proportie toediening van organische meststoffen. Bovendien argumenteren deze auteurs dat de lagere opbrengst per hectare in de biolandbouw de druk op landbouwgrond verhoogt en op die manier elders broeikasgasemissies kan veroorzaken. Het positief effect van biolandbouw op koolstofopslag lijkt dus eerder gering.

Binnen Vlaanderen steeg het areaal onder biolandbouw van 3153 ha in 2005 naar 4939 ha in 2012. Dit wordt gereflecteerd in de hectarestaun binnen het Globaal Landbouwbeleid (Figuur 12).

Waterhuishouding

Algemeen zal in een vochtige bodem het C-gehalte steeds hoger zijn dan in een droge bodem omdat door zuurstofgebrek de afbraakprocessen er traag verlopen. Algemeen blijkt de hydrologie van de bodem één van de belangrijkste abiotische controlerende variabelen te zijn (Callesen et al., 2003; Davidson & Ackerman, 1993; De Vos, 2009). Het draineren van bodems zorgt ervoor dat de gereduceerde omstandigheden opgeheven worden en de opgeslagen C aan hoog tempo geoxideerd wordt. Bovengrondse C-voorraden daarentegen zijn meestal hoger op goed gedraineerde bodems, bv. in de bosbouw zullen de commerciële snel groeiende boomsoorten over het algemeen een verminderde groei kennen op zeer natte bodems.

In slecht gedraineerd akker- en grasland in Vlaanderen en Wallonië zou een sterk toegenomen drainage sinds de jaren 60 tot een belangrijke daling in de C voorraad hebben geleid (Goidts et al., 2009; Meersmans et al., 2009a; Meersmans et al., 2011; van Wesemael et al., 2010).

Begrazing

Onder goed gedraineerd grasland nam de C voorraad toe sinds 1960 (Goidts & van Wesemael, 2007; Lettens et al., 2005; Meersmans et al., 2009a; van Wesemael et al., 2010). Goidts & van Wesemael (2007) vernoemen de toename in aantallen vee per ha weiland in de Leemstreek en de Condroz tussen 1958 en 2002 als een oorzaak voor de toename in de koolstofvoorraad onder grasland in deze landbouwstreken. Intensivering van melkproductie en veeteelt vereisen energierijkere veevoeders die op nieuw akkerland geteeld worden. De hogere mestproductie op het permanent grasland zorgt vervolgens voor een toename in de koolstofvoorraad. Andere auteurs waarschuwen voor het nefaste effect van overbegrazing op grasland. Door te intensieve begrazing wordt de strooiselproductie gereduceerd, kan de bodemstructuur gedeeltelijk vernietigd worden en wordt ook de soortensamenstelling van het grasland beïnvloedt. Dit leidt tot een daling van de voorraad bodemorganische stof (Britton et al., 2005; Conant & Paustian, 2002; Meersmans et al., 2012). Schipper et al. (2007) vinden dalende C stocks in de bodem van Nieuw-Zeelands grasland over de voorbije 17-30 jaar (begin jaren '80 – begin jaren 2000) en noemen als mogelijke oorzaken een herverdeling van de inputs van organisch materiaal door het grazend vee.

Bosbeheer

Bossen zijn in staat belangrijke hoeveelheden koolstof boven- en ondergronds op te slaan (Peng et al., 2008). Het bosbeheer moet streven naar optimaal evenwicht tussen maximalisatie van de CO₂ opname door groei van levende biomassa (via de netto primaire productie) en maximalisatie van de C voorraad in levende en dode biomassa. In het eerste geval wordt ook rekening gehouden met de opslag van C in houtproducten en het effect van houtige biomassa als hernieuwbare brandstof.

Dunningsregimes en oogst hebben een belangrijke invloed op de C fluxen binnen een bos (Peng et al., 2008). Zo werd recent in Vlaanderen minder hout geoogst in bos dan er bijgroeit en dus neemt de C voorraad in biomassa toe (zie ESD houtproductie). Meer levende biomassa produceert meer strooisel wat de C opslag in de bodem kan bevorderen (Barford et al., 2001; Johnson & Curtis, 2001; Liski et al., 2002). Anderzijds kan een hogere input van strooisel ook een toename van de populatiegrootte van micro-organismen en dus een toename van de afbraak van het strooisel teweegbrengen, met als gevolg geen netto verandering in bodemkoolstof (Fontaine et al., 2004).

Bodemkoolstof is in grote mate afhankelijk van de ondergrondse biomassa. De C flux van wortels (wortellexudaten en afgestorven (fijne) wortels en mycorrhiza) kan belangrijker zijn dan de flux van strooisel naar de bodem (Davidson et al., 2002; Guo & Gifford, 2002). Na kaalslag wordt in sommige gevallen een afname van de bodemrespiratie waargenomen, gevolgd door een gestage toename over 2 tot 10 jaar tot het niveau van voor de kaalslag. Dit wordt toegeschreven aan een sterke daling van levende wortels en wortelrespiratie (Peng et al., 2008). Een gelijkaardig effect kan volgen op een dunning, hoewel hier de concurrentie voor ruimte voor de overgebleven wortels wegvalt, wat leidt tot een toename in wortelgroei en -respiratie.

Over het algemeen wordt echter gesteld dat de manier van oogst (kaalkap, selectieve kap, bos met leeftijdsklassen) weinig invloed heeft op de koolstofvoorraad. Een studie in Duitse bossen vond geen verschil tussen selectieve kap, hakhoutbos met overstaanders, of bos dat beheerd wordt in homogene gelijkjarige bestanden (Wäldchen et al., 2013). Bij een modellering van effecten van beheer op de koolstofvoorraad van bossen in Florida kwamen beheerdaden als oogst, dunning en manier van verjongen niet naar voor als belangrijke factoren (Timilsina et al., 2013). Om bodemverdichting te vermijden is het wel aan te raden om te werken met aangepaste oogstmachines, vaste uitsleeproutes en de beheerwerken niet uit te voeren onder zeer natte omstandigheden (Post et al., 2012).

Het al dan niet achterlaten van oogstresten in het bos (nutriëntenbeheer) kan de voorraad bodemkoolstof beïnvloeden. Johnson & Curtis (2001) vonden in een globale meta-analyse een 18% hogere bodemkoolstof onder bos waar oogstresten achterbleven in het bos ten opzichte van bos met "whole tree harvesting" (of WTH, waarbij takhout eveneens geoogst wordt). Dit effect gold echter enkel voor naaldbos. Op een venige zeer natte bodem onder Sitkaspar (*Picea sitchensis*) vonden Vanguelova et al. (2010) een hogere koolstofvoorraad in bodems onder whole tree harvesting dan bij conventionele oogst (enkel de stam). Zij verklaarden dit door de plotse hoge beschikbaarheid van strooisel na conventionele oogst die de microbiële afbraakprocessen in de bodem stimuleerde. Deze bevindingen werden opgemeten op veenachtige bodems die vaak zeer grote en snel afbreekbare hoeveelheden organisch materiaal bevatten. De auteurs benadrukken dan ook dat het netto effect van WTH op C opslag kan verschillen voor een andere standplaats met verschillende geologie, bodemtype en boomsoort.

Whole tree harvesting (WTH) leidt in de meeste gevallen tot verarming en verzuring van de standplaats (Vanguelova et al., 2010). In diverse studies werd dan ook het effect onderzocht van

WTH op de groei in de volgende rotatie(s) (de Jong, 2011). Vaak wordt na conventionele oogst een hogere groei gemeten (tot ca. 30% hoger), maar in sommige studies zijn geen verschillen geconstateerd. De hogere groei wordt verklaard door de beschikbaarheid van voedingsstoffen, zowel uit oogstresten, omzetting van organisch bodemmateriaal als uit verminderde concurrentie van bodemvegetatie. Daarnaast worden een lagere bodemverzuring en bodemverdichting, en een gunstigere bodemtemperatuur en vochtgehalte aangegeven als factoren die de groei beïnvloeden (Brandtberg & Olsson, 2012; de Jong, 2011; Helmisaari et al., 2011; Vanguelova et al., 2010; Walmsley et al., 2009). In deze context mag echter niet vergeten worden dat afgevoerde oogstresten ingezet worden als brandstof voor de productie van bio-energie, en op die manier broeikasgasemissies mitigeren (Post et al., 2012).

De situatie in Vlaanderen is dat de exploitatievoorwaarden vaak opleggen dat de kruinen moeten worden opgeruimd. De voorwaarden geven aan tot welke diameter (meestal 5 cm) het kroonhout moet worden verwijderd. Dit is vooral bedoeld om de toegankelijkheid van de kapvlakte voor heraanplant te verhogen. Dit heeft als gevolg dat na een exploitatie in Vlaanderen in de regel nauwelijks nog 5 m³/ha dood hout achterblijft, enkel bestaande uit stobben en fijne takken (Vandekerckhove et al., 2011). Wel wordt verwacht dat de intensiteit van oogst in Vlaanderen in de toekomst nog zal toenemen, afhankelijk van de toekomstige vraag naar brandhout, en mogelijke investeringen in infrastructuur voor lokale groene-energieproductie (zie ESD houtproductie).

Ook de boomsoortenkeuze oefent een invloed uit op de koolstofvoorraad, door verschillen in productiviteit (beïnvloedt bovengrondse koolstofopslag), bewortelingsdiepte en afbraaksnelheid van de wortels (beïnvloedt de verdeling van organisch materiaal over het profiel), chemische eigenschappen van het strooisel (beïnvloedt de humusvorm en de afbraak van organisch materiaal) en lichtinval op de bodem (beïnvloedt de bodemvegetatie) (Lindner & Karjalainen, 2007). Vesterdal et al. (2013) vonden een C stock in de strooisellaag onder *Fagus* of *Picea* die een factor 2 tot 5 hoger ligt dan onder *Fraxinus*, *Acer* of *Tilia*. De C voorraad in de toplaag van de bodem was lager onder de boomsoorten met moeilijk afbreekbaar strooisel, maar het effect was hier kleiner (factor 1.5) en afhankelijk van standplaatsfactoren zoals bodemtype of klimaat. Ook Wäldchen et al. (2013) vonden een lagere SOC voorraad (0-30 cm) in loofbossen met sterkere dominantie van Beuk. Er is een algemene tendens dat boomsoorten met een kleine strooisellaag veel C opslaan in de minerale bodem. Dit zou te verklaren zijn door de hoge activiteit van bodemfauna die C stabiliseren en verdelen over het bodemprofiel (Frouz et al., 2013; Rajapaksha et al., 2013; Vesterdal et al., 2013). Hoewel de verschillen in koolstofvoorraad tussen boomsoorten op deze manier klein zijn, is de koolstof die in de toplaag stabiel en beter beschermd tegen verstoringen dan de koolstofvoorraad van de strooisellaag. Gurmesa et al. (2013) vergeleken Beuk, eik, Fijnspar en Europese lork in Denemarken op 8 locaties met uiteenlopende textuur en kwamen tot de conclusie dat de loofbomen gemiddeld een lagere C voorraad hadden, zowel in de strooisellaag als in de minerale bodem (0-30 cm). De zandige locaties waren in dit geval dermate zuur en arm aan nutriënten, dat er geen regenwormen voorkwamen, en dus ook geen hogere C opslag gerealiseerd werd in de minerale bodem onder boomsoorten met makkelijk afbreekbaar strooisel.

Naast boomsoortenkeuze is ook de rotatieperiode en dus de leeftijd van de bomen van belang voor de koolstofopslag. De optimale leeftijd om netto primaire productie dan wel voorraad levende biomassa te maximaliseren varieert per boomsoort en standplaats (Raymond & McKenzie, 2013). Verschillende auteurs schrijven de huidige toename in bosbiomassa toe aan de toenemende gemiddelde leeftijd van de bomen, zowel in Vlaanderen (Letkens et al., 2008) als elders in Europa (Kohlmaier et al., 1995; Lindner & Karjalainen, 2007). Timilsina et al. (2013) vonden een toenemende C voorraad in bossen in Florida met toenemende leeftijd, maar de leeftijdscategorieën 60-80, 80-100 en > 100 jaar verschilden onderling niet significant.

De invloed van bemesting in bossen tenslotte zou leiden tot een afname in bodemrespiratie en een toename van bovengrondse biomassa (Peng et al., 2008). Johnson & Curtis (2001) vonden in hun meta-analyse dat niet enkel het toedienen van bemesting maar ook het introduceren van N-fixerende boomsoorten een significante toename van de bodemkoolstof teweeg bracht. N-fixerende boomsoorten die courant in de gematigde streken aangeplant worden zijn Zwarte els (*Alnus glutinosa*) en Robinia (*Robinia pseudoacacia*).

D1.2. GEBRUIKSCONVERSIE: VOORNAAMSTE CONCLUSIES

- No-till kan bij bepaalde teelten leiden tot een kleine netto koolstof sink. Reduced-till heeft geen aantoonbaar positief effect op de koolstofvoorraad van akkers. Beide landbouwmethodes verbeteren de stabiliteit, vruchtbaarheid en drainage van de bodem.
- De aanleg van vlinderbloemigen, gewassen met een hoge C:N verhouding of meerjarige teelten en het toepassen van meerdere teelten per jaar (inclusief groenbedekkers) zijn maatregelen die gunstig zijn voor koolstofopslag in akkerbodems.
- Ook het toedienen van koolstofrijke bemesting (compost, dierlijke mest, gewasresten, biochar) verhoogt de koolstofvoorraad. Door het beperkte effect op de bodemvruchtbaarheid lijkt het onwaarschijnlijk dat het toedienen van biochar als bodemverbeteraar brede ingang vindt.
- Drainage van akker- en grasland om de productiviteit te verhogen, heeft de voorbije decennia in Vlaanderen geleid tot een afname van de koolstofvoorraad in de bodem.
- Nieuwe veevoeders en een toename van het aantal stuks vee per hectare heeft in het recente verleden mogelijk geleid tot een lichte stijging van de koolstofvoorraad onder grasland. Te intensieve begrazing zorgt echter voor degradatie van bodem en vegetatie en is ongunstig voor koolstofopslag.
- Het draineren en bewerken van veengronden veroorzaakt hoge broeikasgasemissies. Omzetting van venig akkerland naar weiland en het verhogen van de watertafel vermijdt verdere emissies en leidt op termijn tot nieuwe koolstofsekwestratie.
- Maatregelen die binnen bosbeheer koolstofopslag stimuleren zijn het ouder laten worden van bossen (tot op zekere hoogte) en oogstresten achterlaten in het bos. De aanleg van boomsoorten met goed afbreekbaar strooisel leidt doorgaans tot een hogere koolstofopslag in de minerale bodem, maar niet in de strooisellaag.

D1.3. Urbanisatie

Urbanisatie zal de oppervlakte van alle ecosystemen negatief beïnvloeden en een belangrijke impact blijven uitoefenen in Vlaanderen in de nabije toekomst. Bij urbanisatie kan de bodem afgegraven worden en zo wordt de meest C rijke laag afgevoerd. In bodems die niet afgegraven worden maar enkel afgedekt kan de C voorraad voor lange tijd bewaard blijven. Er is amper nog uitwisseling met de omgeving, geen aanvoer van organisch materiaal, weinig uitspoeling bij gebrek aan regenwater en microbiële processen worden bij gebrek aan zuurstof en vocht vertraagd of stilgelegd.

Urbanisatie leidt ook tot verminderde infiltratie in de bodem. Dit wordt genoemd als een van de oorzaken van de geconstateerde verdroging in Vlaanderen. De precieze bijdrage van bodemafdichting aan verdroging werd tot nu toe echter niet gekwantificeerd.

Slechts weinig studies hebben SOC opslag in stedelijk milieu begroot. Een begroting van C opslag in de bodem in 6 steden in de V.S. tot 1 m diepte berekende een gemiddelde SOC voorraad die varieerde tussen 78.3 en 54.9 t C/ha (Pouyat et al., 2006). Binnen steden was de variatie groot met over het algemeen hogere C voorraden in residentieel groen (tuinen) dan in publiek groen (parken en kleine aanplantingen). De C voorraad onder niet doorlaatbare oppervlakken (straten, voetpaden, pleinen) was nog lager, aangezien de bovenste bodemlaag hier afgegraven werd voor stabilisatie van deze infrastructuur. Bodems onder gebouwen wordt niet mee in beschouwing genomen. Een studie in de stad Leicester (U.K.) berekende dat de koolstofvoorraad hier gemiddeld 176 t C/ha bedraagt, waarvan 146 t C/ha in de bodem (0-100 cm), waarbij ervan uitgegaan werd dat 15% van de oppervlakte die werd ingenomen door gebouwen geen C bevatte (Edmondson et al., 2012). Residentieel en publiek land bevatte een gelijkaardige koolstofvoorraad, maar de relatieve bijdrage van bodem was groter in residentieel gebied. De auteurs besloten dat de koolstofvoorraad groter was dan in aangrenzend akkerland.

D1.3. URBANISATIE: VOORNAAMSTE CONCLUSIES

- Urbanisatie gaat vaak gepaard met het afgraven van de bovenste laag van de bodem. Dit leidt lokaal tot een daling van de koolstofvoorraad. Afdek van de bodem stabiliseert de resterende koolstofvoorraden. De koolstofvoorraad in parken en tuinen van verstedelijkte gebieden is gelijkaardig aan deze van meer natuurlijke ecosystemen zoals bos of permanent grasland.

4.2.2. D2 - Polluenten en nutriënten

Eutrofiëring via depositie van N en P kan leiden tot een sterkere groei en dus hogere productie van biomassa. Dit leidt tot een toename van de C voorraad in bos (Caspersen et al., 2000; Lindner & Karjalainen, 2007). Dit effect wordt echter gelimiteerd door de beschikbaarheid van andere elementen en water. Tevens leidt een hogere productie van onder- en bovengrondse biomassa niet altijd tot een hogere bodem C voorraad (Cardon et al., 2001; Hagedorn et al., 2001; Schlesinger & Lichter, 2001). De extra C zou terecht komen in de snel afbreekbare fractie van het organisch materiaal en dit "nieuw" organisch materiaal zou de microbiële afbraak stimuleren en zo ook de afbraak van stabiel organisch materiaal in de hand werken. Bovendien leidt N depositie tot verhoogde N₂O emissies uit bosbodems (Pilegaard et al., 2006; Skiba et al., 1999). Door een verminderde oxidatie van methaan in wetlands kunnen ook de CH₄ emissies toenemen (Sutton et al., 2007). de Vries et al. (2009) besloten op basis van veldmetingen en modellen dat er 15-40 kg C/kg N uit depositie werd opgeslagen in bosbiomassa en 5-35 kg C/kg N in bosbodems. Mack et al. (2004) daarentegen dienden in een langetermijn experiment in de arctische toendra N en P toe en constateerden dat het ecosysteem zich als een bron van C (en N) gedroeg. Jaarlijkse bovengrondse plant productie verdubbelde, maar de C en N verliezen uit diepe bodemlagen waren groter dan de bijkomende opslag in biomassa en strooisel.

Depositie van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak zal anderzijds ook bodemverzuring in de hand werken. Voor zure bodems (pH < 5.0) zal dit de groei negatief beïnvloeden door o.a. uitspoeling van basische kationen en verhoogde concentratie in het bodemwater van aluminium en zware metalen (Aber et al., 1989; Abrahamsen, 1984; Alewell et al., 2000; Driscoll et al., 2003; Ram & Verloo, 1985). Daarentegen zullen de afbraakprocessen in een zure bodem trager verlopen, wat de afbraak van strooisel zal vertragen (bv. Abrahamsen et al. (1977)).

Depositie van mogelijk verzurende N en S verbindingen in Vlaanderen is tussen 1990 en 2010 gedaald met respectievelijk 61% (VMM, 2011a) en 51% (Van Steertegem, 2012). Deze afname ging echter gepaard met een gelijktijdige afname in depositie van basische kationen (Ca²⁺, K⁺ en Mg²⁺). Om die reden vindt er onder bosbodems nog steeds verzuring plaats, zij het wel in mindere mate dan vroeger (Verstraeten et al., 2012). Effecten van vertraagde strooiselafbraak en verminderde groei en vitaliteit van bomen worden vooral waargenomen in zeer zure en arme bodems zoals voorkomen in de Kempen.

De afbraakprocessen van organisch materiaal bepalen ook de hoeveelheid "dissolved organic carbon" (DOC) in oppervlaktewater. Recent werd een toename van DOC in oppervlaktewater van Noord-Amerika en Noord- en Centraal-Europa waargenomen, die verklaard zou kunnen worden door de dalende atmosferische depositie van S en de bijhorende afnemende verzuring. Een dergelijke toename in de export van DOC naar de oceanen kan een belangrijke component zijn in regionale koolstof balansen (Monteith et al., 2007). Uitspoeling van DOC kan een rol spelen in de herverdeling van koolstof binnen het bodemprofiel. Deze rol is echter kleiner dan bv. de worteldiepte van de vegetatie of bioturbatie door bodemorganismen. Ook is in vergelijking met de fluxen van heterotrofe respiratie of erosie de impact op totale SOC voorraad klein (Devine et al., 2011).

In open vegetaties, zoals halfnatuurlijk grasland of heide kan depositie van nutriënten een verschuiving van de soortensamenstelling veroorzaken (Bobbink et al., 2010; Maskell et al., 2010; Stevens et al., 2010), in het bijzonder op zure bodems. Dit zal een effect hebben op de ondergrondse C opslag. Soortenarmere vegetaties bevatten doorgaans minder C in de bodem. Anderzijds kan op zure bodems de afbraak van organisch materiaal vertraagd zijn. Het netto resultaat is dus moeilijk te voorspellen. Bovendien zal dit effect op niveau Vlaanderen eerder beperkt zijn, gezien de beperkte oppervlakte van deze vegetatietypes.

Natuurlijke ecosystemen, akkergewassen en semi-natuurlijke vegetatie kunnen schade ondervinden door blootstelling aan ozon. Dit kan leiden tot een verminderde (ondergrondse en bovengrondse) biomassaproductie (Ollinger et al., 1997; Reich & Amundson, 1985; Van Steertegem, 2012; Wittig et al., 2007). In een experiment waarbij volwassen Beuk werd blootgesteld aan het dubbele van de normale O₃ concentratie, vonden Matyssek et al. (2010) een afname met 44% van de groei (enkel stamhout), samen met een toename in bodemrespiratie. Complexe interactie met andere biotische en abiotische factoren, in het bijzonder toenemende atmosferische CO₂ concentratie en droogtestress, maakt dat dergelijke resultaten niet zonder meer geëxtrapoleerd kunnen worden (Matyssek et al., 2010; Paoletti et al., 2010).

De effecten van ozon worden meer in detail besproken bij de ESD regulatie luchtkwaliteit.

Depositie van zware metalen kan een invloed hebben op de microbiële afbraak van strooisel. Dergelijke effecten treden pas op bij zeer hoge bodemconcentraties, die enkel voorkomen in de onmiddellijke omgeving van een puntbron (bv. industrie). De Vos et al. (2005b) stelde vast dat strooiselafbraak normaal verliep op baggergronden in Vlaanderen met verhoogde concentraties van zware metalen (gemiddeld 1300 mg Zn/kg). De hoge pH en het hoge gehalte aan nutriënten van baggergronden zullen hier ook de afbraaksnelheid bevorderen. Gillet & Ponge (2002) vonden een quasi totale afwezigheid van bodemfauna vanaf bodemconcentraties van ca. 20.000 mg Zn/kg.

Het toedienen van bemesting aan landbouwgronden heeft een belangrijke impact op de C opslag in de bodem. Dit wordt toegelicht onder 4.2.1 Verandering landgebruik.

4.2.3. D3 - Overexploitatie

D3.1. Wateronttrekking

Wateronttrekking betekent zowel ontwatering en versnelde afwatering (drainage) in land- en bosbouw, als het onttrekken van grondwater voor proceswater (industrie), drinkwater en irrigatie. Beide vormen leiden tot verdroging. In het eerste geval zal de bovenste bodemlaag droger worden en dit versnelt de afbraakprocessen die de voorraad bodem C bepalen. In veel gevallen zal het echter ook de bovengrondse biomassaproductie stimuleren (zie 4.2.1 Verandering landgebruik).

In het tweede geval zal dit leiden tot een daling van de grondwatertafel en bovenop de verdroging beïnvloedt dit de hoeveelheid en de kwaliteit (vermesting, verzilting,...) van kwelwater, dat van essentieel belang is voor grondwaterafhankelijke ecosystemen. Verdroging is een probleem dat in toenemende mate voorkomt in Vlaanderen (MIRA, 2011) en een bedreiging vormt voor het voortbestaan van natte ecosystemen zoals natte heide, permanent grasland en bossen in beekvalleien, veen- en andere kwelgebieden. Zo worden natte natuurgebieden vaak vervangen door vochtige en zullen de kieskeurige vaak zeldzame planten in toenemende mate vervangen worden door minder kieskeurige. Effecten van C opslag zullen echter vooral gerelateerd zijn aan de toenemende oxidatie in de bodem, en minder aan de aanwezige soortenrijkdom. Algemeen is hydrologie van de bodem één van de belangrijkste abiotische controlerende variabelen voor C opslag te zijn (Callesen et al., 2003; Davidson & Ackerman, 1993; De Vos, 2009; Meersmans et al., 2008).

D3.2. Bodemverarming

Bodemverarming speelt binnen Vlaanderen een minder belangrijke rol. Het kan in sommige gevallen leiden tot een lagere C opslag in de bodem. Zo heeft de daling van de toegediende hoeveelheid koolstofrijke bemesting in het verleden geleid tot een vermindering van de bodemvoorraad C in Vlaamse akkers (zie ook 4.2.1 Verandering landgebruik). Ook erosie van de bovenste C rijke bodemlaag gaat gepaard met bodemverarming en kan leiden tot een vermindering van de totale voorraad bodem C. Aangezien het de productiecapaciteit aantast zal het ook de bovengrondse C doen afnemen.

Beheer van halfnatuurlijk grasland of heide streeft naar bodemverarming o.a. door te maaien met afvoer van het maaisel, of door af te graven. Het plaggen van bodems zal de C voorraad doen dalen, grasland maaien met afvoer van maaisel daarentegen zal geen groot effect op de voorraad bodem C, aangezien de voorraad bodem C in permanent grasland steeds hoog is, door het diepe wortelstelsel en de hoge productie aan ondergrondse biomassa.

Onder bos op arme, zure bodems kan verzuring optreden door de productie van moeilijk afbreekbaar strooisel en verzurende depositie. Dit kan leiden tot uitspoeling van basische kationen en verhoogde beschikbaarheid van aluminium en zware metalen (zie ook D2 Polluenten en nutriënten). Daarnaast kan whole tree harvesting leiden tot verminderde groei in de volgende rotatie(s) (zie D1.2 Gebruiksconversie – Bosbeheer).

4.2.4. D4 - Klimaatverandering

Het IPCC komt tot het besluit dat de aarde opwarmt en dat deze opwarming in belangrijke mate veroorzaakt wordt door de hogere atmosferische CO₂ concentraties (IPCC, 2013). Het KMI stelt voor België vast dat er een onweerlegbare stijging is in de jaar- en seizoenstemperaturen vanaf de 19de eeuw (Brouyaux, 2008). Er is een globale opwarming van ongeveer 2°C over de periode 1830-2008. Deze stijging is in twee etappes gebeurd: eerst een opwarming in het begin van de 20ste eeuw en dan een tweede, van een gelijkaardige amplitude, tijdens de jaren 1980. Er werd ook een afname van de frequentie van koudegolven vastgesteld sinds 1900. Ook werd een trend vastgesteld dat de jaarlijkse gecumuleerde neerslaghoeveelheden zijn toegenomen sinds de 19de eeuw (+7%), in het bijzonder de hoeveelheden neerslag tijdens de winter en de lente.

Daartegenover staat dat de droogteperiodes intenser geworden zijn, de zomers worden dus droger. Het voorkomen van stormen of de intensiteit van onweersbuien varieert sterk van jaar tot jaar en hier kon geen trend gedetecteerd worden.

De fotosynthese snelheid van bladeren neem toe met stijgende temperatuur tot een bepaald optimum, om daarna weer af te nemen als de temperatuur verder stijgt (Norby & Luo, 2004). Samen met de fotosynthese snelheid stijgt ook de evapotranspiratie, en de beschikbaarheid van water bepaalt dus sterk waar dit optimum ligt. Een temperatuuroename leidt ook tot een snellere afbraak van organisch materiaal in de bodem (Bellamy et al., 2005; Janssens et al., 2001; Knorr et al., 2005). Na een temperatuuroename zal in eerste instantie enkel de relatief kleine labiele C voorraad verminderen, maar daarna kan ook de zeer grote stabiele C stock versneld afgebouwd worden en C emissies veroorzaken (Knorr et al., 2005).

Een hogere atmosferische CO₂ concentratie zal de fotosynthese van planten en dus de boven- en ondergrondse C opslag in levende biomassa stimuleren (Curtis & Wang, 1998; Medlyn et al., 1999; Norby et al., 2002). Dit zou ook de productie van strooisel en fijne wortels doen toenemen en op die manier de C voorraad in de bodem verhogen (Barford et al., 2001; De Vos, 2009; Karjalainen et al., 2002; Liski et al., 2002; Nabuurs et al., 2000). Verschillende auteurs waarschuwen echter voor te optimistische voorspellingen. Ten eerste is de bijkomende C opslag afhankelijk van de beschikbaarheid van nutriënten en water. Zo vonden Oren et al. (2001) geen toename in de hoeveelheid biomassa in dennen die op zeer arme bodem groeiden. Enkel na toedienen van bemesting was er een duidelijke toename in biomassaproductie. Lichter et al. (2008) vonden onder een aanplanting van *Pinus taeda* (in een gematigd klimaat) bij verhoogde atmosferische CO₂ concentratie een hogere opslag van C in de bodem (ca. 30 g C/m/jr). Ze stellen echter tegelijkertijd vast dat deze bijkomende C opslag gepaard gaat met een hogere opname van N uit de bodem. Op die manier kan de beperkte beschikbaarheid van nutriënten de extra opslag van C in de bodem afremmen of tot stilstand brengen, tenzij de externe input van N toeneemt door N fixering of atmosferische depositie (Gill et al., 2006; Houghton, 1999; Johnson, 2006; Luo et al., 2006). Ook bodemvocht kan een limiterende rol spelen. Garten et al. (2009) voerden een experiment uit waarbij het effect van verhoogde CO₂, verhoogde temperatuur en verlaagd bodemvochtgehalte gelijktijdig bekeken werd. Enkel bodemvochtgehalte had een significante invloed op de voorraad bodem C, met een hogere C stock in de bodem die aan droogtestress onderworpen werd.

Ten tweede werd vastgesteld dat een toename in de productie van bladval en van de strooisellaag op de bodem niet noodzakelijk leidt tot een toename van de hoeveelheid C in de bodem (Cardon et al., 2001; Hagedorn et al., 2001; Schlesinger & Lichter, 2001). Deze auteurs suggereren dat de extra C uit bladval terecht komt in de labiele en snel mineraliseerbare bodem C. De extra input van organisch materiaal kan ook de microbiële activiteit stimuleren en zo afbraakprocessen versnellen (Fontaine et al., 2004). Verwacht wordt dat toenemende atmosferische CO₂ concentraties dan ook niet zal leiden tot een toename van de C voorraad in de bodem.

Klimaatverandering zal ook belangrijke verschuivingen in de soortensamenstelling teweeg brengen, en de introductie van exoten in (half)natuurlijke ecosystemen in de hand werken. De gevoeligheid van boomsoorten voor ziekten en plagen zal toenemen naarmate aanplantingen groeien buiten hun natuurlijk verspreidingsgebied (Alcamo et al., 2007).

IPCC concludeert dat NPP en biomassa van bossen in Noord- en Centraal Europa in de loop van de komende eeuw zal toenemen ten gevolge van klimaatverandering, terwijl de productiviteit in Zuid-Europa daalt wegens onvoldoende beschikbaarheid van water (Alcamo et al., 2007).

In landbouwbodems wordt een belangrijke impact van klimaatverandering verwacht (Smith et al., 2011). Goidts et al. (2009) vonden een effect van klimaatverandering op verandering in C stock in de bodem van akkerland en permanent grasland in Wallonië tussen 1955 en 2005. Een hogere temperatuur en neerslag zorgde voor een daling van de koolstofvoorraad onder akkerland en een toename van de koolstofvoorraad onder grasland. Dit laatste effect wordt verklaard door het feit dat permanent grasland grotendeels gelegen is op natte bodem waar bijkomende neerslag de C voorraad doet toenemen. Meersmans et al. (2011) modelleren de SOC voorraad in Belgisch akker- en grasland in 2006 en in dit model komt naar voor dat een hogere totale jaarlijkse neerslag een hogere koolstofvoorraad verklaart in hoog-België versus laag-België. Sleutel et al. (2007) wijten ongeveer 10% van de waargenomen daling van de SOC voorraad onder akkerland in Vlaanderen (periode 1990-2000) aan wijzigingen in het klimaat, namelijk een toename in temperatuur die een sterkere afbraak van organisch materiaal veroorzaakt. Bellamy et al. (2005) verklaren de geconstateerde afname van de C voorraad in bodems van Engeland en Wales (zowel landbouwland als halfnatuurlijke vegetatie) tussen 1978 en 2003 door klimaatverandering, in het bijzonder de stijging van de temperatuur en veranderingen in de neerslagverdeling die de afbraak van organisch

materiaal in de hand werken. Ook Dendoncker et al. (2008) voorspellen de toekomstige (in 2020 en 2050) evolutie van de bodem C voorraad bij veranderingen in klimaat en landgebruik volgens het IPCC scenario A1F1 (Nakicenovic et al., 2000) in België. Dit is het scenario met de hoogste temperatuuroptocht. Veranderingen in beheer worden niet in beschouwing genomen. Klimaatverandering leidt onder dit scenario tot een toename van de SOC voorraad onder grasland en een afname onder akkerland. Een meer kwalitatieve analyse van de impact van de IPCC klimaatscenario's voor Vlaanderen toont aan dat de scenario's met de laagste toename in temperatuur en atmosferische CO₂ concentratie (dit zijn scenario's B1 en B2), niet noodzakelijk het meest gunstig zijn voor de ecosysteemdienst klimaatregulatie (Gobin et al., 2008). De scenario's die het niveau van emissie bepalen, bepalen immers ook de graad van intensivering van de landbouw, de veranderingen van landgebruik en de adoptie van adaptatiemaatregelen. Enkel de IPCC scenario's A2 (met hoge emissies, een hoge graad van zelfvoorziening en behoud van de lokale identiteit door bv. streekproducten) en B2 (met lage emissies, de ontwikkeling van kleinschalige landbouw en een toename van het areaal bos en energiegewassen) zouden gunstig zijn voor koolstofopslag in Vlaanderen.

4.2.5. D5 - Introducties van exoten

D5.1 Invasieve soorten

Invasieve soorten kunnen een invloed hebben op bosbeheer en -ontwikkeling en zo ook rechtstreeks op C opslag in biomassa.

Amerikaanse vogelkers werd geïntroduceerd als bodemverbeteraar in dennenbestanden op droge zandgronden en heeft zich snel over heel Vlaanderen verspreid op deze standplaatsen. Amerikaanse vogelkers verhindert hier de natuurlijke verjonging van andere boomsoorten. Het snel afbreekbaar strooisel zal wel een effect hebben op de C opslag in strooisel en bodem onder dennenbestanden, maar hier bestaan weinig gegevens over.

D5.2 Niet-inheemse cultivars/rassen (incl. ziektes die ze meebrengen)

In de bosbouw zijn een aantal niet-inheemse soorten of cultivars geïntroduceerd die een hogere productiecapaciteit hebben dan de inheemse boomsoorten (bv. Corsicaanse den, Amerikaanse eik, cultivars van populier, Robinia, Douglas spar). Afhankelijk van het beheer (rotatieperiode) kan dit de opslag in bovengrondse biomassa verhogen, of in elk geval de houtproductie doen toenemen. In het bijzonder voor populier is de markt sterk afhankelijk van de ontwikkeling van nieuwe cultivars die resistent zijn tegen roest.

Niet-inheemse ziekten en plagen (bv. iepenziekte, essenziekte, mineermot) hebben een belangrijk effect op korte termijn op de C opslag in biomassa en op langere termijn op de boomsoortenkeuze van boscijenaars.

D2. POLLUENTEN EN NUTRIENTEN; D3. OVEREXPLOITATIE; D4. KLIMAATVERANDERING; D5. INTRODUCTIE VAN EXOTEN: VOORNAAMSTE CONCLUSIES

- Stikstof depositie stimuleert in Vlaanderen de biomassaproductie van bossen, en leidt mogelijk tot een kleine C sink in de bosbodem. Vertraagde afbraak door verzuring kan de voorraad bodemkoolstof eveneens doen toenemen, maar vertraagt de groei van bovengrondse biomassa.
- Verdroging door grondwaterwinning leidt tot toegenomen oxidatie van organisch materiaal en lagere koolstofvoorraden in de bodem.
- De toename in temperatuur en atmosferische CO₂ concentratie ten gevolge van klimaatverandering zal de productie van biomassa in bos in eerste instantie stimuleren, tot limitatie door geringe beschikbaarheid van water en/of nutriënten optreedt.
- Dit leidt niet noodzakelijk tot een hogere koolstofvoorraad in de bodem aangezien een hogere temperatuur de afbraakprocessen in de bodem versnelt.
- In landbouwgronden kan een hogere temperatuur en meer neerslag de voorraad bodemkoolstof doen dalen in goed gedraineerde gronden (wegens snellere afbraak van organisch materiaal), en stijgen in slecht gedraineerde gronden (door het creëren van gereduceerde condities die afbraakprocessen vertragen).

5. Impact op biodiversiteit en milieu

Een hogere voorraad organisch materiaal in de bodem is gunstig voor de diversiteit van het bodemleven. Samen met de verhoging van het waterbergend vermogen en de stabiliteit van de bodem verbetert dit tevens de bodemvruchtbaarheid en de bovengrondse biodiversiteit.

De optimalisatie en/of maximalisatie van de ecosysteemdienst klimaatregulatie zal in de meeste gevallen een positieve invloed hebben op de biodiversiteit. Dit omdat een lage graad van menselijke verstoring samengaat met een hoge opslag van C in ecosystemen en in veel gevallen ook gunstig is voor de biodiversiteit. De C voorraad van akkerland is steeds lager dan onder permanent grasland, bos of andere halfnatuurlijke vegetatie. Veranderingen van landgebruik die leiden tot een belangrijke toename in de ondergrondse C voorraad zullen in veel gevallen ook leiden tot een toename in diversiteit aan soorten, ecosystemen en landschappen. Ook binnen het landgebruik akkerland zal een lagere verstoring (bv. no-till) gunstig zijn voor zowel C opslag als de diversiteit van het bodemleven. Dit geldt voor allerlei organismen waaronder bacteriën, schimmels, protozoa, nematoden en regenwormen (de Vries et al., 2013; van der Weide et al., 2008). Binnen eenzelfde ecosysteem heeft een hogere diversiteit van soorten over het algemeen een hogere netto primaire productie (Cardinale et al., 2012).

Een groot aantal beheerdaden die een verhoging van de C opslag nastreven zullen een positief effect hebben op biodiversiteit. Het terugdraaien van drainage bij het natuurbeheer van natte gebieden optimaliseert C opslag en is noodzakelijk voor het instandhouden van het ecosysteem en het behoud van de soortendiversiteit. Ook de aanleg van overstromingsgebieden is gunstig voor C opslag en voor biodiversiteit (Chan et al., 2006). De aanleg van kleine landschapselementen creëert structuur in het landschap, biedt een schuilplaats aan dieren en heeft een positief effect op de C opslag, precies door op te treden als schuiloord voor bodemfauna, maar ook door het tegengaan van erosie en de C sekwestratie in biomassa en bodem. In bos met een C vriendelijk beheer is een grote hoeveelheid dood hout aanwezig en wordt gewerkt met lange rotatietijden. Beschikbaarheid van nutriënten en dus ook productie van biomassa zal verhogen door maatregelen die de biodiversiteit van de bodem verbeteren (Altieri, 1999).

Dit wil niet zeggen dat een maximale C opslag steeds een maximale biodiversiteit met zich meebrengt. Zo zal een bos dat hout produceert een sterker mitigerend effect hebben dan een bosreservaat waar geen houtoogst plaatsvindt. De hoeveelheid C die in het ecosysteem aanwezig is zal hoger zijn in een bosreservaat (Lindner & Karjalainen, 2007), maar toch zullen de houtproducten van een productiegericht bos een aanzienlijke C sekwestratie vertegenwoordigen. Dit productiebos bestaat vaak uit één of een beperkt aantal boomsoorten (bv. Grove den, Corsicaanse den of populier), met geen of weinig variatie in leeftijd en structuur. Ook zal een bos door zijn aanzienlijke C voorraad in bovengrondse biomassa als ecosysteem steeds meer C vastleggen dan de meeste andere vormen van halfnatuurlijk landgebruik, die mogelijk wel een hogere biodiversiteit bevatten. Bebossing kan door de toename in evapotranspiratie ook de beschikbaarheid van water doen dalen (Fahey & Jackson, 1997). Een voorbeeld uit de landbouwsector is het toepassen van no-till. Dit stimuleert C opslag in de bodem door bodemerosie tegen te gaan en de vorming van aggregaten te stimuleren, maar zal in sommige gevallen leiden tot een hoger pesticiden verbruik dan bij bodembewerking met ploegen en zo een negatieve invloed hebben op soortendiversiteit (Freibauer et al., 2004).

6. Maatschappelijk welzijn en waardering

6.1. Invloed van de ESD op welzijn en welvaart

Klimaatverandering is een mondiaal probleem, en de negatieve gevolgen zullen voor iedereen voelbaar zijn. Het IPCC concludeert dat wereldwijd de meest kwetsbare industrieën en gemeenschappen diegene zijn in kustgebieden en alluviale gebieden, diegene wiens economieën sterk afhankelijk zijn van klimaatgevoelige resources en deze gelegen in gebieden die gevoelig zijn voor extreme weersomstandigheden, in het bijzonder stedelijke gebieden. Arme gemeenschappen zijn extra kwetsbaar omdat ze minder aanpassingsmogelijkheden hebben, en meer afhankelijk zijn van klimaatgevoelige grondstoffen zoals lokaal geproduceerd water en voedsel (IPCC, 2007).

Specifiek voor Europa zullen zo goed als alle regio's negatief beïnvloed worden door de voorspelde impacts van klimaatverandering (Alcamo et al., 2007). Er wordt een toename voorspeld in de frequentie van overstromingen, zowel aan de kust als in de rivierdelta's, evenals een toename in erosie (door frequentere stormen en stijging van de zeespiegel). Een groot percentage van de Europese flora zal bedreigd of zelfs volledig uitgestorven zijn op het einde van de eeuw. Specifiek in West-Europa zal een toename in winterneerslag het aantal overstromingen in de winter doen toenemen, terwijl hittegolven in de zomer gezondheidsrisico's verhogen en leiden tot een toename van branden. In de gematigde streken kan de verwachte stijging van atmosferische koolstofdioxide, samen met een toename van temperatuur, neerslag en stikstofdepositie mogelijk ook leiden tot een positief effect op de productiviteit van akkerland, grasland en bosbouw (dit laatste vooral in Noord-Europa en maritiem gematigd Europa). Dit effect is echter in hoge mate onzeker en sterk afhankelijk van de omvang van de temperatuurstijging, de hoeveelheid neerslag (kan onvoldoende zijn in verhouding tot de stijging in temperatuur en atmosferische CO₂) en de aanwezigheid van soorten die aangepast zijn aan het nieuwe klimaat.

De negatieve gevolgen van klimaatverandering brengen een economische en een sociale kost met zich mee, en deze kan erg hoog zijn in de gebieden en sectoren die het meest rechtstreeks beïnvloed worden. De impact verspreidt zich echter ver buiten deze gebieden en sectoren uit via complexe interacties.

De regulatie van het globaal klimaat is een regulerende dienst, die de levering van producerende ecosysteemdiensten bevordert. Het welzijns- of welvaartseffect is dan ook voornamelijk indirect in die zin dat de welzijnseffecten op een andere plaats ontvangen worden dan daar waar de dienst geleverd wordt. De ESD heeft een effect op het aspect veiligheid door het tegengaan van extreme weersomstandigheden zoals stormen, extreme droogte of overstromingen. Klimaatregulatie beïnvloedt eveneens de productie in land- en bosbouw van "basismaterialen voor een goed leven", en ook zal de voorraad organisch materiaal in de bodem de bodemvruchtbaarheid en dus de productie van voedsel en vezels ten goede komen.

6.2. Belang van het welzijns- of welvaartseffect

Het welzijnseffect van regulatie globaal klimaat ligt aan de basis van tal van producerende diensten en oefent ook een invloed uit op andere regulerende diensten. In die zin heeft klimaatregulatie een groot effect op het algemeen welzijn.

Natuurlijke ecosystemen stabiliseren het globaal klimaat door hun grote koolstofvoorraden. Het beschermen van deze voorraden door bv. ontbossing tegen te gaan is dan ook een voorwaarde voor een stabiel klimaat. Op de vraag hoe groot de bijdrage is van het beheer van ecosystemen tot emissiereductie bestaat geen eenduidig antwoord. Op Europees niveau werd berekend dat de bijdrage van beheermaatregelen in landbouwgebied (inclusief het laten verbossen van weinig productief land) een substantiële bijdrage kan leveren aan het halen van de Kyoto doelstellingen (Smith et al., 2000a). Dendoncker et al. (2004) was minder optimistisch voor de situatie in België, zij berekenden dat het doorvoeren van C vriendelijke maatregelen in landbouwgronden de Belgische CO₂ emissies met slechts 0.5-0.9% (ten opzichte van 1990 emissies) kon doen dalen. Dit is slechts een beperkt aandeel van de gevraagde 18%. Ook Smith en collega's plaatste in latere artikels vraagtekens bij de haalbaarheid van de scenario's door gebrek aan aanmoediging voor het nemen van maatregelen zoals het inwerken van stal mest op akkers, optimalisatie van rotaties of de aanleg van bio-energie teelten of bos op landbouwland.

6.3. Waardering van het welzijnseffect

6.3.1. Inleiding

Een belangrijk motief bij de ontwikkeling van het concept ecosysteemdiensten is de behoefte om de waarde te laten zien die biodiversiteit voor de samenleving heeft (Melman & van der Heide, 2011). Monetaire waardering is hierbij een belangrijk instrument dat momenteel veel aandacht krijgt. De veronderstelling is dat ecosysteemdiensten hiermee het meest effectief een stevige plaats in het beleid zullen krijgen. Hier zijn echter een aantal risico's aan verbonden. Zo kan de vraag gesteld worden of de waarde van ecosystemen bepaald kan worden enkel op basis van het antropocentrisch perspectief van nut voor de mens. Ecologen hanteren immers ook vaak een biocentrisch perspectief dat gebaseerd is op de intrinsieke waarde van biodiversiteit. Hoewel beide invalshoeken tot op zekere hoogte complementair kunnen zijn, bestaat het gevaar dat economische stimulansen morele motivatie voor de bescherming van ecosystemen ondermijnen (TEEB, 2010c).

Voorts zijn ecosysteemdiensten weliswaar gekoppeld aan baten, maar dit hoeft niet per definitie te betekenen dat deze baten altijd in geld worden uitgedrukt (Melman & van der Heide, 2011). De maatschappelijke waarde kan ook in ecologische of sociale eenheden worden uitgedrukt, zoals het aantal huishoudens dat afhankelijk is van een bepaalde dienst, of het aantal rode lijst soorten in een gebied. Deze uiteenlopende maatschappelijke waarden creëren samen de bijdragen van de ecosysteemdienst aan de maatschappelijke welvaart.

6.3.2. Monetair waarderen van de ESD klimaatregulatie

Er bestaan verschillende methodes om de waarde van ecosysteemdiensten uit te drukken in geldtermen, zoals marktprijzen, marginale schadekosten, marginale reductiekosten, vervangingskost, gereleveerde voorkeuren ("revealed preferences") en geuite voorkeuren ("stated preferences"). Voor een toelichting en opdeling van deze methodes verwijzen we naar de literatuur (bv. TEEB (2010c)). De waarderingsmethoden die het vaakst angewend worden voor klimaatregulatie zijn de methode gebaseerd op marginale schadekosten, marginale reductiekosten en marktprijzen. Deze worden hieronder toegelicht.

Schadekosten

Een waardering in termen van marginale schadekosten, geeft een schatting van de kost van de extra eenheid schade (of welvaartsverlies) die 1 ton CO₂ veroorzaakt. Als een verbetering van de dienst leidt tot minder schade aan de menselijke gezondheid of de economie, dan wordt de waarde van deze schadevermindering gebruikt om de dienst te waarderen. Dit is dan ook de meest voor de hand liggende methode om het welvaartseffect in te schatten. De marginale schadekost, of zoals het in de Angelsaksische literatuur benoemt wordt, de sociale kost ("social cost of carbon", SCC) vertegenwoordigt het bedrag dat een gemeenschap in theorie bereid zou moeten zijn om nu te betalen zodat schade door bijkomende koolstofemissies in de toekomst vermeden wordt. We zouden bereid moeten zijn om veranderingen aan te brengen aan onze economie, die de emissies beperken tegen een kost die gelijk is aan (en niet groter dan) de schade die we verwachten dat deze emissies zullen veroorzaken, en dit eenvoudigweg omdat het de maatschappij voordeel oplevert (Defra, 2007).

Nadeel van de schadekost is de grote complexiteit van de berekening ervan. Ze vereisen klimaatimpactmodellen (climate impact models), die socio-economische scenario's integreren met klimaatmodellen, dosis-effect relaties en economische waardering van de effecten (De Nocker et al., 2010). De socio-economische scenario's voorspellen op basis van informatie over bevolking, technologie, productie en consumptie de emissies van broeikasgassen en de klimaatmodellen voorspellen op basis hiervan het wereldwijd en regionaal klimaat, waaruit de dosis-effect relaties de directe impacts op gewassen en ecosystemen kunnen afleiden. Deze modellen moet rekening houden met lange tijdshorizonten (tot 2100 of 2300), feed-back mechanismen, adaptatiemaatregelen, enz.

De laatste stap is de economische waardering van de berekende directe impacts om de socio-economische impacts (schadekosten) te berekenen. Deze waardering moet rekening houden met verdiscontering, want een baat of kost in de toekomst heeft niet hetzelfde belang voor een individu als een baat of kost vandaag. De toegepaste discontovoet weerspiegelt zowel de tijdsvoorkeur van mensen (we verkiezen consumptie vandaag boven uitgestelde consumptie), als de productiviteit van kapitaal (men kan het uitgespaarde geld gedurende die tijd inzetten voor andere productieve doeleinden) (De Nocker et al., 2010). Er is geen algemene overeenstemming tussen wetenschappers welk niveau van discontovoet gehanteerd dient te worden. Een positieve waarde

voor de eerste term van de discontovoet (tijdsvoorkeur) betekent dat hoe verder we in de toekomst gaan, hoe minder het welzijn van de personen die dan leven ons waard is. Hoe hoger de waarde, hoe minder belang we hechten aan negatieve impacts in de toekomst. Dit getal bepalen is dus grotendeels een ethische vraag (TEEB, 2010d). De tweede term van de discontovoet (productiviteit van kapitaal) reflecteert voorspellingen van de toekomstige groei van de per capita inkomsten. De aanname van continue groei rechtvaardigt het huidige gebruik van natuurlijke bronnen en de emissie van polluenten omdat we ervan uitgaan dat onze nakomelingen het beter zullen hebben dan wij. Maar de paradox is dat deze groei de toekomstige generaties opzadelt met een gedegradeerd milieu en een lagere levenskwaliteit. Opnieuw speelt het ethisch oordeel van de onderzoeker dus een rol (TEEB, 2010d).

De impact van de gekozen discontovoet op het eindresultaat is groot (Anthoff et al., 2009b). Meestal worden waarden tussen 3% en 5% gehanteerd, maar een verschil in discontovoet van 1% geeft al snel een factor 10 hogere kostenschattting. De Vlaamse overheid raadt een maatschappelijke discontovoet aan van 4% voor de eerste 30 jaar en vervolgens een dalende discontovoet (LNE, 2008).

Naast de discontovoet wordt in de berekeningen gecorrigeerd voor billijkheid ("equity weighting"), gebaseerd op de idee dat de negatieve effecten van klimaatverandering sterker voelbaar zullen zijn in arme ontwikkelingslanden dan in de rijke Westerse landen en dat verschillende landen een verschillend niveau van welvaart en ontwikkeling hebben (Yohe et al., 2007). Zo kunnen de kosten voor schade aan de gezondheid in bv. Afrika gewogen worden tegen de lokale prijzen, tegen gemiddelde mondiale prijzen of tegen West-Europese prijzen. Afhankelijk van de regio die aan de basis ligt van de normalisatie van de equity weights, kunnen de schadekosten 2 grootte-orde variëren (Anthoff et al., 2009a). Ook hier bestaat nog geen eensgezindheid hoe dit best in rekening gebracht wordt.

Reductiekosten

Reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde milieudoelstellingen te halen. De marginale reductiekost is de kost voor de laatste noodzakelijk maatregel die nodig is om doelstelling te halen. Deze kost weerspiegelt de kost die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van de ecosysteemdienst klimaatregulatie.

In deze benadering is het verband met preferenties en bereidheid tot betalen van mensen minder direct dan in de bovenstaande benadering (schadekosten). Er is wel een indirect verband omdat het beleid bij de keuze van beleidsdoelstellingen rekening houdt met zowel de mogelijke gevolgen van deze problemen en hoe mensen dat waarderen, als met de kosten van maatregelen om deze problemen op te lossen.

Voorwaarde voor deze benadering is dat er specifieke milieudoelstellingen beschikbaar zijn, evenals de kosten van maatregelen om deze doelstellingen te bereiken.

Kosten die uitgedrukt worden in euro ondergaan jaarlijks inflatie. Het is daarom van belang de geschatte kosten steeds uit te drukken volgens een bepaald referentiejaar om een constante meeteenheid te hebben.

Directe marktprijs

Naast schattingen op basis van kosten bestaan er ook schattingen op basis van de marktwaaarde. Voor klimaatregulatie kan gebruik gemaakt worden van de directe marktprijs, verkregen via de Europese emissiehandel (Emission Trading System, ETS). Emissiehandel is een artificiële markt die in 2005 door de EU in het leven werd geroepen om grote bedrijven (industrie, energie producerende installaties) ertoe aan te zetten om emissiereducerende maatregelen te nemen. Vanaf 2012 worden er binnen het Kyoto protocol geen reductiedoelstellingen meer opgelegd aan de bedrijven die onder het ETS vallen. Elk bedrijf krijgt een hoeveelheid emissierechten toegewezen en als het erin slaagt minder uit te stoten kan het zijn overschot aan emissierechten op de markt verkopen aan een andere bedrijf dat rechten tekort komt.

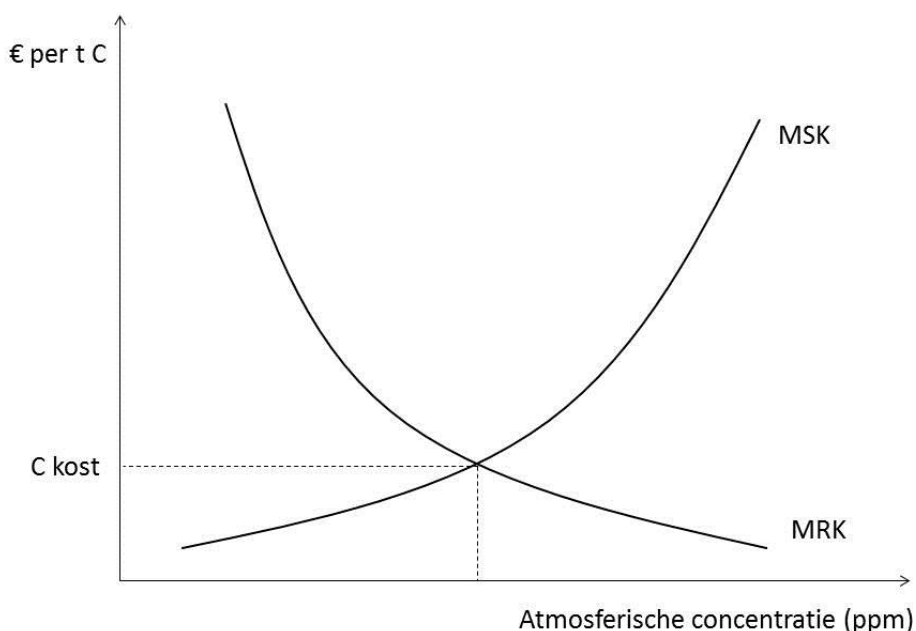
De marktprijs voor een ton koolstof zou een goede monetaire waardering kunnen zijn voor de ecosysteemdienst klimaatregulatie indien er een allesomvattend internationaal handelsakkoord bestond dat alle emissies dekte, met een begrenzing ("cap") die in overeenstemming is met een optimale emissiedoelstelling die leidt tot een stabiel klimaat (DECC, 2009). In de praktijk is dat echter niet het geval en de bruikbaarheid van de marktprijs is dan ook beperkt.

Vergelijking van de monetaire waarderingsmethodes

Onder ideale omstandigheden zouden de drie berekeningsmethoden tot hetzelfde resultaat moeten leiden (DECC, 2009). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 15. Als een overheid beschikt over alle informatie aangaande de marginale schadekosten (die in de figuur benoemd wordt als MSK en toeneemt bij toenemende atmosferische concentratie) en de marginale reductiekosten (MRK in de figuur), dan kan zij tot een optimale reductiedoelstelling en waardeschatting (C kost) komen. De marginale reductiekosten stijgen in deze grafiek naarmate de emissiereductiedoelstelling strenger wordt.

De C kost die op deze manier bekomen wordt zou in het geval van een perfect functionerende internationale emissiehandel ook overeenstemmen met de marktprijs.

In de praktijk gaan deze voorwaarden echter niet op. Niet alle emissies zitten vervat in de emissiehandel en er heerst grote onzekerheid betreffende de schatting van de marginale schadekosten en in mindere mate ook van de marginale reductiekosten. Voorts spelen ook niet-monetaire afwegingen (ethische en ecologische overwegingen) een rol, net zoals de realiteit van de onderhandelingen om een emissiereductiedoelstelling te bepalen. Bijgevolg zullen de drie berekeningsmethoden zeer verschillende resultaten opleveren. Hiervan wordt een kort overzicht gegeven in de volgende paragraaf.



Figuur 15. Vergelijking van de schadekosten (MSK) en marginale reductiekosten (MRK). C kost = de schatting van de waarde van 1 ton C. Bron: DECC (2009)

Monetaire schattingen per ton koolstof

Een eerste meta-analyse van verschillende studies die een **schadekosten** berekenden kwam tot een mediaan van \$14/t C, een gemiddelde van \$93/ton C en een 95ste percentiel van \$350/t C (Tol, 2005). Indien enkel studies weerhouden werden met een discontovoet van tussen 4 en 5% bedraagt de gemiddelde schatting \$16/ton C en 95% van de waarden blijft onder \$62/t C. Hieruit werd geconcludeerd dat het onwaarschijnlijk is dat de marginale schadekosten de \$50/t C (in 2005 ca. €40/t C) overschrijdt. Deze waarde vertegenwoordigt een solide ondergrens van de totale kosten, maar is onvolledig omdat ze zich beperkt tot de best gekende impacts, in het bijzonder de schade in economische sectoren en volksgezondheid (Brouwers et al., 2008; Nelson et al., 2009).

Dezelfde aanpak werd ook toegepast in de UK in een studie waar de externe kosten veroorzaakt door landbouw geschat worden (Pretty et al., 2000). Zij hanteren een bedrag van £63/t C (ca.

€101/t C) die verloren gaat als emissie uit de bodem van gronden onder landbouw of als emissie ten gevolge van verbranding van fossiele brandstoffen. Dit bedrag is een conservatieve schatting, gebaseerd op schattingen die gebruik maken van verschillende discontovoeten (1% en 3%).

Binnen Vlaanderen worden over het algemeen de marginale **reductiekosten** gehanteerd zoals berekend in de achtergronddocumenten voor MIRA. Zo gebruikt het milieukostenmodel dat aangewend wordt door VITO in de Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA (Liekens et al., 2009) een marginale reductiekost van €50/t CO₂-eq of €183/t C, die afkomstig is uit Brouwers et al. (2008). Meer recent werd door VITO een studie uitgevoerd naar de baten geleverd door het Vlaamse Natura 2000 netwerk (Broekx et al., 2013). In deze studie wordt een waarde gehanteerd van €20/t CO₂ of €73/t C voor 2010 (jaar van emissie of opslag van broeikasgas) en van €60/t CO₂ of €220/t C voor 2020. Deze waarde is gebaseerd op de MIRA achtergrondstudie waarin de kosten van emissiereductiemaatregelen worden berekend om op wereldvlak de doelstelling van maximale opwarming van 2°C te garanderen (De Nocker et al., 2010).

Melma & van der Heide (2011) hanteren in hun evaluatie van ecosysteemdiensten in Nederland eveneens de reductiekost, en komen op basis van cijfers van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit tot een conservatieve schatting van €50/t C (referentiejaar 2005).

De **directe marktwaarde** kan afgeleid worden uit de Europese emissiehandel. In de initiële fase zijn in sommige gevallen te veel rechten toegekend aan bedrijven en vervolgens heeft de recessie gezorgd voor lagere productie en dus ook lager dan verwachte uitstoot van broeikasgassen. Dit resulteerde in een overaanbod van emissierechten op de markt en de ineensinking van de prijs per ton CO₂. Deze prijs bedroeg nog €20/t CO₂ in de eerste helft van 2008, steeg licht naar €22/t CO₂ in de tweede helft van 2008, en stortte vervolgens in elkaar tot €13/t CO₂ in de eerste helft van 2009 tot €7/t CO₂ eind 2012. Voor de periode 2013-2020 voorziet Europa een aantal maatregelen om hieraan tegemoet te komen. Verwacht wordt de prijs tegen 2020 opnieuw zal toenemen tot €22 - €30/t CO₂, ofwel €81 - €110/t C.

De overheid in UK hanteerde oorspronkelijk de schadekost (SCC) als berekeningsmethode en in 2007 stelden ze een kost van £92/t C voor of ca. €134/t C (3.5% discontovoet) (Defra, 2007). Later besloten ze dat de onzekerheid op schattingen van de schadekost te groot was en schakelden ze over op een systeem waarbij ze gebruik maakten van de marginale reductiekost voor niet-ETS sectoren en de marktprijs voor ETS sectoren (DECC, 2009). SCC gebruiken ze als hulpmiddel om een geoptimaliseerde emissiereductiedoelstelling vast te leggen, dewelke dan mee de marginale reductiekost bepaalt. De gehanteerde reductiekost bedraagt £191/t C (€225) in 2010 en stijgt lineair tot £220/t C (€260) in 2020 (referentiejaar 2009). De gehanteerde koolstofprijs voor ETS sectoren bedraagt £79 (€97) in 2010 en £92/t C (€109) in 2020 (referentiejaar 2009).

In UK NEA (Bateman et al., 2011) werden zowel deze reductiekost van DECC (2009) gebruikt als de schadekost uit de Amerikaanse studie van Stern (2007). Deze laatste varieert tussen £128/t C (€157/t C) en £445/t C (€545/t C), afhankelijk van het klimaatveranderingsscenario.

6.3.3. Niet-monetair waarderen van de ESD klimaatregulatie

Het welzijnseffect van een ESD kan ook geschat worden in niet-monetaire termen, dit wordt onder andere toegelicht in TEEB (2010a). Zij onderscheiden drie niveaus binnen menselijk welzijn, namelijk economische, sociaal-culturele en ecologische goederen en waarden ("benefits & values"). De waarde van eenzelfde goed kan hierbij verschillend zijn voor verschillende individuen. Dit is het duidelijkst te illustreren met producerende ESD, als een individu hout oogst in een bos, kan de waarde vooral in het financiële aspect liggen (uitgespaarde verwarmingskosten), of in het sociale aspect (in familieverband samen in het bos te werken).

Ecologische waarden trachten deze auteurs te kwantificeren aan de hand van biofysische indicators. In het geval van klimaatregulatie modelleren ze koolstof sekwestratie in biomassa, door gebruik te maken van de indicator netto koolstof uitwisseling die in het Terrestrial Ecosystem Model (TEM) gebruikt wordt (TEEB, 2010b). Op die manier wordt een verandering in koolstofvoorraad aangevoerd als maatstaf voor de ESD klimaatregulatie.

Een andere mogelijkheid is de concrete gevolgen van klimaatverandering te kwantificeren, zoals de frequentie van het voorkomen van extreme weersomstandigheden of overstromingen, de stijging van de zeespiegel of het verschuiven van verspreidingsgrenzen van soorten. Nadeel van deze methode is dat het moeilijk is om een afweging te maken tussen de verschillende effecten.

7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik

7.1. Impact van het huidige op het toekomstige gebruik van de ESD

De bijdrage van ecosystemen aan de regulatie van het klimaat heeft de laatste twee decennia veel aandacht gekregen. De theoretische capaciteit van terrestrische ecosystemen om C op te nemen is groot en dit proces kan kostenefficiënt zijn in vergelijking met meer technologische oplossingen (Janzen, 2004). De capaciteit van ecosystemen om een bijdrage te leveren aan de regulatie van het globaal klimaat is echter gelimiteerd in tijd en ruimte. De C opslag in bodem en biomassa kan toenemen door veranderingen in landbedekking, klimaat of beheer, maar eens een nieuw evenwicht van C voorraad en C flux bereikt is, haalt het ecosysteem netto geen C meer uit de atmosfeer. In de literatuur wordt hiernaar gerefereerd als "sink saturation" (Freibauer et al., 2004). Bovendien moeten extra inspanningen die geleverd worden om extra C op te slaan in ecosystemen, ook volgehouden worden om de toegenomen C voorraad intact te houden (Freibauer et al., 2004; Lal, 2004b). Tenslotte is het zelfs indien deze inspanningen volgehouden worden, onzeker of de gerealiseerde stocks bestand zijn tegen oncontroleerbare factoren zoals klimaatverandering, extreme weersomstandigheden of het uitbreken van ziekten of plagen (Janzen, 2004).

Het terugdringen van de emissies van broeikasgassen, bv. afkomstig van het verbranden van fossiele brandstoffen of van ontbossing, is dan ook een eerste zorg om ingrijpende klimaatverandering te voorkomen. Hier spelen ecosystemen een andere rol, bv. binnen het concept van de "biobased economy" die gericht is op een overgang van een economie die draait op fossiele grondstoffen naar een economie die draait op biomassa als grondstof.

7.2. Impact van het gebruik van de ESD op de levering van andere ESD

De ESD regulatie van het globaal klimaat beïnvloedt zo goed als alle producerende en regulerende ESD die beschouwd worden in NARA-T. Zowel het klimaat zelf als de opslag van C en maatregelen die de opslag stimuleren zullen een impact hebben op voedselproductie, houtproductie, productie van energiegewassen, behoud van de bodemvruchtbaarheid, bestuiving en plaagbestrijding, regulatie van erosierisico, regulatie van luchtkwaliteit, reguleren van waterkwaliteit, regulatie van overstromingsrisico, waterproductie, regulatie van waterdebiet, groene ruimte voor buitenactiviteiten en wildbraadproductie.

Behoud van de bodemvruchtbaarheid

C opslag in de landbouwbodem ondersteunt de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid door het verhogen van de aanwezigheid van organisch materiaal in de bodem. Organisch materiaal stabiliseert de bodem door de vorming van aggregaten, voorziet de vegetatie van nutriënten, verbetert de voorziening van zuurstof in en het waterbergend vermogen van de bodem en onderhoudt een divers bodemleven (Baldock & Skjemstad, 2000; Lal, 2004b). De geconstateerde daling van de voorraad organisch materiaal in akkerbodems in Vlaanderen is dan ook een belangrijk aandachtspunt in het beheer van deze gronden, zoals gereflecteerd wordt in onder meer het gemeenschappelijk landbouwbeleid.

Regulatie van erosierisico

Algemeen zullen maatregelen die de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem verhogen, eveneens erosie beperken, door de verhoogde bodemstabiliteit en infiltratiecapaciteit. Erosiebeperkende maatregelen zoals no-till stimuleren de vorming van stabiele macro-aggregaten. Dit effect versterkt zichzelf, aangezien de aanwezigheid van organisch materiaal bodemaggregaten stabiel maakt en bodemleven stimuleert, wat opnieuw gunstig is voor de vorming van aggregaten (Bennett et al., 2009; Lal, 2004b). Ook de aanleg van bufferstroken is een erosiebeperkende maatregel die gunstig is voor koolstofopslag. Erosie tegengaan betekent dat de bovenste bodemlaag die rijk is aan organisch materiaal intact blijft en is bijgevolg een maatregel die de C opslag lokaal gunstig beïnvloedt. Globaal zorgen erosieverschijnselen echter waarschijnlijk voor een koolstofsink.

Voedselproductie

C opslag bevorderen in landbouwland bevordert de voedselproductie door het verbeteren van bodemeigenschappen die de bodemvruchtbaarheid ten goede komen (nutriëntengehalte, bodemleven, opslag van water en bodemstabiliteit). Het in stand houden van een hoge koolstofvoorraad vergt vaak een bijkomende inspanning van de landbouwer, die een afweging moet maken tussen deze extra inspanning en de (langetermijn-) winst in productiecapaciteit.

Koolstofopslag kan ook in concurrentie treden met voedselproductie aangezien een verandering van landgebruik van akker naar bos een toename van de C voorraad zal veroorzaken (zie o.a. Lettens et al., 2005; Poeplau et al., 2011; Post & Kwon, 2000). Gezien de stabiele oppervlakte bos in Vlaanderen lijkt dit tot nu toe niet het geval te zijn.

Veranderingen in de subsidieregeling voor landbouw versus bijvoorbeeld meerjarige bio-energie teelten of bos kunnen dit evenwicht beïnvloeden. Zo zouden hervormingen in de Europese landbouwsubsidies er in het verleden (1990-2000) toe geleid hebben dat landbouwers meer akkerland creëerden om lagere subsidies te compenseren (Dendoncker et al., 2004). In de periode 2000-2010 daalde de oppervlakte permanent grasland en steeg de oppervlakte akkerland licht. Deze trend zet zich echter niet voort in 2011-2012, waar de oppervlakte permanent grasland licht toeneemt en akkerland daalt (Figuur 14). In de hervormingen van het Europees Landbouwbeleid is er extra aandacht voor het behoud van permanent grasland, wat een verklaring kan zijn voor deze trend.

Houtproductie

De ESD houtproductie en de ESD regulatie globaal klimaat gaan over het algemeen samen aangezien de aanleg van nieuw bos zowel de opslag van C als de productie van hout bevordert. Bepaalde maatregelen in productiebos kunnen de C voorraad verminderen, zoals een sterke verstoring (Post et al., 2012) en een lagere C voorraad in dood hout. Zo zal ook whole tree harvesting een negatieve invloed hebben op de C opslag in de bodem en mogelijk de groei van volgende generaties bomen. Het verhogen van de rotatietijd verhoogt in sommige gevallen de C opslag in levende biomassa (Post et al., 2012) maar verlaagt de houtproductie van de standplaats. Anderzijds kan het geoogste hout uit productiebos gebruikt worden in producten met een lange levensduur (bv. stamhout in meubels) of als CO₂ neutrale energiebron (bv. takhout als bio-energie teelt) en op die manier ook CO₂ emissies beperken.

In Vlaanderen is er binnen het bosbeheer weinig rechtstreekse aandacht voor de optimalisatie van C opslag in bossen. Er is de subsidieregeling die bebossing/herbebossing en in het bijzonder het bebossen van landbouwgronden aanmoedigt. De EU subsidies voor de aanleg van boslandbouwsystemen kunnen zowel houtproductie als koolstofopslag in bodem en biomassa ten goede komen (zie 4.1.1)

Productie van energiegewassen

Tussen de ESD regulatie van het globaal klimaat en de aanleg van meerjarige bio-energie teelten voor het opwekken van bio-energie kan een positief verband bestaan. Niet enkel betekent de aanleg van de vaak meerjarige gewassen voor het opwekken van bio-energie een toename in de C voorraad van het ecosysteem (tenminste als dit op akkerland gebeurt) (Post et al., 2012), maar de vermeden emissies uit de verbranding van fossiele brandstoffen betekent een extra winst om broeikasgasemissies terug te dringen. Een geringe transportafstand tussen energieteelt en afnemer is echter een belangrijke voorwaarde (House & Brovnik, 2005). Het gebruik van andere vormen van biomassa voor energie opwekking, zoals éénjarige teelten of oogstresten uit bossen is minder evident. Het verwijderen van oogstresten uit bossen kan een negatieve impact hebben op de bodemkwaliteit en de nutriëntencyclus. Eenjarige teelten bieden geen meerwaarde ten opzichte van akker voor de opslag van C in het ecosysteem. Bovendien spelen hier de effecten van de "indirect land use changes" (ILUC). Als de bio-energie teelt de aanleg van akker verplaatst naar een locatie waar bos gekapt moet worden, komen er netto broeikasgassen vrij.

Regulatie van luchtkwaliteit

De aanleg van bos zal zowel klimaatregulatie als regulatie van de luchtkwaliteit ten goede komen. Vegetatie is in staat fijn stof en gasvormige polluenten uit de lucht in te vangen via het proces van droge en natte depositie waardoor de luchtkwaliteit verbetert.

Bossen zijn aerodynamische ruwe oppervlakten die de grootste wrijvingsweerstand aan het oppervlakte veroorzaken in vergelijking tot andere "natuurlijke" landgebruiksklassen. Daardoor is de turbulente uitwisseling tussen bos en de atmosfeer gemiddeld een grootteorde hoger dan heide en grasland (zie ESD Regulatie luchtkwaliteit). Door hun groter volume en bladoppervlakte vangen

bomen 2 tot 16 maal meer fijn stof af dan lage vegetatie. Ongelijkjarig, ongelijkvormig bos met een hoge natuurwaarde, bepaalde parken en bossen met grote oude bomen en veel regelmatig open plekken hebben een hoge ruwheid.

De effecten van luchtkwaliteit (met name eutrofiëring en verzuring) op de ESD regulatie globaal klimaat worden besproken onder 4.2.2 Polluenten en nutriënten.

Reguleren van waterkwaliteit

Bodems bezitten het vermogen om verontreiniging op natuurlijke wijze af te breken en om te zetten in onschadelijke stoffen. Dit gebeurt voornamelijk door bacteriën en schimmels. Voorbeelden zijn de afbraak van olie en bestrijdingsmiddelen. De afbraak verloopt meestal via tussenproducten die door verschillende soorten micro-organismen worden afgebroken. Hoe snel dat gaat hangt af van de afbreekbaarheid van de verontreiniging, en van de omstandigheden zoals zuurgraad, bodemtype, aanwezigheid van zuurstof, vochtgehalte, de beschikbaarheid van nutriënten en van microbiële populaties. Deze eigenschappen worden sterk beïnvloed door de aanwezigheid van organisch materiaal in de bodem. De aanwezigheid van organisch materiaal verbetert daarom de waterkwaliteit van oppervlakte- en grondwater (Faber et al., 2009).

Regulatie van overstromingsrisico, waterproductie en regulatie van waterdebiet

Klimaatverandering ligt aan de basis van de zeespiegelstijging en zal de vraag naar de ESD regulatie van overstromingsrisico in tijgebonden waterlopen dus sterk beïnvloeden. De ESD regulatie globaal klimaat draagt op die manier bij aan het verminderen van overstromingsrisico's.

Het waterregulerend vermogen van bodems wordt mee bepaald door het gehalte aan organisch materiaal (Faber et al., 2009). Vooral de infiltratiesnelheid en het waterleverend (waterbergend) vermogen van bodems nemen toe bij een hoger gehalte organisch materiaal. Op kleiïge gronden met een relatief slechte afwatering kan 1% toename in organische stof resulteren in 2.5% groter volume water dat de bodem kan vasthouden (Faber et al., 2009). In de bovenste 15 cm komt dat neer op 37.5 m³/ha. Dit waterbergend vermogen is ook belangrijk voor de aanvulling en de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater.

De capaciteit van bodems om water door te laten hangt af van de aanwezigheid van poriën en dit wordt bepaald door de aanwezigheid van macro-aggregaten en bodeminvertebraten zoals regenwormen in de bodem. Organisch materiaal is gunstig voor beide factoren.

Door de aanleg van bos zal de evapotranspiratie toenemen wat de wateropname eveneens verhoogt (Engel et al., 2005). Daarnaast kan de maximalisatie van C opslag door set-aside land in valleigebieden samenspannen met de realisatie van overstroombare gebieden.

Bestuiving en plaagbeheersing

De aanleg van kleine bossen en kleine landschapselementen heeft een gunstige invloed op bestuiving en controle van ziekten en plagen (Bennett et al., 2009). Bodems die rijk zijn aan organisch materiaal hebben ook een hoge microbiële activiteit en diversiteit die voorkomt dat pathogenen uitgroeien tot een plaag (Altieri & Nicholls, 2003).

Groene ruimte voor buitenactiviteiten en wildbraadproductie

De impact van C opslag op de ESD's groene ruimte voor buitenactiviteiten en wildbraadproductie is vooral belangrijk in bos en halfnatuurlijk grasland. De aanleg van dergelijk C rijk landgebruik is positief voor wild en zal vaak ook de mogelijkheden voor recreatie doen toenemen, in het bijzonder in gebieden waar dergelijk landgebruik schaars is (Chan, 2009). Ook hier kan voor bos de afweging gemaakt worden tussen C rijk meer natuurlijk beheerd bos met een hoge recreatieve en belevingswaarde versus C armer bos waar systematisch en bedrijfsmatig geoogst wordt, maar waar de houtproductie ook een belangrijke C opslag kan vertegenwoordigen. Bossen die beheerd worden om de aanwezigheid van wild te stimuleren, hebben een rijke structuur met dichte ondergroei.

Ook kleine landschapselementen verhogen niet enkel de C opslag in bodem en biomassa, maar bieden ook een schuilplaats voor wild en verfraaien het landschap.

7.3. Impact van de vraag naar en het gebruik van de ESD op de ESD elders in de wereld

Regulatie van het globaal klimaat is een wereldwijde ESD. Het is dan ook een problematiek waar men tracht om op internationaal niveau tot regelgeving te komen. Centraal in deze regelgeving is dat elk land maximaal probeert om de concentraties van broeikasgassen in de atmosfeer terug te

dringen. De maatregelen die in Vlaanderen genomen worden om emissies te verminderen of broeikasgassen op te slaan in ecosystemen zullen geen grote invloed hebben op de nood aan dergelijke acties elders in de wereld.

Waar Vlaanderen wel een invloed uitoefent is via emissiehandel (ETS) zoals die in het Kyoto protocol voorzien wordt. Hierbij kan België in het buitenland emissierechten (Certified Emission Reductions of CER's) aankopen uit projecten die kaderen binnen het Clean Development Mechanism (CDM), bijvoorbeeld door propere technologie uit te voeren naar een ontwikkelingsland en zo een emissiereductie te realiseren, of door bebossingprojecten te realiseren in het buitenland. Dergelijke projecten zijn slechts gedeeltelijk succesvol. Zo vallen plantages van bv. Eucalyptus onder de definitie van bos en worden er kredieten verkregen voor de aanleg Eucalyptusplantages die niet enkel nadelig zijn voor de biodiversiteit maar ook een zeer hoog waterverbruik hebben. Bij de uitvoer van schone technologie is het van belang dat het project enkel gerealiseerd kan worden dankzij de extra financiële steun die de verkoop van emissiekredieten oplevert. Indien het project ook zonder de steun gerealiseerd kan worden, wil dat zeggen dat een geïndustrialiseerd land meer mag uitstoten zonder dat er een equivalente emissiereductie plaatsvindt in een ontwikkelingsland. Een gedetailleerde analyse van dergelijke perverse effecten die kunnen optreden bij de handel in CER's is o.a. te vinden op <http://carbonmarketwatch.org/>.

België kan ook rechtstreeks emissierechten (de "assigned amount units" of AAU's) aankopen bij landen die hun uitstoot sterker reduceren dan ze verplicht zijn binnen Kyoto. Deze laatste maatregel stuit eveneens op kritiek, aangezien heel wat landen een groot overschot hebben aan emissierechten en het aankopen van deze rechten niet zou leiden tot een werkelijke reductie van de mondiale broeikasgasemissies.

Een andere belangrijke issue in deze context zijn de indirecte veranderingen van landgebruik (indirect land use changes of ILUC). Indien C opslag gerealiseerd wordt door een verandering van landgebruik zullen andere ESD eveneens beïnvloed worden. De aanleg van bos op productief akkerland leidt tot C sekwestratie maar de gewasproductie kan in dat geval verplaatst worden, al dan niet naar het buitenland en mogelijk naar een locatie waar bestaand bos moet wijken voor het nieuwe akkerland. Dit is ook een verwijt aan het adres van de bio-energievelden, zo tonen studies hogere broeikasgasemissies aan voor bepaalde biogebaseerde brandstoffen ten opzichte van fossiele brandstoffen, als gevolg van indirecte veranderingen in het landgebruik (Van Noorden, 2013). Dit komt meer in detail aan bod bij de ESD productie van energiegewassen.

7.4. Link tussen de graad van natuurlijkheid en de hierboven beschreven impact

Klimaatregulatie door ecosystemen met een hoge graad van natuurlijkheid zal vooral andere regulerende en ook de culturele diensten beïnvloeden. Zo heeft een hoge SOC voorraad een stabiliserend effect op de bodem (regulatie van erosierisico, behoud van de bodemvruchtbaarheid) en op de evaporatie en infiltratie van water (regulatie waterkwaliteit, waterproductie).

In systemen waar het beheer wel in zekere (bos, permanent grasland) of hoge (akkerland, tijdelijk grasland) mate door de mens beïnvloed wordt is er eveneens een impact op de levering van productie gerelateerde ESD. Tot op bepaalde hoogte bevorderen maatregelen die koolstofopslag stimuleren de productiecapaciteit van de bodem. Op landbouwbodems blijft de verstoring echter altijd hoog, dus de extra koolstofopslag die in akkerland gerealiseerd kan worden zal altijd lager liggen dan op permanent grasland of bos. In de bosbouw geldt eveneens dat bossen zonder beheer de hoogste C voorraad binnen het bos zullen realiseren, in beheerde bossen kan echter naar een optimaal evenwicht worden gezocht tussen de lokale koolstofvoorraad en de koolstof vastlegging in houtproducten of de vermeden CO₂ emissies door productie van bio-energie.

De zuiver technologische maatregelen die voorgesteld worden om een oplossing te bieden voor het klimaatprobleem, namelijk beïnvloeden van de zonne-instraling en het afvangen en opslaan van CO₂, kunnen drastische gevolgen hebben voor andere ESD. Het is dan ook juist omdat de gevolgen van dergelijke maatregelen onduidelijk zijn, dat er weerstand bestaat om ze in te voeren. Een verandering in de vorming van wolken of van de concentratie aerosolen in de stratosfeer zal zeker een impact hebben op temperatuur en neerslag. Dergelijke maatregelen kunnen bovendien amper nog als een ecosysteemdienst beschouwd worden.

7.5. Limieten en voorwaarden voor het gebruik van deze dienst

Zoals in detail besproken onder 4.1.3 (Milieubeleid) bestaat in Vlaanderen weinig rechtstreekse stimulans voor het optimaliseren van de ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat. De randvoorwaarden van het gemeenschappelijk landbouwbeleid stipuleren een minimaal gehalte (%) aan organische koolstof en een aantal maatregelen uit het plattelandsbeleid zijn gunstig voor koolstofopslag. De limieten voor het realiseren van C opslag in Vlaanderen worden vaak bepaald door andere, meer economische, of sterker wettelijk gereguleerde ecosysteemdiensten. Zo zal no-till in de meeste gevallen leiden tot meer opslag van broeikasgassen, maar zal het enkel toegepast worden als het ook economisch interessant is voor de landbouwer. Stalmest kan interessant zijn voor C opslag, maar zolang het boerenbedrijf betert functioneert zonder stalmest en zolang regelgeving het toedienen van bemesting aan banden legt, zal er geen bijkomende stalmest toegediend worden. Evengoed zullen overstromingsgebieden veel C opslaan maar enkel aangelegd worden als er wetgeving bestaat die de aanleg van dergelijke gebieden verplicht. De aanleg van nieuw bos wordt wel rechtsreeks ondersteund door allerlei regelgeving. Toch wordt er weinig nieuw bos aangeplant in Vlaanderen. Door de sterke druk op open ruimte in Vlaanderen zal ook hier de afweging gemaakt worden met andere (ecosysteem)diensten.

Het is ook algemeen aanvaard dat het vaak problematisch is om de gerealiseerde C opslag in ecosystemen eenduidig op te meten (Janzen, 2004). Om voorwaarden te formuleren voor de ESD zou het in de toekomst zinvol kunnen zijn om een meetnet op te starten dat de C voorraad van de bovenste bodemlaag over alle landgebruiken heen opvolgt in Vlaanderen. Informatie omtrent het specifieke beheer van deze punten (of een deel ervan) is onmisbaar in dit opzet.

Voor alle maatregelen geldt dat er steeds afgewogen moet worden of de inspanning die nodig is voor extra C opslag volgehouden (praktisch en financieel) kan worden, of deze geen andere emissies van broeikasgassen veroorzaakt en of de gerealiseerde bijkomende C opslag stabiel is rekening houdende met toekomstige veranderingen in klimaat en depositie.

7.6. Vergroten positieve impacts en verkleinen negatieve impacts

Om de positieve impact van de ESD regulatie van het globaal klimaat op andere ESD te vergroten, is het van belang dat interessante maatregelen op grotere schaal toegepast worden. Zo kan het toepassen van aangepaste teeltrotatie, optimaal verwerken van oogstresten en het aanleggen van hagen en andere kleine landschapselementen verder aangemoedigd worden. Hetzelfde geldt voor bepaalde principes uit duurzaam bosbeheer zoals het laten liggen van dood hout of het minimaliseren van bodemverstoring. Daarnaast kan ook gezocht worden naar teelten die nog passen binnen de traditionele aanpak van landbouwers maar toch nog een substantiële C opslag realiseren. Zo zal de aanleg van meerjarige energieteelten waarschijnlijk sneller geaccepteerd worden door landbouwers dan een bebossing van niet-productieve gronden die ze mogelijk op overschot hebben.

Binnen Vlaanderen bestaan er weinig case studies waar het effect van klimaatregulatie (of C opslag) expliciet afgewogen wordt ten opzichte van andere ESD. Interessante locaties hiervoor zouden gecontroleerde overstromingsgebieden (met of zonder gecontroleerd gereduceerd getij) kunnen zijn. Dergelijke systemen slaan koolstof en vervullen daarnaast ook andere ESD zoals bescherming tegen overstromingen en regulatie waterkwaliteit. In het buitenland gebeurde wel veel onderzoek naar de jaarlijkse opslag van C en de emissies van CH₄ en N₂O in intertidale gebieden (zowel zout als zoet water) (Adams et al., 2012; Andrews et al., 2006; Callaway et al., 2012; Chmura et al., 2003; Poffenbarger et al., 2011; Whiting & Chanton, 2001). Adams et al. (2012) bekeken de broeikasgasbalans van zogeheten “managed realignment” sites in het Blackwater estuarium (UK), dit zijn sites waar de dijken landinwaarts verplaatst werden en die zich ontwikkelen tot slik en schor gebied. Zij vonden een jaarlijkse C sekwestratie van 1.03 t C/ha/jr, maar door emissie van de broeikasgassen CH₄ en N₂O (met hoge “global warming potential”) werd deze met 24% verlaagd tot 0.79 t C/ha/jr.

In de provincie Limburg wordt een klimaatbeleid uitgewerkt om de provincie klimaatneutraal te maken tegen 2020 (<http://www.limburgklimaatneutraal.be/>). In dit plan komen maatregelen aan bod binnen de sectoren energieproductie, transport, huishoudens, industrie en landbouw en natuur. In deze laatste categorie worden maatregelen voorgesteld die betrekking hebben op een verkleining van de veestapel, vervanging van kunstmeststoffen door dierlijke meststoffen, moderne bemestingstechnieken die de N₂O emissies doen dalen, teelttechnische maatregelen (gewasrotaties, groenbedekkers, niet-kerende bodembewerking), maar ook een afname van het landbouwareaal met 0.2% per jaar en bebossing van deze landbouwgronden. Maatregelen worden

geselecteerd op basis van de marginale reductiekost. De totale reductiemogelijkheden door C opslag werden hier onder een referentiescenario (rekening houdend met reeds bestaande regelgeving op) 90 kton CO₂-eq voor de periode 2008-2020 geschat en op 325 kton CO₂-eq/jr voor een ambitieus "klimaatneutraal" scenario. De totale emissie in 2008 wordt geschat 9,408 kton CO₂-eq.

8. Kennislacunes

8.1. Karteren

In Vlaanderen ontbreekt het aan een gebiedsdekkend, systematisch grid van bodemstaalnamepunten over alle landgebruik heen, om de evoluties van de C stocks op te kunnen volgen zowel in agrarische als natuurlijke en semi-natuurlijke ecosystemen en dit voor lange termijn. Op die manier kan kennis verzameld worden aangaande de impact van klimaatverandering en veranderingen in beheer. Een dergelijk netwerk bestaat bijvoorbeeld in Frankrijk, namelijk het "Réseau de mesure de la qualité des sols" (RMQS) dat opgevolgd wordt door INRA Orléans.

Meer gedetailleerde veldmetingen zouden bovendien helpen om de voorgestelde koolstofkaarten verder te verfijnen. Op basis van deze informatie kunnen gebieden met de hoogste potenties voor koolstofopslag afgelijnd worden.

De effecten van erosie op regionale schaal zijn op dit moment onduidelijk in Vlaanderen. Het zou nuttig zijn om deze expliciet in rekening brengen bij de ruimtelijke modellering van de C fluxen. Dit wordt buiten beschouwing gelaten in de modellen die in het huidige rapport gebruikt werden (Meersmans et al., 2008; Meersmans et al., 2011).

8.2. Kwantificeren

Het effect van een aantal beheermaatregelen op de bodem koolstofvoorraad binnen de Vlaamse context verdient nog verder onderzoek, in het bijzonder de effecten van het toepassen van reduced-till en het toedienen van biochar.

Het zou nuttig zijn om een brede socio-economische haalbaarheidsstudie uit te voeren ten aanzien van beheermaatregelen voor het verhogen van de bodem C stocks en noodzakelijke wijzigingen in landgebruik (intersectoraal: landbouw, natuur en bos). De uitbouw van lange termijn systematische opvolging van C voorraden in biomassa en OC balansen voor een beperkter netwerk van monitoringpercelen zou zeer betekenisvol zijn ter evaluatie van het beleid en trends binnen de landbouwsector. Andere voorbeelden van meerwaarde zijn de mogelijkheid tot evaluatie van de combineerbaarheid van vereiste OC aanvoer met de N en P uitrijnormen. Tenslotte kunnen 'intensieve monitoring sites' gebruikt worden voor wetenschappelijk onderzoek en methode evaluatie (zoals in de bestaande Duitse "Bodendauerbeobachtungsflächen" of BDF) voor veel meer parameters dan enkel biomassa C. Er bestaat ook onvoldoende kennis over het relatieve tussen natuurlijke koolstofopslag versus meer technische maatregelen (bv. aangepast landbouwbeheer) en kunstmatige koolstofopslag.

Voorts bestaat er nog een kennislacune wat precies het opslagpotentieel van organische bodem is en welk beheer noodzakelijk is om tot een maximale opslag te komen. De koolstofvoorraad in veengronden tot op grote diepte is onvoldoende gekend en er is ook weinig praktijkervaring met veenherstel.

Ook de koolstofvoorraden in bodem en biomassa van heide, halfnatuurlijk grasland, moeras, overstromingsgebieden en wetlands kunnen op dit moment nog niet met voldoende precisie begroot worden. Deze types landgebruik worden vaak gekenmerkt door een heterogene verdeling van de C stock en vereisen een specifieke bemonstering.

De evolutie van bosbiomassa in Vlaanderen wordt momenteel opgevolgd door de bosinventaris, wat kennis zou moeten genereren omtrent de trends in koolstofvoorraden in bovengrondse biomassa. Neemt de koolstofvoorraad in biomassa hier toe (naar analogie met Wallonië)? En wat zijn de oorzaken hiervoor (management vs. klimaatverandering/depositie vs. leeftijdsstructuur)?

Naar analysemethoden toe, is er nood aan een duidelijke strategie m.b.t. het opmeten van organische C. De verschillende analysetechnieken van organische koolstof (total organic carbon of TOC analyser, methode volgens Walkley-Black, loss-on-ignition) staan de vergelijkbaarheid van verschillende bronnen/onderzoeksprojecten in de weg (De Vos et al., 2007; De Vos et al., 2005b; Lettens et al., 2007; Meersmans et al., 2009b). Meting met een TOC analyser (waarbij de CO₂ gemeten wordt die ontsnapt na oxidatie van de organische C in het bodemstaal) wordt aanzien als de meest nauwkeurigste meetmethode. Hoewel de andere meetmethodes een minder nauwkeurig resultaat geven, worden ze vaak toegepast omdat ze sneller en goedkoper zijn. Voor de omzetting van deze benaderende waarden kunnen functies opgesteld worden die de gemeten C concentratie omzetten naar TOC. Deze functies zijn echter afhankelijk van allerlei factoren zoals de textuur van het bodemstaal, de aanwezigheid van CaCO₃ en de stabiliteit van het organisch materiaal.

Er is ook een tekort aan metingen van bulk densiteit (of schijnbaar soortelijk gewicht, namelijk de verhouding van het gewicht van een ovendroog grondstaal tot het volume ervan), in het bijzonder in landbouwbodems en natte bodems die rijk zijn aan organisch materiaal. Bulk densiteit wordt gemeten aan de hand van ringstalen. Zeker in natte, venige bodems en op grote diepte is dit vaak een arbeidsintensieve bemonstering. Op basis van een representatieve steekproef van punten kan een pedotransfer functie opgesteld worden die bulk densiteit schat per type landgebruik, in functie van diepte, textuur en SOC.

8.3. Waarderen

Het zou nuttig zijn om een aantal testcases uit te werken binnen Vlaanderen, waar in een bepaald proefgebied verschillende ESD naast elkaar geplaatst en tegenover elkaar afgewogen worden. Bijvoorbeeld in een overstromingsgebied kan een broeikasgasbalans opgemaakt worden naast een evaluatie van de impact op de ESD regulatie waterkwaliteit, bescherming tegen overstromingen en regulatie waterdebiet.

Lectoren

De lectoren hebben de ontwerptekst van dit rapport kritisch nagelezen en advies gegeven over de inhoudelijke onderbouwing. Deze rol houdt niet in dat de lectoren het volledig eens zijn met de inhoud van de uiteindelijke tekst.

Mathias Bienstman, Bond Beter Leefmilieu

Walter Boon, Bodemkundige Dienst van België

Lode De Beck, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Evelien Decuypere, **Koenraad Holmstock**, Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwonwikkeling

Jeroen Meersmans, University of Exeter, Department of Geography

Iris Penninckx, Boerenbond

Steven Sleutel, Universiteit Gent, Onderzoeksgroep Bodemvruchtbaarheid en nutriëntenbeheer

Liesbeth Vandekerckhove, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

Referenties

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M. (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39(6):378-386.
- Abrahamsen G. (1984). Effects of acidic deposition on forest soil and vegetation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 305(1124):369-382.
- Abrahamsen G., Horntvedt R., Tveite B. (1977). Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut* 8(1):57-73.
- Adams C.A., Andrews J.E., Jickells T. (2012). Nitrous oxide and methane fluxes vs. carbon, nitrogen and phosphorous burial in new intertidal and saltmarsh sediments. *Science of The Total Environment* 434(0):240-251.
- Alcamo J., Moreno J.M., Nováky B., Bindi M., Corobov R., Devoy R.J.N., Giannakopoulos C., Martin E., Olesen J.E., Shvidenko A.Z. (2007). Europe. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 541-580 p.
- Alewell C., Manderscheid B., Gerstberger P., Matzner E. (2000). Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 163(5):509-516.
- Alonso I., Weston K., Gregg R., Morecroft M. (2012). Carbon storage by habitat: Review of the evidence of the impacts of management decisions and condition of carbon stores and sources. Natural England, UK, Research Report NERR043.
- Altieri M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74(1-3):19-31.
- Altieri M.A., Nicholls C.I. (2003). Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil & Tillage Research* 72(2):203-211.
- Alvarez R., Alvarez C.R., Lorenzo G. (2001). Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *European Journal of Soil Biology* 37(3):161-166.
- Ameloot N., De Neve S., Jegajeevagan K., Yildiz G., Buchan D., Funkuin Y.N., Prins W., Bouckaert L., Sleutel S. (2013). Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology and Biochemistry* 57(0):401-410.
- Ameryckx J.B., Verheye W., Vermeire R. (1995). *Bodemkunde*. Gent.
- Andrews J.E., Burgess D., Cave R.R., Coombes E.G., Jickells T.D., Parkes D.J., Turner R.K. (2006). Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK. *Science of The Total Environment* 371(1-3):19-30.
- Angers D.A., Eriksen-Hamel N.S. (2008). Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil Sci Soc Am J* 72(5):1370-1374.
- Anthoff D., Hepburn C., Tol R.S.J. (2009a). Equity weighting and the marginal damage costs of climate change. *Ecological Economics* 68(3):836-849.
- Anthoff D., Tol R.S.J., Yohe G.W. (2009b). Discounting for Climate Change. *Economics: The Open-Access, Open Assessment E-Journal* 3(2009-24).
- Arrouays D., Deslais W., Badeau V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management* 17(1):7-11.
- Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture Ecosystems & Environment* 118(1-4):1-5.
- Baldock J.A., Skjemstad J.O. (2000). Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31(7-8):697-710.
- Balesdent J., Chenu C., Balabane M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53(3-4):215-230.

- Barford C.C., Wofsy S.C., Goulden M.L., Munger J.W., Pyle E.H., Urbanski S.P., Huttyra L., Saleska S.R., Fitzjarrald D., Moore K. (2001). Factors controlling long- and short-term sequestration of atmospheric CO₂ in a mid-latitude forest. *Science* 294(5547):1688-1691.
- Baritz R., Seufert G., Montanarella L., Van Ranst E. (2010). Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management* 260(3):262-277.
- Bartlett K.B., Harriss R.C. (1993). Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26(1-4):261-320.
- Bateman I.J., Abson D., Beaumont N., Darnell A., Fezzi C., Hanley N., Kontoleon A., Maddison D., Morling P., al. e. (2011). Economic Values from Ecosystems. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge.
- Bellamy P.H., Loveland P.J., Bradley R.I., Lark R.M., Kirk G.J.D. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437(7056):245-248.
- Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12(12):1394-1404.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F. et al. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20(1):30-59.
- Borren W., Bleuten W. (2006). Simulating Holocene carbon accumulation in a western Siberian watershed mire using a three-dimensional dynamic modeling approach. *Water Resources Research* 42(12).
- Boucneau G., Van Meirvenne M., Hofman G. (1998). Comparing pedotransfer functions to estimate soil bulk density in northern Belgium. *Pedologie-Themata* 5:67-70.
- Brandtberg P.O., Olsson B.A. (2012). Changes in the effects of whole-tree harvesting on soil chemistry during 10 years of stand development. *Forest Ecology and Management* 277:150-162.
- Britton A.J., Pearce I.S.K., Jones B. (2005). Impacts of grazing on montane heath vegetation in Wales and implications for the restoration of montane areas. *Biol Conserv* 125(4):515-524.
- Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Staes J., Van Der Biest K., Meire P., Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000-netwerk. VITO, Universiteit Antwerpen, Universiteit Gent.
- Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jespers K. (2008). Achtergronddocument 2007 Klimaatverandering. Milieuraapport Vlaanderen.
- Brouyaux F. (2008). Oog voor het klimaat. Koninklijk Meteorologisch Instituut van België, Brussel, België.
- Byrne K.A., Chonjicki B., Christensen T.R., Drosler M., Freibauer A., Friborg T., Frolking S., Lindroth A., Mailhammer J., Malmer N. et al. (2004). EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. . Carbo-Europe Report, Lund, Sweden.
- Callaway J.C., Borgnis E.L., Turner R.E., Milan C.S. (2012). Carbon Sequestration and Sediment Accretion in San Francisco Bay Tidal Wetlands. *Estuaries and Coasts* 35(5):1163-1181.
- Callesen I., Liski J., Raulund-Rasmussen K., Olsson M.T., Tau-Strand L., Vesterdal L., Westman C.J. (2003). Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils - relationships with climate and texture Class. *Global Change Biology* 9(3):358-370.
- Cannell M.G.R., Milne R., Hargreaves K.J., Brown T.A.W., Cruickshank M.M., Bradley R.I., Spencer T., Hope D., Billett M.F., Adger W.N. et al. (1999). National inventories of terrestrial carbon sources and sinks: The UK experience. *Climatic Change* 42(3):505-530.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A. et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401):59-67.
- Cardon Z.G., Hungate B.A., Cambardella C.A., Chapin F.S., Field C.B., Holland E.A., Mooney H.A. (2001). Contrasting effects of elevated CO₂ on old and new soil carbon pools. *Soil Biology & Biochemistry* 33(7-8):365-373.
- Caspersen J.P., Pacala S.W., Jenkins J.C., Hurtt G.C., Moorcroft P.R., Birdsey R.A. (2000). Contributions of land-use history to carbon accumulation in US forests. *Science* 290(5494):1148-1151.

- Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C., Daily G.C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4(11):2138-2152.
- Chmura G.L., Anisfeld S.C., Cahoon D.R., Lynch J.C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4).
- Chow J.C., Watson J.G., Herzog A., Benson S.M., Hidy G.M., Gunter W.D., Penkala S.J., White C.M. (2003). Separation and capture of CO₂ from large stationary sources and sequestration in geological formations. *J Air Waste Manage Assoc* 53(10):1172-1182.
- Conant R.T., Paustian K. (2002). Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 16(4).
- Craft C. (2007). Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U.S. tidal marshes. *Limnol Oceanogr* 52(3):1220-1230.
- Curtis P.S., Wang X.Z. (1998). A meta-analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia* 113(3):299-313.
- D'Haene K., Sleutel S., De Neve S., Gabriels D., Hofman G. (2009). The effect of reduced tillage agriculture on carbon dynamics in silt loam soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84(3):249-265.
- D'Haene K., Van den Bossche A., Vandenbruwane J., De Neve S., Gabriels D., Hofman G. (2008a). The effect of reduced tillage on nitrous oxide emissions of silt loam soils. *Biol Fertil Soils* 45(2):213-217.
- D'Haene K., Vandenbruwane J., De Neve S., Gabriels D., Salomez J., Hofman G. (2008b). The effect of reduced tillage on nitrogen dynamics in silt loam soils. *European Journal of Agronomy* 28(3):449-460.
- D'Haene K., Vermang J., Cornelis W.M., Leroy B.L.M., Schiettecatte W., De Neve S., Gabriels D., Hofman G. (2008c). Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *Soil & Tillage Research* 99(2):279-290.
- Davidson E.A., Ackerman I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20(3):161-193.
- Davidson E.A., Savage K., Bolstad P., Clark D.A., Curtis P.S., Ellsworth D.S., Hanson P.J., Law B.E., Luo Y., Pregitzer K.S. et al. (2002). Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 113(1-4):39-51.
- De Deyn G.B., Shiel R.S., Ostle N.J., McNamara N.P., Oakley S., Young I., Freeman C., Fenner N., Quirk H., Bardgett R.D. (2011). Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration. *Journal of Applied Ecology* 48(3):600-608.
- de Jong J.J. (2011). Effecten van oogst van takhout op de voedingstoestand en bijgroei van bos. Een literatuurstudie. Alterra, Wageningen, Nederland, Alterra-rapport 2202.
- De Nocker L., Michiels H., Deutsch F., Lefebvre W., Buekers J., Torfs R. (2010). Actualisering van de externe milieuschadetekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering. Milieuraapport Vlaanderen.
- De Vos B. (2009). Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders [Doctoral dissertation no. 865]. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven.
- De Vos B., Lettens S., Muys B., Deckers J.A. (2007). Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management* 23(3):221-229.
- De Vos B., Van Meirvenne M., Quataert P., Deckers J., Muys B. (2005a). Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Sci Soc Am J* 69(2):500-510.
- De Vos B., Vandecasteele B., Deckers J., Muys B. (2005b). Capability of loss on ignition as a predictor of total organic carbon non calcareous forest soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36(19-20):2899-2921.
- de Vries F.T., Thebault E., Liiri M., Birkhofer K., Tsiafouli M.A., Bjornlund L., Jorgensen H.B., Brady M.V., Christensen S., de Ruiter P.C. et al. (2013). Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(35):14296-14301.

- de Vries W., Solberg S., Dobbertin M., Sterba H., Laubhann D., van Oijen M., Evans C., Gundersen P., Kros J., Wamelink G.W.W. et al. (2009). The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology and Management* 258(8):1814-1823.
- DECC. (2009). Carbon valuation in UK policy appraisal: a revised approach. Department of Energy and Climate Change, London.
- Defra. (2007). The social cost of carbon and the shadow price of carbon: what they are, and how to use them in economic appraisal in the UK. Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), Economics Group, London, UK.
- Delaune R.D., Smith C.J., Patrick W.H. (1983). METHANE RELEASE FROM GULF-COAST WETLANDS. *Tellus Ser B-Chem Phys Meteorol* 35(1):8-15.
- Dendoncker N., van Wesemael B., Rounsevell M.D.A., Roelandt C., Lettens S. (2004). Belgium's CO₂ mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103(1):101-116.
- Dendoncker N., van Wesemael B., Smith P., Lettens S., Roelandt C., Rounsevell M. (2008). Assessing scale effects on modelled soil organic carbon contents as a result of land use change in Belgium. *Soil Use and Management* 24(1):8-18.
- Devine S., Markewitz D., Hendrix P., Coleman D. (2011). Soil Carbon Change through 2 m during Forest Succession Alongside a 30-Year Agroecosystem Experiment. *For Sci* 57(1):36-50.
- Diaz S., Fargione J., Chapin F.S., Tilman D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology* 4(8):1300-1305.
- Doetterl S., Six J., Van Wesemael B., Van Oost K. (2012). Carbon cycling in eroding landscapes: geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization. *Global Change Biology* 18(7):2218-2232.
- Don A., Osborne B., Hastings A., Skiba U., Carter M.S., Drewer J., Flessa H., Freibauer A., Hyvonen N., Jones M.B. et al. (2012). Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy* 4(4):372-391.
- Driscoll C.T., Driscoll K.M., Mitchell M.J., Raynal D.J. (2003). Effects of acidic deposition on forest and aquatic ecosystems in New York State. *Environmental Pollution* 123(3):327-336.
- Dumez L., Van Zeebroeck M. (2013). Programma voor plattelandsontwikkeling Vlaanderen 2007-2013. Jaarverslag 2012. Brussel: Afdeling Monitoring en Studie, Beleidsdomein Landbouw en Visserij, Vlaamse overheid.
- Dungait J.A.J., Hopkins D.W., Gregory A.S., Whitmore A.P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6):1781-1796.
- Edmondson J.L., Davies Z.G., McHugh N., Gaston K.J., Leake J.R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Sci Rep* 2.
- EEA. (2012). European Union emission inventory report 1990–2010 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Technical report No 8/2012, Luxembourg.
- Engel V., Jobbagy E.G., Stieglitz M., Williams M., Jackson R.B. (2005). Hydrological consequences of eucalyptus afforestation in the argentine pampas. *Water Resources Research* 41(10).
- Euliss N.H., Gleason R.A., Olness A., McDougal R.L., Murkin H.R., Robarts R.D., Bourbonniere R.A., Warner B.G. (2006). North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of The Total Environment* 361(1-3):179-188.
- Faber J.H., Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., Bloem J., Lahr J., Diemont W.H., Braat L.C. (2009). Ecosysteemdiensten en bodembeheer. Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit. Wageningen: Alterra. 150 p.
- Fahey B., Jackson R. (1997). Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology* 84(1-2):69-82.
- Fontaine S., Bardoux G., Abbadie L., Mariotti A. (2004). Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7(4):314-320.
- Fornara D.A., Tilman D. (2008). Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology* 96(2):314-322.

- Fox O., Vetter S., Ekschmitt K., Wolters V. (2006). Soil fauna modifies the recalcitrance-persistence relationship of soil carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry* 38(6):1353-1363.
- Fox T.A., Chapman L. (2011). Engineering geo-engineering. *Meteorological Applications* 18(1):1-8.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P., Verhagen J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122:1-23.
- Frouz J., Livečková M., Albrechtová J., Chroňáková A., Cajthaml T., Pižl V., Háněl L., Starý J., Baldrian P., Lhotáková Z. et al. (2013). Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 309(0):87-95.
- Garten C.T., Classen A.T., Norby R.J. (2009). Soil moisture surpasses elevated CO₂ and temperature as a control on soil carbon dynamics in a multi-factor climate change experiment. *Plant and Soil* 319(1-2):85-94.
- Gattinger A., Muller A., Haeni M., Skinner C., Fliessbach A., Buchmann N., Mader P., Stolze M., Smith P., Scialabba N.E.H. et al. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(44):18226-18231.
- Gill R.A., Anderson L.J., Polley H.W., Johnson H.B., Jackson R.B. (2006). Potential nitrogen constraints on soil carbon sequestration under low and elevated atmospheric CO₂. *Ecology* 87(1):41-52.
- Gillet S., Ponge J.F. (2002). Humus forms and metal pollution in soil. *European Journal of Soil Science* 53(4):529-539.
- Gobin A., Van De Vreken P., Van Orshoven J., Keulemans W., Geers R., Diels J., Gulinck H., Hermy M., Raes D., Boon W. et al. (2008). Adaptatiemogelijkheden van de Vlaamse landbouw aan klimaatverandering. *Klimaatpark Arenberg, Spatial Applications Division Leuven, Katholieke Universiteit Leuven*.
- Goidts E., van Wesemael B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma* 141(3-4):341-354.
- Goidts E., van Wesemael B., Van Oost K. (2009). Driving forces of soil organic carbon evolution at the landscape and regional scale using data from a stratified soil monitoring. *Global Change Biology* 15(12):2981-3000.
- Guo L.B., Gifford R.M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4):345-360.
- Gurmesa G.A., Schmidt I.K., Gundersen P., Vesterdal L. (2013). Soil carbon accumulation and nitrogen retention traits of four tree species grown in common gardens. *Forest Ecology and Management* 309(0):47-57.
- Gustavsson L., Karjalainen T., Marland G., Savolainen I., Schlamadinger B., Apps M. (2000). Project-based greenhouse-gas accounting: guiding principles with a focus on baselines and additionality. *Energy Policy* 28(13):935-946.
- Hagedorn F., Maurer S., Egli P., Blaser P., Bucher J.B., Siegwolf R. (2001). Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO₂ enrichment, and N deposition. *European Journal of Soil Science* 52:pp. 619-628.
- Haines-Young R., Potschin M. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract number EEA/IEA/09/003. Centre for Environmental Management, University of Nottingham.
- Heikkinen J., Ketoja E., Nuutinen V., Regina K. (2013). Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974-2009. *Global Change Biology* 19(5):1456-1469.
- Helmisaari H.S., Hanssen K.H., Jacobson S., Kukkola M., Luiro J., Saarsalmi A., Tamminen P., Tveite B. (2011). Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261(11):1919-1927.
- Houghton R.A. (1999). The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus Ser B-Chem Phys Meteorol* 51(2):298-313.

Houghton R.A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus Ser B-Chem Phys Meteorol* 55(2):378-390.

House J., Brovnik V. (2005). Ecosystems and human well-being. Current state and trends assessment (MEA) (Chapter 13 Climate and Air Quality): findings of the Condition and Trends Working Group. . Washington DC: United Nations Environment Programme (UNEP).

Huntington T.G. (1995). Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Sci Soc Am J* 59(5):1459-1467.

IDEA. (2013). Ex ante evaluatie PDPO III. Eindrapport. In opdracht van Afdeling Monitoring en Studie, Vlaamse overheid, Beleidsdomein Landbouw en Visserij, Brussel: IDEA Consult, Antea Group, Universiteit Gent.

IPCC. (2007). Summary for Policymakers. In: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E., (editors): Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC. (2013). Summary for Policymakers. In: Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M. (editors). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Janssens I.A., Freibauer A., Ciais P., Smith P., Nabuurs G.J., Folberth G., Schlamadinger B., Hutjes R.W.A., Ceulemans R., Schulze E.D. et al. (2003). Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300(5625):1538-1542.

Janssens I.A., Lankreijer H., Matteucci G., Kowalski A.S., Buchmann N., Epron D., Pilegaard K., Kutsch W., Longdoz B., Grunwald T. et al. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology* 7(3):269-278.

Janzen H.H. (2004). Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104(3):399-417.

Jeffery S., Verheijen F.G.A., van der Velde M., Bastos A.C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 144(1):175-187.

Johnson D.W. (2006). Progressive N limitation in forests: Review and implications for long-term responses to elevated CO₂. *Ecology* 87(1):64-75.

Johnson D.W., Curtis P.S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140(2-3):227-238.

Karjalainen T., Pussinen A., Liski J., Nabuurs G.J., Erhard M., Eggers T., Sonntag M., Mohren G.M.J. (2002). An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *Forest Ecology and Management* 162(1):87-103.

Kayranli B., Scholz M., Mustafa A., Hedmark A. (2010). Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. *Wetlands* 30(1):111-124.

Knorr W., Prentice I.C., House J.I., Holland E.A. (2005). Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature* 433:298-300.

Kohlmaier G.H., HÄGer C.H., WÜRth G., LÜDeke M.K.B., Ramge P., Badeck F.W., Kindermann J., Lang T. (1995). Effects of the age class distributions of the temperate and boreal forests on the global CO₂ source-sink function. *Tellus B* 47(1-2):212-231.

Lal R. (2004a). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304(5677):1623-1627.

Lal R. (2004b). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.

Langeveld C.A., Segers R., Dirks B.O.M., vandenPolvanDasselaar A., Velthof G.L., Hensen A. (1997). Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. *European Journal of Agronomy* 7(1-3):35-42.

- Latte N., Colinet G., Fayolle A., Lejeune P., Hebert J., Claessens H., Bauwens S. (2013). Description of a new procedure to estimate the carbon stocks of all forest pools and impact assessment of methodological choices on the estimates. *Eur J For Res* 132(4):565-577.
- Lehmann J., Gaunt J., Rondon M. (2006). Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11(2):395-419.
- Lehmann J., Rillig M.C., Thies J., Masiello C.A., Hockaday W.C., Crowley D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43(9):1812-1836.
- Leifeld J., Fuhrer J. (2010). Organic Farming and Soil Carbon Sequestration: What Do We Really Know About the Benefits? *Ambio* 39(8):585-599.
- Lesschen J.P., Heesmans H., Mol-Dijkstra J., van Doorn A., Verkaik E., van den Wyngaert I., Kuikman P. (2012). Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur. Alterra, Wageningen, Nederland, Alterra-rapport 2396.
- Lettens S., De Vos B., Van Orshoven J., Muys B., van Wesemael B., Quataert P. (2007). Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil organic carbon inventories. *European Journal of Soil Science*.
- Lettens S., Van Orshoven J., Perrin D., Van Wesemael B., Muys B. (2008). Organic Carbon Stocks and Stock Changes of Forest Biomass in Belgium Derived From Forest Inventory Data in a Spatially Explicit Approach. *Annals of Forest Science* 65(6):1286-4560.
- Lettens S., Van Orshoven J., van Wesemael B., Muys B., Perrin D. (2005). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11:2128-2140.
- Lichter J., Billings S.A., Ziegler S.E., Gaindh D., Ryals R., Finzi A.C., Jackson R.B., Stemmler E.A., Schlesinger W.H. (2008). Soil carbon sequestration in a pine forest after 9 years of atmospheric CO₂ enrichment. *Global Change Biology* 14(12):2910-2922.
- Liebig M.A., Tanaka D.L., Wienhold B.J. (2004). Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil & Tillage Research* 78(2):131-141.
- Liekens I., Schaafsma M., Staes J., De Nocker L., Brouwer R., Meire P. (2009). Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA.
- Lindner M., Karjalainen T. (2007). Carbon inventory methods and carbon mitigation potentials of forests in Europe: a short review of recent progress. *Eur J For Res* 126(2):149-156.
- Liski J., Perruchoud D., Karjalainen T. (2002). Increasing carbon stocks in the forest soils of Western Europe. *Forest Ecology and Management* 169(1-2):159-175.
- LNE. (2008). Milieubeleidskosten. Begrippen en berekeningsmethoden. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid.
- Lunt D.J., Ridgwell A., Valdes P.J., Seale A. (2008). "Sunshade World": A fully coupled GCM evaluation of the climatic impacts of geoengineering. *Geophys Res Lett* 35(12).
- Luo Y., Durenkamp M., De Nobili M., Lin Q., Brookes P.C. (2011). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry* 43(11):2304-2314.
- Luo Y.Q., Hui D.F., Zhang D.Q. (2006). Elevated CO₂ stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems: A meta-analysis. *Ecology* 87(1):53-63.
- Luo Z.K., Wang E.L., Sun O.J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139(1-2):224-231.
- Mack M.C., Schuur E.A.G., Bret-Harte M.S., Shaver G.R., Chapin F.S. (2004). Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization. *Nature* 431(7007):440-443.
- Maes S., Elsen A., Tits M., Boon W., Deckers S., Bries J., Vogels N., Vandendriessche H. (2012). Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw -en weilandpercelen (2008 – 2011). Bodemkundige Dienst van België.
- Maskell L.C., Smart S.M., Bullock J.M., Thompson K., Stevens C.J. (2010). Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology* 16(2):671-679.

Mathijs E., Amelinckx S., Muys B., Francois G., Vrints G. (2011). Ontwikkelen en toepassen van een methodiek voor het meten van de kennis over en de houding ten opzichte van bodems en bodembescherming bij landbouwers en bij bos- en natuurbeheerders. Departement Aard- en omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven.

Mathijs E., Nevens F., Vandenbroeck P. (2012). Transitie naar een duurzaam landbouw- en voedingssysteem in Vlaanderen: een systeemanalyse. Vlaamse Milieumaatschappij & Departement Landbouw en Visserij, MIRA Topicrapport.

Matyssek R., Wieser G., Ceulemans R., Rennenberg H., Pretzsch H., Haberer K., Low M., Nunn A.J., Werner H., Wipfler P. et al. (2010). Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*) - Resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environmental Pollution* 158(8):2527-2532.

Medlyn B.E., Badeck F.W., De Pury D.G.G., Barton C.V.M., Broadmeadow M., Ceulemans R., De Angelis P., Forstreuter M., Jach M.E., Kellomaki S. et al. (1999). Effects of elevated [CO₂] on photosynthesis in European forest species: a meta-analysis of model parameters. *Plant Cell and Environment* 22(12):1475-1495.

Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. (2008). A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143(1-2):1-13.

Meersmans J., Martin M.P., De Ridder F., Lacarce E., Wetterlind J., De Baets S., Le Bas C., Louis B.P., Orton T.G., Bispo A. et al. (2012). A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France. *Agronomy for Sustainable Development* 32(4):873-888.

Meersmans J., Van Wesemael B., De Ridder F., Dotti M.F., De Baets S., Van Molle M. (2009a). Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960-2006. *Global Change Biology* 15(11):2739-2750.

Meersmans J., van Wesemael B., Goidts E., van Molle M., De Baets S., De Ridder F. (2011). Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology* 17(1):466-479.

Meersmans J., Van Wesemael B., Van Molle M. (2009b). Determining soil organic carbon for agricultural soils: a comparison between the Walkley & Black and the dry combustion methods (north Belgium). *Soil Use and Management* 25(4):346-353.

Melman T.C.P., van der Heide C.M. (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 111.

Mestdag I., Sleutel S., Lootens P., Van Cleemput O., Beheydt D., Boeckx P., De Neve S., Hofman G., Van Camp N., Vande Walle I. et al. (2009). Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 172(1):24-31.

MIRA. (2011). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2010, Waterkwantiteit. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.

Monteith D.T., Stoddard J.L., Evans C.D., de Wit H.A., Forsius M., Hogasen T., Wilander A., Skjelkvale B.L., Jeffries D.S., Vuorenmaa J. et al. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450(7169):537-U539.

Nabuurs G.J., Dolman A.J., Verkaik E., Kuikman P.J., van Diepen C.A., Whitmore A.P., Daamen W.P., Oenema O., Kabat P., Mohren G.M.J. (2000). Article 3.3 and 3.4 of the Kyoto Protocol: consequences for industrialised countries' commitment, the monitoring needs, and possible side effects. *Environmental Science and Policy* 3:123-134.

Nakicenovic N., Alcamo J., Davis G., de Vries B., Fenhann J., al. e. (2000). Special report on emissions scenarios. Cambridge: Cambridge University Press.

Nelissen V. (2013). Effects of biochar on soil processes, soil functions and crop growth. Dissertation. Ghent, België: Ghent University. 222 p.

Nelissen V., Saha B.K., Ruysschaert G., Boeckx P. (2014). Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions. *Soil Biology and Biochemistry* 70(0):244-255.

Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M. et al. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):4-11.

Norby R.J., Hanson P.J., O'Neill E.G., Tschaplinski T.J., Weltzin J.F., Hansen R.A., Cheng W.X., Wullschlegel S.D., Gunderson C.A., Edwards N.T. et al. (2002). Net primary productivity of a CO₂-enriched deciduous forest and the implications for carbon storage. *Ecological Applications* 12(5):1261-1266.

Norby R.J., Luo Y.Q. (2004). Evaluating ecosystem responses to rising atmospheric CO₂ and global warming in a multi-factor world. *New Phytologist* 162(2):281-293.

Ogle S.M., Breidt F.J., Eve M.D., Paustian K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9(11):1521-1542.

Ogle S.M., Breidt F.J., Paustian K. (2005). Agricultural Management Impacts on Soil Organic Carbon Storage under Moist and Dry Climatic Conditions of Temperate and Tropical Regions. *Biogeochemistry* 72(1):87-121.

Ollinger S.V., Aber J.D., Reich P.B. (1997). Simulating ozone effects on forest productivity: Interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecological Applications* 7(4):1237-1251.

Oorts K. (2006). Effect of tillage systems on soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam in Northern France. Doctoral thesis. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven.

Oorts K., Bossuyt H., Labreuche J., Merckx R., Nicolardot B. (2007a). Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *European Journal of Soil Science* 58(1):248-259.

Oorts K., Merckx R., Grehan E., Labreuche J., Nicolardot B. (2007b). Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil & Tillage Research* 95(1-2):133-148.

Oren R., Ellsworth D.S., Johnsen K.H., Phillips N., Ewers B.E., Maier C., Schäfer K.V.R., McCarthy H., Hendrey G., McNulty S.G. et al. (2001). Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature* Vol 411:p. 469-472.

Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wieser G., Augustaitis A., Bastrup-Birk A.M., Bytnerowicz A., Gunthardt-Goerg M.S., Muller-Starck G., Serengil Y. (2010). Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158(6):1986-1989.

Paul K.I., Polglase P.J., Richards G.P. (2003). Predicted change in soil carbon following afforestation or reforestation, and analysis of controlling factors by linking a C accounting model (Camfor) to models of forest growth (3pg), litter decomposition (Gendec) and soil C turnover (Rothc). *Forest Ecology and Management* 177(1-3):485-501.

Peng Y.Y., Thomas S.C., Tian D.L. (2008). Forest management and soil respiration: Implications for carbon sequestration. *Environmental Reviews* 16:93-111.

Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Scholes R.J., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S.H.M., Cardoso A.C. et al. (2013). Essential Biodiversity Variables. *Science* 339(6117):277-278.

Pilegaard K., Skiba U., Ambus P., Beier C., Bruggemann N., Butterbach-Bahl K., Dick J., Dorsey J., Duyzer J., Gallagher M. et al. (2006). Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences* 3(4):651-661.

Plaza C., Courtier-Murias D., Fernandez J.M., Polo A., Simpson A.J. (2013). Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biology & Biochemistry* 57:124-134.

Poelmans L., Engelen G., Van Daele T. (2014). Landgebruikskaart NARA-T 2014. VITO in opdracht van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek.

- Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., Van Wesemael B., Schumacher J., Gensior A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17(7):2415-2427.
- Poffenbarger H., Needelman B., Megonigal J.P. (2011). Salinity Influence on Methane Emissions from Tidal Marshes. *Wetlands* 31(5):831-842.
- Post W.M., Izaurrealde R.C., West T.O., Liebig M.A., King A.W. (2012). Management opportunities for enhancing terrestrial carbon dioxide sinks. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(10):554-561.
- Post W.M., Kwon K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6(3):317-327.
- Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J. (2006). Carbon storage by urban soils in the United States. *J Environ Qual* 35(4):1566-1575.
- Prentice I.C., Farquhar G., M.J.R. F., Goulden M.L., Heimann M., Jaramillo V.J., Khashgi H.S., Le Quéré C., Scholes R.J., Wallace D.W.R. (2001). The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. Cambridge University Press, Cambridge, UK. p 185-237.
- Pretty J.N., Brett C., Gee D., Hine R.E., Mason C.F., Morison J.I.L., Raven H., Rayment M.D., van der Bijl G. (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems* 65(2):113-136.
- Quine T.A., van Oost K. (2007). Quantifying carbon sequestration as a result of soil erosion and deposition: retrospective assessment using caesium-137 and carbon inventories. *Global Change Biology* 13(12):2610-2625.
- Rajapaksha N.S.S., Butt K.R., Vanguelova E.I., Moffat A.J. (2013). Effects of Short Rotation Forestry on earthworm community development in the UK. *Forest Ecology and Management* 309(0):96-104.
- Ram N., Verloo M. (1985). Effect of various organic materials on the mobility of heavy metals in soil. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 10(4):241-248.
- Rawlins A.J., Bull I.D., Ineson P., Evershed R.P. (2007). Stabilisation of soil organic matter in invertebrate faecal pellets through leaf litter grazing. *Soil Biology & Biochemistry* 39(5):1202-1205.
- Raymond C.L., McKenzie D. (2013). Temporal carbon dynamics of forests in Washington, US: Implications for ecological theory and carbon management. *Forest Ecology and Management* 310(0):796-811.
- Reich P.B., Amundson R.G. (1985). AMBIENT LEVELS OF OZONE REDUCE NET PHOTOSYNTHESIS IN TREE AND CROP SPECIES. *Science* 230(4725):566-570.
- Renders N., Jespers K., Wevers M., Van Esch L., De Weerd Y., Gijsbers M. (2012). Verwarming op hout bij de Vlaamse huishoudens. *Nieuwsbrief Milieutechnologie* 5:3-6.
- Richter D.D., Markewitz D., Trumbore S.E., Wells C.G. (1999). Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re- establishing forest. *Nature* 400(6739):56-58.
- Roulet N.T. (2000). Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: Prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20(4):605-615.
- Rowe R.L., Street N.R., Taylor G. (2009). Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(1):271-290.
- Schimel D.S., House J.I., Hibbard K.A., Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B.H., Apps M.J., Baker D., Bondeau A. et al. (2001). Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414(6860):169-172.
- Schipper L.A., Baisden W.T., Parfitt R.L., Ross C., Claydon J.J., Arnold G. (2007). Large losses of soil C and N from soil profiles under pasture in New Zealand during the past 20 years. *Global Change Biology* 13(6):1138-1144.
- Schlesinger W.H., Lichter J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature* 411:p. 466-469.
- Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Kleber M., Kogel-Knabner I., Lehmann J., Manning D.A.C. et al. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478(7367):49-56.

- Schrier-Uijl A.P., Kroon P.S., Hendriks D.M.D., Hensen A., Van Huissteden J.C., Leffelaar P.A., Berendse F., Veenendaal E.M. (2013). Agricultural peat lands; towards a greenhouse gas sink - a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences Discussions* 10(6):9697-9738.
- Schrier-Uijl A.P., Veraart A.J., Leffelaar P.A., Berendse F., Veenendaal E.M. (2011). Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. *Biogeochemistry* 102(1):265-279.
- Six J., Callewaert P., Lenders S., De Gryze S., Morris S.J., Gregorich E.G., Paul E.A., Paustian K. (2002a). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci Soc Am J* 66(6):1981-1987.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K. (2002b). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241(2):155-176.
- Six J., Elliott E.T., Paustian K. (1999). Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci Soc Am J* 63(5):1350-1358.
- Six J., Ogle S.M., Breidt F.J., Conant R.T., Mosier A.R., Paustian K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10(2):155-160.
- Skiba U., Sheppard L.J., Pitcairn C.E.R., Van Dijk S., Rossall M.J. (1999). The effect of N deposition on nitrous oxide and nitric oxide emissions from temperate forest soils. *Water Air and Soil Pollution* 116(1-2):89-98.
- Sleutel S., De Neve S., Hofman G. (2007). Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78(3):265-278.
- Sleutel S., De Neve S., Hofman G., Boeckx P., Beheydt D., Van Cleemput O., Mestdagh I., Lootens P., Carlier L., Van Camp N. et al. (2003). Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* 9(8):1193-1203.
- Sleutel S., Leinweber P., Van Ranst E., Kader M.A., Jegajeevagan K. (2011). Organic Matter in Clay Density Fractions from Sandy Cropland Soils with Differing Land-Use History. *Soil Sci Soc Am J* 75(2):521-532.
- Smith P., Andren O., Karlsson T., Perala P., Regina K., Rounsevell M., Wesemael B. (2005). Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11(12):2153-2163.
- Smith P., Ashmore M., Black H., Burgess P., Evans C., Hails R., Potts S.G., Quine T., Thomson A. (2011). *Regulating Services*. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge.
- Smith P., Milne R., Powlson D.S., Smith J.U., Falloon P., Coleman K. (2000a). Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural Land. *Soil Use and Management* 16(4):293-295.
- Smith P., Powlson D.S., Smith J.U., Falloon P., Coleman K. (2000b). Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6(5):525-539.
- Smith S.V., Renwick W.H., Buddemeier R.W., Crossland C.J. (2001). Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* 15(3):697-707.
- Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T., Arrouays D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20:219-230.
- Stallard R.F. (1998). Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* 12(2):231-257.
- Stern N. (2007). *The economics of climate change: the Stern review*: Cambridge University Press, Cambridge.
- Stevens C.J., Dupre C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D.J.G., Bleeker A., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Fowler D. et al. (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158(9):2940-2945.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., Snoo G.R.d., Eden P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63(4):337-365.

- Sun O.J., Campbell J., Law B.E., Wolf V. (2004). Dynamics of carbon stocks in soils and detritus across chronosequences of different forest types in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology* 10:1470-1481.
- Sutton M.A., Nemitz E., Erisman J.W., Beier C., Bahl K.B., Cellier P., de Vries W., Cotrufo F., Skiba U., Di Marco C. et al. (2007). Challenges in quantifying biosphere-atmosphere exchange of nitrogen species. *Environmental Pollution* 150(1):125-139.
- Tan B., Fan J., He Y., Luo S., Peng X. (2014). Possible effect of soil organic carbon on its own turnover: A negative feedback. *Soil Biology and Biochemistry* 69(0):313-319.
- Tate K.R., Ross D.J. (1997). Elevated CO₂ and moisture effects on soil carbon storage and cycling in temperate grasslands. *Global Change Biology* 3(3):225-235.
- TEEB. (2010a). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Ch 1. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Earthscan, London and Washington.
- TEEB. (2010b). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Ch 3. Measuring biophysical quantities and the use of indicators. Earthscan, London and Washington.
- TEEB. (2010c). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Ch 5. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. Earthscan, London and Washington.
- TEEB. (2010d). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Ch 6. Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. Earthscan, London and Washington.
- Tilman D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80(5):1455-1474.
- Timilsina N., Escobedo F.J., Cropper W.P., Abd-Elrahman A., Brandeis T.J., Delphin S., Lambert S. (2013). A framework for identifying carbon hotspots and forest management drivers. *Journal of Environmental Management* 114:293-302.
- Tol R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33(16):2064-2074.
- Troy S., Lawlor P., O' Flynn C., Healy M. (2014). The Impact of Biochar Addition on Nutrient Leaching and Soil Properties from Tillage Soil Amended with Pig Manure. *Water, Air, & Soil Pollution* 225(3):1-15.
- Valentini R., Matteucci G., Dolman A.J., Schulze E.D., Rebmann C., Moors E.J., Granier A., Gross P., Jensen N.O., Pilegaard K. et al. (2000). Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404(6780):861-865.
- van der Weide R., van Alebeek F., van den Broek R. (2008). En de boer, hij ploegde niet meer? Literatuuronderzoek naar de effecten van niet-kerende grondbewerking versus ploegen. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Wageningen, PPO project nr. 3250128700.
- Van Meirvenne M., Pannier J., Hofman G., Louwagie G. (1996). Regional characterization of the long-term change in soil organic carbon under intensive agriculture. *Soil Use and Management* 12:86-94.
- Van Noorden R. (2013). EU debates U-turn on biofuels policy. *Nature* 499(7456):13-14.
- Van Oost K., Govers G., Desmet P. (2000). Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15(6):577-589.
- Van Oost K., Govers G., Quine T.A., Heckrath G., Olesen J.E., De Gryze S., Merckx R. (2005). Landscape-scale modeling of carbon cycling under the impact of soil redistribution: The role of tillage erosion. *Global Biogeochemical Cycles* 19(4).
- Van Oost K., Quine T.A., Govers G., De Gryze S., Six J., Harden J.W., Ritchie J.C., McCarty G.W., Heckrath G., Kosmas C. et al. (2007). The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science* 318(5850):626-629.
- Van Orshoven J., Vandebroucke D. (1993). Handleiding bij Aardewerk databestand van bodemprofielgegevens. Instituut voor de Aanmoediging van het Wetenschappelijk Onderzoek in Nijverheid en Landbouw, Brussel.

Van Ranst E., Sys C. (2000). Eenduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1:20 000). Laboratorium voor Bodemkunde, Universiteit Gent, Gent.

Van Steertegem M.E. (2012). MIRA Indicatorrapport 2011.: Vlaamse Milieumaatschappij.

van Wesemael B., Lettens S., Roelandt C., Van Orshoven J. (2005). Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. *Canadian Journal of Soil Science* 85(4):511-521.

van Wesemael B., Paustian K., Meersmans J., Goidts E., Barancikova G., Easter M. (2010). Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(33):14926-14930.

Vande Walle I., Van Camp N., Perrin D., Lemeur R., Verheyen K., Van Wesemael B., Laitat E. (2005). Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. *Annals of Forest Science* 62(8):853-864.

Vandekerckhove K., De Keersmaecker L., Van der Aa B. (2011). Advies betreffende de ecologische effecten van een bijkomende oogst van exploitatieresten (kroonhout, stobben) bij bosexploitatie. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.69.

Vandenbygaart A.J., Gregorich E.G., Angers D.A., Stoklas U.F. (2004). Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology* 10(6):983-994.

Vanguelova E., Pitman R., Luiro J., Helmisaari H.S. (2010). Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK. *Biogeochemistry* 101(1-3):43-59.

Venterea R.T., Halvorson A.D., Kitchen N., Liebig M.A., Cavigelli M.A., Del Grosso S.J., Motavalli P.P., Nelson K.A., Spokas K.A., Singh B.P. et al. (2012). Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(10):562-570.

Verstraeten A., Neirynck J., Genouw G., Cools N., Roskams P., Hens M. (2012). Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62:50-63.

Vesterdal L., Clarke N., Sigurdsson B.D., Gundersen P. (2013). Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* 309(0):4-18.

Vesterdal L., Ritter E., Gundersen P. (2002). Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169(1-2):137-147.

Virto I., Barre P., Burlot A., Chenu C. (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108(1-3):17-26.

Vleeshouwers L.M., Verhagen A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8(6):519-530.

VMM. (2011a). Lozingen in de lucht 1990-2010.

VMM. (2011b). Lozingen in de lucht 2000-2011. Vlaamse Milieumaatschappij.

VMM, VITO, AWAC, IBGE-BIM, DG-Environment, IRCEL-CELINE, ECONOTEC. (2013). Belgium's greenhouse gas inventory (1990-2011). National Inventory Report submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Beschikbaar op www.klimaat.be.

Wäldchen J., Schulze E.-D., Schöning I., Schrumpf M., Sierra C. (2013). The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. *Forest Ecology and Management* 289(0):243-254.

Walmsley J.D., Jones D.L., Reynolds B., Price M.H., Healey J.R. (2009). Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257(3):1104-1111.

Wang J., Epstein H.E. (2013). Estimating carbon source-sink transition during secondary succession in a Virginia valley. *Plant and Soil* 362(1-2):135-147.

Wauters E., Bielders C., Poesen J., Govers G., Mathijs E. (2010). Adoption of soil conservation practices in Belgium: An examination of the theory of planned behaviour in the agri-environmental domain. *Land Use Policy* 27(1):86-94.

- Wei X.R., Shao M.G., Gale W.J., Zhang X.C., Li L.H. (2013). Dynamics of aggregate-associated organic carbon following conversion of forest to cropland. *Soil Biology & Biochemistry* 57:876-883.
- West T.O., Post W.M. (2002). Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci Soc Am J* 66(6):1930-1946.
- Whiting G.J., Chanton J.P. (2001). Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus Ser B-Chem Phys Meteorol* 53(5):521-528.
- Wittig V.E., Ainsworth E.A., Long S.P. (2007). To what extent do current and projected increases in surface ozone affect photosynthesis and stomatal conductance of trees? A meta-analytic review of the last 3 decades of experiments. *Plant Cell and Environment* 30(9):1150-1162.
- Yohe G.W., Lasco R.D., Ahmad Q.K., Arnell N.W., Cohen S.J., Hope C., Janetos A.C., Perez R.T. (2007). Perspectives on climate change and sustainability. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 811-841 p.

Bijlage 1 Belgische bodemkaart

De Belgische bodemkartering werd uitgevoerd in de periode 1947-1974. Deze kartering gebeurde essentieel door de studie van de bodem ter plaatse tot op 1.25m diepte door middel van boringen met een dichtheid van ongeveer 2 per ha. Regelmatig werden echter ook grondmonsters genomen om in het laboratorium ontleed te worden (vooral voor korrelgrootte, pH en humusgehalte). Voor een uitgebreide omschrijving van deze kartering verwijzen we naar (Van Ranst & Sys, 2000). Het Vlaamse deel van de Belgische bodemkaart werd gedigitaliseerd door het Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen (AGIV) in 2001.

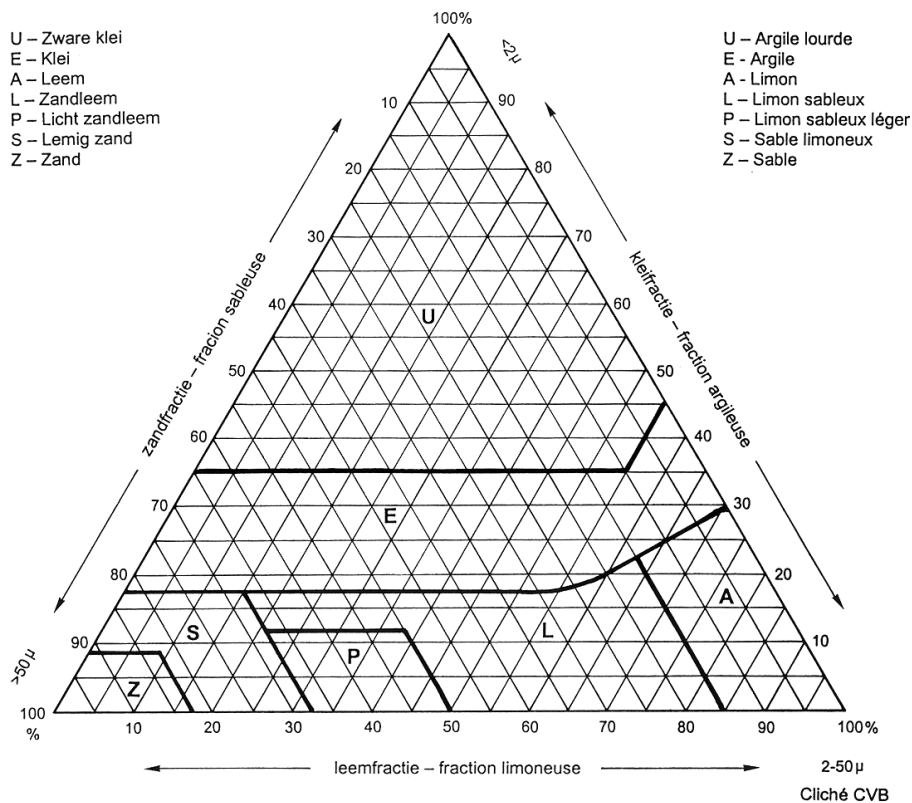
De voornaamste karteringseenheid van het morfogenetisch bodemclassificatiesysteem is de bodemserie, die wordt voorgesteld door een formule van drie letters, die betrekking hebben op de drie hoofdkenmerken van het bodemprofiel: de grondsoort of textuur, de natuurlijke drainering en de profielontwikkeling of horizontenopeenvolging. Voor de modellering van de koolstofvoorraden in de bodem wordt enkel gebruik gemaakt van de textuurklassen en de drainageklassen, die hieronder verder toegelicht worden.

De textuur

De textuur van het bovenste deel van het bodemprofiel wordt voorgesteld door een hoofdletter (A., L., enz.). De textuur wordt bepaald door de granulometrische analyse, die het percentage klei, leem en zand meet. De resultaten van deze analyse worden uitgezet in een driehoeksgrafiek die de verhouding aanduidt tussen deze drie fracties (Figuur 16).

De volgende textuurklassen worden onderscheiden en aangeduid door de symbolen:

- Z.. zand,
- S.. lemig zand,
- P.. licht zandleem,
- L.. zandleem,
- A.. leem,
- E.. klei,
- U.. zware klei.



Figuur 16. *Textuurdriehoeksgrafiek opgesteld door het Centrum van Bodemkartering, met de afbakening van de textuurklassen in gebruik bij de nationale bodemkartering (Bron: Van Ranst & Sys, 2000)*

De drainageklasse

De draineringstoestand van een bodem hangt af van de diepte van het grondwater, de permeabiliteit van de oppervlakkige laag, het voorkomen op wisselende diepte van een weinig doorlatende ondergrond, de diepte van de bodem en de topografische omstandigheden. De natuurlijke draineringsklasse wordt in de bodemserie aangeduid door een kleine letter in eerste positie na de hoofdletter (.a., .b., enz.).

De drainageklasse wordt beoordeeld op basis van gley- en reductieverschijnselen. Het gedeelte van het profiel dat afwisselend verzadigd is met water en uitdroogt, vertoont roestvlekken (gleyverschijnselen). De zone die voortdurend met water verzadigd is heeft een blauw- of grijsachtige kleur (reductiehorizont). De aanwezigheid van een reductiehorizont in de ondergrond van gegleyifieerde profielen wijst op een permanente grondwatertafel; zijn afwezigheid op een tijdelijke stuwwatertafel. Men onderscheidt 9 natuurlijke draineringsklassen, die met hun symbool en hun morfologische kenmerken in Tabel 6 aangegeven zijn.

De hieronder volgende definities van de draineringsklassen worden gegeven door de zware texturen na (1) en voor de lichte texturen na (2).

- . a . (2) zeer droge gronden,
- . b . (2) droge gronden,
- . c . (1) zwak gleyige gronden,
(2) matig droge gronden,
- . d . (1) matig gleyige gronden,
(2) matig natte gronden,
- . e . (1) sterk gleyige gronden met reductiehorizont,

- (2) natte gronden,
- . f . (1) zeer sterk gleyige gronden met reductiehorizont,
(2) zeer natte gronden,
- . g . (1) gereduceerde gronden,
(2) uiterst natte gronden,
- . h . (1) sterk gleyige gronden,
(2) natte gronden met relatief hoge ligging,
- . i . (1) zeer sterk gleyige gronden,
(2) zeer natte gronden met relatief hoge ligging.

Tabel 6. *Natuurlijke drainageklassen (Bron: Ameryckx et al. (1995))*

Drainage klasse	Definitie	Diepte van de gleyverschijnselen				Diepte van de reductiehorizont			
		Text. E, U	A, L	Text. P	Z, S	Text. U	A, L, E	Text. P	Z, S
. a .	te sterke drainering	-		-		-		-	
. b .	gunstige drainering	>120		90-120		-		-	
. c .	matige drainering	80-120		60-90		-		-	
. d .	onvoldoende drainering	50-80		40-60		-		-	
. e .	matig slechte drainering (*)	30-50		20-40		>80		>80	
. f .	slechte drainering (*)	0-30		0-20		40-80		40-80	
. g .	zeer slechte drainering (*)	0		0		<40		<40	
. h .	matig slechte drainering (**)	30-50		20-40		-		-	
. i .	slechte drainering (**)	0-30		0-20		-		-	

(*) Hydromorfe gronden met permanente grondwatertafel en reductiehorizont

(**) Hydromorfe gronden met tijdelijke stuwwatertafel en zonder reductiehorizont

Bijlage 2 Fysische geschiktheidskaart

De fysische geschiktheidskaart werd opgesteld op basis van een regressiemodel dat de C voorraad in de bovenste 100 cm voorspelt op basis van de bodemtextuur, landgebruik en drainageklasse zoals opgemeten ten tijde van de Belgische bodemkartering (Meersmans et al., 2008). De SOC voorraad in de bovenste 100 cm wordt per landgebruik (akkerland, grasland, heide en bos) gemodelleerd op basis van vier regressievergelijkingen. Voor de fysische geschiktheidskaart wordt enkel gebruik gemaakt van het model voor bos.

Het model berekent de SOC voorraad (t C/ha) volgens de volgende vergelijking:

$$\text{SOC} = (-10.120 * \text{GLG}/100 + (0,168 * \text{klei\%} + 2.334 * \text{Dg} - 1,997 * \text{GHG}/100) + 24.090) * 10$$

De inputvariabelen zijn:

1. Percentage klei en de geometrisch gemiddelde korrelgrootte Dg worden afgeleid van de textuurklasse van de bodemkaart (Ameryckx et al., 1995).

Tabel 7. *Percentage zand, leem en klei en geometrisch gemiddelde korregrootte per textuurklasse*

Bodemtextuur	zand (%)	leem (%)	klei (%)	Dg
Z	90	8	2	0.665042
S	75	20	5	0.347566
P	60	35	5	0.200297
L	30	60	10	0.05652
A	5	85	10	0.022556
E	35	35	30	0.035399
U	15	35	50	0.008848

$$\text{Dg} = \exp[\sum f_i * \ln(M_i - N_i)]$$

Met: f_i = relatief aandeel van korrelgrootte klasse i

M_i = bovengrens van de korrelgrootte van korrelgrootte klasse i

N_i = ondergrens van de korrelgrootte van korrelgrootte klasse i

Opmerking: voor textuurklassen van de bodemkaart die niet in deze lijst voorkomen, werd geen waarde gemodelleerd, met uitzondering van textuurklasse G (stenig leem), die bij A gevoegd werd en textuurklasse X (duinen), die bij Z gevoegd werd.

2. De gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) wordt afgeleid van de drainageklasse van de bodemkaart (Ameryckx et al., 1995). Belangrijk om hierbij te vermelden is dat de drainageklasse ten tijde van de bodemkartering afgeleid werd op basis van gleyverschijnselen (en niet op basis van metingen van grondwaterstanden), het afleiden van grondwaterstanden op basis van de drainageklassen is dus een vereenvoudiging van de realiteit. De GHG en GLG waarde voor zware bodems (A, L, E, U):

Tabel 8. GHG en GLG waarde per drainageklasse voor zware bodems (A, L, E, U)

Drainageklasse	GHG (cm)	GLG (cm)
a	150	150
b	135	150
c	100	150
d	65	150
e	40	115
f	15	60
g	0	20
h	40	150
i	15	150

3. De GHG en GLG waarde voor lichte bodems (Z, S, P):

Tabel 9. GHG en GLG waarde per drainageklasse voor lichte bodems (Z, S, P)

Drainageklasse	GHG (cm)	GLG (cm)
a	150	150
b	105	150
c	75	150
d	50	150
e	30	115
f	10	60
g	0	20
h	30	150
i	10	150

Op de bodemkaart komen 227 verschillende combinaties van textuur en drainageklasse voor in Vlaanderen. De gemodelleerde SOC waarde varieert tussen 76,9 en 305.1 t C/ha. De indeling in klassen gebeurt op basis van de "quantile" functie uit ArcGis, die een constant aantal cellen nastreeft binnen één klasse. De grenzen zijn: 76.9 – 88.0 – 107.0 – 117.0 – 147.4 – 305.1 t C/ha.

Bijlage 3 Actueel aanbod voor landbouwbodems

De actueel aanbod kaart werd opgesteld op basis van de publicatie van Meersmans et al. (2011). In dit artikel wordt een regressiemodel opgesteld dat de C opslag in de bovenste 30 cm modelleert in akker en permanent grasland in Vlaanderen.

Het model berekent het SOC percentage (g C/kg bodem) volgens de volgende vergelijking:

$$\begin{aligned} \text{SOC\%} &= a * \text{GLG}/100 * (\text{klei\%} + \text{leem\%}) \\ &+ b * \text{klei\%} + c * D_{\text{crop}} * \text{man} * \text{prec}^2 \\ &+ d * D_{\text{crop}} * \text{man} * \text{prec} + e * D_{\text{crop}} * \text{man} \\ &+ f * D_{\text{grass}} * \text{GHG}/100 * \text{leem\%} + g * D_{\text{grass}} * D_g * \text{man} \\ &+ h * D_{\text{grass}} * \text{man} + i * D_{\text{grass}} * \text{prec} + j * D_{\text{crop}} + k * D_{\text{grass}} \end{aligned}$$

Na invullen van de coëfficiënten geeft dit voor akker:

$$\text{\%SOC} = -0.02906 * \text{GLG}/100 * (\text{klei\%} + \text{leem\%}) + 0.22831 * \text{klei\%} + 0.00016 * \text{man} * \text{prec}^2 - 0.27897 * \text{man} * \text{prec} + 124.68852 * \text{man} + 11.17785$$

En voor grasland:

$$\text{\%SOC} = -0.02906 * \text{GLG}/100 * (\text{klei\%} + \text{leem\%}) + 0.22831 * \text{klei\%} - 0.02481 * \text{GHG}/100 * \text{leem} - 3.01339 * D_g * \text{man} + 2.07362 * \text{man} + 0.05308 * \text{prec} - 27.13828$$

De inputvariabelen zijn:

1. Percentage klei (klei%), percentage leem (leem%) en de geometrisch gemiddelde korrelgrootte (D_g) worden afgeleid van de textuurklasse van de bodemkaart (zie **Tabel 7**).
2. De GHG en GLG waarde wordt afgeleid van de drainageklasse van de bodemkaart. De GHG en GLG waarde verschillen voor lichte (Z, S en P) en voor zware bodems (A, L, E, U) (zie en **Tabel 9**).
3. De neerslag (prec) werd gemodelleerd door Meersmans et al. (2011) op basis van een model met als variabelen de hoogteligging en de afwijking van de westelijke expositie van de helling (d.w.z. in de richting van de zee en de overwegende windrichting).

$$\text{prec} = a * \text{alt} * \text{sorw} + b * \text{alt} + c,$$

met prec de totale jaarlijkse hoeveelheid neerslag (mm), alt de hoogte boven de zeespiegel (m) en sorw de afwijking van de westelijke expositie van de helling en *a*, *b*, *c* zijn de modelparameters. De resolutie waarop reliëf neerslag beïnvloedt werd onderzocht en hieruit kon worden afgeleid dat voor DEM een resolutie van 2.52 km en voor de afwijking van de westelijke expositie van de helling een resolutie van 16.20 km optimaal was.

4. De hoeveelheid bemesting (man) is gebaseerd op de productie van stalmest en drijfmest die werd omgezet naar organische koolstof (t C/ha/jr) voor 2002 per Vlaamse landbouwstreek (van Wesemael et al., 2005) (**Tabel 10**). De totale hoeveelheid stalmest die jaarlijkse geproduceerd wordt, is hierbij afgeleid van het aantal dieren per categorie vee, vermenigvuldigd met de mestproductie per dier en per categorie. De gemiddelde waarden van de "Code goede landbouwpraktijk" werden gebruikt (Dendoncker et al., 2004).

Tabel 10. *C input van mest (t C/ha/jr) per landbouwstreek voor het jaar 2002 (van Wesemael et al., 2005)*

	C input productie (t C/ha/jr)
Landbouwstreek	2002
Duinen-Polders	2.38
Zandstreek	3.85
Kempen	4.07
Zandleemstreek	2.53
Leemstreek	1.07

Om het percentage C om te zetten naar de C voorraad moet nog de bulk densiteit van de bodem en de diepte in rekening gebracht worden.

$$\text{SOC} = \text{BD} * \% \text{SOC} / 1000 * d$$

Met SOC de SOC voorraad per oppervlakte-eenheid (t C/ha), BD de bulk densiteit (kg/m³), %SOC het percentage bodemorganische C (g C/kg) en d de diepte (m).

In dit geval is d = 0.3m

De bulk densiteit wordt berekend aan de hand van de formule die door (Boucneau et al., 1998). geselecteerd werd uit een reeks gepubliceerde formules:

$$\text{BD} = [1.66 - 0.318 * \text{sqrt}(\text{SOC}/10)] * 1000$$

Met SOC de concentratie SOC (g C/kg) en BD de bulk densiteit (kg/m³).

De klassegrenzen voor de kartering werden bepaald op basis van de "quantile" functie uit ArcGis, die een constant aantal cellen nastreeft binnen één klasse. Er werd gewerkt met 5 klassen.

Bijlage 4 Actueel aanbod voor niet-landbouwbodems

Algemeen

SOC stock van niet-landbouwpixels (bos, ander groen, heide, moeras, halfnatuurlijk grasland, kustduin, slik en schorre) wordt berekend op basis van gegeorefereerde punten. Uit de INBOdem databank worden C metingen gehaald die dateren van na 01/01/1997 en tot minimaal 30 cm diepte (474 locaties).

SOC stock berekening

De INBOdem databank bevat gegevens van meerdere deeldatabanken, die vaak verschillen in analysemethode van organische C. Een aantal metingen werd gemeten met een TOC (total organic carbon) analyser en deze worden als de meest nauwkeurige metingen beschouwd. Een deel van de metingen gebeurde met loss-on-ignition (LOI) en in dat geval moet er een model afgeleid worden dat de LOI waarden omzet naar TOC metingen. Hetzelfde geldt voor de analysemethode Walkley-Black (WB), ook hier moet een omzetting gebeuren van WB-C naar TOC. Daarnaast werd op een deel van de bodemstalen bulk densiteit (BD) bepaald, maar voor een deel niet. Ook hier werd getracht om op basis van metingen in gelijkaardige bodems BD te schatten.

1. FloodGis

Dit is een databank die metingen in nog in te richten of reeds in gebruik zijnde overstromingsgebieden bevat. Hier werden slechts een beperkt aantal punten uit weerhouden vermits het merendeel van de metingen enkel voor 0-10 cm is. De databank bevat enkel metingen LOI (% organisch materiaal) en deze werden omgezet naar TOC (% C) op basis van de volgende vergelijking:

$$\text{TOC} = 0.5283 * \text{LOI}$$

Deze formule werd afgeleid op basis van 50 dubbele metingen (LOI + TOC) in overstromingsgebieden.

Bulk densiteit BD (kg/m^3) werd geschat op basis van een dataset met 330 stalen afkomstig van overstromingsgebieden en baggergronden met volgend model:

$$\text{BD} = 1.73 - 0.11 * \sqrt{\text{TOC}} - 0.09 * \sqrt{\% \text{klei}}$$

Met TOC het percentage C (%) in het bodemstaal en %klei het percentage klei (%).

2. Bodina

Dit is een databank met bodemanalyses afkomstig van het Watina netwerk met peilbuizen in grondwaterafhankelijke natuurgebieden. Het betreft hier dus bijna uitsluitend natte gronden, met als overwegend landgebruik bos en daarnaast een beperkt aantal punten op halfnatuurlijk grasland, heide en moeras. In de bodemstalen werd zowel LOI als TOC gemeten. Bulk densiteit werd niet gemeten en werd geschat op basis van de formule die De Vos et al. (2005a) afleidden voor bosbodems:

$$\text{BD} = 1.7749 - 0.1725 * \sqrt{\text{LOI}}$$

3. ICP Forests Level I proefvlakken

De FSC Level I proefvlakken zijn allemaal in bos gelegen. Hier werd met 3 herhalingen zowel TOC als bulk densiteit gemeten. SOC kon dus rechtstreeks uit de metingen worden afgeleid.

4. ICP Forests Level II proefvlakken

De FSC Level II proefvlakken zijn eveneens in bos gelegen. Hier werd met 3 herhalingen per plot TOC gemeten en met 1 herhaling per plot bulk densiteit. De bulk densiteit werd toegekend aan de 3 herhalingen per plot.

5. ForSite databank

De ForSite databank is het resultaat van een uitgebreide staalname van bosbodems in het kader van de eerste bosinventarisatie en nog een aantal kleinere recente projecten. Bulk densiteit werd voor alle stalen gemeten. TOC werd in ongeveer 80% van de stalen gemeten. Op de overige 20% van de stalen werd LOI en/of Walkley-Black C gemeten. LOI werd omgezet naar TOC op basis van

de volgende vergelijkingen (afhankelijk van de beschikbaarheid van %klei in het staal) (De Vos et al., 2007):

$$\text{TOC} = -0.1046 * \% \text{klei} + 0.5936 * \text{LOI},$$

$$\text{TOC} = 0.5041 * \text{LOI}$$

Indien LOI niet gemeten werd, werd TOC bepaald op basis van WB-C (De Vos et al., 2007):

$$\text{TOC} = \text{WB-C} * 1.2$$

6. Bosvitaliteitsdatabank

In het bosvitaliteitsmeetnet werd zowel TOC als bulk densiteit gemeten in alle bodemstalen. SOC kon dus rechtstreeks uit de metingen worden afgeleid.

Ruimtelijke voorstelling van de SOC stocks

Zodra voor elk individueel meetpunt een SOC stock (t C/ha) berekend was, werd op basis van de landgebruiksk kaart (niveau 1) en de bodemkaart het landgebruik, de bodemtextuur en de drainageklasse van het meetpunt bepaald.

Landgebruik:

Volgende types landgebruik werden weerhouden (landgebruik_algemeen):

Value	Niv1Code	Landgebruik	Landgebruik_algemeen
0	0	overig	0
116	2000	water	0
200	1000	ander groen	bos
201	3000	bos	bos
202	4000	halfnatuurlijk grasland	halfnatuurlijk grasland
203	5000	heide	heide
204	6000	kustduin	kustduin
205	7000	landbouw	0
206	8000	moeras	moeras
207	9000	slik en schorre	slik en schorre
208	10000	urbaan	0

Textuur:

De veralgemeende textuurklassen (Textuur_alg) werden als volgt gedefinieerd.

Value	Textuur	Textuur_alg
1		
2	Z	zand
3	S	zand
4	P	zandleem
5	V	veen
6	X	zand
7	U	klei
8	L	zandleem
9	E	klei
10	M	0
11	V-E	veen
12	G	leem
13	A	leem
14	P-Z	0
15	E-L-Z	0
16	U-L-S	0
17	L-P-Z	0
18	E-Z	0
19	U-S	0
20	U-A-S	0
21	S-Z	zand
22	A-Z	0
23	E-A	0
24	A-L	0
25	U-L	0
26	A-S	0
27	U-A-M	0
28	U-A-L	0
29	L-P	zandleem
30	N	0
31	A-U	0
32	A-U-S	0
33	G-Z	0

(Z=zand; S=lemig zand; P=licht zandleem; L=zandleem; A=leem; E=klei; U=zware klei; V=veen

Drainage:

De veralgemeende drainageklassen (Drainage_alg) werden als volgt gedefinieerd:

Value	Drainage	Drainage_alg
8	a	a-b
15	a-b	a-b
6	a-d	0
7	b	a-b
2	c	c
10	C d	c
4	d	d
3	e	e
14	e-f	0
12	e-i	0
5	f	f-g
9	g	f-g
17	g-h	0
13	h	h-i
11	h-i	h-i
16	i	h-i
1		0

Stalen die op veenbodem (textuur V) liggen worden apart gehouden, alle veengronden komen in 1 categorie.

Hetzelfde geldt voor bodems onder halfnatuurlijk grasland, moeras en heide. Voor deze types landgebruik wordt slechts 1 waarde berekend (bij gebrek aan data voor een meer gedetailleerde berekening).

Voor kustduin en slik en schorre kon geen waarde berekend worden aangezien geen enkel meetpunt in deze categorie viel.

Bijlage 5 Samenvatting van voor koolstofopslag relevante maatregelen uit het Plattelandsbeleid PDPO-III

Maatregel	Type	Bij	Praktische invulling
Teelt van vlinderbloemigen	agromilieu-klimaat maatregel	ADLO	Subsidie voor het toepassen van een vlinderbloemige teelt gedurende een periode van vijf opeenvolgende jaren
Koolstofopslag door de teelt van vezelvlas en vezelhennep met verminderde bemesting	agromilieu-klimaat maatregel	ADLO	Subsidie voor het toepassen van vezelvlas of vezelhennep teelt met verminderde bemesting gedurende een periode van vijf opeenvolgende jaren
Hectaresteen voor de omschakeling naar de biologische productiemethode	Hectarepremie biologische landbouw	ADLO	Hectaresteen voor de omschakeling naar de biologische productiemethode
Hectaresteen voor de voortzetting van de biologische productiemethode	Hectarepremie biologische landbouw	ADLO	Hectaresteen voor de voortzetting van de biologische productiemethode
Ontwikkeling en instandhouding soortenrijk grasland	Beheer-overeenkomst	VLM	Soortenrijke graslanden ontwikkelen/instandhouden door geen meststoffen, bodemverbeteraars en bestrijdingsmiddelen te gebruiken en een aangepast maai en/of beweidingsregime toe te passen
Uitstel maaidatum/beweidingsdatum	Beheer-overeenkomst	VLM	Weidevogels kansen bieden op een hoger broedsucces door alle activiteiten op het perceel te verbieden tijdens het broedseizoen en de maaidatum/beweidingsdatum uit te stellen.
Aanleg en/of onderhoud erosiestrook; erosiedam uit plantaardig materiaal; strategisch gelegen grasland	Beheer-overeenkomst	VLM	Erosie op erosiegevoelige percelen verminderen door de afspoelende bodem op te vangen door aanleg of behoud van een grasstrook/dam/grasland
Aanleg of onderhoud bufferstrook	Beheer-overeenkomst	VLM	Kwetsbare landschapselementen beschermen door het aanleggen of behouden van een grasstrook waarop geen bemesting en geen bestrijdingsmiddelen mogen gebruikt worden.
Aanleg of onderhoud vluchtstrook	Beheer-overeenkomst	VLM	Door een aangepast maaibeheer een geschikt habitat voor een aantal soorten (o.a. weidevogels) creëren.
Aanleg en onderhoud faunastrook (plus)	Beheer-overeenkomst	VLM	Faunasoorten verbonden aan het landbouwlandschap voldoende geschikt habitat bieden door het aanleggen van kruidenrijke grasstroken/grasranden waarop een aangepast maaibeheer wordt uitgevoerd
Aanleg en onderhoud bloemenstrook	Beheer-overeenkomst	VLM	Bestuivers voldoende voedselaanbod bieden door de aanleg van een bloemenrand.

Onderhoud haag; kaphaag; (struweel)heg; houtkant of knotbomen en omvormingsbeheer houtkanten	Beheer-overeenkomst	VLM	Haag/kaphaag/struweel(heg)/houtkant/knotbomen onderhouden volgens technische richtlijnen zodat haag goed kan ontwikkelen.
Verminderde bemesting bouwland en grasland	Beheer-overeenkomst	VLM	Op gronden gelegen in of rond Natura2000 gebieden geen enkele vorm van bemesting toepassen om geschikte abiotische condities te creëren met het oog op Natura2000 doelstellingen.
Aanleg bebossing	Bebossing	ANB	Er wordt subsidie gegeven voor bebossingen met inheemse standplaatsgeschikte soorten of populier met een inheemse onderetage.
Onderhoudsubsidie en inkomenscompensatie bebossing	Bebossing	ANB	Er wordt gedurende de eerste 12 jaar subsidie gegeven voor het onderhoud van de bebossingen en voor de inkomensverliezen die landbouwers hebben bij de omzetting van landbouwgrond naar bos.
Herbebossing	Herbebossing	ANB	Er wordt subsidie gegeven voor herbebossingen van minimum 0.5 ha via beplanting met meerdere inheemse standplaatsgeschikte soorten of via natuurlijke verjonging met inheemse soorten (combineerbaar).