Vlaanderen
is wetenschap

HOOFDSTUK 7

Maatregelen om het ESD-aanbod van landbouw te verhogen

Natuurrapport - Aan de slag met ecosysteemdiensten Technisch rapport

Victoria Nelissen, Peter Van Gossum, Bert Reubens, Greet Ruyschaert, Tommy D'Hose, Paul Pardon en Laura Van Vooren

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Victoria Nelissen¹, Peter Van Gossum², Bert Reubens¹, Greet Ruysschaert¹, Tommy D'Hose¹, Paul Pardon^{1,3}, Laura Van Vooren^{1,3}

¹ *Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek*

² *Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

³ *Universiteit Gent*

Het Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor duurzame landbouw en visserij. Gebaseerd op dit onderzoek, bouwt ILVO kennis op die nodig is voor de verbetering van producten en productiemethoden, voor de bewaking van de kwaliteit en de veiligheid van de eindproducten en voor de verbetering van beleidsinstrumenten als basis van sectorontwikkeling en agrarisch plattelandsbeleid

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:

peter.vangossum@inbo.be

Wijze van citeren:

Nelissen, V., Van Gossum, P., Reubens, B., Ruysschaert, G., D'Hose, T., Pardon, P., Van Vooren, L., (2016). Hoofdstuk 7 - Maatregelen om het ESD-aanbod van landbouw te verhogen (INBO.R.2016.12342977). In Van Gossum. et al. (eds.), Natuurrapport - Aan de slag met ecosysteemdiensten. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2016.12342456, Brussel

D/2016/3241/276

INBO.R.2016.12342977

dx.doi.org/10.21436/inbor.12342977

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Jeroen Mentens/Vildaphoto.net

Hoofdstuk 7 – Maatregelen om het ESD-aanbod van landbouw te verhogen

Victoria Nelissen, Peter Van Gossum, Bert Reubens, Greet Ruyschaert, Paul Pardon, Tommy D'Hose en Laura Van Vooren

INBO.R.2016.12342977

Voorwoord

Dit hoofdstuk is het resultaat van een samenwerking tussen het Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), de Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke rijkdommen (ALBON) van het Departement Leefmilieu, Natuur & Energie, en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

Het ILVO vatte op vraag van het INBO haar bestaand en lopend onderzoek¹ samen. Deze resultaten werden in de mate van het mogelijke verder aangevuld met andere resultaten, afkomstig uit Vlaanderen of relevant voor de Vlaamse situatie. De Vlaamse data van de maatregelen compost, stalmest, niet-kerende bodembewerking, en groenbedekkers werden ook vergeleken met de (West-)Europese data van het Europese FP7-project 'Catch-C' (Spiegel *et al.* 2015).

ALBON was een kennis- en datapartner voor het doorrekenen van de effecten van de maatregelen op de ecosysteemdienst 'regulatie van erosierisico'.

Daarnaast bedanken we de promotoren van de doctoraten van Laura Van Vooren en Paul Pardon om toestemming te verlenen om de reeds beschikbare data te gebruiken.

¹In de verdere tekst wordt regelmatig verwezen naar resultaten van de doctoraatsstudies van Laura Van Vooren (UGent, ILVO, VITO) en Paul Pardon (ILVO, UGent). Beide doctoraten zijn op het moment van schrijven nog lopende en de tussentijdse resultaten werden gebruikt in dit hoofdstuk. De uiteindelijke eindresultaten van deze doctoraten kunnen hiervan in beperkte mate afwijken. Voor meer info over deze doctoraatsstudies verwijzen we naar Bijlage 1.

Hoofdlijnen

Landbouw kan door het toepassen van bepaalde maatregelen het aanbod van verschillende ecosysteemdiensten (ESD) binnen het landbouwareaal in Vlaanderen verhogen. Een eerste stap is het toepassen van individuele maatregelen. Een grotere ESD winst kan echter behaald worden wanneer meerdere maatregelen gecombineerd worden.

De maatregel 'perceelsrand bestaande uit grassen' verlaagt de ESD 'voedselproductie' en verbetert de ESD 'regulatie van het globaal klimaat'. Op hellende percelen verbeteren ook de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' wanneer de grasstrook dwars op de helling staat. De verandering is telkens afhankelijk van de breedte van de grasstrook.

De maatregel 'perceelsrand bestaande uit houtkanten/bomenrijen' verlaagt de ESD 'voedselproductie' en verbetert de ESD 'regulatie van globaal klimaat'. Op hellende percelen verbeteren ook de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' wanneer de houtkant/bomenrij dwars op de helling staat.

De maatregel 'agroforestry' verhoogt gemiddeld gezien de totale productie, zijnde de som van de ecosysteemdiensten 'voedselproductie', 'houtproductie' en 'productie van energiegewassen', maar kan wel leiden tot een daling van de ESD voedselproductie. Daarnaast leidt het tot dezelfde voordelen als een perceelsrand bestaande uit houtkanten/bomenrijen.

Niet-kerende bodembewerking is een effectieve maatregel tegen erosie. Het gaat gemiddeld gepaard met een beperkte daling van de ESD 'voedselproductie' en zorgt voor een herverdeling van nutriënten. Erosie wordt op veldniveau gemiddeld gereduceerd met 40%. In combinatie met een groenbedekker bedraagt de reductie 85%, hetgeen een bevestiging is van het bijkomend voordeel van het gecombineerd toepassen van maatregelen.

Het toepassen van niet-kerende bodembewerking op alle akkerpercelen² zou er voor zorgen dat bijna 25% van de huidige erosie vermeden wordt. Dit stijgt tot nagenoeg 60% wanneer dit gebeurt in combinatie met een groenbedekker. De inzet van een groenbedekker is echter niet na elke teelt mogelijk.

Het toepassen van compost of stalmest als bodemverbeterende maatregelen leidt niet tot een vermindering van de ESD 'voedselproductie'. De ecosysteemdienst 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' zal verbeteren bij herhaalde toepassing op langere termijn, maar door het kleine aantal experimenten en de hoge variabiliteit van de maatregel is dit effect moeilijk te kwantificeren.

Het effect van de teelt van groenbedekkers op de ESD 'voedselproductie' en 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' is niet gekend. Op basis van West-Europese data kan voorzichtig geconcludeerd worden dat er geen negatief effect op de ESD 'voedselproductie' verwacht wordt. Het toepassen van een groenbedekker heeft wel een positief effect op de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico'.

De maatregel 'teelt van grasklaver' heeft in vergelijking met gras een positief effect op de ESD voedselproductie en geen negatief effect op de ESD 'regulatie van waterkwaliteit'.

De maatregel 'wisselbouw' heeft geen negatief effect op de ESD 'voedselproductie' en heeft een positief effect op de ESD 'behoud van de bodemvruchtbaarheid'.

²Akkerpercelen komen overeen met de landgebruiksklassen maïs, akker en groenten op de landgebruiksk kaart van het Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO).

Keyfindings

Farmers can apply certain measures to increase the supply of different ecosystem services (ESS) on agricultural land in Flanders. A first step is to apply individual measures. However, greater gains can be achieved when several measures are combined.

The measure 'grass strip' reduces the ESS 'food production' and improves the ESS 'global climate regulation'. On sloping fields, this measure also improves the ecosystem services 'water quality regulation' and 'regulation of erosion risk' when the grass strip is placed perpendicular to the slope. The improvement of both ecosystem services is positively correlated to the width of the grass strip.

The measure 'wooded strip' (hedges or tree rows) reduces the ESS 'food production' and improves the ESS 'global climate regulation'. On sloping fields the measure also improve the ecosystem services 'water quality regulation' and 'regulation of erosion risk' when the grass strip is placed perpendicular to the slope.

The measure 'agroforestry' increases the ESS 'total production', being the sum of the ecosystem services 'food production', 'timber' and 'production of energy crops', but it can lead to a decrease in the ESS 'food production'. In addition, it leads to the same advantages as wooded strips.

Reduced tillage is an effective measure against erosion. It is on average associated with a small decrease in ESS 'food production' and it ensures a redistribution of nutrients. Erosion at field level is on average reduced by 40%. In combination with a cover crop, the reduction is 85%, which is a confirmation of the additional advantage of the combined application of measures.

The use of reduced tillage on all arable land would ensure that nearly 25% of the current erosion is avoided. This rises to nearly 60% when it happens in combination with a cover crop. However, it is not possible to deploy a cover crop after each crop.

The use of (farm) compost as a soil-improving measure does not lead to a reduction of the ESS 'food production'. The ESS 'preservation of soil fertility' will improve due to repeated use over time, but due to the small number of experiments and the high variability of the measure this effect is difficult to quantify.

The impact of the cultivation of a cover crop on the ESS 'food production' and 'preservation of soil fertility' is not known. Based on western European data it can be tentatively concluded that there is no negative impact on the ESS 'food production'. Applying a cover crop has a positive effect on the ESS-'regulation of water quality'-and 'regulation of erosion risk'.

The measure 'cultivation of grass-clover' has in comparison to grass a positive effect on the ESS 'food production' and no negative effect on the ESS 'regulation of water quality'.

The measure 'ley-arable crop rotation' has no negative effect on the ESS 'food production' and has a positive effect on the ESS 'preservation of soil fertility'.

Inhoudsopgave

Voorwoord	4
Hoofdpijnen	4
Keyfindings	5
Inhoudsopgave	6
7.1	Inleiding en situering 7
7.2	Materiaal & methoden 9
7.2.1	Selectie maatregelen en ecosysteemdiensten 9
7.2.2	Werkwijze dataverzameling en -verwerking 10
7.3	Maatregelen met een daling van de landgebruiksintensiteit 11
7.3.1	Aanleg van een perceelsrand bestaande uit grassen 11
7.3.2	Aanleg van een perceelsrand bestaande uit houtkanten of bomenrijen 15
7.3.3	Toepassen van agroforestry 21
7.4	Maatregelen waarbij het aanbod van de ESD voedselproductie behouden blijft 24
7.4.1	Niet-kerende bodembewerking 24
7.4.2	Toepassen van compost of stalmest ter vervanging van of aanvullend bij reguliere N-bemesting ... 30
7.4.3	Teelt van groenbedekker..... 34
7.4.4	Teelt van grasklaver..... 37
7.4.5	Wisselbouw 39
7.4.6	Samenvatting..... 40
Lectoren	42
Referenties	43
Bijlage 1. Lopend doctoraatsonderzoek	51
Bijlage 2 Methode referentie en scenario aanbodkaarten van de ESD regulatie van erosierisico	52

7.1 Inleiding en situering

Dit hoofdstuk, *maatregelen om het ESD-aanbod bij landbouw te verhogen*, is een onderdeel van het technisch rapport 'Samenwerken met landschappen'. Het technisch rapport vormt op zijn beurt het tweede deel van een drieluik, dat in zijn geheel het Vlaams ecosysteem assessment vormt. Het eerste deel, Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen (NARA-T), beschreef de toestand en trend van 16 ecosysteemdiensten³. In dit eerste gedeelte zijn er ook een aantal keuzes gemaakt die voor dit hoofdstuk relevant zijn om hier te vermelden. Ten eerste, de mens is een onderdeel van het ecosysteem. Dit betekent dat niet alleen (half)natuurlijke landschappen zoals bos, moeras en heide maar ook de meer intensief gebruikte delen van het landschap zoals landbouwgebieden en de bebouwde omgeving, waarin we wonen, werken en ons verplaatsen ecosystemen zijn. Ten tweede, bestuiving, natuurlijke plaagbestrijding en behoud van bodemvruchtbaarheid werden beschouwd als finale dienst en dus niet alleen ter ondersteuning van producerende diensten.

Het rapport 'Samenwerken met Landschappen' bestaat uit een inleidend hoofdstuk en zes thematische hoofdstukken.

De thematische hoofdstukken beantwoorden elk één van de volgende onderzoeksvragen:

1. Hoe kunnen we groene infrastructuur inzetten om ecosystemen en hun diensten te herstellen?
2. Hoe kan een ecosysteemdienstenanalyse gebruikt worden voor de ontwikkeling van een gebiedsvisie op bovenlokaal niveau?
3. Hoe kunnen we economische, maatschappelijke en ecologische effecten van landgebruiksveranderingen integraal waarderen voor de ondersteuning van besluitvorming op schaal Vlaanderen?
4. Kunnen we ecosysteemdiensten gebruiken als afwegingskader voor projecten die natuur versterken of verwijderen?
5. Welke taal gebruiken we om te communiceren over de voordelen die de natuur de mens levert.
6. Kan het aanbod van landbouwecosysteemdiensten door bepaalde maatregelen verhoogd worden?

De doelstelling van dit hoofdstuk is om een beter inzicht te krijgen in het effect van diverse maatregelen op de verschillende ecosysteemdiensten van de voedselproducerende⁴ ecosystemen grasland, akkerland, maïs-, fruit- en groentepercelen (onderzoeksvraag 6). Het is belangrijk om deze keuze te verduidelijken. In het eerste deel van het ecosysteem-assessment lag de focus op de volledige beschrijving van een ecosysteemdienst aan de hand van de ESD-cyclus⁵. Hierbij werd er ook kwalitatief ingegaan op de effecten van een aantal maatregelen op het aanbod van een ecosysteemdienst. Daarnaast werd voor de meeste diensten het fysisch (het mogelijk aanbod op basis van het fysische systeem) en het potentiaal aanbod (het 'mogelijk' aanbod op basis van landgebruik) berekend en op kaart weergegeven, maar was dit slechts deels mogelijk voor het actueel aanbod (op basis van het huidige beheer). Er werd een gebrek ervaren om beheermaatregelen kwantitatief door te rekenen. Het kwantitatief kunnen doorrekenen van maatregelen is belangrijk voor waardering en scenarioanalyses. In dit hoofdstuk willen we nagaan in welke mate de huidige beschikbare kennis hiervoor een oplossing kan bieden. Hierbij werd ervoor gekozen om de maatregelen te beperken tot landbouwecosystemen. De basisgedachte hierbij is dat door de grote landbouwoppervlakte, veranderingen in de landbouwkundige bedrijfsvoering kunnen leiden tot een aanzienlijke wijziging van het aanbod van verschillende ecosysteemdiensten op Vlaams niveau. Deze aanzienlijke wijziging –zijnde verhoging– is gewenst omdat de Vlaamse vraag voor 15 van de 16 ecosysteemdiensten^{3,6} het aanbod ruimschoots overtreft (Jacobs *et al.* 2014).

De focus van het rapport ligt dus op een door de landbouwer gewijzigd beheer van ecosystemen om de output, zijnde de geleverde bundel van ecosysteemdiensten, te verhogen. In de literatuur wordt extensivering of een evolutie naar agro-ecologische teeltsystemen of biologische landbouw als een oplossing gezien om het aanbod van een divers pallet aan ecosysteemdiensten meer in evenwicht te brengen met de vraag (horizontale verschuiving in Figuur 1, Kremer & Miles).

³De beschreven ecosysteemdiensten zijn voedsel-, hout- en waterproductie, productie van energiegewassen, natuurlijke plaagbestrijding, bestuiving, regulatie van erosie- en overstromingsrisico, regulatie van water- en luchtkwaliteit, kustbescherming, behoud van de bodemvruchtbaarheid, regulatie van globaal klimaat en regulatie van geluidsoverlast.

⁴Ook de ruwvoederteelten kuilmaïs en gras werden geclassificeerd onder de ESD voedselproductie omdat het finaal eindproduct van deze teelten melk en vlees is. Voor meer info verwijzen we naar Van Gossum *et al.* (2014).

⁵ESD-cyclus is een conceptueel schema dat de relatie legt tussen ecosystemen en de maatschappij. Het ecosysteem is via ecosysteemdiensten verbonden met de maatschappij en de maatschappij is via drivers en governance verbonden met de ecosystemen. Voor meer info verwijzen we naar Van Reeth *et al.* (2014).

⁶Voor de zestiende dienst –bestuiving– kon in het NARA-T door kennisgebrek geen uitspraak gedaan worden.

Maar deze verschuiving gaat op dit moment vaak gepaard met een daling⁷ van de ESD voedselproductie (Kremer & Miles 2012), waarvan de vraag ook groter is dan het aanbod. Dit betekent dat we met een ongewijzigde vraag meer moeten invoeren, wat ten koste kan gaan van buitenlandse ecosystemen. Een alternatief is het toepassen van landbouwkundige maatregelen die het aanbod van de ESD-bundel verhogen met behoud van het aanbod van ESD voedselproductie (verticale verschuiving in Figuur 1). Dergelijke maatregel verhoogt de eco-effectiviteit van het landgebruik (zie voor meer info hoofdstuk 2 Groene Infrastructuur).

Figuur 1. De relatie tussen de totale 'geleverde' bundel ecosysteemdiensten en de landgebruiksintensiteit (voor meer info zie hoofdstuk 2 Groene infrastructuur). De onderste -groene- lijn geeft de huidige gemiddelde waarde voor het gesommeerd aanbod over verschillende ecosysteemdiensten en de bovenste -oranje- lijn geeft de 'maximaal' te bereiken waarde. Het ESD-aanbod kan dus verbeterd worden door het verminderen van de technologische input en deze te vervangen door natuurlijke input -het volgen van de groene lijn naar links-, of door het verhogen van de eco-efficiëntie waarbij er voor eenzelfde landgebruiksintensiteit meer ecosysteemdiensten geleverd worden.

⁷Binnen de wetenschappelijke literatuur zijn er op dit moment meer studies die wijzen op een opbrengstdaling (Kremer & Miles 2012). Maar er is geen consensus over de grootte van de opbrengstdaling. Deze is afhankelijk van de specifieke kenmerken van het landbouwsysteem (Seufert et al. 2012) en wat er wordt meegenomen in het vergelijken van de twee systemen, bv. de benodigde oppervlakte voor het produceren van organische meststoffen (Connor 2013, De Ponti et al. 2012) of ook de rampjaren waarbij de opbrengst van extensieve landbouw groter kan zijn dan de conventionele landbouw (Van Gossum et al. 2014). Daarnaast is er voor sommige teelten zoals sojabonen geen opbrengstdaling (Robertson 2015). Tenslotte wordt er ook benadrukt dat de opbrengstdaling minder zou zijn als het extensieve systeem ook meer onderzocht zou worden (Kremer & Miles 2012).

7.2 Materiaal & methoden

7.2.1 Selectie maatregelen en ecosysteemdiensten

Voor beide groepen van maatregelen (intensifiëren en verhogen eco-efficiëntie) bestaat er een grote verscheidenheid aan mogelijke maatregelen. Dit hoofdstuk is beperkt tot maatregelen die (1) veelbelovend zijn, (2) toegepast worden in Vlaanderen en (3) door de Vlaamse overheid gepromoot worden.

Bij de maatregelen waar de landgebruiksintensiteit daalt, wordt er ingegaan op: de aanleg van perceelsranden bestaande uit grasstroken, de aanleg van perceelsranden bestaande uit houtkanten/bomenrijen, en de toepassing van agroforestry⁸ (in het bijzonder alley cropping). Bij de maatregelen waar de eco-efficiëntie verhoogt, wordt vooral ingegaan op maatregelen die de bodemvruchtbaarheid behouden of verbeteren, hetzij door de bodem te voeden (compost of stalmest), door de bodemaggregaten (bodemkluiten) te behouden (niet-kerende bodembewerking), door het vermijden van bodemverlies (groenbedekker, niet-kerende bodembewerking) of door een beter behoud van bodemorganische koolstof- en stikstof (wisselbouw). Daarnaast onderzoeken we ook de toepassing van grasklaver. Grasklaver vereist een lagere N input (en dus minder minerale N bemesting) dan gras. Bovendien biedt het de mogelijkheid om meer bedrijfseigen eiwitten te produceren. Minder eiwitten dienen dan ingevoerd te worden vanuit het buitenland, waardoor negatieve effecten op buitenlandse ecosysteemdiensten verminderen.

Daarnaast zal het effect van de maatregelen slechts worden nagegaan voor een beperkte set van ecosysteemdiensten, zijnde voedselproductie, behoud van bodemvruchtbaarheid, regulatie globaal klimaat, regulatie van waterkwaliteit en regulatie van erosierisico. Het betreft een pragmatische keuze waarbij we ons hebben laten leiden door de beschikbare Vlaamse data. Bestuiving en natuurlijke plaagbestrijding werden niet weerhouden omdat de kennis over deze diensten nog te beperkt is om ze te kwantificeren (De Bruyn 2014a, 2014b).

De ecosysteemdienst **voedselproductie** behandelt de productie van voedsel dat rechtstreeks of onrechtstreeks via vee voor menselijk consumptie gebruikt wordt (Van Gossum *et al.* 2014). Van Gossum *et al.* (2014) kozen er voor om de voedselproductie relatief uit te drukken ten opzichte van de huidige productie op de voor de teelt meest geschikte bodem waarbij er geen productiebeperkende maatregelen worden toegepast. Deze relatieve productiecapaciteit werd ook in dit rapport gekozen als indicator.

De ecosysteemdienst **behoud van de bodemvruchtbaarheid** is het in stand houden van het vermogen van de bodem om een plant van voedingsstoffen, water en lucht te voorzien (Cools & Van Gossum 2014)⁹. Bodemvruchtbaarheid komt tot stand door een intensieve interactie tussen drie soorten eigenschappen van de bodem: nl. de chemische, de fysische en de biologische. De chemische component bestaat uit de minerale voedingsstoffen, waarvan stikstof, fosfor en kalium kwantitatief de belangrijkste zijn. De fysische bodemvruchtbaarheid omvat de structurele eigenschappen van de bodem. De biologische bodemvruchtbaarheid heeft betrekking op de rol van en de interacties tussen de levende organismen in de bodem (het bodemleven), die het zogenaamde 'bodemvoedselweb' vormen. Het kwantificeren van deze ecosysteemdienst is niet vanzelfsprekend. Een sleutelindicator, die zowel indicatief kan zijn voor de chemische, fysische en biologische vruchtbaarheid, is het organische stofgehalte in de bodem (Fageria, 2012). Naast deze sleutelindicator zijn er vooral data beschikbaar over de chemische component. Bij de chemische bodemvruchtbaarheid zal er bijkomend ingegaan worden op de zuurtegraad, totale stikstofgehalte en indien mogelijk plantbeschikbare fosfor- en kaliumgehalte. De zuurtegraad is belangrijk omdat deze een indicatie geeft van de beschikbaarheid van voedingsstoffen en mede bepalend is voor de activiteit van micro-organismen.

De ecosysteemdienst **regulatie van de waterkwaliteit** beschrijft het aanbod, de vraag en het gebruik van een goede chemische toestand van waterlichamen wat betreft nutriëntenconcentraties (Haines-Young *et al.* 2013; Vrebos *et al.* 2014). Landbouw kan hierbij een invloed hebben op de chemische toestand van zowel oppervlaktewater (bv. via oppervlakkige afstroming van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen) als grondwater (via de uitspoeling van nutriënten). De

⁸ Agroforestry of boslandbouw is een teeltsysteem waarbij op eenzelfde perceel de teelt van landbouwgewassen of veeteelt gecombineerd wordt met de productie van houtige gewassen.

⁹ Niet alle lectoren waren het er mee eens dat de aanvulling van de nutriënten door de mens door toediening van meststoffen een onderdeel is van de ecosysteemdienst. Deze lectoren benadrukten dat de dienst beperkt diende te worden tot de natuurlijke aanvulling door de bodem. In dit rapport hebben we er voor gekozen om beide in rekening te brengen omdat de mens ook nutriënten onttrekt, en deze onttrekking zodanig groot is dat die niet op een natuurlijke manier aangevuld kan worden om op die manier de vruchtbaarheid te behouden. Deze keuze is ook conform de keuze om een maïs- of graanakker ook als ecosysteem te beschouwen.

indicatoren die in functie van de beschikbare data besproken zullen worden zijn stikstof- en fosforafspoeling (op hellende percelen) en het nitraatresidu in het najaar.

De ecosysteemdienst **regulatie globaal klimaat** omvat alle processen die het klimaat reguleren zodat negatieve impacts op menselijk welzijn en biodiversiteit vermeden worden (Letten *et al.* 2014). In dit rapport wordt deze dienst beperkt tot de opslag of sekwestratie van koolstof in terrestrische ecosystemen, namelijk de capaciteit van ecosystemen om C vast te leggen. De gebruikte indicator is de bodem organische koolstofvoorraad in de bovenste 100 cm.

De ecosysteemdienst **regulatie van erosierisico** is het verminderen van het proces waarbij bodemdeeltjes door de impact van regendruppels en afstromend water worden losgemaakt en getransporteerd, hetzij laagsgewijs over een grote oppervlakte (intergeulerosie), hetzij geconcentreerd in geulen (geulerosie) of ravijnen (ravijnerosie) (Van der Biest *et al.* 2014). Het mechanisme hierachter wordt gedreven door abiotische ecosysteemstructuren (reliëf, neerslag, bodemtextuur en –structuur, ruwheid van het bodemoppervlak) die bepalen of een terrein gevoelig is voor bodemerosie, en door de vegetatie en bedekking met gewasresten, die bepalen in welke mate de intrinsieke erosiegevoeligheid van het terrein verminderd wordt. De dienst is het grootst in erosiegevoelige gebieden met een hoge bodembedekking (via vegetatie en gewasresten), een goede bodemstructuur en een ruw bodemoppervlak, en waar er voorkomen wordt dat het geërodeerd materiaal het erosiegevoelige perceel verlaat of waar de modderstroom zo hoog mogelijk in het afstromingsgebied gebufferd wordt. De gebruikte indicatoren zijn runoff- en erosiereductie. Runoffvermindering geeft aan in welke mate de oppervlakkige afstroming van water gereduceerd wordt, erosievermindering geeft de vermindering aan van de mate dat bodemdeeltjes door de oppervlakkige afstroming verplaatst worden.

Bij de bespreking van de diverse maatregelen wordt niet steeds ingegaan op alle ecosysteemdiensten en indicatoren. We hebben ons hierbij laten leiden door de beschikbare data.

7.2.2 Werkwijze dataverzameling en -verwerking

Voor het bepalen van het effect van een maatregel op de geselecteerde ecosysteemdiensten werd voor de maatregelen waarbij de landgebruiksintensiteit verlaagt en de maatregelen waarbij de eco-efficiëntie verhoogt een verschillende aanpak gevolgd.

Wat de maatregelen perceelsranden bestaande uit grassen en houtkanten/bomenrijen betreft, werd een literatuurstudie uitgevoerd (peer-reviewed wetenschappelijke papers), waarbij enkel artikels weerhouden werden waarvan de proeven gebeurden in vergelijkbare klimatologische omstandigheden als Vlaanderen. Deze data werden geanalyseerd door middel van een metadata-analyse, waarbij de relatie gelegd wordt tussen de breedte/hoogte van de maatregel (grasstrook, houtkant, bomenrij) en het effect op de onderzochte indicator. Wat de maatregel agroforestry betreft, wordt er voornamelijk verwezen naar buitenlandse literatuur.

Bij de maatregelen met verhoogde eco-efficiëntie, zijnde compost, stalmest, niet-kerende bodembewerking en groenbedekkers, werd beroep gedaan op het Europese Catch-C project¹⁰. Binnen dit project werd Europese literatuur betreffende lange-termijnexperimenten verzameld, waarin de effecten van verschillende landbouwkundige maatregelen op verschillende indicatoren onderzocht werden. De verzamelde literatuur omvatte niet enkel peer-reviewed wetenschappelijke papers, maar ook wetenschappelijke/technische papers in de land-eigen taal, grijze literatuur (projectrapporten), en niet-gepubliceerde data afkomstig van de projectpartners. Echter, de peer-reviewed wetenschappelijke papers voorzagen de meeste data. Deze data werden door de Catch-C projectpartners statistisch geanalyseerd door middel van eenzijdige t-testen (Spiegel *et al.* 2015), om na te gaan of de maatregel leidde tot een significante verhoging of een vermindering van de onderzochte ecosysteemdienst-indicator. Het resultaat van deze analyse wordt in dit rapport getoond. De data werden in de Catch-C rapporten ook geanalyseerd met een meervoudige lineaire regressie, om onder meer na te gaan of het resultaat verschilt tussen de verschillende klimaatregio's (Noord-, West-, Oost- en Zuid-Europa) (Spiegel *et al.* 2015). De West-Europese gegevens werden echter niet afzonderlijk statistisch geanalyseerd door een t-test. Daarom wordt in dit rapport enkel een gemiddelde waarde getoond. Uit de Catch-C data werden tot slot de Vlaamse data geselecteerd, die vervolgens statistisch verwerkt werden door middel van eenzijdige t-testen indien de data normaal verdeeld waren, en Mann Whitney U-testen bij niet-normale verdeling. Wat de maatregelen wisselbouw en teelt van grasklaver betreft werden uitsluitend data afkomstig uit Vlaamse studies geanalyseerd.

¹⁰Het Catch-C project beoordeelt de toepasbaarheid van de 'Best Management Practices' (BMP's), die gericht zijn op het bevorderen van de productiviteit, het mitigeren van klimaatverandering, en het bevorderen van de kwaliteit van de bodem (voor meer info zie: <http://www.catch-c.eu/>).

In dit rapport worden de verzamelde data steeds relatief ten opzichte van de referentiepraktijk uitgedrukt. Waarden groter dan één betekenen een verhoging van de onderzochte variabele door toepassing van een bepaalde maatregel, waarden lager dan één een verlaging. Volgende parameters worden weergegeven: het aantal gegevens (n), het gemiddelde (Gem.), de standaardafwijking (St. afw.), het minimum (Min.), het maximum (Max.), en het resultaat van de t-test of de Mann Whitney U-test (de p-waarde).

7.3 Maatregelen met een daling van de landgebruiksintensiteit

7.3.1 Aanleg van een perceelsrand bestaande uit grassen

7.3.1.1 Omschrijving

Gras- of kruidachtige stroken aan de rand van een perceel zijn van heel uiteenlopende aard. Het gaat van spontaan gevestigde stroken langs akkers tot doelbewust aangelegde en beheerde perceelsranden, grasbufferstroken en bloemenranden. Deze stroken kunnen diverse functies hebben. Ze zijn grofweg te groeperen in stroken met een bufferfunctie en stroken met een natuur- of biodiversiteitsfunctie. Bij die laatste ligt de nadruk op het stimuleren van functionele biodiversiteit, denk aan natuurlijke plaagbestrijders of bestuivers, of van biodiversiteit die verbonden is met het agrarisch landschap, zoals akkervogels. De bufferfunctie bestaat erin te verhinderen dat erosiemateriaal, gewasbeschermingsmiddelen of nutriënten (N, P) terechtkomen op naburige percelen of in het oppervlaktewater. Deze paragraaf handelt specifiek over grasstroken, de focus ligt hier op de bufferende werking.

De referentiesituatie verschilt in functie van de ecosysteemdienst. Voor het inschatten van de effecten op de ecosysteemdienst 'regulatie van het globaal klimaat' is de referentie gelegen op voldoende grote afstand van de grasstrook op een **vlak** perceel. Bij de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit' (stikstof- en fosforuitspoeling) en 'regulatie van erosierisico' is de referentie een situatie zonder grasstrook op een **hellend** perceel.

7.3.1.2 Effect op de ESD voedselproductie

Grasstroken nemen ruimte in ten koste van het cultuurgewas en kosten dus productie-oppervlakte. Bij grasstroken aangelegd in functie van de beheerovereenkomsten 'perceelsranden' en 'akkervogels', liggen het productieniveau en de voederwaarde van het gras ook lager in vergelijking met intensief beheerd grasland. Dat komt door het ontbreken van bemesting, het uitstellen van de maaidatum en, voor bepaalde types grasstroken, de verplichting om een mengsel van minder productieve grassoorten in te zaaien. Voor grasstroken aangelegd in functie van de beheerovereenkomst 'erosiebestrijding' gelden deze verplichtingen niet. Deze stroken kunnen bijdragen aan de ESD voedselproductie, maar dragen niet bij aan het landbouwincome. De monetaire opbrengst ervan is vaak net voldoende om de maaikosten te dekken.

7.3.1.3 Effect op de ESD regulatie van het globaal klimaat

De aanleg van grasstroken op akkers is positief voor de ecosysteemdienst 'regulatie van het globaal klimaat', omdat de bodemkoolstofstocks onder gras hoger zijn dan deze onder akker. De relatieve toename ervan is afhankelijk van het bodemtype (Tabel 1). De waarden in Tabel 1 geven de relatieve stijging van de koolstofstocks (0-30 cm) weer van een gedachte-experiment waarbij een akker ogenblikkelijk vervangen wordt door een grasland. Ze houden dus geen rekening met de tijd die nodig is om de koolstofstock op te bouwen wanneer een akker omgevormd wordt naar grasland.

Tabel 1. Relatieve bodemorganisch koolstof (SOC)-voorraad (0-30 cm; ratio SOC-voorraad gras t.o.v. SOC-voorraad akker) voor verschillende textuur- en drainageklassen van de bodem (Letkens et al. 2014 op basis van model uit Meersmans et al. 2011).

Drainageklasse	Textuurklasse						
	Zand	Lemig zand	Licht zandleem	Zandleem	Leem	Klei	Zware klei
Zeer droog	1.12	1.35		1.66			
Droog	1.14	1.3	1.36	1.46	1.57	1.51	
Matig droog	1.11	1.3	1.38	1.43	1.58	1.23	
Matig nat	1.11	1.28	1.37	1.44	1.59	1.28	1.21
Nat	1.14	1.29	1.35	1.42	1.51	1.31	1.22
Zeer nat	1.18	1.32	1.37	1.38	1.54	1.3	1.23
Uiterst nat	1.15	1.26	1.33	1.34	1.56	1.27	1.21
Sterk gleyige gronden	1.14	1.3	1.42	1.52	1.64	1.37	1.32
Zeer sterk gleyige gronden				1.54	1.66	1.39	1.31

7.3.1.4 Effect op de ESD regulatie van waterkwaliteit

Om een uitspraak te kunnen doen over het effect van grasstroken op erosie en N- en P-afspoeling (zijnde de N- en P-hoeveelheden die bovengronds afspoelen), voerde Van Vooren verschillende meta-analyses uit. Aan de hand van deze analyses, onderzocht ze het effect van grasstroken op N- en P-afspoeling op hellende percelen ter bescherming van de waterkwaliteit en op erosie (Van Vooren, in voorbereiding).

Stikstofafspoeling

In de meta-analyse werden 14 studies (Magette *et al.* 1989, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Mendez *et al.* 1999, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Wang *et al.* 2012, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een grasstrook als rand, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data betreffen N-hoeveelheden in afspoelend bodemwater, waarbij de N-hoeveelheid preferentieel gedefinieerd werd als de N-concentratie in het runoff-water x de hoeveelheid water. Het gaat steeds om onbemeste grasstroken. De stroken worden wel gemaaid waardoor er nutriëntenafvoer plaatsvindt. Hierdoor zal er geen verzadiging optreden wat betreft de bufferende werking van de grasstrook om nutriënten uit het runoff-water te verwijderen. De in de studies gemeten N-vormen zijn NH_4^+ -N, NO_3^- -N, organische N (ON), aan sediment gebonden N (PN), opgeloste N (DN) en totale N (TN).

De relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve N-hoeveelheid ($N_{\text{in/uit}}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de N-hoeveelheid in het inspoelend water in de grasstrook ten opzichte van de N-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de grasstrook, en de breedte van de grasstrook (uitgedrukt in meter) is:

$$\ln(N_{\text{in/uit}}) = 0.17 \times \text{Breedte}_{\text{grasstrook}}$$

De grasstrook vermindert de hoeveelheid N-afspoeling en deze vermindering neemt toe naarmate de strook breder is (Figuur 2). Voor een strook met een breedte van 5 meter, zijnde de minimale breedte om een beheerovereenkomst perceelsrand aan te vragen, bedraagt de vermindering gemiddeld 57%. Voor een 10 meter brede strook is een vermindering van gemiddeld 82% te verwachten. Een 1 meter brede strook vermindert de afspoeling met 16%. Verwijdering van stikstof gebeurt door plantopname van nitraat en ammonium en door denitrificatie van nitraat naar N_2 . Verder kunnen er ook retentieprocessen plaatsvinden, zoals bv. van sediment-gebonden organische N. Retentie is echter geen 'echt' verwijderingsproces (Vought *et al.* 1995).

Figuur 2. Relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve N-hoeveelheid ($N_{\text{in/uit}}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de N-hoeveelheid in het inspoelend water in de grasstrook ten opzichte van de N-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de grasstrook, en de breedte van de grasstrook (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van 14 wetenschappelijke publicaties (Magette *et al.* 1989, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Mendez *et al.* 1999, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Wang *et al.* 2012, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015). Indien $\ln(N_{\text{in/uit}}) = 0$, dan is N_{in} gelijk aan N_{uit} .

Fosforafspoeling

In de meta-analyse werden 15 studies (Magette *et al.* 1989, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Abu-Zreig *et al.* 2003, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Sheppard *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een grasstrook als rand, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data betreffen P-hoeveelheden in afspoelend bodemwater, waarbij de P-hoeveelheid preferentieel gedefinieerd werd als de P-concentratie in het runoff-water x de hoeveelheid water. Het gaat steeds om onbemeste grasstroken. De stroken worden wel gemaaid waardoor er nutriëntenafvoer plaatsvindt. Hierdoor zal er minimale verzadiging gebeuren wat betreft de bufferende werking. De in de studies gemeten P-vormen zijn BAP (bioavailable P), DP (dissolved P), PO_4^{3-} , PP (particulate P), PolyP (Polyphosphate), en totale P (TP).

De relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve P-hoeveelheid ($P_{in/uit}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de P-hoeveelheid in het inspoelend water in de grasstrook ten opzichte van de P-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de grasstrook, en de breedte van de grasstrook (uitgedrukt in meter) is:

$$\ln(P_{in/uit}) = 0.13 \times \text{Breedte}_{\text{grasstrook}}$$

De grasstrook vermindert de hoeveelheid P-afspoeling en deze vermindering neemt toe naarmate de strook breder is (Figuur 3). Voor een strook met een breedte van 5 meter, zijnde de minimale breedte om een beheerovereenkomst perceelsrand aan te vragen, bedraagt de vermindering gemiddeld 48%. Voor een 10 meter brede strook is een vermindering van gemiddeld 73% te verwachten. Voor een 1 meter brede strook bedraagt de vermindering 12%. Echte verwijdering van fosfor gebeurt vooral door plantopname. Verder kan ook retentie van sedimentgebonden P, infiltratie van opgeloste P, en adsorptie aan bodempartikels/vegetatie plaatsvinden (Sheppard *et al.* 2006).

Figuur 3. Relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve P-hoeveelheid ($P_{in/uit}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de P-hoeveelheid in het inspoelend water in de grasstrook ten opzichte van de P-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de grasstrook, en de breedte van de grasstrook (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van 15 wetenschappelijke publicaties (Magette *et al.* 1989, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Abu-Zreig *et al.* 2003, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Sheppard *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015). Indien $\ln(P_{in/uit}) = 0$, dan is P_{in} gelijk aan P_{uit} .

7.3.1.5 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

In de meta-analyse werden 19 studies (Magette *et al.* 1989, Arora *et al.* 1996, Van Dijk *et al.* 1996, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Mendez *et al.* 1999, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Abu-Zreig *et al.* 2003, Mickelson *et al.* 2003, Le Bissonnais *et al.* 2004, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een grasstrook als rand, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data betreffen sedimenthoeveelheden in afspoelend bodemwater (TSS = Total suspended solids), waarbij de hoeveelheid sediment preferentieel gedefinieerd werd als de concentratie aan bodempartikels in runoff-water x de hoeveelheid runoff-water. Het gaat hierbij steeds om onbemeste grasstroken. De stroken worden wel gemaaid waardoor er nutriëntenafvoer plaatsvindt.

De relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve sedimenthoeveelheid ($TSS_{in/uit}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de TSS-hoeveelheid in het inspoelend water in de grasstrook ten opzichte van de TSS-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de grasstrook, en de breedte van de grasstrook (uitgedrukt in meter) is:

$$\ln(TSS_{in/uit}) = 2.66 \times \log(\text{Breedte}_{\text{grasstrook}})$$

De grasstrook vermindert de hoeveelheid sediment in het uitspoelend water vanaf een breedte van 1 m, en deze vermindering neemt toe naarmate de strook breder is (Figuur 4). Voor een strook met een breedte van 5 m, wat de minimale breedte is bij een beheerovereenkomst 'erosiegrasstrook', bedraagt de vermindering 84%. Voor een 10 m brede strook is de vermindering 93%. Deze vermindering komt overeen met de expertinschattingen bij de voorbereiding van het gewijzigd erosiebeleid. De experts gaven een reductie van de sedimentafvoer met 50-70% aan voor een grasbufferstrook van 5 meter (Vlaamse overheid 2015), maar gaven wel aan dat deze reductie enkel geldig is voor percelen met een uniforme helling. Op niet-uniforme hellingen wordt de effectiviteit van de 5 meter brede grasbufferstrook ingeschat op 10 à 20%.

Figuur 4. Relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve hoeveelheid sediment ($TSS_{in/uit}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de hoeveelheid sediment in het inspoelend water in de houtkant ten opzichte van de hoeveelheid sediment in het uitspoelend water uit de grasbufferstrook, en de breedte van de grasbufferstrook (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van 19 wetenschappelijke publicaties (Magette *et al.* 1989, Arora *et al.* 1996, Van Dijk *et al.* 1996, Patty *et al.* 1997, Lim *et al.* 1998, Mendez *et al.* 1999, Lee *et al.* 1999, Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Abu-Zreig *et al.* 2003, Mickelson *et al.* 2003, Le Bissonnais *et al.* 2004, Blanco-Canqui *et al.* 2004, Hay *et al.* 2006, Mankin *et al.* 2007, Duchemin & Hogue 2009, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Miller *et al.* 2015, Yang *et al.* 2015). Indien $\ln(TSS_{in/uit}) = 0$, dan is TSS_{in} gelijk aan TSS_{uit} .

7.3.1.6 Conclusie

De maatregel 'grasstrook als perceelsrand' verlaagt de ecosysteemdienst 'voedselproductie' en verbetert de ecosysteemdienst 'regulatie van het globaal klimaat'. Op hellende percelen verbeteren ook de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit', door vermindering van N- en P-afspoeling, en 'regulatie van erosierisico', omdat afstromend sediment neerslaat (Tabel 2). De verandering is telkens afhankelijk van de breedte van de grasstrook.

Tabel 2. *Samenvatting van het effect van een perceelsrand bestaande uit grassen op de ecosysteemdiensten 'voedselproductie', 'regulatie van het globaal klimaat', 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect).*

Maatregel	Ecosysteemdienst				
	Voedselproductie	Regulatie van het globaal klimaat	Regulatie van waterkwaliteit		Regulatie van erosierisico
			Vermindering N-afspoeling	Vermindering P-afspoeling	
Perceelsrand bestaande uit grassen	-	+	+	+	+

7.3.2 Aanleg van een perceelsrand bestaande uit houtkanten of bomenrijen

7.3.2.1 Omschrijving

Hagen, heggen, houtkanten, solitaire bomen en bomenrijen zijn een belangrijk onderdeel van de ecologische en cultuurhistorische infrastructuur van het landbouwlandschap. Ze bieden dekking en voedsel voor dieren. Vogels vinden er nestgelegenheid. Ze vormen een corridor waarlangs dieren zich verplaatsen, enz. Deze landschapselementen hadden oorspronkelijk een duidelijke landbouwfunctie (bv. veekering). Maar ook in de hedendaagse landbouw kunnen deze landschapselementen hun nut hebben: bescherming bieden tegen erosie en wind, zorgen voor driftreductie, dierenwelzijn positief beïnvloeden door hun bescherming tegen weer en wind en de mogelijkheid voor het diereigen gedrag zoals knabbelen, nuttige organismen herbergen, etc. Bovendien kunnen de bladeren en jonge twijgen van bomen en struiken bepaalde gebruiksfuncties vervullen, als grondstof voor energie of verbranding, bodemverbeterende middelen, stalstrooisel, of uitzonderlijk zelf als aanvulling op het rantsoen van bv. geiten en schapen, omdat ze een interessante bron zijn van eiwit, mineralen, sporenelementen (bv. koper en selenium) en geneeskrachtige stoffen (bv. salicylaten in wilg) (voor meer info: Van Eekeren et al. 2014). Daarnaast zijn er ook een aantal nadelen aan verbonden. De meest directe consequentie is de inname van een bepaalde oppervlakte grond, die niet meer kan gebruikt worden voor productiedoeleinden. Daarnaast is er ook een risico op concurrentie voor licht, vocht en nutriënten met nabijgelegen landbouwgewassen. Ook de nood voor onderhoud is een mogelijk nadeel.

Houtachtige elementen hebben ook een milieukundige waarde, zoals koolstofopslag, luchtzuivering, regeling van waterhuishouding,... . Ze dragen tegelijk bij aan een aantrekkelijk landschap en hebben een positieve invloed op de uitstraling van een landbouwbedrijf (Demeulemeester et al. 2012, EIP-AGRI 2016).

In deze paragraaf wordt de maatregel 'houtkant of bomenrij als perceelsrand' vergeleken met een referentiesituatie aan de rand van een perceel zonder houtkant of bomenrij, of met een referentiesituatie in hetzelfde perceel gelegen op een voldoende grote afstand van de houtkant of bomenrij (al naar gelang de studie).

7.3.2.2 Effect op de ESD voedselproductie

Om het effect van houtkanten/bomenrijen op voedselproductie te onderzoeken, voerde Van Vooren een meta-analyse uit (Van Vooren et al. 2016) waarin 12 studies (Chirko et al. 1996, Singh et al. 1998, 1999, Chaves 2001, Woodall & Ward 2002, Burgess et al. 2005, Reynolds et al. 2007, Esterka 2008, Stamps et al. 2009, Senaviratne et al. 2012, Gao et al. 2013, Rivest & Vézina 2014) werden opgenomen die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data werden aangevuld met ongepubliceerde Vlaamse data uit twee doctoraatsstudies (Pardon, P.; Van Vooren, L.; Zie ook Bijlage 2). Er is een significant effect van de boomhoogte op de gewasproductie (Figuur 5). Tot een relatieve afstand van ongeveer 1,6 keer de boomhoogte van de bomenrij/houtkant is er een lagere gewasopbrengst in vergelijking met de referentie. De vermindering bedraagt over deze afstand (0 tot 1,6 x boomhoogte) gemiddeld 30%. De gewasopbrengst is lager naarmate de afstand tot de bomenrij kleiner is. Daarnaast nemen houtkanten/bomenrijen ruimte in ten koste van het cultuurgewas en kosten ze bijgevolg productieoppervlakte. Anderzijds, wanneer de afstand tot de houtkant voldoende groot is (voor afstanden van 1,64 tot 9,52 maal de boomhoogte), kan er een positief effect op de gewasopbrengst zijn. De verhoging over deze afstand

(1,64 tot 9,52 x boomhoogte) bedraagt gemiddeld 7%. Een mogelijke verklaring voor het positief effect is een verbeterd microklimaat: bomen functioneren als een windscherm, waardoor er beschutte zones met lagere windsnelheden ontstaan. Door verminderde turbulentie en windsnelheid (i) zal de warmte-uitwisseling lager zijn, waardoor op het perceel warmere bodem- en luchttemperaturen waar te nemen zijn, en (ii) er minder evaporatie optreedt (Brandle *et al.* 2004). Het theoretisch netto effect over de volledige afstand (0 tot 9,52 x boomhoogte) is een opbrengststijging van ongeveer 1%. Meestal zal echter de opbrengstdaling doorwegen, omdat de perceelslengte vaak kleiner is dan 9,52 maal de boomhoogte.

Figuur 5. Relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve droge stof gewasopbrengst van akkerbouwgewassen bij een bomenrij/houtkant en de relatieve afstand tot de bomenrij/houtkant. De relatieve droge stofopbrengst (R) is uitgedrukt als de verhouding tussen de droge stofopbrengst op een bepaalde afstand van een bomenrij en die bij een referentie (een rand van een perceel zonder bomenrij of een referentiesituatie in hetzelfde perceel gelegen op een voldoende grote afstand van de bomenrij (al naar gelang de studie)). De relatieve afstand tot de bomenrij (H) is uitgedrukt als de afstand (m) tot de bomenrij gedeeld door de boomhoogte (m). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren *et al.*, 2016) op basis van 12 wetenschappelijke publicaties (Chirko *et al.* 1996, Singh *et al.* 1998, 1999, Chaves 2001, Woodall & Ward 2002, Burgess *et al.* 2005, Reynolds *et al.* 2007, Esterka 2008, Stamps *et al.* 2009, Senaviratne *et al.* 2012, Gao *et al.* 2013, Rivest & Vézina 2014) en Vlaamse data afkomstig uit twee doctoraatsstudies (Van Vooren, L.; Pardon, P.). Wanneer de relatieve afstand tot de houtkant voldoende groot is (vanaf $H = 1,64$ tot $9,52$), kan er een positief effect op de gewasopbrengst zijn. Bij $H > 9,52$, wordt het effect als verwaarloosbaar beschouwd, vermits alle datapunten rond de nullijn liggen.

7.3.2.3 Effect op de ESD regulatie van globaal klimaat

Om een uitspraak te kunnen doen over het effect van houtkanten/bomenrijen op de koolstofvoorraad in de bodem (ton/ha), voerde Van Vooren een meta-analyse uit (Van Vooren, in voorbereiding). In deze meta-analyse werden zeven studies (Walter *et al.* 2003, Sharrow & Ismail 2004, Oelbermann & Voroney 2007, Bambrick *et al.* 2010, Paudel *et al.* 2011, Cardinali *et al.* 2014, Wotherspoon *et al.* 2014) opgenomen die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data werden aangevuld met ongepubliceerde Vlaamse data uit twee doctoraatsstudies (Pardon, P.; Van Vooren, L.; Zie ook Bijlage 2). De meeste studies betreffen akkerbouwgewassen, maar ook graslanden werden meegenomen in de meta-analyse. De data betreffen zowel totale koolstof- als totale organische koolstofgegevens. Alle metingen werden uitgevoerd op bodemdieptes variërend tussen 0-15 cm en 0-40 cm, behalve één meting, die tot 70 cm werd uitgevoerd.

De relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve bodemkoolstofvoorraad ($C_{\text{met houtkant/zonder houtkant}}$) bij een houtkant/bomenrij en de relatieve afstand tot de houtkant/bomenrij (H) is:

$$\ln(C_{\text{met houtkant/zonder houtkant}}) = -0.10 \times \log(H) + 0.08$$

Waarbij de relatieve bodemkoolstofvoorraad uitgedrukt wordt als de verhouding tussen de koolstofvoorraad op een bepaalde afstand van een bomenrij en de koolstofvoorraad bij een referentie (een rand van een perceel zonder bomenrij of een referentiesituatie in hetzelfde perceel gelegen op een voldoende grote afstand van de bomenrij (al naar gelang de studie)). De relatieve afstand tot de bomenrij (H) wordt uitgedrukt als de afstand tot de bomenrij gedeeld door de boomhoogte.

Figuur 6 toont dat bomenrijen/houtkanten een positief effect hebben op de koolstofvoorraad, tot op een afstand van ongeveer zesmaal de boomhoogte. De relatieve koolstofvoorraad ligt hoger naarmate de afstand tot de bomenrij kleiner is. Op een afstand van eenmaal de boomhoogte, neemt de koolstofvoorraad toe met 8% ten opzichte van de referentie, terwijl op een afstand van viermaal de boomhoogte, de koolstofvoorraad toeneemt met 2% ten opzichte van de referentie.

Figuur 6. Relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve bodemkoolstofvoorraad bij een houtkant/bomenrij ($C_{\text{met houtkant/zonder houtkant}}$) en de relatieve afstand tot de houtkant/bomenrij (H). De relatieve bodemkoolstofvoorraad ($C_{\text{met houtkant/zonder houtkant}}$) is uitgedrukt als de verhouding tussen de koolstofvoorraad op een bepaalde afstand van een bomenrij en de koolstofvoorraad bij een referentie (een rand van een perceel zonder bomenrij of een referentiesituatie in hetzelfde perceel gelegen op een voldoende grote afstand van de bomenrij (al naar gelang de studie)). De relatieve afstand tot de bomenrij (H) wordt uitgedrukt als de afstand tot de bomenrij gedeeld door de boomhoogte. De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van zeven wetenschappelijke publicaties (Walter et al. 2003, Sharrow & Ismail 2004, Oelbermann & Voroney 2007, Bambrick et al. 2010, Paudel et al. 2011, Cardinali et al. 2014, Wotherspoon et al. 2014) en ongepubliceerde Vlaamse data (Pardon, P.; Van Vooren, L). Indien $\ln(C_{\text{met houtkant/zonder houtkant}}) = 0$, dan is $C_{\text{met houtkant}}$ gelijk aan $C_{\text{zonder houtkant}}$.

7.3.2.4 Effect op de ESD regulatie van waterkwaliteit

Om een uitspraak te kunnen doen over het effect van houtkanten/bomenrijen op erosie en stikstof- en fosforafspoeling (zijnde de N- en P-hoeveelheden die bovengronds afspoelen) op hellende percelen, voerde Van Vooren verschillende meta-analyses uit (Van Vooren, in voorbereiding).

Stikstofafspoeling

In deze meta-analyse werden 8 studies (Schmitt et al. 1999, Udawatta et al. 2002, Borin et al. 2005, Schoonover et al. 2005, Duchemin & Hogue 2009, Borin et al. 2010, Wang et al. 2012, Yang et al. 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een rand van houtkanten/bomenrijen, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. Deze data betreffen N-hoeveelheden in

afspoelend bodemwater, waarbij de N-hoeveelheid gedefinieerd werd als de N-concentratie in het runoff-water x de hoeveelheid water. De in deze studies gemeten N-vormen zijn NH_4^+ -N, NO_3 -N, opgeloste N (DN), aan sediment gebonden N (PN) en totale N (TN).

De relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve N-hoeveelheid ($N_{\text{in/uit}}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de N-hoeveelheid in het inspoelend water in de houtkant/bomenrij ten opzichte van de N-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de houtkant/bomenrij, en de breedte van de houtkant/bomenrij (uitgedrukt in meter) is:

$$\ln(N_{\text{in/uit}}) = 1.81 \times \log(\text{Breedte}_{\text{houtkant/bomenrij}})$$

Figuur 7 blijkt dat bomenrijen/houtkanten een positief effect hebben op het verminderen van de N-afspoeling en dat deze vermindering toeneemt naarmate de houtkant/bomenrij breder wordt. Voor een 5 meter brede houtkant/bomenrij bedraagt de reductie in hoeveelheid N-afspoeling 72%. Voor een 10 meter brede strook is de vermindering 84%. Uit Figuur 7 blijkt echter dat het effect van een bomenrij/houtkant met een breedte van minder dan 5 m niet altijd eenduidig is: enkele $\ln(N_{\text{in/uit}})$ -waarden liggen lager dan 0, hetgeen erop wijst dat het gunstig effect van de bomenrij/houtkant op de N-hoeveelheid in het runoff-water niet gegarandeerd is. Indien de breedte groter is dan 5 m, wordt hellingafwaarts wel in alle studies een gereduceerde N-hoeveelheid in het runoff-water waargenomen.

Net zoals bij grasstroken, gebeurt bij houtkanten en bomenrijen de verwijdering van stikstof via plantopname van nitraat en ammonium en door denitrificatie van nitraat naar N_2 , en kunnen er verder ook retentieprocessen plaatsvinden, zoals bv. van sediment-gebonden organische N (Vought et al. 1995). Retentie is echter geen 'echt' verwijderingsproces; men moet dan ook opletten dat de houtkant geen bron van N wordt (Christen & Dalgaard, 2013).

Er moet worden opgemerkt dat het wellicht niet enkel de houtige elementen zelf, maar ook de permanente bodembedekking is die de N-concentratie in het runoff-water reduceert. Met permanente bodembedekking wordt voornamelijk de lagere vegetatie bedoeld, bijvoorbeeld grassen. De lage vegetatie zorgt voor een reductie van de hoeveelheid afstromend water (Schmitt et al. 1999).

Figuur 7. Relatie tussen de natuurlijke logaritme (ln) van de relatieve N-concentratie, uitgedrukt als de verhouding tussen de N-hoeveelheid in het inspoelend water in de houtkant of bomenrij ten opzichte van de N-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de houtkant, en de breedte van de bomenrij/houtkant (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van acht wetenschappelijke publicaties (Schmitt et al. 1999, Udawatta et al. 2002, Borin et al. 2005, Schoonover et al. 2005, Duchemin & Hogue 2009, Borin et al. 2010, Wang et al. 2012, Yang et al. 2015). Indien $\ln(N_{\text{in/uit}}) = 0$, dan is N_{in} gelijk aan N_{uit} .

Fosforafspoeling

In deze meta-analyse werden negen studies (Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Borin *et al.* 2005, Schoonover *et al.* 2005, Sheppard *et al.* 2006, Duchemin & Hogue 2009, Borin *et al.* 2010, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Yang *et al.* 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een rand van houtkanten/bomenrijen, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data betreffen P-hoeveelheden in afspoelend bodemwater, waarbij de P-hoeveelheid preferentieel werd gedefinieerd als de P-concentratie in het runoff-water x de hoeveelheid water. De in deze studies gemeten P-vormen in deze studies zijn: biobeschikbare P (BAP), PO_4^{3-} , particulate P (PP), organische opgeloste P (DOP), totale opgeloste P (TDP) en totale P (TP). De analyse schat de vermindering van hoeveelheid P-afspoeling op 67% (Figuur 8). Deze vermindering is onafhankelijk van de breedte van de houtkant/bomenrij. Echte verwijdering van fosfor gebeurt vooral door plantopname. Verder kan ook retentie van sedimentgebonden P, infiltratie van opgeloste P, en adsorptie aan bodempartikels/vegetatie plaatsvinden (Sheppard *et al.* 2006). Echter, indien de retentiecapaciteit overschreden wordt, is er een risico op meer P-afspoeling. Net zoals bij stikstofafspoeling, wordt er hier bemerkt dat het wellicht niet enkel de houtige elementen zelf, maar ook de permanente bodembedekking is die de P-concentratie in het runoff-water reduceert. Met permanente bodembedekking wordt voornamelijk de lagere vegetatie bedoeld, bijvoorbeeld grassen. De lage vegetatie zorgt voor een reductie van de hoeveelheid afstromend water (Schmitt *et al.* 1999).

Figuur 8. Relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve P-concentratie, uitgedrukt als de verhouding tussen de P-hoeveelheid in het inspoelend water in de houtkant of bomenrij ten opzichte van de P-hoeveelheid in het uitspoelend water uit de houtkant, en de breedte van de bomenrij/houtkant (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van negen wetenschappelijke publicaties (Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Borin *et al.* 2005, Schoonover *et al.* 2005, Sheppard *et al.* 2006, Duchemin & Hogue 2009, Borin *et al.* 2010, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Yang *et al.* 2015). Indien $\ln(P_{in/uit}) = 0$, dan is P_{in} gelijk aan P_{uit} .

Nitraatresidu najaar

In het kader van haar doctoraatsonderzoek analyseerde Van Vooren op zes vlakke percelen (akker en weiland) het nitraatresidu in het najaar (0-90 cm diep), op 1 m, 10 m en 30 m (als referentie) van de houtkant. Voor elk perceel werd een relatieve waarde voor 1 m en 10 m van de houtkant ten opzichte van de referentie (30 m van de houtkant) berekend. Er werd geen significantie invloed van een perceelsrand bestaande uit bomenrijen/houtkanten op het nitraatresidu gevonden (Tabel 3). Meer onderzoek is nodig om deze effecten te bevestigen en te verklaren.

Tabel 3. Analyse van nitraatresidu in het najaar (0-90 cm), op 1 m en 10 m van een houtkant, relatief uitgedrukt ten opzichte van 30 m van een houtkant (Van Vooren, ongepubliceerde data). De data werden geanalyseerd door middel van een eenzijdige t-test.

Afstand tot de houtkant	n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
1 m	6	1.08	0.49	1.85	0.59	0.74
10 m	6	0.84	0.56	1.08	0.21	0.11

7.3.2.5 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

In deze meta-analyse werden negen studies (Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Borin *et al.* 2005, Schoonover *et al.* 2005, Legudois *et al.* 2008, Duchemin & Hogue 2009, Borin *et al.* 210, Uusi-Kmp & Jauhainen 2010, Yang *et al.* 2015) opgenomen, uitgevoerd op akkerland met een perceelsrand van houtkanten/bomenrijen, die relevant zijn voor de Vlaamse situatie. De data betreffen totale opgeloste bodemdeeltjes (total suspended solids = TSS) in afspoelend bodemwater, waarbij de hoeveelheid erosie preferentieel gedefinieerd werd als de concentratie aan bodempartikels in runoff-water x de hoeveelheid runoff-water. De analyse schat de vermindering van afstromend erosiesediment door de houtkant/bomenrij op gemiddeld 91% (Figuur 9). Uit deze studies blijkt deze vermindering onafhankelijk te zijn van de breedte van de houtkant/bomenrij.

Figuur 9. Relatie tussen de natuurlijke logaritme ($\ln$) van de relatieve hoeveelheid sediment ($TSS_{in/uit}$), uitgedrukt als de verhouding tussen de hoeveelheid sediment in het inspoelend water in de houtkant ten opzichte van de hoeveelheid sediment in het uitspoelend water uit de grasbufferstrook, en de breedte van de grasbufferstrook (uitgedrukt in meter). De effectrelatie werd bekomen door het uitvoeren van een meta-analyse (Van Vooren, in voorbereiding) op basis van negen wetenschappelijke publicaties (Schmitt *et al.* 1999, Udawatta *et al.* 2002, Borin *et al.* 2005, Schoonover *et al.* 2005, Legudois *et al.* 2008, Duchemin & Hogue 2009, Borin *et al.* 210, Uusi-Kmp & Jauhainen 2010, Yang *et al.* 2015). Indien $\ln(TSS_{in/uit}) = 0$, dan is TSS_{in} gelijk aan TSS_{uit} .

7.3.2.6 Conclusie

De maatregel ‘aanleg van een perceelsrand bestaande uit houtkanten of bomenrijen’ verlaagt de ‘ESD voedselproductie’, maar verbetert de ‘ESD regulatie van globaal klimaat’. Op hellende percelen verbeteren ook de ecosysteemdiensten ‘regulatie van waterkwaliteit’ en ‘regulatie van erosierisico’ (Tabel 4).

Tabel 4. *Samenvatting van het effect van de maatregel ‘aanleg van een perceelsrand bestaande uit houtkanten of bomenrijen’ op de ecosysteemdiensten ‘voedselproductie’, ‘behoud van de bodemvruchtbaarheid’, ‘regulatie van waterkwaliteit’ en ‘regulatie van erosierisico’ (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect; ? = onvoldoende gegevens).*

Maatregel	Ecosysteemdienst					
	Voedselproductie	Regulatie van het globaal klimaat	Regulatie van waterkwaliteit			Regulatie van erosierisico
			Nitraatresidu	Vermindering N-afspoeling	Vermindering P-afspoeling	
Perceelsrand bestaande uit bomenrijen/houtkanten	-	+	?	+	+	+

7.3.3 Toepassen van agroforestry

7.3.3.1 Omschrijving

Agroforestry of boslandbouw is een teeltsysteem waarbij op eenzelfde perceel de teelt van landbouwgewassen of veeteelt gecombineerd wordt met de productie van houtige gewassen. Het systeem is in hoofdzaak gebaseerd op het produceren in verschillende etages om de beschikbare hulpbronnen zoals licht, water en nutriënten efficiënter te benutten en zo de productie per oppervlakte-eenheid te verhogen.

Er bestaan vele vormen van agroforestry. Vaak wordt een onderscheid gemaakt tussen silvopastorale en silvoculturele agroforestry. Bij het silvopastorale systeem wordt de oppervlakte tussen de bomen (op z’n minst tijdelijk) begraaasd. Bij het silvoculturele systeem worden tussen de bomen akker- of tuinbouwgewassen geteeld. Het agro-silvopastorale systeem is een tussenvorm, waarbij tussen de bomen zowel akkerbouwgewassen als gras geteeld worden in een wisselend systeem.

In deze paragraaf wordt gefocust op silvoculturele¹¹ vormen van agroforestry, meer bepaald op alley cropping. In dat systeem worden landbouwgewassen geteeld tussen bomen die in parallelle lijnen op regelmatige afstand van elkaar geplant zijn (Figuur 10). Verderop wordt gesproken over agroforestry als naar dit systeem wordt verwezen. De afstand tussen de individuele bomenrijen wordt onder meer bepaald door de werkbreedte van de machines. In de Vlaamse context gaat het om afstanden van 25 m of meer. De afstand tussen de bomen binnen de rijen is doorgaans 8 à 10 m.

De toepassing van agroforestry impliceert meestal een wijziging die meer inhoudt dan enkel het inpassen van de boomcomponent in de klassieke teelt. Vaak gaan er veranderingen op vlak van bemesting, bodembewerking, gewaskeuze- en rotatie, beheer van organische stof, beheer van de strook onder de bomen enz. mee samen. De meerwaarde wordt groter naarmate effectief dergelijke systeembenadering gevolgd wordt. We maken daar in de context van dit rapport echter abstractie van en leggen ons toe op het effect van het toevoegen van de boomcomponent.

Figuur 10. *Praktijkvoorbeelden van alley cropping (Dupraz & Liagre 2008; Reubens, 2013).*

¹¹Deze keuze werd ingegeven op basis van reeds beschikbare gegevens op het ILVO, die verzameld werden en nog worden binnen het lopende IWT-LA-traject “Agroforestry in Vlaanderen” (2014-2019). Verwacht wordt bovendien dat de tweeweggebrachte impact hier groter zal zijn dan in silvopastorale systemen.

Er moet echter worden opgemerkt dat het effect van agroforestry op de onderzochte ecosysteemdiensten sterk afhankelijk is van (1) de ruimtelijke schikking van de boomcomponent en (2) de leeftijd van de bomen.

7.3.3.2 Gecombineerde productie

De productie in een agroforestry-systeem bestaat uit de som van de houtproductie (boomcomponent) en de klassieke landbouwproductie (gewascomponent). Modelsimulaties in binnen- en buitenland en empirische metingen in het buitenland toonden aan dat agroforestry doorgaans resulteert in een hogere totale (biomassa)opbrengst dan de gescheiden teelt van deze gewassen op eenzelfde oppervlakte (Dupraz *et al.* 2005, Graves *et al.* 2007, van der Werf *et al.* 2007, Tallieu 2011).

Dat de cumulatief geproduceerde biomassa in agroforestry-systemen beduidend hoger kan zijn dan in de afzonderlijke reïnculturen van boom en gewas op eenzelfde totale oppervlakte, drukt men uit door middel van de 'Land Equivalency Ratio' (LER). De LER is de verhouding van de oppervlakte die nodig is om met reïnteelten (teller) dezelfde biomassa-opbrengsten te halen als met een mengteelt (noemer). Een LER > 1 betekent dat een mengteelt (hier agroforestry) toelaat om met minder land dezelfde biomassa-opbrengst te genereren die men bekomt met afzonderlijke reïnteelten van de componenten van de mengteelt (hier bomen en klassieke landbouwgewassen) (Mead & Wiley 1980, Vandermeer 1989).

Voor Vlaanderen modelleerde Tallieu (2011) een agroforestry-systeem van wintertarwe met populier in een productiecycclus van 20 jaar. Bij een typische bezetting van 83 bomen per hectare werd in een volledige productiecycclus een LER van 1,37 bekomen. In Frankrijk bestudeerde Talbot (2011) de combinatie van wintergranen met zwarte walnoot (85 bomen/ha) in een productiecycclus van 40 jaar en bekwam een LER van 1,43. Andere studies in West-Europese landen (Dupraz *et al.* 2005, Graves *et al.* 2007, van der Werf *et al.* 2007, Tsionkova *et al.* 2012) bekwamen LER-waarden van 1,2 tot 2,0.

In wat volgt wordt gefocust op de productie van de gewascomponent. De productie van de boomcomponent wordt even buiten beschouwing gelaten.

7.3.3.3 Effect op ESD voedselproductie

Uit een meta-analyse uitgevoerd met data uit studies over houtkanten en bomenrijen als perceelsrand, blijkt dat er tot een afstand van ongeveer 1,6 keer de boomhoogte van de bomenrij een lagere gewasopbrengst is in vergelijking met de referentie. De gewasopbrengst is lager naarmate de afstand tot de bomenrij kleiner is (zie 7.3.2.2). In een agroforestry-perceel is het effect op de gewasproductie afhankelijk van de ruimtelijke schikking van de boomcomponent, met name de onderlinge afstand tussen de rijen en de oriëntatie van de bomenrijen. Daarnaast nemen bomenrijen ook ruimte in ten koste van het cultuurgewas en verminderen bijgevolg de productie-oppervlakte.

In het kader van het IWT-LA-traject 'Agroforestry in Vlaanderen' (2014-2019)¹², werd voor het eerst in Vlaanderen een gedetailleerde studie opgezet, waarin zes jonge agroforestry-percelen (leeftijd 3 tot 5 jaar; Tabel 5) opgevolgd worden (Pardon, P., ongepubliceerde data).

Tabel 5. Overzicht van de teelten en de boomhoogte in 2015 op 6 agroforestrypercelen (Pardon, P., ongepubliceerde data).

Perceel	Gewas	Boomsoort	Boomhoogte (m)
1	Kuilmaïs	Populier	9
2	Kuilmaïs	Boskers	6
3	Wintertarwe	Notelaar	5
4	Wintergerst	Boskers	8
5	Wintertarwe	Notelaar-elsbes	4
6	Kuilmaïs	Notelaar-elsbes	4

De eerste resultaten tonen over alle percelen en gewassen heen een beperkt negatief effect van de bomenrij op de gewasproductie (Figuur 11). De grootte van het effect kon wel niet ingeschat worden, omdat de verklarende variantie (R^2) van de ingeschatte relatie klein is. Indien de metingen opsplijt worden per gewasgroep (kuilmaïs versus graangewassen; data hier niet getoond), dan valt op dat het negatieve effect van de bomenrijen zich vooral uit bij de kuilmaïs en in veel mindere mate bij de graangewassen.

¹²Voor meer info over het project, zie www.agroforestryvlaanderen.be.

Figuur 11. Relatie tussen de relatieve droge stofopbrengst, uitgedrukt als de verhouding tussen de gewasopbrengst op een agroforestry-perceel (alley cropping) ten opzichte van de gewasopbrengst bij een referentie (een reinteelt van akkerbouwgewassen zonder aanwezigheid van bomen), en de relatieve afstand ten opzichte van de bomenrij H , uitgedrukt als de afstand tot de bomenrij gedeeld door de boomhoogte, in 2015 in zes jonge agroforestry-percelen (zie Tabel 5) (Pardon, persoonlijke mededeling, ongepubliceerde data). Indien de relatieve droge stofopbrengst gelijk is aan 1, is de gewasopbrengst op het agroforestry-perceel gelijk aan de gewasopbrengst bij de referentie.

Er moet worden opgemerkt dat bij de evaluatie van agroforestry-systemen niet enkel de opbrengst van belang is, maar ook de gewaskwaliteit. Resultaten hiervan zijn op het moment van schrijven nog niet beschikbaar.

7.3.3.4 Effect op de ESD regulatie van globaal klimaat

Uit een meta-analyse uitgevoerd met studies over houtkanten en bomenrijen als perceelsrand, blijkt dat er tot een afstand van ongeveer zes keer de boomhoogte van de bomenrij meer koolstof in de bodem aanwezig is in vergelijking met de referentie. Het koolstofgehalte ligt hoger naarmate de afstand tot de bomenrij kleiner is (zie 7.3.2.3)

Het effect op het behoud van de bodemvruchtbaarheid is in een agroforestry-perceel afhankelijk van de ruimtelijke schikking van de boomcomponent, met name de onderlinge afstand tussen de rijen en de oriëntatie van de bomenrijen.

Algemeen wordt aangenomen dat de bodem van een agroforestry-perceel op lange termijn meer organisch materiaal bevat dan een perceel met reinteelt (Montagnini & Nair 2004, Thevathsan & Gordon 2004). Zo werd op een 27-jarige agroforestrysite in Guelph (Canada) een twaalf procent hogere waarde gevonden voor de organische koolstofvoorraad in de bodem (0-20 cm) in vergelijking met een reinteelt (Bambrick *et al.* 2010; Wotherspoon *et al.* 2014). Recent maakten Cardinael *et al.* (2015) melding van een tot 50% hogere bodem organische C opslag onder agroforestry in vergelijking met een reinteelt controle.

7.3.3.5 Effect op de ESD regulatie van waterkwaliteit

De efficiëntere en complementaire benutting van nutriënten op een agroforestry-perceel kan op vlakke percelen potentieel leiden tot minder uitspoeling en daardoor minder verontreiniging van grond- en oppervlaktewater. Er zijn momenteel echter onvoldoende gegevens om het effect van agroforestry op het nitraatresidu in het najaar in te schatten of te kwantificeren.

Op hellende percelen werd aangetoond dat bomenrijen en houtkanten N- en P-afspoeling reduceren (zie 7.3.2.4).

In Frankrijk werd op agroforestrypercelen met 50 bomen per hectare tot 50% minder uitspoeling van stikstof waargenomen (Dupraz & Liagre, 2008). Palma *et al.* (2007) toonden op basis van simulaties aan dat agroforestry-systemen kunnen zorgen voor een reductie in stikstofuitspoeling tot 28%, afhankelijk van de boomdensiteit. Allen *et al.* (2004) en Bergeron *et al.* (2011) deden gelijkaardige vaststellingen in respectievelijk Florida en Canada.

7.3.3.6 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

Agroforestry biedt potentieel om erosieproblemen te reduceren. Uit de meta-analyse uitgevoerd bij perceelsranden blijkt dat houtkanten en bomenrijen een effectieve buffer vormen tegen erosie. Gemiddeld neemt de hoeveelheid bodemerosie

helling-afwaarts van een houtkant/bomenrij af met 91% (zie 7.3.2.5). Bovengronds beperkt de permanente vegetatieve structuur van de bomenrijen en het ruwer bodemoppervlak onder de bomenrijen de afstroming van water. Ondergronds beperkt de beworteling, het hogere organisch koolstofgehalte en de verbeterde bodemstructuur het afspoelen van bodemdeeltjes. Ook het waterbergend vermogen van de bodem is hoger in een dergelijk systeem. Ook de ondergroei in de bomenrij is belangrijk voor erosiereductie (Young et al. 1989).

7.3.3.7 Conclusie

De maatregel 'agroforestry' verhoogt de totale productie van een perceel, maar verlaagt de ecosysteemdienst 'voedselproductie'. De ecosysteemdienst 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' (koolstofgehalte) verbetert door deze maatregel. Op hellende percelen verbeteren ook de ecosysteemdiensten 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' (Tabel 6).

Tabel 6. Samenvatting van het effect van het toepassen van agroforestry (alley cropping) op de ecosysteemdiensten 'voedselproductie', 'behoud van de bodemvruchtbaarheid', 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect).

Maatregel	Ecosysteemdienst					
	Totale productie	Voedselproductie	Behoud van	Regulatie van		Regulatie van erosierisico
			bodemvruchtbaarheid	waterkwaliteit		
			Koolstofgehalte	Vermindering N-afspoeling	Vermindering P-afspoeling	
Agroforestry	+	-	+	+	+	+

7.4 Maatregelen waarbij het aanbod van de ESD voedselproductie behouden blijft

7.4.1 Niet-kerende bodembewerking

7.4.1.1 Omschrijving

De maatregel betreft het vervangen van ploegen door minimale of gereduceerde bodembewerking.

Bij minimale of gereduceerde bodembewerking wordt de bodembewerking minder intensief en/of minder diep uitgevoerd dan bij een conventionele bodembewerking met ploeg. Zowel directe inzaai ('no/zero tillage') als niet-kerende bodembewerking (NKB) worden tot gereduceerde bodembewerking gerekend (Reubens *et al.* 2010). Voor de Vlaamse situatie is diepe niet-kerende bodembewerking het meest relevant om verder in dit rapport te onderzoeken, vermits directe inzaai zeer weinig en ondiepe niet-kerende bodembewerking beperkt wordt toegepast. Bij een diepe niet-kerende bewerking wordt de bodembewerking uitgevoerd tot op een diepte groter dan 15 cm of tot op ploegdiepte (23-30 cm).

Niet-kerende bodembewerking tot de ploegdiepte heeft eenzelfde positief effect op de beworteling als ploegen. Het voordeel ten opzichte van ploegen is dat veel minder aggregaten worden losgemaakt en dat organisch materiaal aan het bodemoppervlak kan blijven en als mulch-laag het oppervlak kan beschermen (Reubens *et al.*, 2012). Niet-kerende bodembewerking en in het bijzonder directe inzaai kan na verloop van tijd leiden tot een verdichting van de bouwvoor. Dit kan leiden tot een toename van afstroming van water, maar zal meestal niet leiden tot een toename van afstroming van sediment. Immers, de bodemoppervlakte is nog steeds beter bedekt door gewasresten en bovendien is de cohesie van de aggregaten ook na herhaalde toepassingen hoger waardoor sediment minder gemakkelijk wordt losgemaakt.

Daarnaast zijn de bewerkingsomstandigheden vaak minstens van even groot belang als het type bodembewerking. Zo versmeert en verdicht een bodem die te nat bewerkt wordt altijd, zowel bij ploegen als bij niet-kerende bodembewerking. Wanneer de niet-kerende bodembewerking gebeurt in voldoende droge omstandigheden, kan de grond optimaal worden opgetild en gebroken. Ook de omstandigheden tijdens de oogst zijn belangrijk. Oogsten onder goede omstandigheden is cruciaal om verdichting te vermijden. Een oogst onder natte omstandigheden is nefast voor de bodemstructuur en kan niet altijd worden opgelost met een bodembewerking, zelfs als deze laatste onder goede (voldoende droge) omstandigheden gebeurt. Vooral NKB heeft belang bij oogsten onder goede omstandigheden aangezien verdichte lagen in de bouwvoor minder makkelijk worden opgeheven dan bij ploegen. Andere bepalende bewerkingsomstandigheden zijn het moment van bewerking, het aantal werkgangen, het type werktuig, de wiellast en de bandenspanning (Reubens *et al.* 2012).

Het vervangen van ploegen door niet-kerende bodembewerking is meer dan het louter vervangen van een werktuig. Zo is het tijdstip van bewerking bij niet-kerende bodembewerking niet altijd hetzelfde als bij ploegen. Zo gebeurt het ploegen bij suikerbieten doorgaans tijdens of na de winter. Een diepe niet-kerende bodembewerking kan voor het inzaaien van de

groenbedekker plaatsvinden; in het voorjaar vindt dan enkel een ondiepe zaaibedbereiding plaats. Daarnaast zijn er andere machines nodig voor niet-kerende bodembewerking dan voor ploegen. Ook de vernietiging van grasachtigen zoals een grasgroenbedekker is lastiger bij NKB, zodat vaker glyfosaat ingezet wordt. Mechanische vernietiging van de groenbedekker is mogelijk, maar er moeten over het algemeen meer bewerkingen toegepast worden, met als gevolg meer brandstof, arbeidsuren en risico op verdichting. NKB kan echter in een aantal gevallen ook voordelen bieden. Zo blijven achtergebleven aardappelknollen aan het oppervlak waardoor ze in de winter beter kapot kunnen vriezen (Vandermersch *et al.* 2014).

7.4.1.2 Effect op de ESD voedselproductie

Het effect van niet-kerende bodembewerking op gewasopbrengst is voornamelijk afhankelijk van het gewasstype, het bodemtype, de NKB methode (werktuigen, diepte), het tijdstip van bewerken en het aantal jaren onder niet-kerende bodembewerking. Daarnaast kunnen ook andere factoren een rol spelen, zoals de zaaibedbereiding en de omstandigheden waarin het vorige gewas is geoogst. Gemiddeld genomen blijkt er een kleine significante daling (1 à 3%) te zijn in gewasopbrengst bij NKB in vergelijking met ploegen. Dit blijkt zowel uit de Europese data als de data uit Vlaanderen (Tabel 7). Daarnaast tonen Tabel 7 (maximale waarden) en Figuur 12 aan dat ook opbrengststijgingen mogelijk zijn.

Tabel 7. Analyse van gewasopbrengstgegevens bij niet-kerende bodembewerking, relatief uitgedrukt ten opzichte van ploegen, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Zavattaro *et al.* 2014) en in Vlaanderen¹³ (Verlinden *et al.* 2005, Van den Putte *et al.* 2011, Janssens *et al.* 2012, Willekens *et al.* 2014, D'Hose *et al.* 2016; de duur van de proeven in Vlaanderen bedroeg 1 à 12 jaar). De Europese data betreffen ondiepe NKB (<15 cm), de Vlaamse data diepe NKB (>15 cm).

	n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
Europa^a	97	0.97	0.54	1.52	0.13	0.008
W-Europa	26	0.99				
Vlaanderen	62 ^b	0.98	0.62	1.57	0.14	0.03

^aEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van niet-kerende bodembewerking op gewasopbrengst hetzelfde was in de verschillende klimaatregio's (Zavattaro *et al.* 2014).

^bEr zijn meer data in Vlaanderen dan in West-Europa beschikbaar, vermits in het Catch-C rapport (Zavattaro *et al.* 2014) enkel ondiepe NKB (tot 15 cm) werd opgenomen, terwijl in Vlaanderen voornamelijk diepe NKB wordt toegepast (>15 cm).

Figuur 12. Gewasopbrengsten onder NKB en directzaai relatief uitgedrukt ten opzichte van gewasopbrengsten onder ploegen (ploegen = 100) voor diverse gewassen. De figuur is gebaseerd op 282 opbrengstgegevens, waarvan 229 uit Vlaanderen en 53 uit Nederlands Limburg. De gegevens zijn afkomstig van diverse projecten en organisaties; de grafiek werd overgenomen van Vandermersch *et al.* (2014). De opbrengsten in de grijze zone wijken $\pm 5\%$ af van de opbrengsten van het ploegen.

¹³De Vlaamse gegevens betreffen zandige en lemige texturen (inclusief zandleem).

Er bestaat echter veel variatie tussen individuele percelen en jaren. Veel hangt af van de gebruikte NKB-methode (werktuigen, bewerkingsdiepte, tijdstip). Zo zou het risico op een lagere opbrengst onder NKB in onze streken toenemen bij afnemende bewerkingsintensiteit, bijvoorbeeld een minder diepe bewerking. Dat blijkt ook uit een meta-analyse uitgevoerd met Europese data door Van den Putte et al. (2010): de auteurs besloten dat de bodem ondiep niet-kerend bewerken (tot max. 15 cm) in lagere opbrengsten resulteert dan de bodem dieper niet-kerend te bewerken (> 15 cm). Bodem- en weersomstandigheden kunnen bepalen of een niet-kerende bodembewerking in een bepaald jaar een voordeel dan wel nadeel is. Zo kan in een droog jaar een verhoogde vochtbeschikbaarheid in het voordeel van NKB spelen. Weersomstandigheden die bepaalde ziektes (bv. schimmels) bevoordelen, kunnen dan weer nadelig zijn voor de resultaten onder NKB (Reubens et al. 2012). Ook de terreinomstandigheden gedurende de bewerking zijn van belang: een niet-kerende bodembewerking uitvoeren in slechte omstandigheden resulteert in het onvoldoende opheffen van bodemverdichting met risico op opbrengstverliezen als gevolg. Bij gewassen die laat geoogst worden, zoals bieten en maïs, zijn de mogelijkheden om verdichting op te heffen kleiner in vergelijking met gewassen die vroeg geoogst worden, zoals granen (waarna tevens tijdig een groenbedekker kan ingezaaid worden).

Uit de meta-analyse van Van den Putte et al. (2010) blijkt dat er geen significant effect is van niet-kerende bodembewerking op gewasopbrengst in vergelijking met conventioneel ploegen wat betreft de gewassen kuilmaïs, aardappelen, suikerbieten en zomergranen. Voor wintergranen was de opbrengstreductie beperkt (-4%), terwijl de opbrengstreductie bij korrelmaïs aanzienlijk was (-13%). Bij een teelt zoals aardappelen bestaat de kans op opbrengstverhoging, in het bijzonder bij toepassing van een diepe niet-kerende bewerking. Deze opbrengststijging is het sterkst in droge jaren. De reden daarvoor is een betere vochtvoorziening. Bij NKB kan het water gemakkelijker vanuit de diepe bodemhorizonten opstijgen naar de bouwlaag (Vandermersch et al. 2014).

Voor andere gewassen is het effect van NKB minder onderzocht, maar onderzoek naar de haalbaarheid van NKB voor bijvoorbeeld (fijnzadige) groenten (ui, cichorei, witloof, wortelen ...), is lopende (o.a. IWT-LA-traject Gómeros en ADLO-projecten).

Sommige rotaties zijn minder gemakkelijk om permanent NKB toe te passen. Het gaat vooral om rotaties met gewassen (bv. maïs, suikerbieten) die laat van het veld gaan. Wanneer deze geoogst worden onder slechte omstandigheden ontstaat verdichting die niet altijd goed door NKB kan worden opgeheven. Af en toe ploegen kan een oplossing bieden voor deze verdichting. Maar wanneer de verdichting vermeden wordt, kan men wel jarenlang niet-kerende bodembewerking toepassen zonder te ploegen. Niet-kerende bodembewerking toegepast onder goede omstandigheden kan zorgen voor zowel een vroege oogst als minder tarra bij bieten (Snijders, Pers. communicatie).

7.4.1.3 Effect op de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid

Algemeen wordt aangenomen dat niet-kerende bodembewerking niet leidt tot een verhoging van nutriënten en bodemorganisch koolstofgehalte (SOC) ten opzichte van ploegen, wel tot een herverdeling: meer in de bovenste 10 cm en minder in de laag tussen 10-30 cm. Wat SOC en N_t betreft, worden deze bevindingen bevestigd door de Europese/Vlaamse data (Tabel 8). Ook D'Haene (2008) besloot dat niet-kerende bodembewerking resulteert in een herverdeling van bodemorganische koolstof, en dat er geen verschil is in totale koolstof-stock in de 0-60 cm laag in vergelijking met een conventionele bodembewerking. Wat plantbeschikbare P en K¹⁴ betreft, kon de verwachte herverdeling niet bevestigd worden (Tabel 8), al was er bij de Europese data wel een trend voor meer beschikbare P in de top laag (0-10 cm) dan in de 10-30 cm laag (hoewel niet significant).

De herverdeling is in het bijzonder interessant voor plantbeschikbaar fosfor en bodemorganisch koolstof. Meer plantbeschikbaar fosfor in de bovenste horizont kan de planten een snellere start bezorgen. Dit effect zou echter tegengewerkt kunnen worden door een lagere zuurtegraad in de bovenste bodemhorizont, hoewel het effect van NKB op bodem-pH beperkt lijkt te zijn (Tabel 8). Een hoger SOC-gehalte in de top laag is positief voor de vorming van aggregaten en om verslechting en erosie van de bodem tegen te gaan.

Hoewel er bij niet-kerende bodembewerking in de top laag een hoger mineralisatiepotentieel is in vergelijking met de diepere laag en een verschillend mineralisatiepatroon omwille van het verschil in bodemvocht en bodemtemperatuur, zijn er momenteel geen aanwijzingen dat de bemesting in de eerste jaren na omschakeling naar NKB aangepast moet worden (Vandermersch et al., 2014).

¹⁴Plantbeschikbaar fosfor en kalium werden bepaald door de ammoniumlactaatextractie.

Tabel 8. Analyse van bodemorganische koolstofgehalte (SOC), totale stikstof-, plantbeschikbare fosfor- en kaliumgehalte en pH bij niet-kerende bodembewerking, relatief uitgedrukt ten opzichte van ploegen, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Pecio et al. 2014 en Spiegel et al. 2014) en in Vlaanderen (Verlinden et al. 2005, Janssens et al. 2012, Willekens et al. 2014, D'Hose et al. 2016; de duur van de proeven in Vlaanderen bedroeg 1 à 12 jaar). De Europese data betreffen ondiepe NKB (<15 cm), de Vlaamse data diepe NKB (>15 cm).

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
SOC	Europa ^a	295	1.08	0.25	0.33	2.29	<0.0001
	W-Europa	114	1.11				
	Vlaanderen 0-10 cm	19	1.16	0.93	0.78	1.82	0.001
	Vlaanderen 10-30 cm	19	1.10	1.10	0.71	1.69	0.391
N _t	Europa ^a	29	1.07	0.08	0.90	1.22	0.000
	W-Europa	4	1.05				
	Vlaanderen 0-10 cm	3	1.13	0.04	1.10	1.17	- ^b
	Vlaanderen 10-30 cm	3	0.94	0.06	0.88	1.00	-
P _{besch}	Europa ^a	71	1.10	0.29	0.27	1.79	0.005
	W-Europa	17	1.26				
	Vlaanderen 0-10 cm	3	1.00	0.03	0.97	1.02	-
	Vlaanderen 10-30 cm	3	0.93	0.09	0.87	1.04	-
K _{besch}	Europa ^a	26	1.46	0.30	1.04	2.21	0.000
	W-Europa	2	1.17				
	Vlaanderen 0-10 cm	2	1.33	0.06	1.29	1.37	-
	Vlaanderen 10-30 cm	2	1.01	0.04	0.99	1.04	-
pH	Europa ^a	26	1.00	0.01	0.99	1.01	0.998
	W-Europa	2	1.00				
	Vlaanderen 0-10 cm	3	1.00	0.01	0.99	1.02	-
	Vlaanderen 10-30 cm	3	1.02	0.01	1.01	1.03	-

^aEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van niet-kerende bodembewerking op SOC, N_t, K_{besch} en pH hetzelfde was in de verschillende klimaatregio's, terwijl er voor P_{besch} wel een significant verschil was tussen de klimaatregio's (Pecio et al. 2014; Spiegel et al. 2014).

Een meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van diepte van staalname onderzocht werd, wees uit dat het effect van niet-kerende bodembewerking op pH, P_{besch} en K_{besch} hetzelfde was voor de verschillende bodemlagen. Voor SOC en N_t was er wel een significant effect van diepte van bodemstaalname: het SOC en N_t-gehalte was significant hoger in de 0-10 cm bodemlaag dan in de 10-30 cm laag (Pecio et al. 2014; Spiegel et al. 2014).

^bWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (-).

7.4.1.4 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

Niet-kerende bodembewerking is één van de maatregelen die de overheid aanbeveelt om erosie te verminderen. De erosiereducerende werking van niet-kerende bodembewerking kan verklaard worden doordat de bodem er ruwer bij ligt en vooral omdat een deel van de gewasresten van de vorige oogst of van de groenbedekker aan de oppervlakte blijft liggen (Reubens et al. 2010, Vandermersch et al. 2014). Hierdoor wordt de bodem beter beschermd tegen de impact van vallende regendruppels en verslemt de bodem minder snel. Als er toch nog water afstroomt, dan wordt de kracht van het water gebroken door de gewasresten, waardoor de bodemdeeltjes minder gemakkelijk loskomen. NKB is effectiever in het bestrijden van bodemerosie als er zoveel mogelijk gewasresten aan het oppervlak blijven liggen en als de bodem niet te fijn gelegd wordt bij de zaaibedbereiding. Belangrijkst zijn met andere woorden die factoren die de toestand van het bodemoppervlak beïnvloeden, eerder dan intrinsieke bodemeigenschappen.

Het erosiereducerend effect in meerjarig perspectief wordt versterkt door:

1. meer organische stofopbouw in de toplaag;
2. sterkere bodemkrumels (aggregaten) in de toplaag;
3. meer diepgravende regenwormen die de bodemstructuur verbeteren;
4. Een algemene toename van het bodemleven.

Niet-kerende bodembewerking wordt in Vlaanderen meestal toegepast in combinatie met een groenbedekker. Bij de bespreking van de analyseresultaten gaan we vooral in op deze combinatie. De referentie is ploegen met groenbedekker.

In Tabel 9 wordt een samenvatting gegeven van de beschikbare data voor Europa en Vlaanderen. De maatregel niet-kerende bodembewerking heeft geen significant effect op runoff (*oppervlakkige waterafstroming*), maar wel een significant

effect –voor het 90% betrouwbaarheidsinterval- op erosie (*hoeveelheid geërodeerde bodem*). De significantie stijgt voor de Vlaamse data tot het 95% betrouwbaarheidsinterval wanneer de aardappeldata (ruggenteelt) niet worden opgenomen in de analyse (p-waarde = 0.04). De grootte van het reducerend effect is klein (Vlaamse data, alle teelten), maar stijgt tot 24% als de aardappeldata niet in de analyse opgenomen worden.

De data wijzen ook op een grote variatie. Deze grote plaatsspecifieke verschillen zijn afhankelijk van de bedekkingsgraad en de mate van verslemping, en dus indirect ook van de hoeveelheid organische stof in de toplaag. Daarnaast zijn er ook situaties gekend waaronder meer water kan afstromen op niet-kerend bewerkte akkers dan in geploegde percelen. Niet-kerend bewerkte bodems (zeker bij directe inzaai) kunnen namelijk een zekere graad van ondiepe verdichting vertonen die deze afstroming in de hand werkt. Bovendien is het gemeten effect afhankelijk van de intensiteit van de regenval. Het effect is ook teeltafhankelijk. Zo heeft NKB een beperkt erosiereducerend effect bij aardappelen en tonen regenvalsimulaties een gemiddelde erosiereductie van ca. 40% aan bij suikerbieten (Van den Putte *et al.* 2011). Het beperkt effect bij aardappelen kan verklaard worden door de intense verstoring van de bodem die optreedt bij het aanmaken van aardappelruggen. Deze intense verstoring kan ook leiden tot meer erosie. Daarom verplicht de overheid momenteel, via de randvoorwaarden van het gemeenschappelijk landbouwbeleid, om drempels tussen de aardappelruggen aan te leggen om het water tegen te houden op sterk erosiegevoelige percelen¹⁵.

De maximale runoff-waarde voor Vlaanderen (2,13) is afkomstig van een perceel met lage absolute runoff-coëfficiënten (0,08 en 0,17 voor respectievelijk ploegen en NKB), terwijl de maximale erosie-waarde (3,67) afkomstig is van een aardappelperceel.

Tabel 9. Analyse van runoff-coëfficiënt (verhouding tussen hoeveelheid runoff en hoeveelheid neerslag) en erosie (hoeveelheid bodemverlies per oppervlakte- en tijdseenheid) bij niet-kerende bodembewerking, relatief uitgedrukt ten opzichte van ploegen (NKB en ploegen meestal in combinatie met groenbedekker), in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Guzmán *et al.* 2015) en in Vlaanderen (Verlinden *et al.* 2005, Van den Putte *et al.* 2011).

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
Runoff	Europa^a	37	0.94	0.07	0.07	3.10	0.55
	W-Europa	32	0.92				
	Vlaanderen	28	0.99	0.48	0.07	2.13	0.437
Erosie	Europa^a	38	0.76	0.84	0.01	3.67	0.08
	W-Europa	33	0.86				
	Vlaanderen	28	0.97	0.91	0.10	3.67	0.054

Tenslotte is het belangrijk om te benadrukken dat metingen op kleine schaal, zoals de data in Tabel 9, een onderschatting geven van het erosiereducerend effect op veldniveau (Leys *et al.* 2010). Uit Tabel 10 (resultaten afkomstig uit internationale literatuur) blijkt dat voor kleine proefvlakken een erosiereducerend effect van 48% gemeten werd, terwijl de erosiereductie op veldniveau 86% is (niet-kerend versus ploegen). Dit komt onder andere omdat bij regenexperimenten (kleine schaal) het bodemverlies door intergeulerosie wordt gemeten, terwijl bij metingen op niveau akkers bijkomend het bodemverlies door geulerosie gemeten wordt. Erosiekarteringen in Vlaanderen bevestigen de hogere erosiereductie op grote schaal, zijnde een reductie van 88% voor niet-kerende bodembewerking in combinatie met groenbedekker in vergelijking met ploegen (ook met groenbedekker) (Verlinden *et al.* 2005). Een gelijkaardig cijfer (85%) wordt ook door de experts van ALBON gehanteerd. De experts van ALBON gaven tevens tijdens de validatieworkshop aan dat ze een reductiefactor van 40% gebruiken voor de maatregel 'niet-kerende bodembewerking zonder groenbedekker'. Het zijn ook deze reductiefactoren die gebruikt werden bij de simulaties van het hernieuwd erosiebeleid, omdat reductiefactoren op niveau akker een beter idee geven van de mogelijke negatieve gevolgen van bodemerosie (bv. modderschade), en in die zin een betere schatting van de dienst zijn (het voorkomen van schade). Het zijn deze factoren die verder in de tekst gebruikt zullen worden.

¹⁵De aardappelteelt en andere ruggenteelten staan bekend als erosiegevoelige teelten. Water kan zich concentreren tussen de ruggen waarna dit versneld afstroomt. Dit snel stromende water sleurt heel wat bodemdeeltjes, nutriënten en gewasbeschermingsproducten met zich mee. Hierdoor stapelt het sediment zich op beneden aan het perceel. Bovendien worden zo ook erg natte omstandigheden gecreëerd onderaan het veld. Aardappeldrempels zijn kleine dammetjes die tussen de ruggen worden aangelegd. De drempeltjes zijn zo'n 10-15 cm hoog en herhalen zich om de 0,75 à 1,5 m afhankelijk van het type drempelmachine en/of afstelling. Op die manier ontstaat een kruimelstructuur en hindernissen die de runoff vertragen en infiltratie bevorderen.

Tabel 10. Bodemverlies-ratio (verhouding tussen hoeveelheid bodemverlies bij NKB ten opzichte van ploegen) en runoff-coëfficiënt-ratio (verhouding tussen hoeveelheid runoff en hoeveelheid neerslag, relatief uitgedrukt bij NKB ten opzichte van ploegen) in functie van de proefvlaklengte (naar Leys et al. 2010, de groepsverschillen zijn significant).

Proefvlaklengte (m)	Bodemverlies-ratio (aantal proefvlakken)	Runoff-ratio (aantal proefvlakken)
<2	0.52 ± 0.47 (n = 57)	0.94 ± 0.8 (n = 70)
2-30	0.33 ± 0.29 (n = 120)	0.80 ± 0.35 (n = 121)
>30	0.14 ± 0.19 (n = 40)	0.65 ± 0.51 (n=24)

Het meer algemeen toepassen van niet-kerende bodembewerking zou het ecosysteemaanbod van de dienst 'regulatie van erosierisico' doen toenemen. Volgens Van den Putte *et al.* (2011) zou een toepassing op schaal Vlaanderen kunnen leiden tot een jaarlijkse erosiereductie van 1,8 miljoen ton voor no tillage (directe inzaai), 2,0 miljoen ton voor ondiepe niet-kerende bodembewerking en 2,1 miljoen ton voor diepe niet-kerende bodembewerking. Omdat het erosiebeleid sinds 2011 sterk geëvolueerd is en landbouwers nu verplicht maatregelen dienen te nemen op sterk erosiegevoelige (paarse) en erosiegevoelige (rode) percelen werd besloten om in dit rapport op basis van de NARA-T kaarten¹⁶ een aantal scenario's uit te rekenen (zie Bijlage 2 voor meer info over de berekening):

- 1) Referentiescenario: Er werd hierbij geen rekening gehouden met de erosierandvoorwaarden voor paarse en rode percelen, waarvoor een landbouwer beroep doet op inkomensondersteuning. Landbouwers hebben hierbij een zekere keuzevrijheid. Er werd geopteerd om één mogelijkheid uit te kiezen die vooral gebruik maakt van groenbedekkers en niet-kerende bodembewerking. De keuze was de volgende:
 - o Voor meerjarige teelten: meer dan 80% waterdoorlatende bodembedekking.
 - o Voor ruggenteelten (aardappelen): niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker en ruggen (rode percelen), en bijkomend een grasbufferstrook (paarse percelen).
 - o Voor teelten ingezaaid na 1 januari (met uitzondering van ruggenteelt): niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker (rode percelen), en bijkomend een grasbufferstrook (paarse percelen).
 - o Voor teelten ingezaaid voor 1 januari: niet-kerende bodembewerking (rode percelen) en bijkomend een groenbedekker (paarse percelen).
 - o Indien het een perceel betrof dat akker was volgens de biologische waarderingskaart en niet aangegeven werd bij de éénmalige perceelsregistratie: geen maatregel.
- 2) Scenario 1: referentiescenario en landbouwers passen niet-kerende bodembewerking toe voor de niet-meerjarige teelten op niet-rode en niet-paarse percelen.
- 3) Scenario 2: referentiescenario en landbouwers passen bijkomend een groenbedekker toe voor teelten ingezaaid voor 1 januari op rode percelen en de combinatie niet-kerende bodembewerking en groenbedekker op niet-paarse en niet-rode percelen.

Scenario 1 leidt tot een bijkomende erosiereductie van 404.000 ton/jaar ten opzichte van het referentiescenario en scenario 2 tot 981.000 ton/jaar. In verhouding met een jaarlijks geschatte erosie van 1,7 miljoen ton is dit veel (respectievelijk -24% en -58%) (Van Der Biest *et al.* 2014).

7.4.1.5 Conclusie

Niet-kerende bodembewerking is een effectieve maatregel tegen erosie. Toepassing van niet-kerende bodembewerking reduceert erosie gemiddeld met 40%. In combinatie met een groenbedekker bedraagt de erosiereductie 85%. Of anders geformuleerd, het toepassen van niet-kerende bodembewerking op alle akkerpercelen¹⁷ zou ervoor zorgen dat bijna 25% van de huidige erosie vermeden wordt. Dit stijgt tot nagenoeg 60% wanneer dit gebeurt in combinatie met groenbedekker.

Het toepassen van niet-kerende bodembewerking gaat gemiddeld gepaard met een beperkte daling van de ecosysteemdienst voedselproductie, maar het effect is o.a. afhankelijk van gewastype, NKB methode (werktuigen, bewerkingsdiepte), en tijdstip van bewerken, en ook een opbrengststijging is mogelijk. De ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid wijzigt nauwelijks. Er is geen nutriëntentoeename, wel een herverdeling. De herverdeling en in het

¹⁶ <https://www.inbo.be/nl/interactieve-kaart-ecosysteemdiensten-vlaanderen>

¹⁷ Akkerpercelen komen overeen met de landgebruiksklassen maïs, akker en groenten op de landgebruikskaart van het Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO).

bijzonder een hoger plantbeschikbaar fosforgehalte in de toplaag kan resulteren in een snellere start van de gewasgroei (Tabel 11)

Tabel 11. *Samenvatting van het effect van niet-kerende bodembewerking op de ecosysteemdiensten 'voedselproductie', 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' en 'regulatie van erosierisico' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect).*

Maatregel	Ecosysteemdienst				
	Voedselproductie	Behoud van bodemvruchtbaarheid			Regulatie van erosierisico Bodemverlies en runoff
		pH	Nutriënten	Koolstofgehalte	
Niet-kerende bodembewerking	- (gemiddeld -1 à -3%; beperkte gegevens voor groenten)	0	Herverdeling	Herverdeling	+ (40% erosiereductie en 85% erosiereductie in combinatie met groenbedekker)

7.4.2 Toepassen van compost of stalmest ter vervanging van of aanvullend bij reguliere N-bemesting

7.4.2.1 Omschrijving

De maatregel bestaat uit het toepassen van compost of stalmest ter vervanging van de reguliere N-bemesting of het toepassen van compost aanvullend bij de reguliere N-bemesting. Onder reguliere N-bemesting wordt de combinatie kunstmest en drijfmest met een maximale invulling van de N-normen bedoeld.

Een bemestingsstrategie kan gericht zijn op het voeden van de plant of de bodem. Meststoffen die de plant rechtstreeks voeden zijn bijvoorbeeld minerale mest en drijfmest, aangezien ze veel plantopneembare nutriënten bevatten. Meststoffen die de bodem voeden, zoals compost en stalmest, bevatten veel nutriënten die via het bodemleven ter beschikking van de plant komen. Bodemvoedende meststoffen helpen mee aan de opbouw van het organische stofgehalte in de bodem en begunstigen over het algemeen de bodemkwaliteit (Reubens *et al.* 2010).

Compost bestaat uit organische componenten (merendeels gehumificeerd en dus traag afbreekbaar door bodemorganismen), minerale componenten en organismen. Het uitgangsmateriaal kan zowel van plantaardige als dierlijke oorsprong zijn. Naast aanvoer van minerale voedingsstoffen stelt compost ook geleidelijk voedingsstoffen vrij uit de organische fractie. De grote variatie aan uitgangsmaterialen en composteringsomstandigheden zorgt ervoor dat de samenstelling en de eigenschappen van compost (zoals de mate van afbreekbaarheid door bodemorganismen) heel variabel zijn, maar globaal zorgt dit omvormingsproces voor een verminderde biodegradeerbaarheid en een verschuiving in verhoudingen van nutriënten.

Stalmest is een mengsel van stro en uitwerpselen van runderen, paarden, schapen, geiten of varkens, met een droge stofgehalte van minimaal 20 procent. De vaste mest in het mengsel moet afkomstig zijn van dieren die zijn gehuisvest in ingestrooide stallen of van het bewerken van dierlijke mest met stro. Mengsels met uitwerpselen van pluimvee worden niet beschouwd als stalmest. De samenstelling van stalmest is heel variabel en is niet alleen afhankelijk van de diersoort en het moment van strobijmenging (zie hoger), maar onder andere ook van de voedersamenstelling van de dieren, de bijmenging van water (mors- en reinigingswater), het staltype, de opslagduur, het type strooisel, de mate van ontmenging en vervluchtiging.

7.4.2.2 Effect op de ESD voedselproductie

De Europese data geven aan dat er gemiddeld geen effect is van composttoepassing op gewasopbrengst, terwijl er bij stalmesttoepassing een negatief effect op gewasopbrengst werd waargenomen. Dit in tegenstelling tot de Vlaamse gegevens, die aantonen dat door toepassing van stalmest (niet significant) en compost de opbrengst gemiddeld genomen in beperkte mate toeneemt (Tabel 12). Bij vruchtbare bodems wordt er echter geen onmiddellijke stijging verwacht (mondelinge mededeling experts tijdens validatieworkshop), maar ook voor dergelijke bodems is het noodzakelijk om herhaaldelijk bodemverbeterende middelen, zoals compost of stalmest, toe te passen, om de bodemkwaliteit, en daardoor ook de productie, op peil te houden.

Stalmest en compost verhogen het opbrengstpotentieel door een verbetering van de bodemkwaliteit en van het stikstofleverend vermogen van de bodem, een betere stikstofbenutting door de verbeterde bodemkwaliteit en de aanlevering van meso- en micronutriënten zoals Mg, S, Ca, B en Zn, die door het oogsten onttrokken worden aan het perceel en niet aangeleverd worden door minerale meststoffen. Sommige van deze meso- en micronutriënten worden wel deels aangevuld via droge of natte depositie vanuit de atmosfeer.

Bij het opschalen van de toepassing op niveau Vlaanderen (bv. voor scenario-analyses) dient er rekening gehouden te worden met een aantal beperkingen, enerzijds de wettelijke en anderzijds de fysieke, zeker voor stalmest. De hoeveelheid stalmest die kan worden toegediend wordt beperkt door de mestwetgeving. Maar ook de beschikbare voorraad stalmest op niveau Vlaanderen is beperkt. De beschikbare voorraad wordt reeds volledig benut.

Tabel 12. Analyse van de gewasopbrengst bij gebruik van compost (aanvullend bij of ter vervanging van een reguliere N-bemesting), en stalmest (ter vervanging van een reguliere N-bemesting) in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzicht van een reguliere bemesting, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Zavattaro et al. 2014) en in Vlaanderen¹⁸ (D'Hose et al. 2012, Tits et al. 2012, Willekens et al. 2014, Vanden Nest et al. 2014, D'Hose et al. 2016). In de controle bij D'Hose et al. (2016) werd drijfmest en minerale N toegepast, terwijl de controle van de andere publicaties een minerale N-bemesting betrof.

		n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
Compost	Ter vervanging van N-bemesting	Europa^a	21	0.95	0.69	1.67	0.278
		W-Europa	10	0.95			
		Vlaanderen	39	1.06	0.92	1.46	0.09
	Aanvullend bij N-bemesting	Vlaanderen	31	1.03	0.95	1.11	0.05
Stalmest	Ter vervanging van N-bemesting	Europa^a	60	0.94	0.43	1.45	0.21
		W-Europa	8	0.74			
		Vlaanderen	7	1.07	0.88	1.33	0.14

^aEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van compost- en stalmesttoepassing op gewasopbrengst significant verschilde tussen de klimaatregio's (Zavattaro et al. 2014).

7.4.2.3 Effect op de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid

Op bodemorganische koolstof na, is het aantal Europese en Vlaamse veld-experimenten waarin het effect van compost/stalmest op de ESD 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' onderzocht wordt, beperkt. Omdat het gaat om bodemvoedende maatregelen, wordt echter verwacht dat ook het effect op nutriëntenbeschikbaarheid en pH positief zal zijn; dit wordt ook bevestigd door de beschikbare meetgegevens (Tabel 13 en 14). De exacte grootte van deze effecten is echter moeilijk te kwantificeren, omdat het gaat om maatregelen met een grote variabiliteit. Het uiteindelijke effect is dan ook afhankelijk van o.a. het type stalmest of compost, de dosis en de frequentie van toediening.

¹⁸ De proefvelden lagen in Melle (D'Hose et al. 2012, Vanden Nest et al. 2014), Merelbeke (D'Hose et al. 2016), in Meulebeke (Willekens et al. 2014) en Boutersem (Tits et al. 2012).

Tabel 13. Analyse van bodemorganische koolstofgehalte (SOC), totale stikstof-, plantbeschikbare fosfor-, en plantbeschikbare kaliumgehalte, en pH bij composttoepassing (aanvullend bij of ter vervanging van een reguliere N-bemesting), relatief uitgedrukt ten opzichte van een reguliere bemesting, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Pecio et al., 2014 en Spiegel et al., 2014) en in Vlaanderen (D'Hose et al. 2013, Willekens et al. 2014, Vanden Nest et al. 2014, D'Hose et al. 2016; de duur van de proeven in Vlaanderen bedroeg 2 à 6 jaar). In de controle bij D'Hose et al. (2016) werd drijfmest en minerale N toegepast, terwijl de controle van de andere publicaties een minerale N-bemesting betrof.

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
SOC	Europa^a	73	1.37	0.44	0.41	2.79	0.000
	W-Europa	15	1.34				
	Vlaanderen 0-10/15 cm	7	1.12	0.05	1.06	1.18	0.001
	Vlaanderen 10-30 cm	4	1.07	0.04	1.03	1.11	- ^c
N_t	Europa^a	13	1.14	0.04	1.09	1.23	0.000
	Ter vervanging van N-bemesting W-Europa	7	1.13				
	Vlaanderen 0-20 cm	6	1.26		1.14	1.44	0.002
	Aanvullend bij N-bemesting Vlaanderen 0-10/15 cm	7	1.10		1.05	1.13	<0.001
	Vlaanderen 10-30 cm	4	1.07		1.01	1.14	-
P_{besch}	Europa						
	Ter vervanging van N-bemesting W-Europa						
	Vlaanderen 0-20 cm	3	1.00		0.93	1.04	-
	Aanvullend bij N-bemesting Vlaanderen 0-10/15 cm	5	1.05		1.01	1.13	0.005
K_{besch}	Vlaanderen 10-30 cm	4	1.00		0.98	1.04	-
	Europa^b	4	1.04	0.05	0.98	1.10	0.199
	Ter vervanging van N-bemesting W-Europa	4	1.04				
	Vlaanderen 0-20 cm	3	1.02		0.98	1.07	-
	Aanvullend bij N-bemesting Vlaanderen 0-10/15 cm	4	1.20		1.10	1.34	-
pH	Vlaanderen 10-30 cm	3	1.24		1.14	1.33	-
	Europa^b	6	1.07	0.03	1.03	1.11	0.003
	Ter vervanging van N-bemesting W-Europa	6	1.07				
	Vlaanderen 0-20/30 cm	6	1.06		1.03	1.12	0.002
	Aanvullend bij N-bemesting Vlaanderen 0-10/15 cm	7	1.07		1.01	1.11	0.001
	Vlaanderen 10-30 cm	4	1.03		1.01	1.05	-

^aEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van composttoepassing op SOC en N_t niet significant verschilde tussen de klimaatregio's (Pecio et al. 2014; Spiegel et al. 2014).

^bDe Europese data vallen samen met de West-Europese.

^cWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (-).

Tabel 14. Analyse van bodemorganische koolstofgehalte (SOC), totale stikstof-, plantbeschikbare fosfor-, en plantbeschikbare kaliumgehalte, en pH bij stalmesttoepassing, relatief uitgedrukt ten opzichte van een reguliere minerale N-bemesting, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Pecio et al., 2014 en Spiegel et al., 2014) en in Vlaanderen (Leroy 2008, Moeskops et al. 2012, Vanden Nest et al. 2016; de duur van de proeven in Vlaanderen bedroeg 2 à 6 jaar).

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
SOC	Europa ^a	194	1.23	0.264	0.86	2.59	0.000
	W-Europa	19	1.32				
	Vlaanderen 0-20/30 cm	4	1.30	0.10	1.21	1.44	- ^b
N _t	Europa ^a	11	1.10	0.10	0.92	1.28	0.008
	W-Europa	4	1.20				
	Vlaanderen 0-20 cm	2	1.26		1.23	1.28	-
P _{besch}	Europa						
	W-Europa						
	Vlaanderen 0-20 cm	2	1.37		1.15	1.58	-
K _{besch}	Europa	1	1.28		1.28	1.28	
	W-Europa						
	Vlaanderen 0-20 cm	2	2.15		1.28	3.01	-
pH	Europa	4	1.01	0.04	0.96	1.05	0.524
	W-Europa						
	Vlaanderen 0-20 cm	3	1.09		1.05	1.16	-

^aEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van stalmesttoepassing op SOC en N_t significant verschilde tussen de klimaatregio's (Pecio et al. 2014; Spiegel et al. 2014).

^bWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (-).

7.4.2.4 Effect op de ESD regulatie van waterkwaliteit

Bij toepassing van compost wordt in het najaar gemiddeld een hogere nitraatresidu gemeten in vergelijking met een reguliere bemesting (Tabel 15). Uit de originele data (absolute waarden), blijkt echter dat de stijging maximaal 16 kg minerale N/ha bedroeg, en dit op een groenteperceel (prei) bij hoge gemeten minerale N-waardes van 188 en 204 kg N/ha bij respectievelijk de referentie- en de compostbehandeling. Hieruit kan besloten worden dat het risico op grotere uitspoelingsverliezen bij composttoepassing relatief beperkt blijft. Voor stalmest zijn er te weinig gegevens beschikbaar om een uitspraak te doen.

Tabel 15. Analyse van minerale N in het najaar (0-90 cm), bij toepassing van compost (aanvullend bij of ter vervanging van een reguliere N-bemesting) en stalmest, relatief uitgedrukt ten opzichte van een reguliere N-bemesting, in Vlaanderen (Leroy 2008, Willekens et al. 2014, D'Hose et al. 2016). In de controle bij D'Hose et al. (2016) werd drijfmest en minerale N toegepast, terwijl de controle van de andere publicaties een minerale N-bemesting betrof.

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
Compost	Ter vervanging van N-bemesting	9	1.09	0.13	0.86	1.29	0.033
	Aanvullend bij N-bemesting	6	1.04	0.08	0.95	1.16	0.135
Stalmest	Ter vervanging van N-bemesting	3	1.48	0.11	1.41	1.61	- ^a

^aWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (-).

7.4.2.5 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

De beschikbare data (Arthur et al. 2011; Tabel 16) lijken er op te wijzen dat composttoepassing een verminderend effect heeft op erosie/runoff. In het experiment van Arthur et al. (2011) werd gedurende een periode van negen jaar 30 m³ compost per hectare per jaar toegediend op een zandige leemgrond, waarna het erosiereducerend effect ingeschat werd. Het aantal data is echter te beperkt om een conclusie te formuleren. Er waren geen data beschikbaar voor stalmesttoepassing.

Tabel 16. Analyse van runoff-coëfficiënt (verhouding tussen hoeveelheid runoff en hoeveelheid neerslag) en erosie (hoeveelheid bodemverlies per oppervlakte- en tijdseenheid) bij compost- en stalmesttoepassing, relatief uitgedrukt ten opzichte van een reguliere bemesting, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Guzmán et al. 2015) en in Vlaanderen (Arthur et al. 2011). De Europese data betreffen stalmest- en composttoepassing, de Vlaamse data enkel composttoepassing.

		n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
Runoff	Europa^a	3	0.78	0.02	0.76	0.80	– ^b
	W-Europa	3	0.78	0.02	0.76	0.80	
	Vlaanderen	3	0.78	0.02	0.76	0.80	– ^c
Erosie	Europa^a	6	0.85	0.13	0.67	0.97	– ^b
	W-Europa	6	0.85	0.13	0.67	0.97	
	Vlaanderen	3	0.74	0.09	0.67	0.84	– ^c

^aDe West-Europese data vallen samen met de Europese data.

^bIn het Catch-C rapport (Guzmán et al., 2015) wordt geen statistisch resultaat weergegeven.

^cWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (–).

7.4.2.6 Conclusie

Het toepassen van compost of stalmest ter vervanging van of aanvullend bij een reguliere N-bemesting leidt niet tot een vermindering van de ecosysteemdienst ‘voedselproductie’ (Tabel 17). De ESD ‘behoud van de bodemvruchtbaarheid’ zal verbeteren bij herhaalde toepassing op langere termijn, maar door het kleine aantal experimenten en de hoge variabiliteit van de samenstelling van stalmest en compost is dit effect moeilijker te kwantificeren. Het risico op grotere N-uitspoeling bij composttoepassing lijkt beperkt; de ESD ‘regulatie van waterkwaliteit’ zal wellicht niet negatief beïnvloed worden. Het effect op de ESD ‘regulatie van erosierisico’ is niet gekend omdat er nauwelijks studies zijn die dit effect onderzochten.

Tabel 17. Samenvatting van het effect van het toepassen van compost (aanvullend bij en ter vervanging van N-bemesting), en van stalmest op de ecosysteemdiensten ‘voedselproductie’, ‘behoud van de bodemvruchtbaarheid’, ‘regulatie van waterkwaliteit’ en ‘regulatie van erosierisico’ (– = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect; ? = onvoldoende gegevens).

Maatregel	Ecosysteemdienst					
	Voedselproductie	Behoud van bodemvruchtbaarheid			Regulatie van waterkwaliteit	Regulatie van erosierisico
		pH	Nutriënten	Koolstofgehalte		
Compost	0 (percelen met goede bodemkwaliteit)					
	tot + (percelen met minder goede bodemkwaliteit)	+	+	+	0	?
Stalmest	0 (percelen met goede bodemkwaliteit)					
	tot + (percelen met minder goede bodemkwaliteit)	+	+	+	?	?

7.4.3 Teelt van groenbedekker

7.4.3.1 Omschrijving

Een groenbedekker wordt gedefinieerd als een gewas dat voor het in stand houden of verbeteren van de fysische, chemische en biologische bodemcondities wordt geteeld. Dit gewas levert meestal geen te verkopen of in de bedrijfsvoering te gebruiken product op. Daar waar in het verleden de nadruk lag op de verhoging van de chemische bodemvruchtbaarheid (groenbemesters), is de vernieuwde interesse in groenbedekkers tegenwoordig hoofdzakelijk te danken aan de mogelijkheden om het bodemoppervlak te beschermen tegen erosie en om stikstofverliezen te beperken door het vasthouden van nutriënten in de winter en het ter beschikking stellen ervan aan de volgteelt (vanggewas). Daarnaast zijn groenbedekkers ook nuttig om het bodemorganische stofgehalte op peil te houden of te verhogen, het bodemleven te bevorderen, de bodemstructuur te verbeteren, eventueel ongewenste aaltjes, plagen of schimmels te bestrijden (afhankelijk van het type groenbedekker), en onkruidontwikkeling af te remmen (Reubens et al. 2010). Wat plantparasitaire aaltjes betreft, deze zullen doorgaans afsterven tijdens een periode zonder gewas. Door inzaai van een groenbedekker wordt deze periode echter verkort. Groenbedekkers kunnen hierdoor waardplanten zijn voor aaltjes, en zo meehelpen de populatie van aaltjes te vergroten. Echter, er bestaan resistente rassen die de populatie van sommige soorten aaltjes kunnen inperken.

Omdat 'groenbemester' te zeer de focus op één functie lijkt te leggen, gebruiken we in deze analyse consequent de term 'groenbedekker'. Vanggewassen, bodembedekkers of groenbemesters, elk met hun specifiek doel, kunnen hier in principe allen onder dezelfde noemer 'groenbedekkers' ondergebracht worden (Reubens *et al.* 2010; Braekman *et al.* 2014).

De verschillende soorten groenbedekkers kunnen op basis van gewasgroei en -eigenschappen in drie categorieën onderverdeeld worden (Hermans *et al.* 2010; Gids demoveldbezoeken 2011; Braekman *et al.* 2014):

- bladrijke groenbedekkers (bv. gele mosterd, bladrammenas, bladkool en facelia);
- grasachtige groenbedekkers (bv. Italiaans raaigras, rogge, Japanse haver);
- vlinderbloemige (bv. klaver) groenbedekkers.

7.4.3.2 Effect op de ESD voedselproductie

Er zijn geen Vlaamse data beschikbaar. Uit Europese gegevens blijkt wel dat er algemeen gesproken in West-Europa geen negatief effect van een groenbedekker op de opbrengst van het hoofdgewas verwacht wordt (Tabel 18).

Tabel 18. Analyse van de gewasopbrengst van het hoofdgewas na het al dan niet oogsten van een groenbedekker, relatief uitgedrukt ten opzicht van een referentie zonder groenbedekker, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Zavattaro *et al.*, 2014).

		n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
Geoogst^a	Europa^b	41	1.05	0.75	1.58	0.13	0.028
	W-Europa	19	1.06				
Niet geoogst	Europa^b	8	1.00	0.64	1.3	0.19	0.974
	W-Europa	1	0.89				

^aBijvoorbeeld een grasgroenbedekker.

^bEen meervoudige lineaire regressie, waarin o.a. het effect van klimaat (Noord-, West-, Oost-, Zuid-Europa) onderzocht werd, wees uit dat het effect van een geoogste groenbedekker op gewasopbrengst van het hoofdgewas significant verschilde tussen de klimaatregio's (Zavattaro *et al.*, 2014). Wat niet-geoogste groenbedekkers betreft, was er geen effect van klimaat.

7.4.3.3 Effect op de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid

Er zijn geen Vlaamse data beschikbaar die het effect nagaan van groenbedekkers op de stikstofbeschikbaarheid en de opbouw van organisch koolstof, en ook wat de Europese data betreft zijn er slechts weinig gegevens beschikbaar (Tabel 19).

Tabel 19. Analyse van bodemorganische koolstofgehalte (SOC), totale stikstof- en plantbeschikbare kaliumgehalte, en pH bij het opnemen van een groenbedekker in de gewasrotatie, relatief uitgedrukt ten opzichte van een referentie zonder groenbedekker, in (West-)Europa (EU-Catch-C project, Pecio *et al.* 2014 en Spiegel *et al.* 2014). Wegens het beperkte aantal data, werd er geen verder onderscheid gemaakt tussen de verschillende klimaatregio's.

	n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
SOC	7	1.16	0.234	0.83	1.42	0.124
N_t	2	0.98	0.02	0.96	0.99	0.33
K_{besch}	2	0.81	0.07	0.77	0.86	0.155
pH	2	0.99	0.01	0.98	0.99	0.295

Inzake stikstofbeschikbaarheid is het belangrijk te benadrukken dat groenbedekkers, in tegenstelling tot een minerale bemesting, geen N toevoegen aan de bodem. In het najaar onttrekken ze eerst N aan de bodem om die nadien gedeeltelijk terug vrij te stellen (Reubens *et al.* 2010). Onder bepaalde omstandigheden leidt dit zelfs tot een reductie in N-beschikbaarheid voor het volggewas. Dit komt vaak voor in het eerste jaar na toepassing van een groenbedekker, zeker bij grasachtigen, die na inwerken in de bodem trager afbreken en dus ook trager N vrijstellen. De N-nalevering hangt vooral af van de C/N-verhouding van de groenbedekker. Hoe lager, hoe meer N wordt vrijgesteld. Voor een optimale overdracht van N uit de plant naar de bodem, gebeurt het inwerken liefst zo laat mogelijk, maar zeker voor half maart. In elk geval zal steeds een deel van de vrijgezette N uitspoelen, denitrificeren of geïmmobiliseerd worden door fysische stabilisering, en zal tot maximum 1/3^{de} nuttig gebruikt kunnen worden door het volggewas. In een gemiddeld jaar vertaalt zich dat in een bescheiden winst aan N-vrijstelling van 5 tot 20 kg N/ha. Bovendien is niet alleen de hoeveelheid, maar ook het tijdstip

waarop de N-nalevering gebeurt van groot belang. In principe kan het zelfs gebeuren dat een deel van de N uit ingewerkte groenbedekkers zo laat vrijkomt dat het een negatief effect heeft op de kwaliteit van het volggewas. Ook de verdeling van beschikbare N in de bodem wordt door groenbedekkers beïnvloed. Doorgaans vertaalt zich dat in een concentratie in de top laag en een reductie in de diepere bodemlagen. Dit dynamisch en moeilijk voorspelbaar fenomeen hangt onder meer af van het inwerktijdstip, de weersomstandigheden, de bodem, de opnamecapaciteit van de volgteelt en de soort groenbedekker (Reubens *et al.* 2010).

De meeste groenbedekkers dragen omwille van hun lage C/N-verhouding en beperkte hoeveelheid moeilijk afbreekbaar materiaal, slechts beperkt bij aan de opbouw van organisch koolstof in de bodem (zie ook Tabel 19). De bijdrage hangt onder meer af van het type groenbedekker, de ontwikkeling van het gewas en de manier waarop de groenbedekker in de bodem ingewerkt wordt. Vooral grassen kunnen een aanzienlijke bijdrage leveren aan de organische stofvoorziening in de bodem, indien tijdig ingezaaid. Belangrijk is ook de manier waarop de groenbedekker in de bodem ingewerkt wordt. Bij onderploegen van een volumineuze groenbedekker bestaat het risico dat alle organisch materiaal geconcentreerd wordt op één plaats (Reubens *et al.* 2010). Echter, het is voornamelijk de beworteling die bijdraagt aan organische stofopbouw (Elsen, Pers. communicatie).

7.4.3.4 Effect op ESD regulatie van waterkwaliteit

Er kan een significant positief (reducerend) effect van groenbedekkers op het nitraatresidu in het najaar verwacht worden (Tabel 20). De reductie van het nitraatresidu wordt ook bevestigd door de nitraatconcentratie in het drainagewater tijdens de winter. De reductie van de nitraatconcentratie in het drainagewater (gesimuleerde waarden) bij aanwezigheid van een groenbedekker in vergelijking met het braak laten liggen van het perceel, bedraagt gemiddeld 64% (Tabel 20) (De Waele *et al.* 2014).

Tabel 20. Analyse van het nitraatresidu (bodem; 0-90 cm) en de nitraatconcentratie in het drainagewater bij het toepassen van groenbedekkers in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzichte van een teelt zonder groenbedekker (gids Demoveldbezoeken 2011, Hermans *et al.* 2010, De Waele *et al.* 2014).

	n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
Nitraatresidu (bodem)	30	0.48	0.28	0.05	1.25	<0.001
Nitraatconcentratie in drainagewater	46	0.36	0.23	0.13	0.96	<0.001

De grootte van het effect op het nitraatresidu wordt beïnvloed door veel factoren (Reubens *et al.* 2010, Hermans *et al.* 2011). Voorbeelden daarvan zijn:

1. Het zaaitijdstip: een vroege zaai zorgt ervoor dat de groenbedekker van een langere ontwikkelingsperiode kan genieten en bijgevolg een hogere stikstofopname kan realiseren. Om een voldoende hoge stikstofopname te realiseren en het nitraatresidu in de bodem gevoelig te verlagen, worden groenbedekkers best voor 1 september ingezaaid. Deze vroege inzaaidatum is ook een belangrijk knelpunt voor het toepassen van deze maatregel, omdat landbouwgewassen zoals maïs en bieten pas laat van het veld gaan.
2. Het type bodembewerking: een diepe grondbewerking stimuleert het mineralisatieproces. De groenbedekker krijgt hierdoor meer stikstof ter beschikking en er is ook kans op een hoger nitraatresidu in het najaar.
3. Bijbemesting: vooral bij de teelt in een N-arme stoppel kan een startgift noodzakelijk zijn voor een sterkere ontwikkeling van de groenbedekker. De groenbedekker kan deze aanvullende hoeveelheid stikstof opnemen, maar zal mogelijks niet de volledige toegediende hoeveelheid opnemen. Daardoor is er kans op een verhoogd nitraatresidu in het najaar. Op N-rijke percelen wordt een N-bemesting afgeraden.

Andere beïnvloedende factoren zijn de soort groenbedekker en de bodem- en weersomstandigheden. Zo zal bijvoorbeeld de groenbedekker bij een nat koud najaar slechter ontwikkelen, terwijl nitraatuitspoeling wordt bevorderd. Dit leidt tot een grote variabiliteit, waardoor de grootte van het effect moeilijk te kwantificeren is.

7.4.3.5 Effect op de ESD regulatie van erosierisico

Er kan een positief (reducerend) effect van groenbedekkers op erosie en runoff verwacht worden, maar het aantal beschikbare data is te beperkt om het effect te kunnen kwantificeren. ALBON gaf tijdens de validatieworkshop aan dat ze bij het opstellen van het nieuwe erosiebeleid rekening hielden met een erosiereductie van 85% voor de maatregelcombinatie groenbedekker en niet-kerende bodembewerking. Het effect van de maatregel 'alleen groenbedekker' was niet gekend.

Er is geen studie in Vlaanderen die dit effect onderzocht. Uit Wallonië was er één studie beschikbaar. Deze studie wijst op een significant effect. Maar het erosiereducerend effect varieert wel van volledige reductie (ratio 0) tot geen effect (ratio 1) (Tabel 21). Het variabel resultaat kan deels verklaard worden door het al dan niet bewerken van het veld in het najaar na de oogst van het voorgaande gewas, vermits dit ook een effect had op de hoeveelheid runoff en erosie.

Tabel 21. Analyse van runoff- en erosiedata bij het toepassen van groenbedekkers, relatief uitgedrukt ten opzichte van een teelt zonder groenbedekker (Laloy & Biolders 2010).

	n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
Runoff	6	0.28	0.42	0.00	1.00	<0.01
Erosie	6	0.23	0.40	0.00	1.00	<0.01

Het erosiereducerend effect van een groenbedekker gebeurt zowel bovengronds als ondergronds. *Bovengronds* bedekken groenbedekkers met hun bladerdek de bodem, waardoor het risico op losmaken en transport van bodempartikels door de inslag van regendruppels afneemt. De bovengrondse biomassa reduceert ook de snelheid van afstromend water. *Ondergronds* koloniseren groenbedekkers met hun wortelstelsel het bodemprofiel. Dit leidt tot een verhoogde permeabiliteit en aggregaatstabiliteit waardoor de bodem meer weerstand biedt tegen verslemping en afspoeling. Naast watererosie, beperkt een groenbedekking ook de verstuijing van bodemdeeltjes bij hevige wind in de winter en het vroege voorjaar (Reubens *et al.* 2010).

7.4.3.6 Conclusie

Het effect van het toepassen van groenbedekker op de ecosystemendiensten 'voedselproductie' en 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' is niet gekend (Tabel 22), maar is naar alle waarschijnlijkheid in de meeste gevallen positief (Salomez, Pers. communicatie). Op basis van de West-Europese data van het Catch-C-project (Zavattaro *et al.* 2014) kan er voorzichtig geconcludeerd worden dat er geen negatief effect op de ESD 'voedselproductie' te verwachten is. Het toepassen van een groenbedekker heeft wel een positief effect op de ecosystemendiensten 'regulatie waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico'.

Tabel 22. Samenvatting van het effect van groenbedekker op de ecosystemendiensten 'voedselproductie', 'behoud van de bodemvruchtbaarheid', 'regulatie van waterkwaliteit' en 'regulatie van erosierisico' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect; ? = onvoldoende gegevens).

Maatregel	Ecosysteemdienst				
	Voedselproductie	Behoud van bodemvruchtbaarheid			Regulatie van erosierisico
		pH	Nutriënten	Koolstofgehalte	
Groenbedekker	?	?	?	?	+

7.4.4 Teelt van grasklaver

7.4.4.1 Inleiding

Het gebruik van vlinderbloemigen zoals klaver en luzerne als eiwitleverancier via het kuilvoer in het rantsoen is in Vlaanderen geen gangbare praktijk. Meestal wordt gebruik gemaakt van grassen die met stikstof worden bemest en aangekocht hoogwaardig soja-eiwit. Nochtans is het mogelijk om een gedeelte van de eiwitbehoefte op het bedrijf in te vullen door teelten als klaver, grasklaver of luzerne. Hierdoor wordt de ruwvoerwinning in de Vlaamse veehouderij gediversifieerd en meer bedrijfsgebonden gemaakt. Bijkomend voordeel is de lagere behoefte aan N-bemesting (Departement Landbouw & Visserij 2016).

7.4.4.2 Omschrijving

De term gras-klaver duidt in onze regio meestal op de gecombineerde teelt van grassen (vaak Engels raaigras) met witte klaver (*Trifolium repens*) (Reubens *et al.* 2010). Het grootste voordeel van de toevoeging van klaver is het vermogen ervan om stikstof (N) uit de lucht te fixeren. Deze N komt dan ten goede aan het gras (en de volgteelt). Daardoor kan de N-bemesting verminderd worden. Klaver zorgt ook voor een bijdrage aan de eiwitvoorziening van het vee. Bovendien is de verteerbaarheid van witte klaver iets beter dan die van Engels raaigras en maakt de regelmatige N-voorziening aan de omringende grasplanten de kans op kroonroest in het gras kleiner. Dit maakt dat de verteerbaarheid en smakelijkheid van het mengsel bewaard blijven.

Het beheer van de mengteelt van Engels raaigras met witte klaver is complexer dan een zuivere graszode. Dit komt vooral door de wispelturige groei van witte klaver. Het percentage klaver in de zode varieert dan ook van jaar tot jaar of zelfs binnen het jaar. Daardoor is de stabiliteit van een gras-klaverzode minder groot dan die van een zuivere graszode. Het

aandeel klaver mag enerzijds niet te hoog zijn omdat dit de smakelijkheid van het mengsel doet afnemen en mag anderzijds niet te laag zijn aangezien dit de productiviteit van het gras-klaver bestand doet dalen. Daarnaast moet na het scheuren van meerjarige gras-klaver (meestal om de 2 à 3 jaar), rekening gehouden worden met de enorme N-mineralisatie die op korte termijn plaatsvindt. Dit houdt immers een risico in op nitraatuitspoeling. Scheuren in het voorjaar en een N-vragend volggewas in combinatie met een vanggewas, is de aanbevolen praktijk.

Naast witte klaver kan ook rode klaver (*Trifolium pratense*) gebruikt worden. Rode klaver fixeert in vergelijking met witte klaver iets minder N, heeft een lagere energie-inhoud, wordt gekenmerkt door een diepere beworteling (penwortel) en is goed bestand tegen droogte, maar verdraagt geen begrazing en is maximaal twee jaar productief. Het feit dat rode klaver enkel gemaaid kan worden, maakt het systeem iets minder flexibel en verklaart de meer beperkte toepassing in de praktijk. Rode klaver kan zowel op zichzelf (reinteelt) als gemengd met gras geteeld worden. Dit laatste beperkt de problemen met onkruiden en verhoogt de verteerbaarheid. Het gebruik van een mengsel van gras met witte en rode klaver kan ook. In de biologische veehouderij zijn daarmee goede ervaringen opgedaan.

7.4.4.3 Effect op de ESD voedselproductie

Er is slechts een beperkt aantal data beschikbaar. Deze geven aan dat bij grasklaver met een N-bemesting tot 150 kg N/ha, de opbrengst aan droge stof en ruw eiwit hoger is dan bij gras dat volgens de MAP-normen wordt bemest (300 kg N/ha onder maaivoorwaarden op zand) (Tabel 23). Als het gras onder maaivoorwaarden met meer dan 300 kg N/ha wordt bemest neemt de opbrengst aan droge stof en ruw eiwit toe. Dit laatste is onder MAP 5 mogelijk geworden omdat de mestbeperkingen geformuleerd zijn op het niveau van het bedrijf en niet meer op het niveau van het individueel perceel.

Tabel 23. Analyse van droge stof opbrengstgegevens bij grasklaver (150 kg N) in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzichte van gras (300 kg N, uitsluitend maaien) (De Vliegheer & Carlier 2008; De Vliegheer 2010; De Vliegheer & D'Hose 2015).

n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
14	1.20	0.97	1.48	0.17	<0.001

7.4.4.4 Effect op de ESD regulatie van waterkwaliteit

Het nitraatresidu bij gras-klaver ligt procentueel hoger dan bij de zuivere teelt van gras (Tabel 24), maar de absolute waarden liggen nog steeds veel lager dan de norm van 90 kg NO₃⁻-N/ha (absolute waarden over de proeven en behandelingen heen liggen tussen 5 en 26 kg NO₃⁻-N/ha). De resultaten zijn bekomen onder maaivoorwaarden waarbij eventueel N van dierlijke oorsprong in het voorjaar en na snede 1 of 2 werd toegediend. Bij dergelijk maaibeheer wordt veel N afgevoerd van het perceel. Bij begrazing komt er via urine en vaste mest N, P en K op de weide terecht. Dat gebeurt dan zeer heterogeen over de weide en gespreid over het groeiseizoen. Bij een verantwoorde bemesting en een goede uitbating wordt echter geen overschrijding van het nitraatresidu verwacht.

Tabel 24. Analyse van nitraatresidu in de bodemlaag (0-90 cm) bij gras-klaver in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzichte van gras (uitsluitend maaien) (De Vliegheer & Carlier 2008; De Vliegheer & Van Waes 2013).

n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
22	1.66	0.86	2.86	0.55	<0.001

7.4.4.5 Conclusie

De maatregel 'teelt van grasklaver' heeft in vergelijking met de teelt van zuiver gras een positief effect op de ESD 'voedselproductie', en dit bij een lagere N-bemesting. Het risico op nitraatuitspoeling tijdens de winter blijft laag (ESD 'regulatie van waterkwaliteit') (Tabel 25).

Tabel 25. Samenvatting van het effect van de teelt van grasklaver op de ecosysteemdiensten 'voedselproductie' en 'regulatie van waterkwaliteit' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect).

Maatregel	Ecosysteemdienst	
	Voedselproductie	Regulatie van waterkwaliteit
		Nitraatresidu
Teelt van grasklaver	+	0

7.4.5 Wisselbouw

7.4.5.1 Omschrijving

Wisselbouw is de teeltrotatie van akkerbouwgewassen met tijdelijk grasland, in een regelmatige sequentie. Het tijdelijke grasland kan 2 à 4 jaar¹⁹ aanliggen. In deze paragraaf wordt de teeltrotatie kuilmaïs - tijdelijk gras vergeleken met een kuilmaïsmonocultuur.

De goedkope beschikbaarheid van gewasbeschermingsmiddelen en minerale bemesting verminderde de nood aan gewasrotatie. Wisselbouw is, naast een groenbedekker, een mogelijke maatregel om het organische koolstofgehalte bij bv. een kuilmaïsmonocultuur op peil te houden. De afbraak van organische stof is in een dergelijke monocultuur groter dan de aanvoer vanuit mest (beperkingen vanuit het beleid) en gewasresten (WUR 2015, Van Eekeren *et al.* 2008).

Door de verstrengde mestwetgeving, de vergroeningsmaatregelen binnen het nieuwe Europese Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (gewasdiversificatie) en meer interesse in duurzame landbouwsystemen, is er recent meer belangstelling voor gewasrotatie (Nevens & Reheul 2002, 2003, van Eekeren *et al.* 2008).

7.4.5.2 Effect op de ESD voedselproductie

Het effect van wisselbouw op de opbrengst is beperkt (Tabel 26). In een vergelijkende studie van maïs in monocultuur met maïs in wisselbouw en bij een gelijke, gangbare N-bemesting, namen Nevens & Reheul (2002) over een periode van 9 jaar een meeropbrengst van 2% waar bij het wisselbouwsysteem.

Het onderwerken van het tijdelijk grasland zorgt voor een aanzienlijke stikstofnalevering. Aan de hand van een langlopende veldproef (35 jaar) kwamen Nevens & Reheul (2002) tot volgende stelregel: het onderwerken van 3 jaar oud tijdelijk grasland levert ongeveer 250 kg N/ha op, waarvan 50% beschikbaar komt in het eerste jaar na onderwerken, 30% in het tweede en 20% in het derde. Dit kan voor de landbouwer een aanzienlijke besparing opleveren omdat hij minder minerale stikstof dient toe te dienen in het volggewas zonder daarbij in te boeten op gewasopbrengst.

Tabel 26. Analyse van gewasopbrengstgegevens bij wisselbouw in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzichte van een maïsmonocultuur (Nevens & Reheul 2002, D'Hose 2015).

	n	Gem.	Min.	Max.	St. afw.	p-waarde
	5	1.08	1.02	1.1	0.04	0.009

7.4.5.3 Effect op de ESD behoud van bodemvruchtbaarheid

Wisselbouw laat toe om het organische koolstofgehalte en stikstofgehalte in de bodem op peil te houden. De organische koolstof en stikstof die in de periode van tijdelijk grasland wordt opgebouwd, zal in de akkerbouwperiode worden verbruikt. Hierdoor zal het organische koolstof- en stikstofgehalte minder snel dalen dan bij bijvoorbeeld maïs in monocultuur. Immers, de opbouw van organische N en C wordt gevolgd door de afbouw ervan, waardoor het organische N- en C-gehalte netto ongeveer constant blijft. Illustratief hiervoor zijn de resultaten van een lange termijnproef aan de UGent, waarin het organische stofgehalte in de 0-10 cm laag bij blijvend grasland na 36 jaar 6,1% bedroeg, bij continu bouwland 2,1% en bij een vruchtwisseling van 3 jaar gras en 3 jaar maïs 3,4% (Van Eekeren *et al.* 2008). Verder zijn er slechts een beperkt aantal data beschikbaar over het effect van wisselbouw op bodemvruchtbaarheid (Tabel 27).

Tabel 27. Analyse van bodemorganische koolstofgehalte (SOC), totale stikstof-, plantbeschikbare fosfor-, en plantbeschikbare kaliumgehalte, en pH-KCl in de bovenste bodemlaag (0-15 cm) bij wisselbouw in Vlaanderen, relatief uitgedrukt ten opzichte van een maïsmonocultuur (D'Hose 2015; op het moment van staalname lag de proef 5 jaar aan).

	n	Gem.	St. afw.	Min.	Max.	p-waarde
SOC	2	1.05	0.02	1.04	1.07	- ^a
N_t	2	1.05	1.05	1.04	1.06	-
P_{besch}	2	0.96	0.02	0.95	0.97	-
K_{besch}	2	0.88	0.02	0.86	0.90	-
pH	2	0.98	0.01	0.97	0.98	-

^aWegens het beperkte aantal data, werden hier geen t-testen uitgevoerd (-).

¹⁹ Het maximum ligt op 4 jaar omdat tijdelijk gras na 5 jaar overgaat naar blijvend gras.

7.4.5.4 Conclusie

De maatregel 'wisselbouw' behoudt de ESD voedselproductie. Wel wordt het ene product kuilmaïs deels vervangen door een ander product zijnde gras. De maatregel heeft een positief effect op de ESD 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' (N en C) (Tabel 28).

Tabel 28. *Samenvatting van het effect van wisselbouw op de ecosysteemdiensten 'voedselproductie' en 'behoud van de bodemvruchtbaarheid' (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect).*

Maatregel	Ecosysteemdienst		
	Voedselproductie	Behoud van bodemvruchtbaarheid	
		Nutriënten	Koolstofgehalte
Wisselbouw	0	+ (N)	+

7.4.6 Samenvatting

In Tabel 29 wordt het effect van de besproken maatregelen op de diverse ecosysteemdiensten weergegeven. Uit deze tabel blijkt dat de huidige wetenschappelijke kennis beperkt is om de effecten van de maatregelen op de ecosysteemdiensten kwantitatief door te rekenen.

Tabel 29. Samenvattende tabel van de invloed van de besproken maatregelen op de onderzochte indicatoren van de geselecteerde ecosystemendiensten (- = negatief effect; 0 = geen effect; + = positief effect; ? = onvoldoende gegevens).

Maatregel	Ecosysteemdienst									
	Totale productie	Voedsel- productie	Behoud van bodemvruchtbaarheid			Regulatie van globaal klimaat	Regulatie van waterkwaliteit			Regulatie van erosierisico
			pH	Nutriënten	Koolstof- gehalte	Koolstof- voorraad in bodem	Nitraat- residu	Vermindering fosfor- afspoeling	Vermindering stikstof- afspoeling	Vermindering van Bodemverlies
Perceelsrand bestaande uit grassen		-				+		+	+	+
Perceelsrand bestaande uit bomenrijen of houtkanten		-				+	?	+	+	+
Agroforestry	+	-				+		+	+	+
Niet-kerende bodembewerking		- (gemiddeld 1 à 3%; beperkte gegevens voor groenten)	0	her- verdeling	her- verdeling					+ (40% reductie en 85% in combinatie met groenbedekker)
Compost		0 tot + ^a	+	+	+		0			?
Stalmest		0 tot + ^a	+	+	+		?			?
Groenbedekker		?	?	?	?		+			+
Teelt van grasklaver		+					0			
Wisselbouw		0		+ (N)	+					

^a 0 voor bodems van goede kwaliteit en + voor bodems van minder goede kwaliteit

Lectoren

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

Steven Broekx, Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO)

Nathalie Cools, Suzanne Lettens, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)

Toon De Keukelaere, Boerenbond

Annemie Elsen, Bodemkundige Dienst van België

Jan Mertens, Vakgroep Toegepaste Biowetenschappen, Universiteit Gent

Joost Salomez, Afdeling Land- en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (ALBON) van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Steven Sleutel, Vakgroep Bodembeheer, Universiteit Gent

Eva Snijders, Afdeling milieu-integratie en –subsiëring van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Referenties

- Abu-Zreig M., Rudra R.P., Whiteley H.R., Lalonde M.N., Kaushik N.K. (2003). Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of environmental quality* 32(2):613-619.
- Allen S.C., Jose S., Nair P., Brecke B.J., Nkedi-Kizza P., Ramsey C.L. (2004). Safety-net role of tree roots: evidence from a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)—cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Forest Ecology and Management* 192(2):395-407.
- Arora K., Mickelson S.K., Baker J.L., Tierney D.P., Peters C.J. (1996). Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. *Transactions of the ASAE* 39(6):2155-2162.
- Arthur E., Cornelis W., Vermang J., De Rocker E. (2011). Effect of compost on erodibility of loamy sand under simulated rainfall. *Catena* 85(1):67-72.
- Bambrick A.D., Whalen J.K., Bradley R.L., Cogliastro A., Gordon A.M., Olivier A., Thevathasan N.V. (2010). Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry systems* 79(3):343-353.
- Bergeron M., Lacombe S., Bradley R.L., Whalen J., Cogliastro A., Jutras M.-F., Arp P. (2011). Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agroforestry systems* 83(3):321-330.
- Blanco-Canqui H., Gantzer C., Anderson S., Alberts E., Thompson A. (2004). Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. *Soil Science Society of America Journal* 68(5):1670-1678.
- Borin M., Passoni M., Thiene M., Tempesta T. (2010). Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European journal of agronomy* 32(1):103-111.
- Borin M., Vianello M., Morari F., Zanin G. (2005). Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, ecosystems & environment* 105(1):101-114.
- Braekman P.D., B.; Rombouts, G. (2014). *Praktijkgids bemesting. Meststoffen en groenbedekkers*. Brussel: Departement Landbouw & Visserij.
- Brandle J.R., Hodges L., Zhou X.H. (2004). Windbreaks in North American agricultural systems. *New vistas in agroforestry*: Springer. p 65-78.
- Burgess P.J., Incoll L., Corry D., Beaton A., Hart B. (2005). Poplar (*Populus* spp) growth and crop yields in a silvoarable experiment at three lowland sites in England. *Agroforestry systems* 63(2):157-169.
- Cardinael R., Chevallier T., Barthès B.G., Saby N.P., Parent T., Dupraz C., Bernoux M., Chenu C. (2015). Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon—A case study in a Mediterranean context. *Geoderma* 259:288-299.
- Cardinali A., Carletti P., Nardi S., Zanin G. (2014). Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology* 80:67-76.
- Chaves B.D. (2001). *Effect van bomen en hagen op landbouwgewassen*. Gent: Ghent University.
- Chirko C.P., Gold M.A., Nguyen P.V., Jiang J. (1996). Influence of direction and distance from trees on wheat yield and photosynthetic photon flux density (Q p) in a Paulownia and wheat intercropping system. *Forest ecology and management* 83(3):171-180.
- Christen B., Dalgaard T. (2013). Buffers for biomass production in temperate European agriculture: A review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. *Biomass and Bioenergy* 55:53-67.
- Connor D.J. (2013). Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world. *Field Crops Research* 144:145-147.

Cools N., Van Gossum P. (2014). Ecosysteemdienst behoud van de bodemvruchtbaarheid. (INBO.R.2014.1988205). In: Stevens M.e.a. (editor). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582.

D'Hose T., Cougnon M., De Vliegheer A., Vandecasteele B., Viaene N., Cornelis W., Van Bockstaele E., Reheul D. (2014). The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology* 75:189-198.

D'Hose T., Ruysschaert G., Viaene N., Debode J., Nest T.V., Van Vaerenbergh J., Cornelis W., Willekens K., Vandecasteele B. (2016). Farm compost amendment and non-inversion tillage improve soil quality without increasing the risk for N and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 225:126-139.

De Bruyn L. (2014). Hoofdstuk 17 - Ecosysteemdienst plaagbeheersing. (INBO.R.2014.1994543). In: Stevens M.e.a. (editor). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582.

de Bruyn L. (2014). Hoofdstuk 17 - Ecosysteemdienst plaagbeheersing. (INBO.R.2014.1994543). In: Stevens M.e.a. (editor). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582.

De Ponti T., Rijk B., Van Ittersum M.K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108:1-9.

De Vliegheer A. (2010). White clover effect on yield and quality of *Lolium perenne* sward under cutting conditions. *Grassland Science in Europe* 15:211-213.

De Vliegheer A., Carlier L. (2008). Potential of fodder legumes under intensive farming conditions in Flanders. *Grassland Science in Europe* 13:236-238.

De Vliegheer A., D'Hose T. (2015). Grass/clover under cutting conditions: a sustainable system of intensive, high quality forage production. *Grassland Science in Europe* 20:194-196.

De Vliegheer A., Van Waes C. (2013). Nitrate-N residue in the soil under a perennial ryegrass sward with and without white clover under cutting conditions. *Grassland Science in Europe* 18:159-161.

De Waele J., De Vliegheer A., Vandecasteele B., Odeurs W., Elsen A., Haesaert G., Derycke V., Verlinden G., Bries J., Wittouck, D., De Neve S. (2014). Beste landbouwpraktijken van teelten in combinatie met nateelten/ vanggewassen. Eindrapport. . Brussel: Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door de Vakgroep Bodembeheer van de Universiteit Gent, de Vakgroep Plantaardige Productie van de Hogeschool Gent, de Eenheid Plant van het ILVO, de Bodemkundige Dienst van België en Inagro. 164 p.

Declercq F., Poesen J. (1991). Erosiekaracteristieken van de bodem in Laag- en Midden-Belgie. *Tijdschrift van de Belgische vereniging voor Aardrijkskundige Studies (BEVAS)* 1:19-46.

Demeulemeester K., Janssen K., Hubrecht L., Ryckaert I., Anthonissen A., Braekman P., Rombouts G. (2012). Praktijkgids landbouw en natuur: Module rundvee, grasland en andere voedergewassen. . Brussel: Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling.

Departement Landbouw & Visserij (2016). Teelt van vlinderbloemigen. . <http://lv.vlaanderen.be/nl/subsidies/agromilieuverbintenissen/teelt-van-vlinderbloemigen-pdpo-iii>.

D'Haene K. (2008). The potential of reduced tillage agriculture in Flanders. Gent: Ghent University. 199 p.

D'Hose T. (2015). The effect of farm compost application and crop rotation on chemical, physical and biological soil quality and crop yields. Gent: Ghent University. 165 p.

D'Hose T., Cougnon M., De Vliegheer A., Willekens K., Van Bockstaele E., Reheul D. (2012). Farm compost application: effects on crop performance. *Compost Science & Utilization* 20(1):49-56.

Duchemin M., Hogue R. (2009). Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131(1):85-97.

- Dupraz C., Liagre F. (2008). *Agroforesterie: des arbres et des cultures*: France Agricole Editions.
- Dupraz C., Burgess P., Gavaland A., Graves A., Herzog F., Incoll L., Jackson N., Keesman K., Lawson G., Lecomte I., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Palma J., Papanastasis V., Paris P., Pilbeam D., Reisner Y., Vincent G., van der Werf W. (2005). *Synthesis of the Silvoarable Agroforestry For Europe project*. Montpellier: INRA-UMR System Editions. 254 p.
- EIP-AGRI. (2016). EIP-AGRI Focus Group: Benefits of landscape features for arable crop production. Final report, March 2016. https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/eip-agri_fg_ecological-focus-areas_final-report_en.pdf.
- Esterka J. (2008). The influence of woody edges on wheat yield. *Journal of Landscape Studies* 1:19-26.
- Fageria N. (2012). Role of soil organic matter in maintaining sustainability of cropping systems. *Communications in soil science and plant analysis* 43(16):2063-2113.
- Gao L., Xu H., Bi H., Xi W., Bao B., Wang X., Bi C., Chang Y. (2013). Intercropping competition between apple trees and crops in agroforestry systems on the Loess Plateau of China. *PLoS one* 8(7):e70739.
- Gids Demoveldbezoeken najaar 2011 (2011). Groenbedekkers, een brongerichte maatregel. . http://www.prosensols.eu/nl/agenda/brochure_groenbedekkers_finaal.pdf.
- Graves A.R., Burgess P.J., Palma J.H., Herzog F., Moreno G., Bertomeu M., Dupraz C., Liagre F., Keesman K., van der Werf W. (2007). Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering* 29(4):434-449.
- Guzmán G., Sáenz de Rodríguez M., Vanderlinden K., Vanwalleghe T., Laguna A., Giráldez J. (2015). Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health: Impacts of soil management on physical soil quality. www.catch-c.eu: Catch-C.
- Haines-Young R., Potschin M. (2013). Common international classification of ecosystem services (CICES): consultation on version 4, August-December 2012.
- Hay V., Pittroff W., Tooman E., Meyer D. (2006). Effectiveness of vegetative filter strips in attenuating nutrient and sediment runoff from irrigated pastures. *The Journal of Agricultural Science* 144(04):349-360.
- Hermans, I., Elsen, A., Bries, J. (2010). *Groenbemesters en nitraatresidu*. . Heverlee: Bodemkundige Dienst van België.
- Jacobs S., Spanhove T., Panis J. (2014). Hoofdstuk 5 – Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen (INBO.R2014.6160407). In: Stevens M.e.a. (editor). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport* Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582.
- Janssens, P., Bries, J., Elsen, F. (2012). *Eindrapport Langetermijnpercelen*. . Heverlee: Bodembreed Interreg.
- Kremen C., Miles A. (2012). Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society* 17(4):40.
- Laloy E., Biéders C. (2010). Effect of intercropping period management on runoff and erosion in a maize cropping system. *Journal of environmental quality* 39(3):1001-1008.
- Le Bissonnais Y., Lecomte V., Cerdan O. (2004). Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomie* 24(3):129-136.
- Lee K., Isenhardt T., Schultz R., Mickelson S. (1998). Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA. *Agroforestry Systems* 44(2-3):121-132.
- Leguédais S., Ellis T.W., Hairsine P.B., Tongway D.J. (2008). Sediment trapping by a tree belt: processes and consequences for sediment delivery. *Hydrological Processes* 22(17):3523-3534.
- Leroy B. (2008). *Soil food web, C and N transformations and soil structure: interactions and feedback mechanisms as a function of the quality of exogenous organic matter*. Gent: Ghent University. 246 p.
- Lettens S., Demolder H., Van Daele T. (2014). Hoofdstuk 24 – Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat. (INBO.R.2014.1993545). . In: Stevens M.e.a. (editor). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en*

ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582.

Leys A., Govers G., Gillijns K., Berckmoes E., Takken I. (2010). Scale effects on runoff and erosion losses from arable land under conservation and conventional tillage: The role of residue cover. *Journal of Hydrology* 390(3):143-154.

Leys A., Govers G., Gillijns K., Poesen J. (2007). Conservation tillage on loamy soils: explaining the variability in interrill runoff and erosion reduction. *European Journal of Soil Science* 58(6):1425-1436.

Lim T., Edwards D.R., Workman S., Larson B., Dunn L. (1998). Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. *Transactions of the ASAE* 41(5):1375.

Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E., Wood J.D. (1989). Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE* 32(2):663-667.

Mankin K.R., Ngandu D.M., Barden C.J., Hutchinson S.L., Geyer W.A. (2007). Grass-Shrub Riparian Buffer Removal of Sediment, Phosphorus, and Nitrogen From Simulated Runoff1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43(5):1108-1116.

Mead R., Willey R. (1980). The concept of a 'land equivalent ratio' and advantages in yields from intercropping. *Experimental Agriculture* 16(03):217-228.

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.

Mendez A., Dillaha T.A., Mostaghimi S. (1999). Sediment and Nitrogen Transport in Grass Filter Strips1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(4), 867–875.

Mestdagh I. (2005). Carbon sequestration in different Flemish grassland ecosystems. Gent: Ghent University. 166 p.

Mickelson S.K., Baker J.L., Ahmed S.I. (2003). Vegetative filter strips for reducing atrazine and sediment runoff transport. *Journal of Soil and Water Conservation* 58(6):359-367.

Miller J., Curtis T., Chanasyk D., Reedyk S. (2015). Influence of mowing and narrow grass buffer widths on reductions in sediment, nutrients, and bacteria in surface runoff. *Canadian Journal of Soil Science* 95(2):139-151.

Moeskops B., Buchan D., Van Beneden S., Fievez V., Sleutel S., Gasper M., D'Hose T., De Neve S. (2012). The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. *Pedobiologia* 55(3):175-184.

Montagnini F., Nair P. (2004). Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry systems* 61(1-3):281-295.

Nest T.V., Ruysschaert G., Vandecasteele B., Houot S., Baken S., Smolders E., Coughon M., Reheul D., Merckx R. (2016). The long term use of farmyard manure and compost: effects on P availability, orthophosphate sorption strength and P leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216:23-33.

Nest T.V., Vandecasteele B., Ruysschaert G., Coughon M., Merckx R., Reheul D. (2014). Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197:309-317.

Nevens F., Reheul D. (2002). The nitrogen-and non-nitrogen-contribution effect of ploughed grass leys on the following arable forage crops: determination and optimum use. *European Journal of Agronomy* 16(1):57-74.

Nevens F., Reheul D. (2003). Permanent grassland and 3-year leys alternating with 3 years of arable land: 31 years of comparison. *European Journal of Agronomy* 19(1):77-90.

Nietvelt H. (2014). Weidevogelbeheer, botanisch beheer en landbouwkundige waarde van graslanden - Op zoek naar een evenwicht. Gent: Ghent University.

Notebaert B., Govers G., Verstraeten G., Van Oost K., Ruysschaert G., Poesen J., Van Rompaey A. (2016).). Verfiijnde erosiekaart Vlaanderen. K.U. Leuven, Onderzoeksgroep Fysische en Regionale Geografie in opdracht van de dienst Land en Bodembescherming. Heverlee.

Oelbermann M., Voroney R.P. (2007). Carbon and nitrogen in a temperate agroforestry system: using stable isotopes as a tool to understand soil dynamics. *ecological engineering* 29(4):342-349.

Palma J.H., Graves A.R., Bunce R., Burgess P.J., De Filippi R., Keesman K., van Keulen H., Liagre F., Mayus M., Moreno G. (2007). Modeling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture, ecosystems & environment* 119(3):320-334.

Pardon P. (2015). Persoonlijke communicatie. Ongepubliceerde data.

Patty L., Real B., Joël Gril J. (1997). The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science* 49(3):243-251.

Paudel B.R., Udawatta R.P., Anderson S.H. (2011). Agroforestry and grass buffer effects on soil quality parameters for grazed pasture and row-crop systems. *Applied Soil Ecology* 48(2):125-132.

Pecio A., Syp A., Fotyma M., Jarosz Z. (2014). Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health: Impacts of soil management on chemical soil quality. . www.catch-c.eu: Catch-C.

Renard K.G., Foster G.R., Weesies G., McCool D., Yoder D. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE): US Government Printing Office Washington, DC.

Reubens B. (2013). Persoonlijke communicatie.

Reubens B., D'Haene K., D'Hose T., Ruysschaert G. (2010). Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed. . Merelbeke-Lemberge, België, www.bodembreed.eu.

Reubens B., Ruysschaert G., D'Hose T., D'Haene K (2012). Eindrapport BodemBreed Interreg – Overzicht van resultaten, inzichten in aanbevelingen. . www.bodembreed.eu. .

Reynolds P.E., Simpson J.A., Thevathasan N.V., Gordon A.M. (2007). Effects of tree competition on corn and soybean photosynthesis, growth, and yield in a temperate tree-based agroforestry intercropping system in southern Ontario, Canada. *Ecological engineering* 29(4):362-371.

Rivest D., Vézina A. (2015). Maize yield patterns on the leeward side of tree windbreaks are site-specific and depend on rainfall conditions in eastern Canada. *Agroforestry Systems* 89(2):237-246.

Robertson G.P., Gross K.L., Hamilton S.K., Landis D.A., Schmidt T.M., Snapp S.S., Swinton S.M. (2015). Farming for ecosystem services: An ecological approach to production agriculture. In: Hamilton S.K., Doll J.E., Robertson G.P. (editors). *The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-Term Research on the Path to Sustainability*. New York, USA: Oxford University Press. p 33-53.

Schmitt T., Dosskey M., Hoagland K. (1999). Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28(5):1479-1489.

Schoonover J.E., Williard K.W., Zaczek J.J., Mangun J.C., Carver A.D. (2005). Nutrient attenuation in agricultural surface runoff by riparian buffer zones in southern Illinois, USA. *Agroforestry Systems* 64(2):169-180.

Senaviratne G., Udawatta R.P., Nelson K.A., Shannon K., Jose S. (2012). Temporal and spatial influence of perennial upland buffers on corn and soybean yields. *Agronomy journal* 104(5):1356-1362.

Seufert V., Ramankutty N., Foley J.A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485(7397):229-232.

Sharrow S., Ismail S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60(2):123-130.

Sheppard S., Sheppard M., Long J., Sanipelli B., Tait J. (2006). Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. *Canadian journal of soil science* 86(5):871-884.

Singh H., Batish D., Kohli R. (1998). Effect of Poplar (*Populus deltoides*) shelterbelt on the growth and yield of wheat in Punjab, India. *Agroforestry systems* 40(2):207-213.

Singh H., Kohli R., Batish D.R. (1999). Impact of *Populus deltoides* and *Dalbergia sissoo* shelterbelts on wheat—a comparative study. *International Tree Crops Journal* 10(1):51-60.

Spiegel H., Zavattaro L., Guzmán G., D'Hose T., Pecio A., Lehtinen T., Schlatter N., ten Berge H., Grignani C. (2015). Impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil. . *www.catch-C.eu*. 41 p.

Stamps W., McGraw R., Godsey L., Woods T. (2009). The ecology and economics of insect pest management in nut tree alley cropping systems in the Midwestern United States. *Agriculture, ecosystems & environment* 131(1):4-8.

Talbot G. (2011). L'intégration spatiale et temporelle du partage des ressources dans un système agroforestier noyers-céréales: une clef pour en comprendre la productivité?: Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc.

Tallieu R. (2011). Agroforestry in gematigde streken: modelmatige scenarioanalyses voor opbrengsten en Land Equivalency Ratio's. . Gent: Ghent University. 163 p.

Thevathasan N., Gordon A. (2004). Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforestry systems* 61(1-3):257-268.

Tits M., Elsen A., Bries J., Vandendriessche H. (2014). Short-term and long-term effects of vegetable, fruit and garden waste compost applications in an arable crop rotation in Flanders. *Plant and soil* 376(1-2):43-59.

Tsonkova P., Böhm C., Quinkenstein A., Freese D. (2012). Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: a review. *Agroforestry Systems* 85(1):133-152.

Udawatta R.P., Krstansky J.J., Henderson G.S., Garrett H.E. (2002). Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss. *Journal of Environmental Quality* 31(4):1214-1225.

Uusi-Kämpää J., Jauhiainen L. (2010). Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, ecosystems & environment* 137(1):75-85.

van Beek C.L., Heinen M., Clevering O.A. (2007). Reduced nitrate concentrations in shallow ground water under a non-fertilised grass buffer strip. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 79(1):81-91.

Van den Putte A., Govers G., Diels J., Gillijns K., Demuzere M. (2010). Assessing the effect of soil tillage on crop growth: a meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. *European journal of agronomy* 33(3):231-241.

Van den Putte A., Nackaerts K., Govers G., Vandergeten J.P., Demeulemeester K. (2011). Van demonstratie naar optimalisatie: Ontwikkeling van een beslissingsondersteunend instrument voor de optimalisatie van niet-kerende bodembewerking uitgaande van een multidisciplinaire benadering. .

Van Der Biest, K., Van Gossum, P., Struyf, E., Van Daele, T. (2014). Hoofdstuk 21 – ecosysteemdienst regulatie van erosierisico (INBO.R.2014.2065899). In: Stevens M.e.a. (editor). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport*. Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582.

van der Werf W., Keesman K., Burgess P., Graves A., Pilbeam D., Incoll L., Metselaar K., Mayus M., Stappers R., van Keulen H. (2007). Yield-SAFE: a parameter-sparse, process-based dynamic model for predicting resource capture, growth, and production in agroforestry systems. *Ecological engineering* 29(4):419-433.

Van Dijk P., Kwaad F., Klapwijk M. (1996). Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrol Process* 10(8):1069-1080.

van Eekeren N., Bommelé L., Bloem J., Schouten T., Rutgers M., de Goede R., Reheul D., Brussaard L. (2008). Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *applied soil ecology* 40(3):432-446.

Van Eekeren N., Luske B., Vonk M., Ansems E. (2014). Voederbomen in de landbouw. Meer waarde per hectare door multifunctioneel landgebruik. <http://www.louisbolk.org/downloads/2931.pdf>.

Van Gossum P., Danckaert, S. Spanhove T., Wils C. (2014). Hoofdstuk 11 – Ecosysteemdienst voedselproductie. (INBO.R.2014.1987588). . In: Stevens M.e.a. (editor). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en*

ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582.

Van Reeth W., Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Peymen J., Schneiders A., Simoens I., Spanhove T., Van Gossum P. (2014). Hoofdstuk 2 – Conceptueel Raamwerk. (INBO.R.2014.6000094). In: Stevens M.e.a. (editor). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582.

Van Vooren L. (2015). Persoonlijke communicatie. Ongepubliceerde data.

Van Vooren L., Reubens B., Broeckx S., Pardon P., Reheul D., van Winsen F., Verheyen K., Wauters E., Lauwers L. (2016). Greening and producing: An economic assessment framework for integrating trees in cropping systems. *Agricultural Systems* 148:44-57.

Van Vooren L., Reubens B., Broeckx S., De Frenne P., Nelissen V., Pardon P., Verheyen K. (in voorbereiding). Observed ecosystem service delivery of grass strips and wooded strips on arable land: a meta-analysis.

Vandermeer J.H. (1992). *The ecology of intercropping*: Cambridge University Press.

Vandermeersch M., Gillijns K., Ruyschaert G., Willekens K., Vermang J., Swerts M., Van de Ven G., Vandergeten J., Coopman F., Pollentier A., Coussement T., De Reyck L., Winnepenninckx R., Haesaert G., Govers G. (2014) 30/08/2014. Niet-kerende bodembewerking: wat leren de veldproeven in Vlaanderen ons? *Landbouwleven*.

Verlinden G., Gobin A., Gillijns K., Leys A., Govers G., Verstraeten G. (2005). Toetsing van erosiebeperkende teeltsystemen in een löss bouwplan met akkerbouwgewassen. Eindrapport Interreg Erosiebestrijding. Heverlee. 144 p.

Verstraeten G., Poesen J., Demarée G., Salles C. (2006). Long-term (105 years) variability in rain erosivity as derived from 10-min rainfall depth data for Ukkel (Brussels, Belgium): Implications for assessing soil erosion rates. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 111(D22).

Vlaamse overheid (2015). Haalbaarheid en effectiviteit randvoorwaarden erosie. Eindrapport expertengroep evaluatie beheereisen randvoorwaarden erosie, 21.09.2015. Brussel.

Vought L.B.-M., Pinay G., Fuglsang A., Ruffinoni C. (1995). Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape Urban Plan* 31(1):323-331.

Vrebos D., Staes J., Jacobs S., Van Looy K., Meire P. (2014). Hoofdstuk 25 – Ecosysteemdienst regulatie van waterkwaliteit. (INBO.R. 2014.2001010). In: Stevens M.e.a. (editor). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch rapport Brussel: Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582.

Walter C., Merot P., Layer B., Dutin G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management* 19(3):201-207.

Wang L., Duggin J.A., Nie D. (2012). Nitrate–nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of environmental management* 99:1-9.

Willekens K., Vandecasteele B., Buchan D., De Neve S. (2014). Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. *Applied Soil Ecology* 82:61-71.

Woodall G., Ward B. (2002). Soil water relations, crop production and root pruning of a belt of trees. *Agricultural water management* 53(1):153-169.

Wotherspoon A., Thevathasan N.V., Gordon A.M., Voroney R.P. (2014). Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry systems* 88(4):631-643.

WUR. (2015). Handboek snijmais. <http://www.wur.nl/en/show/Handboek-Snijmais.htm>.

Yang F., Yang Y., Li H., Cao M. (2015). Removal efficiencies of vegetation-specific filter strips on nonpoint source pollutants. *Ecological Engineering* 82:145-158.

Young A. (1989). Agroforestry for soil conservation: CAB international Wallingford, UK.

Zavattaro L., Costamagna C., Grignani C., Bechini L. (2014). Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health: Impacts of soil management on productivity. www.catch-c.eu.

Bijlage 1. Lopend doctoraatsonderzoek

Het ecosysteemdienstenconcept als instrument voor een ecologische en socio-economische optimalisatie van natuurgerichte maatregelen op landbouwwand (Laura Van Vooren – UGent, ILVO, VITO – 2014-2017; promotoren: prof. dr. ir. Kris Verheyen (Labo voor Bos en Natuur, UGent), Steven Broeckx (VITO) en dr. ir. Bert Reubens (ILVO))

In dit doctoraatsonderzoek wordt een afwegingskader opgesteld voor de implementatie van natuurgerichte maatregelen op landbouwwand. Daarbij wordt een balans gezocht tussen ecologische doelstellingen, diverse ecosysteemdiensten en socio-economische haalbaarheid voor de landbouwsector. Dit gebeurt aan de hand van meta-analyses, veldcampagnes, verfijning van bestaande ESD-modellen en scenarioanalyses in twee gevalstudiegebieden. Ook wordt een rekentool ontwikkeld die toelaat om op perceels- en bedrijfsniveau de impact van natuurgerichte maatregelen (zoals bv. een houtkant, perceelsrand of aangepaste bemesting op grasland) op een bepaalde ecosysteemdienst (bv. productiviteit, regulatie van waterkwaliteit ...) te kwantificeren. Deze resultaten worden bruikbaar als basisinformatie voor meer geïntegreerde bedrijfsplanning en organisatie modellen.

Het doctoraat van Laura droeg bij aan de kennis over de maatregelen ‘perceelsranden bestaande uit grasstroken en houtkanten/bomenrijen’, en ‘agroforestry’.

Ecologische interacties tussen boom, bodem, gewas en omgeving in Vlaamse boslandbouwsystemen (Paul Pardon – UGent, ILVO – 2015-2018; promotoren: prof. dr. ir. Kris Verheyen (Labo voor Bos en Natuur, UGent), prof. dr. ir. Dirk Reheul (Vakgroep Plantaardige Productie, UGent), prof. dr. ir. Jan Mertens (Vakgroep Toegepaste Biowetenschappen, UGent) en dr. ir. Bert Reubens (ILVO))

In dit doctoraatsonderzoek wordt een antwoord gezocht op volgende vragen:

- Welke veranderingen in biomassa productie en –kwaliteit kunnen we verwachten in een agroforestry-systeem?
- Wat is het productiepotentieel van de bomen in een agroforestry-systeem?”
- Hoe beïnvloedt de aanwezigheid van bomen bodemkwaliteit, water- en nutriëntenbeschikbaarheid op akkerland?
- Onder welke omstandigheden is een invloed op biodiversiteit (ziekten, plagen, bestuivers en natuurlijke vijanden) waar te nemen en hoe kan je daar als landbouwer op inspelen?

Het doctoraat van Paul droeg bij aan de kennis over de maatregelen ‘perceelsranden bestaande uit houtkanten/bomenrijen’ en ‘agroforestry’.

Bijlage 2. Methode referentie en scenario aanbodkaarten van de ESD regulatie van erosierisico

Actueel aanbodkaart regulatie van erosierisico voor landbouwpercelen

Met de term 'erosierisico' wordt verwezen naar bodemerosie door water en wind in erosiegevoelige gebieden. Een gebied is meer of minder erosiegevoelig in functie van kenmerken eigen aan het gebied, zoals de hellingsgraad, hellingslengte en de van nature voorkomende bodemeigenschappentextuur, waaronder bodemtextuur, percentage bodemorganischestof, bodemstructuur, bodemruwheid en permeabiliteit. Dit wordt de intrinsieke erosiegevoeligheid genoemd. Daarnaast hangt de erosiegevoeligheid ook af van menselijke ingrepen, zoals de aanwezige vegetatie en het toegepast bodembeheer. De ecosysteemdienst 'regulatie van erosierisico' verwijst dan naar het verminderen van bodemerosie door water en wind in erosiegevoelige gebieden door vegetatie en bodembeheer.

De kaart met het actuele aanbod regulatie van erosierisico toont dus de mate waarin de intrinsieke erosiegevoeligheid van een gebied verminderd wordt door de huidige bodembedekking en het huidige bodembeheer.

De berekening van het gemiddelde bodemverlies door watererosie is gebaseerd op de RUSLE-vergelijking (Revised Universal Soil Loss Equation; Renard *et al.* 1997). Bij invulling van de factoren worden de keuzes die gemaakt zijn tijdens de opmaak van de verfijnde bodemerosiekaart gevolgd (Notebaert *et al.* 2005). De RUSLE-vergelijking geeft het gemiddeld bodemverlies door intergeul- en geulerosie weer en wordt als volgt berekend:

$$A = R \times K \times LS \times P \times C$$

met:

A = gemiddelde bodemverlies (ton/ha.j)

R = regenerosiviteitsfactor (MJ.mm/ha.h.j)

K = bodemerosiegevoeligheidsfactor (ton.h/MJ.mm)

LS = topografische factor voor hellingslengte en hellingsgraad (dimensieloos)

C = gewas- en bedrijfvoeringsfactor (dimensieloos)

P = erosiebeheersingsfactor (dimensieloos)

Om het actueel aanbod regulatie van erosierisico te bepalen, moet er een referentiesituatie gekozen worden ten opzichte waarvan het actuele erosierisico, bepaald door de actuele teeltkeuze en manier van bodembewerking, toeneemt of afneemt. Om in voldoende mate rekening te houden met beleidsverplichtingen, werd een gediversifieerde referentie gekozen. Voor alle gebieden wordt uitgegaan van een gewas met medium erosiegevoeligheid ($C_{me} = 0,25$). Voor de erosiegevoelige percelen (rode percelen) wordt daarenboven uitgegaan van niet-kerende bodembewerking. Voor sterk erosiegevoelige percelen (paarse percelen) wordt uitgegaan van de combinatie groenbedekker en niet-kerende bodembewerking. Daarnaast kan er enkel een actueel aanbod zijn op terrestrisch landgebruik zonder bebouwing. Het actueel aanbod regulatie erosierisico (RE) is dan het verschil tussen de erosie onder referentieomstandigheden en die van de actuele situatie.

De vergelijking wordt dan:

$$RE = (A_{me} - A_{hb}) = R \times K \times LS \times (C_{me} \times P_{Ref} - C_{hb} \times P_{hb}) \times LGW$$

met:

RE = regulatie van erosierisico

A_{me} en A_{hb} = gemiddelde bodemverlies (ton/ha.j) op basis van resp. een referentie-bodembedekking met medium erosiegevoeligheid (ref) en de huidige bodembedekking (hb).

C_{me} en C_{hb} = gewasfactor op basis van respectievelijk een bodembedekking met medium erosiegevoeligheid. ($C_{me} = 0,25$) en de huidige bodembedekking.

P_{ref} = erosiebeheersingsfactor die 1 bedraagt voor niet-rode of niet-paarse percelen, 0,60 voor rode percelen (niet-kerende bodembewerking) en 0,15 voor paarse percelen (combinatie niet-kerende bodembewerking en groenbedekker)

P_{hb} = geeft de erosiebeheersingsfactor van het huidig bodembeheer weer. Hierbij werd rekening gehouden met de erosierandvoorwaarden voor paarse en rode percelen waarvoor een landbouwer een beroep doet op inkomensondersteuning. Landbouwers hebben hierbij een zekere keuzevrijheid. Verondersteld wordt dat de landbouwer hierbij vooral opteert voor een groenbedekker en niet-kerende bodembewerking. Dit betekent voor diverse teelten het volgende:

- Voor meerjarige teelten: een waterdoorlatende bodembedekking die meer dan 80% van de bodem bedekt.
- Voor ruggenteelten (aardappelen): drempeltjes tussen de ruggen (rode percelen) en bijkomend een grasbufferstrook (paarse percelen).
- Voor teelten ingezaaid na 1 januari (met uitzondering van ruggenteelt): niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker (rode percelen) en bijkomend een grasbufferstrook (paarse percelen).
- Voor teelten ingezaaid voor 1 januari: niet-kerende bodembewerking (rode percelen) en bijkomend een groenbedekker (paarse percelen).
- Indien het een perceel betrof dat akker was volgens de biologische waarderingskaart en dat niet aangegeven werd bij de éénmalige perceelsregistratie: geen maatregel om erosie te verminderen.

Voor de P_{hb} -factoren verwijzen we naar Vlaamse Overheid (2015). Het is de bedoeling om in de toekomst ook rekening te houden met de vrijwillige maatregelen (bv. niet-kerende bodembewerking) en met de vergroeningsmaatregelen (groenbedekker)

LGW= is een binaire variabele die aangeeft of een landgebruik een dienst kan leveren, deze bedraagt 0 voor alle bebouwde landgebruiken en water en 1 voor alle andere landgebruiken

De factoren van de RUSLE-vergelijking werden als volgt ingevuld:

- Voor de regenerosiviteitsfactor R werd een waarde van 880 MJ mm/ha/j aangenomen, zoals voorgesteld door Notebaert *et al.* (2005)²⁰ en Verstraeten *et al.* (2006). Dit is de gemiddelde R-factor voor Ukkel over de periode 1898-2004.
- Voor de gewasfactor op basis van bodembedekking met medium erosiegevoeligheid werd de waarde 0,25 genomen.
- Voor de gewasfactor van de huidige bodembedekking werden de waarden gebruikt zoals vermeld in het NARA-T rapport regulatie erosierisico (Van Der Biest *et al.* 2014).
- Voor de bodemerosiegevoeligheidsfactor K werden, naar analogie met Notebaert *et al.* (2005), de gemiddelde waarden voor de verschillende textuurklassen in Vlaanderen gebruikt, zoals bepaald door Declercq & Poesen (1991). Gegevens over de bodemtextuur zijn afkomstig van de bodemkaart van Vlaanderen. Voor gebieden waar geen gegevens over de textuur beschikbaar zijn, werd een inschatting gemaakt op basis van interpolatie van de meest nabijgelegen textuurzones.
- De topografische factor wordt ingeschat op basis van het digitaal terrein model van Vlaanderen.

Scenariokaart 1

Deze kaart wordt berekend via dezelfde RE-vergelijking en vertrekt vanaf de referentiekkaart. Daarnaast wordt er bijkomend niet-kerende bodembewerking toegepast op alle niet-paarse en niet-rode percelen maïs-, groenten en akkerpercelen. De erosiebeheersingsfactor (P_{hb}) van niet-kerende bodembewerking is 0,60.

²⁰ De stuurgroep van het project 'verfijnde bodemerosiekaart voor Vlaanderen' beslisten dat er geen kaart voor de berekening van R nodig was omdat de gemiddelde R-waarde van de verschillende stations gemeten over de periode 1995-2004 niet statistisch verschillend waren van de R-waarde van Ukkel. Daarnaast ging de voorkeur uit naar het lange termijngemiddelde (1898-2004) omdat deze waarde minder gevoelig is voor extreme waarden binnen de laatste tien jaar (zoals voor 2004 te Ukkel) (Notebaert *et al.* 2005).

Scenariokaart 2

Deze kaart wordt berekend via dezelfde RE-vergelijking en vertrekt vanaf de referentiekaart. Daarnaast wordt er bijkomend de combinatie niet-kerende bodembewerking en groenbedekker toegepast op alle niet-paarse en niet-rode percelen maïs-, groenten en akkerpercelen. Deze combinatie geldt ook voor teelten ingezaaid voor 1 januari. In het referentiescenario wordt voor deze teelten enkel niet-kerende bodembewerking toegepast. De erosiebeheersingsfactor (P_{hb}) van de combinatie niet-kerende bodembewerking en groenbedekker is 0,15.