



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



Hoofdstuk 16 **Ecosysteemdienst bestuiving**

Luc De Bruyn

Auteurs:

Luc De Bruyn, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070
www.inbo.be

e-mail:

luc.debruyn@inbo.be

Wijze van citeren:

De Bruyn L. (2014). Hoofdstuk 16 - Ecosysteemdienst bestuiving. (INBO.R.2014.1994351). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582, Brussel.

D/2014/3241/162

INBO.R.2014.1994351

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Bloeiende boomgaard in Borgloon (Yves Adams)

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



Hoofdstuk 16 – Ecosysteemdienst bestuiving

Luc de Bruyn

INBO.R.2014.1994351

Hoofdpijnen

- Natuurlijke bestuiving wordt optimaal geleverd wanneer populaties van natuurlijke bestuivers levensvatbaar zijn en deze de bestuivingsafhankelijke gewassen kunnen bereiken. Ook meer technologische vormen van bestuiving bijvoorbeeld door gekweekte bestuivers zijn mogelijk.
- Door een gebrek aan kennis en de lokale variaties in aanbod en gebruik van deze dienst is het zonder verder onderzoek niet mogelijk om sluitende uitspraken te doen over de huidige toestand en trend van deze ecosysteemdienst. De bestuivingsafhankelijkheid van landbouwgewassen is wel in kaart gebracht.
- Op wereldschaal zijn 87 van de 124 belangrijkste gewassen gekweekt voor menselijk voedsel op de één of andere manier afhankelijk van dierlijke bestuiving. In totaal zou ongeveer 35% van de wereldproductie (in ton) voor menselijk voedsel uitgemaakt worden door deze gewassen. Op schaal Vlaanderen zijn er geen data beschikbaar.
- Natuurlijke bestuiving draagt bij aan de beschikbaarheid van voedsel. Op basis van vervangingswaarde of productiewaarde zou men een economische waardering van deze ecosysteemdienst kunnen modelleren.
- Het optimaal inzetten van deze dienst vereist wijzigingen in de landbouwtechnologie, de landschapsinrichting en het grondgebruik.
- Beleidsmatig past plaagbeheersing onder initiatieven rond functionele agro-biodiversiteit en agro-milieumaatregelen, welke op internationaal (CAP) tot lokaal (PODPO) niveau ingang vinden.
- Er is meer kennis nodig, zowel over de ecologische als economische aspecten van deze dienst.

Inhoudsopgave

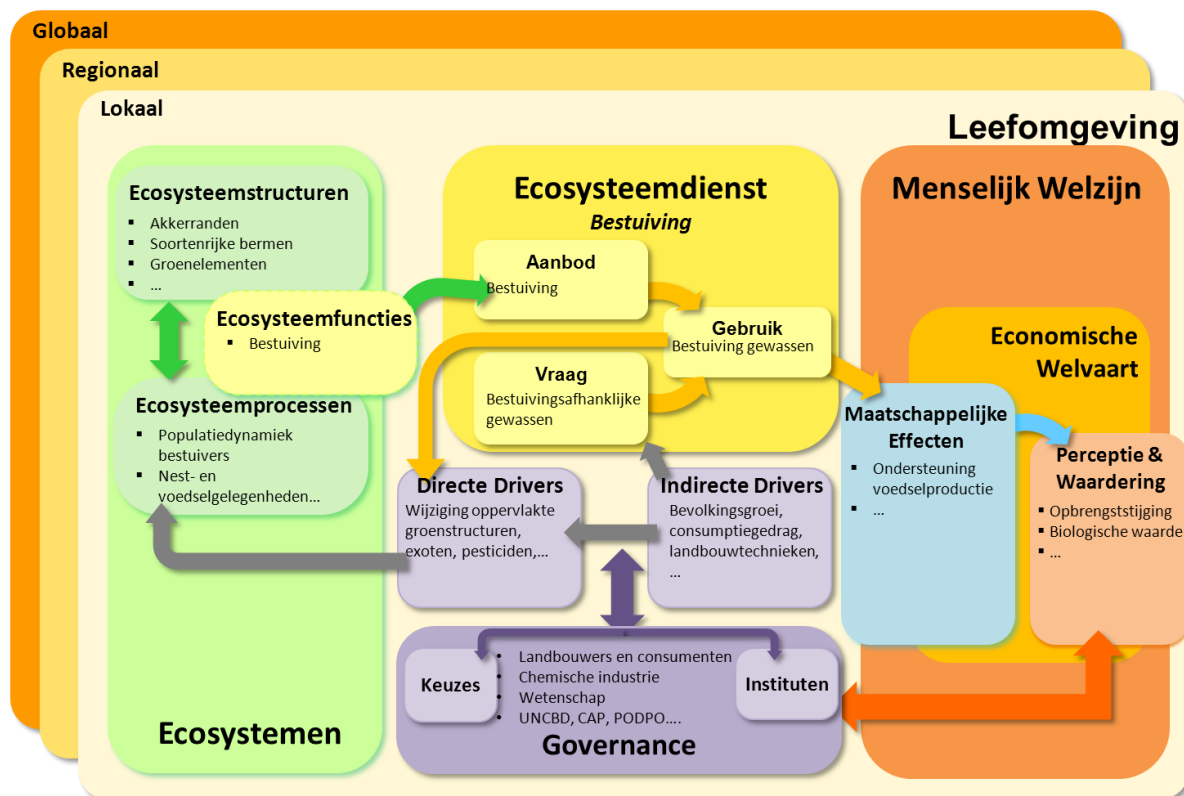
Hoofdpijnen	4
Inhoudsopgave	5
1. Inleiding	6
1.1. Situering van de dienst	7
1.2. Natuurlijke versus technologische bestuiving	8
1.3. Biologische mechanisme van bestuiving	8
2. Actuele toestand en trend bestuiving	10
2.1. Aanbod van bestuiving.....	11
2.2. Vraag naar bestuiving	15
2.3. Gebruik van bestuiving	16
2.4. Trend bestuiving	17
3. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD	18
3.1. Directe drivers	18
3.2. Indirecte drivers	20
4. Impact op biodiversiteit en milieu	22
5. Maatschappelijk welzijn en waardering	22
6. Huidig en toekomstig ESD gebruik	25
7. Kennislacunes	26
Lectoren	27
Referenties	28

1. Inleiding

Het natuurrapport dat in 2014 wordt uitgebracht, bespreekt de toestand en trends van ecosystemendiensten in Vlaanderen. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn *de bijdragen die ecosystemestructuren en processen -in combinatie met andere inputs- leveren aan menselijk welzijn* (Burkhard et al. 2012). Deze bijdrages kunnen zowel materiële als immateriële goederen en diensten zijn. De maatschappelijke effecten van die stroom van goederen en diensten (voedsel, veiligheid, gezondheid, ...) beïnvloeden de omvang en verdeling van welvaart en welzijn. Een *ecosysteemfunctie* (een deelverzameling van structuren en processen welke mogelijk een dienst leveren) wordt pas een *ecosysteemdienst* wanneer er een menselijke *vraag* aanwezig is. Het *gebruik* van de dienst vereist ook meestal een investering (vb. het verbouwen en oogsten van een gewas), zelfs al is deze soms minimaal (vb. een verplaatsing naar een recreatiegebied). In dit natuurrapport worden de toestand en trend van 16 ecosystemendiensten in Vlaanderen beschreven: voedselproductie, wildbraadproductie, houtproductie, productie van energiegewassen, waterproductie, bestuiving, plaagbeheersing, behoud van de bodemvruchtbaarheid, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van erosierisico, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van het globaal klimaat, regulatie van waterkwaliteit en groene ruimte voor buitenactiviteiten. De 16 ecosystemendiensten worden in afzonderlijke hoofdstukken besproken. Al deze diensten worden geanalyseerd op basis van het NARA- analytische kader (Figuur 1). In de thematische hoofdstukken worden onderzoeksvragen over de verschillende ESD-hoofdstukken heen beantwoord.

Dit hoofdstuk bespreekt de ecosystemedienst *bestuiving*:

De regulerende ecosystemedienst bestuiving omschrijft de vraag naar, het aanbod en het gebruik van bestuiving van teelten door middel van natuurlijke, inheemse, dierlijke bestuivers.



Figuur 1. Conceptueel raamwerk van NARA-T voor de regulerende dienst bestuiving met de voornaamste relaties tussen ecosystemen, ecosystemendiensten en hun invloed op menselijk welzijn en economische welvaart. Het raamwerk benadrukt het cyclisch karakter van deze relaties, de invloed van drivers op deze cyclus, de rol van instituties en menselijke keuzes en het belang van verschillende schaalniveaus

1.1. Situering van de dienst

Bestuiving is het proces in de productiecycclus van zaadplanten waarbij stuifmeel wordt overgedragen van de meeldraden naar de stamper. Bestuiving mag niet verward worden met bevruchting. Bestuiving kan leiden tot bevruchting maar dat gebeurt niet steeds. Niet alle planten en landbouwgewassen zijn afhankelijk van dieren voor hun bestuiving. Verschillende planten gebruiken windbestuiving (vb. grassen en graangewassen zoals mais en tarwe of bomen zoals wilg, berk) of zijn zelfbevruchtend (zoals verschillende orchideeën of linzen en andere peulvruchtensoorten). Bij bestuiving onder de noemer van ecosysteemdiensten wordt de overdracht van pollen door dierlijke vectoren verstaan.

Bestuiving kan zowel regulerende als ondersteunende ecosysteemdiensten leveren. Ondersteunende diensten zijn bijvoorbeeld de toename van natuurlijke bloemplanten die op hun beurt een rol spelen in andere ecosysteemdiensten. Planten/bloemen kunnen bijvoorbeeld gewoon mooi zijn (culturele diensten), maar kunnen ook bijdragen leveren in koolstofopslag, controle van overstromingen, erosie, klimaatcontrole, waterzuivering of stikstoffixatie (G.C. et al. 1997). Hoewel het duidelijk is dat veranderingen in de bestuivingsgemeenschappen ook een invloed zullen hebben op de plantengemeenschappen en hun diensten (Ashman et al. 2004; Knight et al. 2005) zijn er nog geen studies die de bijdragen hebben gekwantificeerd van bestuiving door dieren op deze ondersteunende ecosysteemdiensten. In dit hoofdstuk komen deze ondersteunende diensten niet aan bod.

Op wereldschaal zijn 87 van de 124 belangrijkste gewassen gekweekt voor menselijk voedsel op de één of andere manier afhankelijk van dierlijke bestuiving (Klein et al. 2007). Voor 12 soorten is dit essentieel (>90%), voor 29 is dit hoog (40%-90%), voor 26 soorten matig (10-40%) en voor 20 soorten is dit laag (<10%). In totaal zou ongeveer 35% van de wereldproductie (in ton) voor menselijk voedsel uitgemaakt worden door deze gewassen. Dit is wel een overschatting voor de impact van bestuiving vermits een groot deel van deze gewassen maar voor een deel afhankelijk zijn van bestuiving door dieren. Daarenboven moet er ook op gewezen worden dat het hier niet alleen gaat om de ecosysteemdienst bestuiving door natuurlijke bestuivers, maar ook bestuiving door gekweekte (honing)bijen (zie verder).

Wanneer inkomsten verlagen door een gebrek aan bestuiving zou een feedbackmechanisme via de markt ervoor kunnen zorgen dat landbouwers overschakelen naar andere gewassen die minder of niet afhankelijk zijn van bestuiving. Hein (2009) produceerde een model om in te schatten wat de waarde van de ecosysteemdienst is. Het model is gebaseerd op de verhouding tussen het consumentensurplus en het producentensurplus. Het consumentensurplus is het bedrag dat een consument meer zou willen betalen om het product te behouden ten opzichte van de prijs die hij nu betaalt. Het producentensurplus is de hoeveelheid inkomsten die een producent wint bij een bepaald productieniveau en voor een bepaalde marktprijs. Dit kan berekend worden als het verschil tussen de inkomsten van de landbouwer en zijn productiekosten. Wanneer de bestuivingdienst verlaagt (minder productie) of andere bestuivingstechnieken moeten ingezet worden (hogere kosten) zullen de landbouwers produceren aan een relatief verhoogde productiekost. Er zal dan een nieuw marktevenwicht bereikt worden met een lager aanbod en een hogere prijs.

Wanneer de kost te hoog wordt, kunnen landbouwers de productie ook volledig stopzetten. In Maoxian (China) waar appels en ander fruit voor 100% manueel bestoven werden door mensen zijn de landbouwers recent meer overgeschakeld naar andere gewassen zoals pruimen, walnoten, loquat en groenten. Die moeten niet door mensen bestoven worden en brengen ook een betere prijs op (Partap and Ya 2012).

De markt kan er ook toe leiden dat er veranderingen komen in landgebruik en/of beheermethoden. Een voorbeeld: toen in Canada landbouwers zwaar verlies leden omdat de bestuivergemeenschappen en bijgevolg ook de productie van blauwe bes (*Vaccinium corymbosum*) sterk terugvielen na een massaal gebruik van het insecticide fenitrothion tegen *Lymantria dispar*, een plaagsoort van loofbomen, heeft de Canadese regering het gebruik van dat pesticide verboden waarna de bestuiverpopulaties en de blauwe besproductie terug omhoog gingen (Kremen et al. 2007).

Momenteel zijn er nog slechts zeer weinig cases bekend van opbrengstverlies door gebrek aan bestuivers en het is dan ook niet duidelijk hoe de markt en/of beleid op dergelijke veranderingen zal reageren.

1.2. Natuurlijke versus technologische bestuiving

Voor planten die dierlijke vectoren nodig hebben voor de verspreiding van hun pollen gebeurt natuurlijke bestuiving zoals bedoeld onder de definitie van ecosysteemdiensten in onze regio door verschillende insectengroepen zoals wilde bijen en hommels, vlinders en verschillende vliegen- en kevergroepen (Tabel 1). Hiervan zijn wilde bijen en hommels het best bestudeerd en veruit de meeste kennis van natuurlijke bestuiving is bijgevolg hierop gebaseerd.

Historisch gezien werden alle bestuivingsnaden ingevuld door de wilde bestuivers die leven in het landbouwlandschap (Kremen et al. 2007). In de meeste moderne landbouwsystemen waar een bestuiver nodig is, wordt bestuiving even intensief beheerd als andere aspecten van het landbouwsysteem door gekweekte bestuivers naar de plaats te brengen waar bestuiving nodig is. De honingbij, *Apis mellifera*, wordt wereldwijd ingezet voor minstens 90% van de bestuivingsdiensten, voor honderden gewassen voor voedsel- en zaadproductie.

Tabel 1. Gradiënt natuurlijk – technologisch voor de ecosysteemdienst bestuiving

Natuurlijke bestuiving	Anthropogene bestuiving niveau 1	Technologische bestuiving niveau 2	Technologische productie
Bestuiving door wilde organismen zoals wilde bijen, hommels, vlinders, vliegen, e.d.	Bestuiving door gedomesticeerde honingbijen (of andere geïntroduceerde bestuivers) Manuele bestuiving	Bestuiving met microrobotics	Ontwikkelen van planten die geen bestuiving (of bevruchting) nodig hebben voor zaad- en vruchtproductie Artificieel voedsel (of bestanddelen)

Honingbijen worden gehouden en gekweekt door imkers. Zij zijn daarmee als huisdieren op één lijn te stellen met bijvoorbeeld een koe of schaap. Deze gekweekte honingbijen zijn een technologische substituuat voor de ecosysteemdienst bestuiving net zoals waterzuiveringsstations een substituuat zijn voor de zuiveringsdienst die normaal geleverd wordt door bijvoorbeeld een moeras of andere natuurlijke biotopen.

Honingbijen zijn niet steeds de efficiëntste bestuivers. Studies hebben aangetoond dat voor een aantal landbouwgewassen zoals blauwe bessen, watermeloenen of zonnebloemen wilde bijen substantieel bijdragen tot de bestuiving, of zelfs efficiënter zijn dan de honingbijen (Winfree and Kremen 2009, Breeze et al. 2011, Garibaldi et al. 2013).

Wanneer er geen natuurlijke bestuivers voorhanden zijn en het niet mogelijk is om bijenkasten te plaatsen kan nog overgegaan worden op manuele bestuiving van de gewassen. Dit is echter zeer arbeidsintensief. Dit gebeurt bijvoorbeeld in Maoxian (China) waar menselijke bestuivers ingezet worden voor de bestuiving van appels en ander fruit (Partap and Ya 2012).

Momenteel worden aan de Harvard University robobees ontwikkeld (<http://robobees.seas.harvard.edu/>; <http://www.youtube.com/watch?v=cyjKOJhIiuU&feature=youtu.be>). Dit zijn vliegende microrobots gebaseerd op de vliegtechnologie van insecten. Eén van de toekomstige praktische ontwikkelingen die zij voorstellen is bestuiving van landbouwgewassen in het veld. Zij claimen verder dat door het ontwikkelen van de nodige software ze in de mogelijkheid zullen zijn om de robobees te laten samenwerken net als in een natuurlijke bijenkolonie.

Een andere piste die kan/zou kunnen gevolgd worden wanneer natuurlijke en/of gekweekte bestuivers ontoereikend en/of te kostelijk zijn is het ontwikkelen van kweekvormen van de gewassen die geen (insect)bestuiving meer nodig hebben (parthenocarpie). Dit kan bijvoorbeeld uitgevoerd worden via wijziging van het genetisch materiaal van de planten (Rotino et al. 2005, Pandolfini 2009, Molesini et al. 2012). Enkele voorbeelden zijn tomaten (Rotino et al. 2005) en aubergine (Pandolfini 2009).

1.3. Biologische mechanisme van bestuiving

De kwetsbaarheid van een plant in functie van bestuiving hangt af van de graad van afhankelijkheid van bestuivers. Een belangrijke factor is daarbij het voortplantingssysteem van de

plant. Het is nogal logisch dat planten die vooral zelfbestuivend zijn niet of zeer weinig afhankelijk zijn van veranderingen in de soortensamenstelling en densiteiten van de bestuivers. Voor soorten die obligaat kruisbestuivers (moeten stuifmeel krijgen van een andere plant) zijn kan dit echter dramatische gevolgen hebben. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste natuurlijke mechanismen die inwerken op bestuiving behandeld.

1.3.1. Bestuiver-plant interacties

Het aantal soorten dat een plant kan bestuiven bepaalt in grote mate de kans op onderbreking van de plant-bestuiver interactie (Aizen et al. 2002, Ashman et al. 2004). Zo wordt de bestuiving van een plant die bestoven kan worden door meerdere bestuiversoorten gebufferd tegen het verlies van één specifieke bestuiver. Het reproductieproces kan dan wel nog in gedrang komen wanneer de plant afhankelijk is van een groep van soorten die gelijkaardig reageren op antropogene invloeden. De achteruitgang van hommels in Europa, meer bepaald deze met een lange tong, illustreert dit (Goulson et al. 2008). Hierdoor lopen de plantensoorten die moeten bestoven worden langtongige bijen risico op een pollentekort. Voor een plantensoort die afhankelijk is van één bestuiversoort kan dit leiden tot een volledig reproductief falen. Deze plantspecialist loopt dan weer minder risico wanneer die éne bestuiver een generalist is die op zichzelf gebufferd is tegen extinctie. Dit laatste wordt wel sterk bepaald door lokale factoren (Hoffmann and Kwak 2008). Deze asymmetrieën in plant- en bestuiverspecialisatie blijken eerder de norm te zijn in natuurlijke ecosystemen (Vázquez and Aizen 2004).

1.3.2. Bestuiver diversiteit

Verschillende bestuivers hebben verschillende morfologische en gedragsadaptaties om pollen en nectar te verzamelen (Goulson 2010, Peeters et al. 2012). Hoe deze overeenkomen met de bloemstructuren zal de kwaliteit en kwantiteit van pollenoverdracht bepalen.

Bestuiversoorten verschillen niet alleen in hoeveel pollen ze kunnen afzetten (ten gunste van bestuiving) maar ook hoeveel pollen ze uit het systeem verwijderen (om hun jongen te voeden). De waarde van een bepaalde soort als bestuiver hangt dus af van de ratio tussen afzetten en verwijderen van pollen, van de hoeveelheid die andere aanwezige bestuivers uit het systeem verwijderen en of de betreffende plantensoort voor zijn reproductief succes pollengelimiteerd is of niet (Davila et al. 2012). Verschillende soorten kunnen ook elkaars effectiviteit zowel positief als negatief beïnvloeden door interspecifieke interacties (Chagnon et al. 1993, Greenleaf and Kremen 2006).

Indien wilde bestuivers en honingbijen dezelfde bloemen bestuiven, kunnen deze laatste een negatieve impact hebben op de natuurlijke ecosysteemdienst door competitie voor voedsel of directe interacties (Potts et al. 2010). Zo werd er bijvoorbeeld in de Verenigde staten een 90% overlap in bloemgebruik gerapporteerd tussen de uitheemse honingbij en de inheemse hommelse soorten. In Japan werd een overlap van 70% tussen de ingevoerde hommels *Bombus terrestris* en de inheemse hommelse soorten gevonden. Beide studies suggereren dus een hoge mate van potentiële competitie (Potts et al. 2010). Er is echter nog steeds controverse of deze competitie effectief een negatieve invloed heeft op de leefbaarheid van de inheemse bestuiverspopulaties. Verschillende studies vonden geen enkel negatief effect (Steffan-Dewenter and Tschamntke 2000) terwijl andere een negatieve impact rapporteerden op onder meer het reproductief succes en de lichaamsgrootte van de inheemse bestuivers (Thomson 2006, Goulson and Sparrow 2009). Brittain et al. (2013) geven een voorbeeld waarbij de bestuiving verbetert door interacties tussen soorten. De bestuiving van zelf-incompatibele amandel (*Prunus dulcis*) door de honingbij wordt beter wanneer er andere, wilde bijen in een perceel voorkomen. Hierdoor past de honingbij haar gedrag aan en gaat veel meer tussen de rijen bomen bewegen en pollen overbrengen.

Er zijn slechts weinig studies beschikbaar die interspecifieke facilitatie en/of complementariteit onderzocht hebben. Albrecht et al. (2012) vonden in een experiment dat bij radijs (*Raphanus sativus*, obligate kruisbestuiving) de zaadproductie hoger is als de diversiteit (functionele groepen) van de bestuivers hoger is. Langs de andere kant zijn er ook twee studies die geen (Joar Hegland and Totland 2008) of slechts een zeer zwak verband (Davila et al. 2012) aantonen. Een hoge insectendiversiteit is dus niet voor alle plantensoorten belangrijk, de aanwezigheid van een juiste (type) bestuiver is dat wel (Hoffmann and Kwak 2008). In een recente review toont (Kleijn 2014) aan dat slechts een zeer klein deel (13%) van de bestuiverdiversiteit op de één of andere manier bijdraagt aan de bestuiving van gekweekte gewassen. Wanneer er gekeken wordt naar de soorten die het gros van de bestuiving uitvoert daalt dit percentage zelfs tot 2%. Deze soorten behoren tot de zeer algemene soorten met een breed habitatgebruik zoals bijvoorbeeld de aardhommel *Bombus terrestris*.

Uitheemse bestuivers kunnen ook een negatief effect hebben via genetische verdunning. Subsoorten van gekweekte honingbijen en verschillende gekweekte hommelssoorten kunnen kruisen met inheemse populaties waardoor de genetische diversiteit van de inheemse populaties vermindert met mogelijk zelfs uitsterven van de lokale subsoorten tot gevolg (Potts et al. 2010).

1.3.3. Natuurlijke vijanden

Insectbestuivers (wilde bijen, hommels, wespen, zweefvliegen) kunnen verschillende soorten parasieten bevatten (Evison et al. 2012). Er zijn aanwijzingen dat geïntroduceerde bestuivers (honingbijen, hommels) ook de kans verhogen dat pathogenen verspreid worden naar wilde soorten (Stout and Morales 2009, Furst et al. 2014). Virussen uit honingbijen en of gekweekte hommels kunnen verschillende andere gastsoorten aantasten (Stout and Morales 2009). Preliminair data geven zelfs aan dat het infestatie-niveau hoger kan liggen in hommels dan in de originele gastheer, de honingbij (Genersch et al. 2006).

Bestuivers kunnen net zoals andere insecten ook het slachtoffer worden van verschillende predatoren en parasitoiden. Net als de bestuivers reageren deze ook op individueel, populatie- en gemeenschapsniveau op veranderingen in de omgeving zoals habitatverlies en -fragmentatie, pesticiden en dergelijke (zie hoofdstuk 17). Dit heeft natuurlijk invloed op het bestand aan bestuivers. De impact van predatoren en parasitoiden is bijvoorbeeld lager in gewassen die verder liggen van natuurlijke habitats (Kleijn et al. 2006). Langs de andere kant zijn er aanwijzingen dat veranderingen in het voedselweb ook de mortaliteit door parasitoiden kan verhogen in sterk gemodificeerde landschappen (Tylianakis et al. 2007).

Er is momenteel nog slechts weinig kennis beschikbaar hoe belangrijk top-downregulatie (door natuurlijke vijanden) versus bottom-upregulatie (aanbod voedselplanten en nestgelegenheden) is bij de respons van bestuivers onder landsgebruiksveranderingen (Kremen et al. 2007).

1.3.4. Klimaatveranderingen

Zoals verder aangehaald bij drivers voor de bestuiversgemeenschappen is geografische en temporele overeenkomst tussen de plant en de specifieke bestuiver van cruciaal belang. Wanneer deze onder invloed van veranderende klimaatomstandigheden ontkoppeld worden kan er een pollentekort optreden met een verlaagde reproductie en mogelijk extinctie tot gevolg (Burkle et al. 2013).

Onder invloed van klimaatveranderingen verschuift het verspreidingsareaal of verdwijnen soorten uit een gebied (De Bruyn et al. 2007). Er zijn geen gegevens beschikbaar of dit zich ook voordoet bij bestuivers. Indien dit het geval zou zijn, zou dit een impact kunnen hebben. Bestuiversgemeenschappen gaan dan immers veranderen, of in het slechtste geval, verdwijnen.

2. Actuele toestand en trend bestuiving

Zoals uit paragraaf 1.3 en verderop in paragraaf 3 blijkt wordt de toestand van de ecosysteemdienst bestuiving lokaal bepaald en is zeer contextafhankelijk: Over welk landbouwgewas gaat het? Wat is de bestuivingsafhankelijkheid? Welke zijn de bestuivers? Wat is de bloeitijd? Wat is het omringende landschap? Dit impliceert dat wanneer men de vraag, het aanbod en het gebruik in kaart wil brengen er zeer gedetailleerde data nodig zijn. Ook over de bestuivers zijn een groot aantal specifieke data nodig: Welke bloemen (voedselaanbod) gebruikt deze bestuiver? Wat zijn de eisen voor nestgelegenheden? Wat is de dispersiecapaciteit en home range (om afstanden tussen voedselbronnen en nest te kunnen overbruggen)? Wat is de vliegperiode? Deze gegevens worden onder meer aangewend in de methode "Integrated Valuation of Environmental Services and Trade-offs" (INVEST: http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-releases/documentation/current_release/index.html) ontwikkeld aan de Universiteit van Stanford (USA) (Lonsdorf et al. 2009) en een model uitgewerkt door het Joint Research Centre of the European Commission (Zulian et al. 2013).

Veel (nagenoeg alle) van deze gegevens zijn momenteel niet beschikbaar voor de landbouwgewassen en bestuivers in Vlaanderen (en de rest van Europa/wereld). Daarom hebben we geopteerd om als basis gebruik te maken van de oudere methode eerder ontwikkeld door de "Joint Research Centre" (JRC) van de Europese Commissie (Maes et al. 2011) die gebaseerd is op een veel simpeler model (zie verder). We benadrukken dat deze benadering verre van optimaal is. De bruikbaarheid is slechts miniem en de resulterende kaarten moeten met de nodige omzichtigheid bekeken worden.

Voor de modelering worden verschillende kaarten opgemaakt.

1. De fysische geschiktheidskaart geeft aan waar mogelijke bestuivers kunnen overleven, dus waar ze nestgelegenheden hebben en voedsel kunnen zoeken.
2. De potentiële aanbodkaart geeft aan waar de ESD bestuiving kan geleverd worden, dus de plaatsen waar de bestuivers de bestuiving kunnen uitvoeren. Dat zijn dus de plaatsen die binnen de vliegafstand liggen van de fysische geschiktheidskaart.
3. Een actuele aanbodkaart zou moeten aangeven waar momenteel de dienst geleverd wordt. Vermits de nodige monitoringgegevens niet beschikbaar zijn kan deze kaart niet geproduceerd worden.
4. De vraagkaart geeft aan waar de gewassen groeien die afhankelijk zijn van bestuiving.
5. De potentiële gebruikskaart ten slotte geeft aan welke van de fysisch geschikte gebieden een effectieve bestuiving zouden kunnen leveren aan de gebieden uit de vraagkaart. Een fysisch gebied kan immers te ver van een vraaggebied liggen om daar aan de bestuiving bij te dragen.

2.1. Aanbod van bestuiving

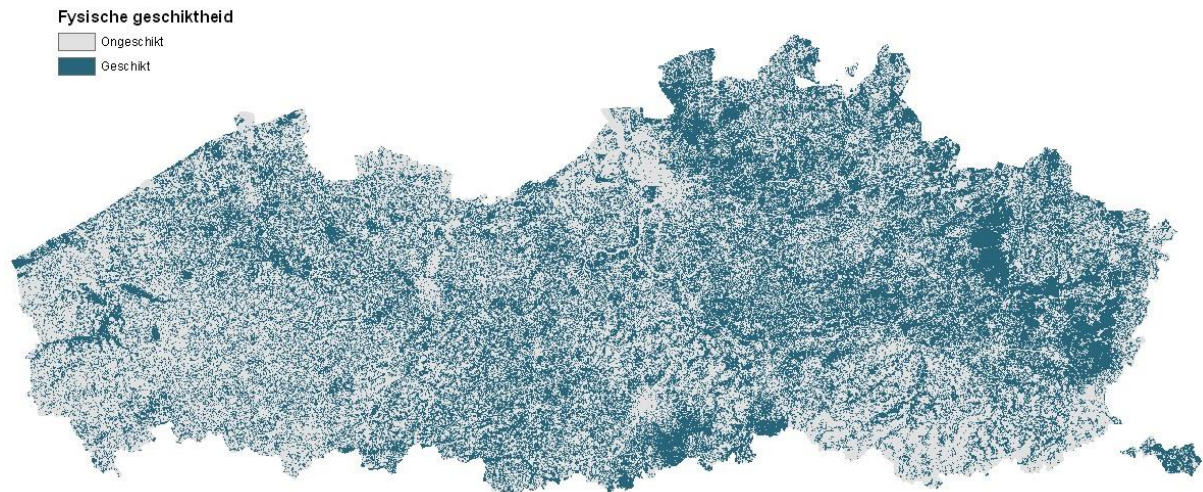
2.1.1. Fysische geschiktheid

Om een aanbodkaart voor bestuiving te verkrijgen vertrekken we van alle biotopen die als habitat kunnen dienen voor natuurlijke bestuivers. Er wordt hierbij geen onderscheid gemaakt tussen nestgelegenheden en voedselbronnen. Verschillende auteurs hebben een poging gedaan om een lijst te maken van deze biotopen (Burkhard et al. 2009, Maes et al. 2011). Wij maken gebruik van de landgebruikskaart (Poelmans et al. 2014) die op een resolutie van 10 x 10 meter gedetailleerd weergeeft welke landgebruiken actueel aanwezig zijn. De volgende landgebruiksklassen worden opgenomen: alle bossen, halfnatuurlijke graslanden, heidetypes, open duinlandschappen en moerassen; binnen het urbane gebied alle percelen met hoog of laag groen; de permanente cultuurgraslanden en hoogstamboomgaarden binnen landbouwgebied.

In het verleden heeft men getracht om een score toe te kennen aan de landgebruiksklassen in functie van het potentieel voorkomen van bestuivers. Hierbij krijgen klassen waarvan men aanneemt ("best" professional judgement) dat ze een grotere diversiteit/abundantie aan potentiële bestuivers herbergen een hogere score. Burkhard et al. (2009) bijvoorbeeld gebruiken een score van 0 (geen bestuiveraanbod) tot 5 (hoog aanbod). Een gelijkaardige methode werd gebruikt door (Broekx et al. 2013). Een dergelijke benadering heeft echter verschillende tekortkomingen:

1. Een beetje strooisel kan al volstaan om een hommelnest te huisvesten, of een gaatje in een bakstenen muur kan dienstdoen als nest voor bepaalde solitaire bijen. Dergelijke, soms zeer belangrijke, bestuivers hebben geen natuurreservaten nodig en kunnen zelfs goed gedijen in stedelijke of industriële gebieden (Samnegård et al. 2011).
2. Bestuivers worden in de regel beïnvloed op een fijne schaal van landschapsstructuren. Een kleine vlek met de juiste bloemen, midden in een ongeschikt landschap, kan bijvoorbeeld al genoeg zijn als voedselbron. Een stukje berm naast de weg of een eenzame holle boom kan al volstaan als nestgelegenheden. Dit zijn kenmerken die niet gecapteerd worden door landgebruikskaarten op perceelsniveau.
3. Vermits de potentiële bestuivers voor verschillende landbouwgewassen sterk kunnen verschillen en zeer specifiek kunnen zijn, bezit een biotoop met een groot aantal bestuiversoorten niet noodzakelijk ook een groot aanbod voor de ecosysteemdienst (zie paragraaf 1.3.2).

Gezien deze bedenkingen volgen we dan ook Maes et al. (2011) waarbij de hoger opgesomde landgebruikskaarten dezelfde potentie krijgen. Dus een landgebruiksklasse is geschikt of niet, of met andere woorden, een landgebruiksklasse herbergt potentieel minstens één potentiële bestuiversoort.



Figuur 2. Kaart geschiktheid voor ecosysteemdienst bestuiving

De geschiktheidskaart (Figuur 2) geeft in essentie aan waar natuurlijke en halfnatuurlijke biotopen voorkomen. De grijze zones zijn bebouwde oppervlakten en akkers. In de gedetailleerde landgebruikskaart is bebouwde oppervlakte de effectief bebouwde oppervlakte, dus beton (huizen, wegen en dergelijken, niet de tuinen en ander groen tussen de gebouwen). Hoewel bestuivers met een zeer ruime habitatkeuze wel eens kunnen voorkomen in akkers verkozen we toch om akkers als ongeschikt te klasseren.

2.1.2. Potentieel aanbod

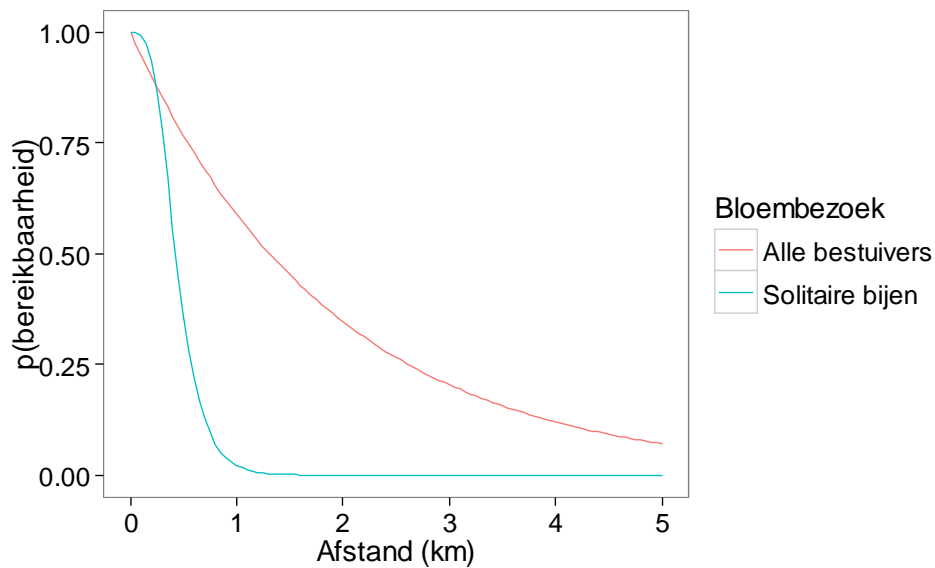
De kaart voor potentieel aanbod geeft aan waar de ecosysteemdienst kan geleverd worden. Alle percelen waar de bestuivers aanwezig zijn (fysische geschiktheid) behoren dus per definitie tot het potentieel aanbod. Voor percelen daarbuiten moeten de bestuivers de afstand kunnen afleggen tussen aanbodgebieden en deze waar de bestuiving moet gebeuren (vraaggebieden). Verschillende studies hebben aangetoond dat de afstanden die natuurlijke bestuivers kunnen afleggen beperkt zijn (Garibaldi et al. 2011, Holzschuh et al. 2012). Ricketts et al. (2008) vonden in hun meta-analyse van 23 studies dat de soortenrijkdom van bestuivers (halvering op 1.5 km) en bloembezoek (halvering op 0.7 km) aan landbouwgewassen duidelijk sterk daalde met de afstand tot (semi)natuurlijke habitats. Dit effect is veel sterker in tropische systemen dan in gematigde systemen zoals bij ons. Ricketts et al. (2008) vonden echter dat dit slechts een zeer zwak (verwaarloosbaar) effect had op de zaad- en vruchtzetting (halvering op 26 km) bij de onderzochte landbouwgewassen. Winfree et al. (2007) vonden ook slechts een gering effect van landschapspatronen op de bestuivingdienst voor groenten in het noordoosten van de USA.

De exponentiële curves die Ricketts et al. (2008) vonden zijn van de vorm van $p(\text{bereikbaar}) = e^{-x \times \text{afstand}}$ waarbij $p(\text{bereikbaar})$ staat voor de kans (tussen 0 en 1) dat bestuivers de plaats zullen bereiken. De *afstand* tot de bron van bestuiving (kaart fysische geschiktheid) is uitgedrukt in km. x is de waarde die aangeeft hoe snel de kans met de afstand afneemt. Voor alle bestuivers samen is $x = 0.53$.

In bovenstaande modellen zijn alle bestuivers opgenomen, zowel deze die over lange afstanden kunnen foerageren als deze die alleen een korte afstand afleggen. Onder die voorwaarde wordt de bestuivingskans maximaal ingeschat. Ook percelen die op een redelijk verre afstand van de nestgebieden liggen, vallen dan binnen het potentieel aanbod. Uit onderzoek van Gathmann and Tscharrntke (2002) blijkt echter dat heel wat soorten solitaire bijen slechts over kortere afstanden foerageren, maximaal tot enkele honderden meters. Om invulling te geven aan een minimaal scenario, wanneer gewassen alleen bestoven worden door solitaire bijen, stelden we een model op. We baseerden ons op gegevens betreffende solitaire bijen uit het artikel van Gathmann en Tscharrntke. Dit leverde $p(\text{bereikbaar}) = 1 - e^{-e^{2.2-6 \times \text{afstand}}}$ als bestuivingskans op.

De benadering met alle bestuivers geeft een soort maximale bestuivingskans aan. De benadering met alleen solitaire bijen geeft een soort minimale bestuivingskans. In beide gevallen geeft het gebruik van modellen voor bereikbaarheid slechts ruwe benaderingen van de werkelijke bestuiving. Zo lang men echter niet weet welke bestuivers welk aandeel leveren, en wat de foerageerafstanden van deze soorten zijn, vormen dergelijke modellen de best beschikbare manier om tot een inschatting te komen.

Voor zowel het minimale als het maximale scenario wordt een potentiële aanbodkaart opgemaakt.



Figuur 3. *Waarschijnlijkheid dat een gewas bereikt wordt in functie van de afstand tot de plaats waar de bestuivers leven*

Zoals te verwachten daalt de curve voor de solitaire bijen het snelst (Figuur 3). Zij kunnen vliegen immers niet zo ver. Er is al een halvering van de bereikbaarheid rond 430 m en na 740 m is er nog maar een kans van 10% dat solitaire bijen het gewas gaan bereiken (Tabel 2). Voor alle bestuivers samen is er slechts een halvering bij 1.3 km en nog 10% kans bij 4.3 km.

Tabel 2. *Afstanden voor enkele sleutelwaarden voor bestuivingsbereikbaarheid*

Bereikbaarheid (%)	Afstand tot bron (km)	
	Alle bestuivers	Solitaire bijen
10	4.34	0.74
20	3.04	0.62
50	1.31	0.43



Figuur 4. *potentieel aanbod ecosysteemdienst bestuiving: a) model voor alle bestuivers, b) model voor solitaire bijen*

De resultaten volgens de twee modellen zijn zeer gelijklopend. De dekking van Vlaanderen is zeer hoog (Figuur 4). Voor bereikbaarheid voor alle bestuivers is de minimum bereikbaarheid 38%, maar voor 99% van de totale oppervlakte is de waarschijnlijkheid van bereikbaarheid meer dan 90%. Voor solitaire bijen zijn er percelen waar de kans op bereiken kleiner is dan 10%. Deze liggen echter allemaal in het Scheldebekken en omvatten slikken en schorren. Waarschijnlijk is dit een artefact omdat ze aan de grens met Nederland liggen. Indien de aangrenzende Nederlandse percelen ook zouden opgenomen worden zal waarschijnlijk de bereikbaarheid van deze plekken ook hoger worden. Slechts voor één habitatvlek net ten zuidwesten van Tongeren ligt de kans op bereikbaarheid lager dan 25%.

2.1.3. Actueel aanbod

Om deze kaarten te maken is er een gedetailleerde kartering nodig van de aanwezigheid van de (mogelijke) bestuivers in Vlaanderen. Vermits deze niet aanwezig is kunnen deze kaarten niet uitgewerkt worden.

2.2. Vraag naar bestuiving

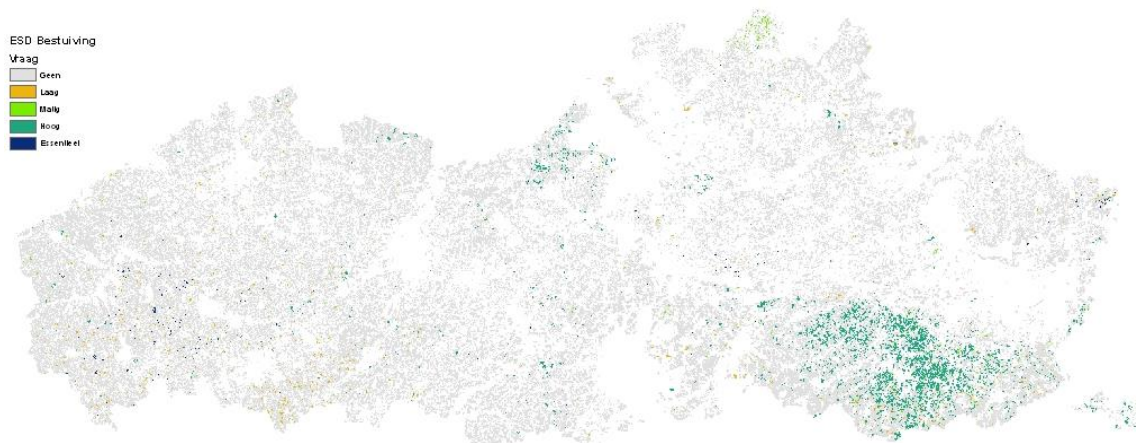
De ESD vraagkaart geeft aan waar de gewassen gekweekt worden die bestuiverafhankelijk zijn. Klein et al. (2007) maakten een literatuurstudie over de bestuiverafhankelijkheid van verschillende landbouwgewassen. Zij deelden de planten in in 6 klassen. Tussen haakjes wordt de bestuiverafhankelijkheid (klassemiddelen) weergegeven die zal gebruikt worden om de kaarten visueel voor te stellen.

1. Essentieel: productieverlies van meer dan 90% (0.95) bij afwezigheid van bestuivers,
2. Hoog: verlies tussen 40% en 90% (0.65),
3. Gematigd: verlies tussen 10% en 40% (0.25),
4. Weinig: verlies tussen 0% en 10% (0.5),
5. Geen: geen reductie bij afwezigheid van bestuivers (0),
6. Onbekend.

Om de vraagkaart op te stellen vertrekken we van de eenmalige perceelsregistratie landbouw van 2011 (<http://www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/aangifte/Gronden/Pages/default.aspx>). Deze EPR-kaart geeft per landbouwperceel aan welk gewas er dat jaar verbouwd werd. Voor elk landbouwgewas vermeld op de kaart kunnen we dan de klasse aangeven uit de hogere classificatieschaal gebaseerd op het werk van Klein et al. (2007). Dit geeft de volgende indeling:

- Essentieel: courgettes, pompoenen
- Hoog: andere bessen, andere eenjarige fruitteelten, andere meerjarige fruitteelten, blauwe bessen, boekweit, braambessen, frambozen, meerjarige fruitteelten (appel, kers, peer, pruim), winterraapzaad, zomerraapzaad
- Gematigd: aardbeien, aubergines, gele mosterd, rode bessen, stekelbessen, winterkoolzaad, zomerkoolzaad, zonnebloempitten, zwarte bessen
- Weinig: andere oliehoudende zaden, chrysanten, hazelnoten, mengsel van vlinderbloemigen, sojabonen, bonen.

Courgettes, andere bessen, ander eenjarig fruit en aardbeien worden gedeeltelijk gekweekt in open lucht, maar ook in serres. Gezien in de EPR-kaart het niet mogelijk is om beide categorieën van elkaar te onderscheiden is er voor deze gewassen dus een overschatting van de actuele vraagzijde.

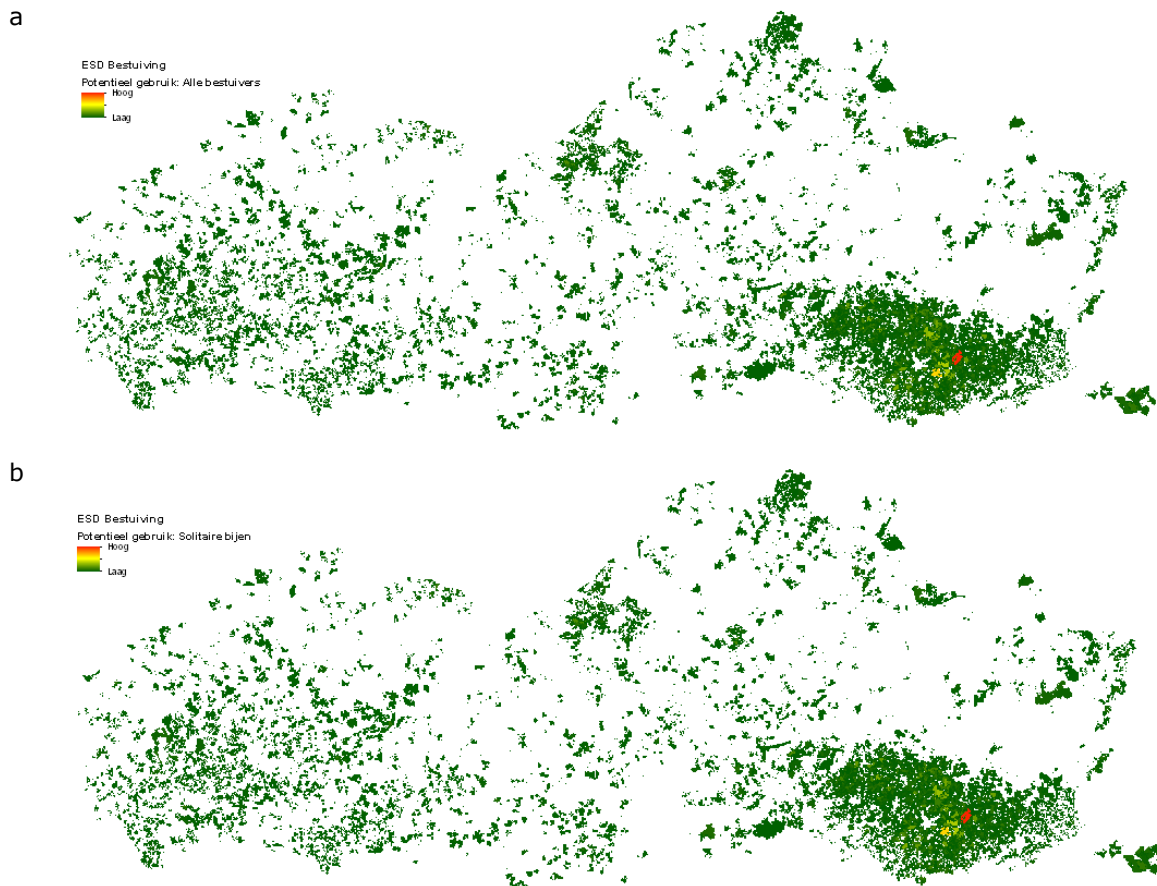


Figuur 5. Vraagkaart voor de ecosysteemdienst bestuiving

Van de totale oppervlakte (387.035 ha) akkers en tuinbouw (zonder serres) werd in 2011 6 % gebruikt voor de teelt van bestuivingsafhankelijke gewassen (Figuur 5). De grootste concentratie aan bestuivingsafhankelijke gewassen situeert zich het Hagenland en Haspengouw.

2.3. Gebruik van bestuiving

Om de potentiële gebruiksk kaart (Figuur 5) te verkrijgen wordt eerst voor elke pixel van de vraagkaart de bestuiversafhankelijkheid vermenigvuldigd met de bereikbaarheid (volgens modellen in Figuur 3). Bijvoorbeeld een pixel waarop een gewas verbouwd wordt met een bestuiversafhankelijkheid van 0.65 op een afstand van 500 m (geeft een bereikbaarheid van 0.36 voor solitaire bijen en 0.77 voor alle bestuivers) krijgt een waarde van $0.65 \times 0.36 = 0.23$ voor solitaire bijen en $0.65 \times 0.77 = 0.50$ voor alle bestuivers. Deze waarde wordt dan toegekend aan de dichtstbijzijnde polygoon uit de geschiktheidskaart (Figuur 2). De som van de waarden van al de bestuivingsafhankelijke pixels die in het bereik liggen van die polygoon geeft dan het potentieel gebruik van die polygoon. Het resultaat wordt weergegeven in Figuur 6.



Figuur 6. Potentiële gebruiksk kaart voor de ecosysteemdienst bestuiving: a) model voor alle bestuivers, b) model voor solitaire bijen

Het beeld van de potentiële gebruikskarten (Figuur 6) lijkt sterk op dit van de vraagkaart (Figuur 5). Dit is vrij logisch daar de hoogste bestuivingsinbreng afkomstig is van de aanpalende natuurlijke biotopen. Beide kaarten (Figuur 6a: alle bestuivers en Figuur 6b: solitaire bijen) geven een gelijkvormig beeld wat erop wijst dat in Vlaanderen blijkbaar alle bestuivingsafhankelijke gewassen dicht genoeg liggen bij gebieden die bestuivers kunnen leveren. Het grootste potentieel ligt in de fruitstreek. Vermits het potentieel aanbod van een gebied constant is (een gebied kan bestuivers leveren of niet, zie paragraaf 2.1.1) geeft de waarde in Figuur 6 aan hoe groot de vraag naar bestuiving is in de omgeving. Een hoge waarde in de Figuur geeft dus aan dat de pollinatievraag in de omgeving hoog is, een lage waarde geeft aan dat er in de omgeving geen gewassen verbouwd worden die bestuivingsafhankelijk zijn.

2.4. Trend bestuiving

Zoals bij de toestandsbepaling van de ESD zijn er geen gegevens voorhanden die kunnen aangewend worden om de trend in de bestuiving door natuurlijke bestuivers te bepalen. Dit komt omdat de verschillende groepen insecten die kunnen instaan voor bestuiving niet systematisch opgevolgd worden. Voor het bepalen van een ruwe trend wat betreft het aanbod aan bestuivers kunnen we ons enkel baseren op niet gestandaardiseerde data (bv. www.waarnemingen.be voor Vlaanderen). Het gaat hierbij over een toename of afname van bepaalde taxa over verschillende tijdsperiodes. Veranderingen worden ingeschat door bijvoorbeeld waarnemingsfrequenties te vergelijken over verschillende tijdperiodes. Biesmeijer et al. (2006) analyseerden de entomologische databanken van het Verenigd Koninkrijk en Nederland. De resultaten gaven weer dat in beide landen de bijendiversiteit significant gedaald was (pre- versus post-1980). De zweefvliegdiversiteit was daarentegen gestegen in Nederland terwijl ze in het Verenigd Koninkrijk een gemengde respons vertoonden. Zowel bij de bijen als bij de zweefvliegen waren het vooral de specialisten (in voedselkeuze en/of habitat) en sedentaire soorten die een dalende trend vertoonden. Mobiele generalisten bleken daarentegen toe te nemen. In dezelfde studie vonden de onderzoekers dat wilde plantengemeenschappen over dezelfde periode gelijkaardige parallelle trends vertoonden. In het Verenigd Koninkrijk daalden de planten die afhankelijk zijn van insectbestuivers sneller dan zelfbestuivers en windbestuivers. Deze laatste namen zelfs toe. In Nederland waar het aantal bijen daalde en zweefvliegen toenamen daalden alleen de bij-afhankelijke planten. De parallelle dynamiek tussen planten en bestuivers suggereert dat er een (causale) link is tussen beide. Het gaat hier echter om correlaties waarbij de onderliggende mechanismen onbekend zijn. Het zou kunnen dat de planten achteruitgingen door gebrek aan bestuivers, of anderzijds dat de bestuivers achteruitgingen door een gebrek aan voedsel (bloemen). Of misschien daalden beide door een gelijkaardige gevoeligheid voor veranderingen in de omgeving.

Carvalho et al. (2013) deden een gelijkaardig onderzoek en onderzochten trends bij bloembezoekende insecten voor Groot-Brittannië, Nederland en België. Zij vergeleken 3 tijdsperiodes: 1950-1969, 1970-1989 en 1990-2009. Zij vonden dat het verlies aan soortenrijkdom en de toename aan biotische homogenisatie groot was voor 1990. Tijdens de laatste decade was die negatieve trend veel minder sterk, of was zelfs terug positief voor bepaalde taxa (bijen in Groot-Brittannië en Nederland, zweefvliegen in België). Wat betreft soortenrijkdom was er alleen nog een daling voor dagvlinders (België en Groot-Brittannië) en sommige bijensoorten (België).

In een rapport aan de "Food and Agriculture Organization of the United Nations" (FAO) rapporteerden Rasmont et al. (2005) dat van de 360 bijen- en hommelse soorten in België er 91 achteruitgegaan zijn. Ze vergeleken de populatiedichtheden in de periode voor en na 1950. 145 soorten waren stabiel gebleven en 39 waren toegenomen. Het waren vooral de soorten met een lange tong die het sterkst gedaald waren. De auteurs schreven dit toe aan de terugval van bloemen met een lange bloemkroon (zoals bij de plantenfamilies Lamiaceae, Fabaceae, Scrophulariaceae), maar hebben daar geen bewijzen voor. In het licht van de levering van de ESD geeft de achteruit- of vooruitgang van bepaalde bijensoorten of andere insectgroepen slechts een ruwe trendinschatting vermits niet alle bijensoorten, of bij uitbreiding andere insectgroepen, een bijdrage leveren in de overdracht van de betrokken landbouwgewassen. Om de trend in vraag in te schatten konden we gebruik maken van de oppervlakteverandering per gewasgroep. Deze gegevens zijn voor de periode 1990-2011 enkel beschikbaar via de FOD Economie. Hieruit blijkt dat de oppervlakte voor de productie van fruit gestegen is van 12094 ha in 1990 naar 15054 ha in 2011 (zie hoofdstuk 11).

Een recent fenomeen dat op verschillende plaatsen op de wereld gemeld wordt is de "Colony collapse disorder", in het Nederlands ook wel bijenverdwijnsiekte genoemd. Hierbij verdwijnen bijenkolonies op korte tijd. Dit houdt een risico in voor de bestuiving van landbouwgewassen die afhankelijk zijn van één enkele soort

3. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

3.1. Directe drivers

3.1.1. Verandering landgebruik

Algemeen genomen kunnen landbouwgewassen een bijdrage leveren in de voedselvoorziening van bestuivers maar leveren landbouwpercelen geen geschikt nest en/of overwinteringsgebied. Hierdoor zijn bestuivingsafhankelijke gewassen afhankelijk van de (semi)natuurlijke matrix rond de percelen voor de levering van potentiële bestuivers (Kennedy et al. 2013). Op landschapsschaal leidt intensivering van de landbouw tot grotere akkers, een lagere gewas- en kruidendiversiteit en het verlies en de fragmentatie van (semi)natuurlijke systemen zoals (oude) graslanden, struikgewas, bossen en kleine landschapselementen (Tscharntke et al. 2005).

Habitatverlies door menselijke verstoring wordt algemeen verondersteld als de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang van bestuivers op wereldschaal (Goulson et al. 2008, Brown and Paxton 2009). In een meta-analyse vonden Winfree et al. (2009) dat de abundantie en diversiteit van wilde bijen negatief beïnvloed wordt door habitatverlies. De grootte van het effect was echter klein en alleen statistisch significant voor gebieden waar habitatverlies extreem is (habitatvlek < 1 ha, een plek omgeven door < 5 % (semi)natuurlijk habitat of een plek > 1 km verwijderd van natuurlijk habitat). Ook Ricketts et al. (2008) vonden dat de abundantie en diversiteit van wilde bijen daalde verder weg van natuurlijke habitats. Deze studies wijzen er dus op dat habitatverlies een negatieve invloed heeft op wilde bijengemeenschappen.

Er zijn echter ook studies die een positief effect van landconversie door urbanisatie of landbouw op wilde bijen aantonen, zelfs dat densiteiten in landbouwgebieden hoger zijn dan in natuurlijke habitats (Westphal et al. 2003). Dit zou kunnen verklaard worden door het feit dat veel bijensoorten geassocieerd zijn met open habitats en/of door hun kleine lichaamsgrootte kunnen overleven in kleine habitatfragmenten (Tscharntke et al. 2002, Kremen et al. 2004). Bijen zijn mobiele organismen, aangepast om verspreide hulpbronnen te exploiteren. Daarenboven kunnen verschillende habitattypes complementaire hulpbronnen leveren die nodig zijn voor het vervolledigen van de levenscyclus (Goulson 2010, Peeters et al. 2012) waardoor sommige soorten kunnen overleven of zelfs kunnen gedijen in matig verstoorde landschappen. Door de verstoring worden ook nieuwe voedselbronnen en nestgelegenheden geïntroduceerd die niches voor bijensoorten vrijmaken.

Habitatfragmentatie wordt ook verondersteld een negatieve invloed te hebben. Zo blijken hommels tijdens het foerageren het oversteken van wegen of spoorwegen te vermijden (Bhattacharya et al. 2003). Er zijn echter slechts weinig studies die dit op een wetenschappelijk onderbouwde manier onderzocht hebben (waarbij andere effecten losgekoppeld worden). Onder deze studies vonden sommige geen effect op abundantie en diversiteit, andere dan weer wel (Tscharntke et al. 2002, Steffan-Dewenter et al. 2006, Potts et al. 2010). Dit wordt onder meer verklaard door het feit dat in landbouwsystemen er verschillende andere parameters zijn die gecorreleerd zijn met fragmentatie zoals gradiënten in vochtigheid of bodemkwaliteit die ook een impact hebben op de productiviteit van planten. Hierdoor is het niet mogelijk de impact van deze gradiënten los te koppelen van de impact van veranderingen in bestuivergemeenschappen (Ricketts et al. 2008).

Ook de tijdsfactor speelt een belangrijke rol (Kremen et al. 2007). In massa bloeiende landbouwgewassen kunnen bijvoorbeeld veel bestuivers aantrekken. Die landbouwgewassen kunnen voedsel voorzien voor een groot aantal bestuivers maar hebben geen (of een negatieve) invloed op de bestuiverspopulaties wanneer deze laatste gelimiteerd zijn door bottlenecks in nest- en of voedselbronnen tijdens een ander moment in het jaar. Deze bestuiverpopulaties kunnen alleen blijven bestaan als een ecologische sink (continue aanvoer van bestuivers van buiten het gebied) of zelfs optreden als ecologische val wanneer ze (te) grote aantallen bestuivers aantrekken uit naburige gebieden zodat daar ook de instandhouding in het gedrang komt.

Uit de discussie hierboven blijkt dat de effecten van habitatveranderingen op natuurlijke bestuivers sterk contextafhankelijk zijn. Eén van de vragen die gesteld kunnen worden is welke oppervlakte in een landschap nodig is om de ecosysteemdienst bestuiving te laten werken. Een ruwe inschatting geeft aan dat wanneer op landschapsschaal de oppervlakte (permanent) vrijgesteld voor (semi)natuurlijk habitat minder is dan 5%, de opbrengst van natuurlijke bestuiving minimaal tot verwaarloosbaar is (Manhoudt and de Snoo 2003, Kleijn and van Langevelde 2006). Langs de andere kant wordt gesteld dat vanaf 20-30% een verdere toename slechts een geringe verdere stijging in bestuiving teweeg brengt (Tscharntke et al. 2002).

Habitatverlies en fragmentatie kunnen mogelijk ook leiden tot genetische verarming (Hart and Clark 2006). Voor elke soort is er immers een minimale oppervlakte nodig om een populatie op lange termijn in stand te houden. Verlies en fragmentatie van het natuurlijke habitat kan leiden tot gereduceerde gene-flow en herkolonisationsnelheden tussen habitatfragmenten wat leidt tot lagere persistentie in habitatplekken of zelfs het gehele meta-populatiernetwerk (Hanski 1998). In tegenstelling tot de klassieke metapopulatiemodellen waar de omringende matrix niet gebruikt kan worden, kunnen wilde bijen wel gebruik maken van voedselbronnen en/of nestmogelijkheden in de omringende habitatmatrix. Het effect van fragmentatie hangt dus ook hier weer sterk af van de bloemspecificiteit en de dispersiecapaciteit van de betrokken soorten (Zayed 2009). De kennis omtrent de dispersiecapaciteit en populatiestructuur van wilde bijen is echter zeer gelimiteerd en een cruciaal onderwerp voor verder onderzoek.

3.1.2. Pesticiden

Bij de intensivering van de landbouw is het gebruik van chemische middelen toegenomen en dit kan een effect hebben op de kwaliteit van de bestuivershabitat enerzijds, maar ook directe en indirecte effecten hebben op de bestuivers zelf (Morandin et al. 2005).

Een studie van Holzschuh et al. (2008) geeft aan dat braakliggende stroken naast organisch geteelde akkers een grotere bijendiversiteit en abundantie herbergden dan gelijkaardige stroken naast conventioneel bewerkte akkers. Dit toont ook aan dat de pesticiden niet alleen kunnen inwerken op de landbouwpercelen zelf, maar ook via uitspoeling in (semi)natuurlijk habitats kunnen terecht komen waar de bijen nestelen en foerageren. Bij intensivering van de landbouw is het wel meestal zo dat verhoogd gebruik van pesticiden gecorreleerd is met een afname van natuurlijke habitats zodat er een daling is van bloemaanbod en/of nestgelegenheid. Hierdoor is het niet altijd mogelijk om deze factoren te onderscheiden van pesticidengebruik (Tscharrntke et al. 2005).

In de laatste 20 jaar is het gebruik van neonicotinoïden als insecticide enorm toegenomen en zij nemen nu wereldwijd een marktaandeel in van 25% (van der Sluijs et al. 2013). Neonicotinoïden werken in op het zenuwstelsel van insecten, waardoor de insecten stoppen met eten, verlamd raken en uiteindelijk sterven. Deze groep van insecticiden kan ook schadeveroorzakers bestrijden die resistent zijn tegen conventionele insecticiden. Neonicotinoïden zijn zogenaamde systemische middelen. Dat wil zeggen dat ze door de plant worden opgenomen en zo terechtkomen in nectar en pollen. Daarbij zijn ze zeer persistent in water en bodem, zodat ze worden opgenomen door opeenvolgende landbouwgewassen, maar ook door wilde planten. Dit maakt dat dit insecticide in sublethale dosissen beschikbaar is voor bestuivers over zowat het ganse jaar. We willen erop wijzen dat veruit het merendeel van het onderzoek naar de effecten van neonicotinoïden zijn uitgevoerd op slechts één soort, de honingbij. Slechts sporadisch werden ook andere insectengroepen bekeken.

Tapparo et al. (2012) geeft een voorbeeld van acute toxiciteit. Het uitzaaien van met neonicotinoïden behandelde zaden had massale bijensterfte in de stofwolk rond de zaaimachines tot gevolg. Verschillende studies rapporteerden sublethale negatieve effecten bij honingbijen met realistische veldconcentraties (van der Sluijs et al. 2013). Deze omvatten verlaagd foerageersucces, verlaagde larvale ontwikkeling, slechter geheugen en leermogelijkheden, schade aan het centrale zenuwstelsel, verhoogde vatbaarheid voor ziektes, verlaagde koloniehigiëne.

Wat betreft niet-honingbijen zijn veel minder studies beschikbaar. Voor hommels is aangetoond dat ook zij sublethale effecten ondervinden zoals bij honingbijen, soms zelfs bij lagere concentraties (Cresswell et al. 2012). Voor een (klein) aantal solitaire bijen werden ook acuut toxische doses en effecten op fysiologie vastgesteld onder labocondities (Blacquièrre et al. 2012, van der Sluijs et al. 2013).

Easton and Coulson (2013) toonden aan met kleurvalen met en zonder een veldrealistische lage dosis neonicotinoïden dat bestuivende kevers en vliegen afgestoten worden door de vallen met het insecticide wat impliceert dat zij hun bestuivingsfunctie niet of minder zullen kunnen uitvoeren. Het moet nog wel getest worden of dit ook zo het geval is wanneer de neonicotinoïden in de plant aanwezig zijn. Bijen werden niet afgestoten door de lage concentraties.

Ondank dat er regelmatig nieuwe studies opduiken die negatieve effecten rapporteren van neonicotinoïden op bijen blijft er nog steeds discussie. Zo zijn er ook studies die geen negatieve effecten vinden. Cresswell et al. (2012) bijvoorbeeld vonden geen effect op bijen (wel op hommels) van neonicotinoïden toegediend via voedsel. In een recente review concludeerden Blacquièrre et al. (2012) dat er nog steeds een gebrek is aan betrouwbare gegevens door gebruik van niet realistische veldconcentraties en onderzoek op slechts een zeer beperkt aantal gewassen.

Daarnaast worden ook effecten gevonden bij laboratoriumexperimenten terwijl er geen effecten gevonden worden bij veldstudies. Er is dus duidelijk meer onderzoek in deze richting nodig.

3.1.3. Introducties van exoten

Er zijn duidelijke aanwijzingen dat bestuivingsafhankelijke geïntroduceerde planten redelijk goed geïntegreerd worden in inheemse plant-bestuivernetwerken. Zij kunnen optreden als additionele pollen- en nectarleveranciers (Potts et al. 2010). Op deze manier kunnen deze planten optreden als buffer tegen een potentieel voedseltekort. Zo is bijvoorbeeld aangetoond dat de uitheemse reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) de overleving bevordert van hommels in perioden van voedselschaarste (Kleijn & Raemakers 2008). In Vlaanderen worden veel planten met kleurrijke bloemen en lange bloeitijd aangeplant in tuinen en parken waardoor zij als voedselbron voor bestuivers kunnen optreden. Mogelijk zijn de positieve effecten echter beperkt tot generalistbestuivers, of zouden ze in bepaalde gevallen zelfs negatief kunnen uitvallen wanneer er een gastplantverschuiving plaatsgrijpt van de inheemse planten naar de uitheemse (zie verder).

Ook uitheemse bestuivers kunnen om economische redenen ingevoerd worden. Deze kunnen een negatief effect hebben op de inheemse wilde bestuivers door competitie voor hulpbronnen of door rechtstreeks contact. Zo is er bijvoorbeeld een overlap van 70% tot 90% vastgesteld in waardplantgebruik tussen de geïntroduceerde honingbij en inheemse hommelsorten. Er bestaat echter nog een grote controverse of er inderdaad een negatieve impact is. Sommige studies vonden geen effect van de honingbij op inheemse soorten terwijl andere dan weer een negatief effect aantoonde op reproductief succes en lichaamsgrootte (Steffan-Dewenter & Tscharrntke 2000, Thomson 2006, Goulson & Sparrow 2009).

Uitheemse bestuivers kunnen ook een genetisch verdunningseffect veroorzaken wanneer uitheemse genotypen kruisen met inheemse vormen. Hierdoor treedt genetische erosie op en kunnen inheemse sub-soorten zelfs totaal verdwijnen zoals gerapporteerd voor Europese bijen en hommels door Stout & Morales (2009).

3.1.4. Klimaatverandering

Recente klimaatveranderingen hebben reeds de verspreidingspatronen van vlinders en hommels veranderd (Hickling et al. 2006, Maes et al. 2010) en veranderingen in hun fenologisch patroon gebracht (Stone & Willmer 1989). Afhankelijk van de klimatologische omstandigheden zullen ook planten vroeger of later dan gemiddeld beginnen bloeien. Wanneer de bloeiende planten en hun bestuivers verschillend reageren kan er een ont koppeling ontstaan, zowel ruimtelijk als temporeel (Memmott et al. 2007, Burkle et al. 2013, Prather et al. 2013). Dit kan resulteren in een verenging van de waardplantbeschikbaarheid (nauwere voedsel niche) met mogelijk verdwijnen van de bestuiver (en de waardplant). De recente hittegolven in Europa worden ook aangehaald als een mogelijke verklaring voor de sterke (lokale) achteruitgang van hommels (Rasmont & Iserbyt 2012).

Klimaatveranderingen kunnen ook de verspreiding van pathogenen en/of of predatoren van bestuivers verhogen (Le Conte & Navajas 2008). Voorbeelden die deze auteurs geven zijn de schimmel *Ascosphaera apis* en de predatorische kever *Aethina tumida*.

Zoals hoger aangehaald zijn er tal van drivers die de bestuiving door insecten kunnen beïnvloeden. Zij kunnen elkaar versterken of afzwakken. Over dergelijke interacties is weinig geweten, vermits de meeste studies zich beperken tot individuele drivers (Potts et al. 2010).

3.2. Indirecte drivers

Om de negatieve gevolgen voor biodiversiteit door intensivering van de landbouw tegen te gaan is er toenemende interesse vanuit de wetenschappelijke wereld, de landbouwsector en het beleid voor methoden die de landbouwproductie verzoenen met de instandhouding en duurzaam gebruik van biodiversiteit en de daarmee gepaard gaande ecosystemendiensten (Bianchi et al. 2013) Millennium Ecosystem Assessment, 2005: <http://www.unep.org/maweb/en/Global.aspx>. Een centraal concept hierbij is functionele agrobiodiversiteit (FAB). Dit is de biodiversiteit op de schaal van een landbouwterrein of landschap welke de ecosystemendiensten levert die nodig zijn voor een duurzame landbouw en dat tevens ook een positieve spin-off heeft op het regionale en globale milieu (ELN-FAB 2010). Er bestaan een aantal internationale beleidsinstrumenten die de integratie van de FB in agro-ecosystemen kunnen bewerkstelligen.

Op globale schaal is er het verdrag inzake Biologische Diversiteit (CBD, www.biodiv.be/nl-BE/). Dit verdrag is een internationale overeenkomst opgezet door de Verenigde Naties om de biologische

diversiteit wereldwijd te beschermen. Eén van de doelstellingen is om het duurzaam gebruik van elementen van biologische diversiteit te bevorderen. De CBD bevat een thematisch programma over landbouw biodiversiteit (annex bij besluit V/5, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7147>; 11 oktober 2012). Dit programma erkent het dilemma van de landbouw. Landbouw levert langs de éne kant de essentiële ESD's (zoals bestuiving) terwijl ze langs de andere kant de hoofdoorzaak is voor biodiversiteitsverlies. Het is een uitdaging om in de toekomst het behoud van agrobiodiversiteit en het leveren van de daaruit voortvloeiende ecosysteemdiensten te combineren met een verzekerde voedselproductie. Het programma omvat een stappenplan en een aantal initiatieven om deze uitdaging aan te gaan. Men richt zich op verdere kennisopbouw, het ontwikkelen van aangepaste landbouwtechnieken, sensibilisatie en het gelijkstemmen van nationale initiatieven, strategieën of beleidsinstrumenten. Deze aspecten kunnen profiteren van de aanpak gericht op het behoud en duurzaam gebruik van FAB (Bianchi et al. 2013).

Het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (European-Commission 2013) van de Europese Commissie heeft onder meer als doel om aan plattelandontwikkeling te doen en milieu en duurzaam gebruik te stimuleren. Onder de randvoorwaarden van het eerste luik (= voorkomen van milieuschade) zou FAB in aanmerking kunnen komen voor groene subsidies om zo lange termijn productiviteit en behoud van ecosysteemdiensten te vrijwaren. Deze directe subsidies streven naar een beter gebruik van natuurlijke hulpbronnen via gewas diversificatie, behoud van permanente graslanden en het behoud van ecologische focus gebieden (ecologische akkerranden, hagen, bomenrijen, ...). Vooral deze laatste leveren opportuniteiten om bestuiverpopulaties te behouden of verbeteren.

Het concept van FAB past ook goed binnen de EU-doelstellingen om de gevaren en risico's door pesticiden voor gezondheid en milieu te minimaliseren (Directive 2009/128/EC van 21 oktober 2009). Pesticiden hebben immers een negatief effect op natuurlijke bestuivers. In 2010 schreef de Europese commissie een verstrengde regelgeving uit rond het aanbrengen van een necotinoïde laagje rond (mais)zaden (Directive 2010/21/EU ter wijziging van Annex I van de Council Directive 91/414/EEC). Na advies van de SERV, de MiNa-raad en de SALV, en na het openbaar onderzoek ter zake, keurt de Vlaamse Regering het Actieplan 'duurzaam gebruik pesticiden voor de periode 2012-2017' goed."

Bepaalde case studies geven aan dat sommige bestuivergroepen een hogere diversiteit en/of densiteit kunnen bereiken uit bepaalde beheersovereenkomsten zoals bijvoorbeeld het aanleggen van akkerranden of biologische landbouw (Carvell et al. 2004, Pywell et al. 2005, Kremen & chaplin-Kramer 2007) maar welk effect dit heeft op de bestuivingsdienst is niet duidelijk (Hole et al. 2005).

Operation Pollinator: Dit project is een initiatief van het bedrijf Syngenta en is van start gegaan in het Verenigd Koninkrijk als "Operation Bumblebee" (2004-2008) (www.operationpollinator.com). De bedoeling is het aantal insect bestuivers op commerciële boerderijen te verhogen via het aanleggen van specifieke habitats. Het project zou ondersteund worden door wetenschappers (Bianchi et al. 2013). De initiatiefnemers beweren op hun website dat het project een zeer positief effect had met een 6x (hommels), 12x (vlinders) en 10x (andere insecten) verhoging van de aantallen. Er zijn momenteel echter geen wetenschappelijk rapporten of artikels die deze bewering ondersteunen. Daarenboven heeft wetenschappelijk onderzoek ook reeds aangetoond dat een stijging van het aantal bestuivende insecten niet steeds vertaald in een stijging van productie in landbouwgewassen (zie drivers). Momenteel zouden er ook reeds landbouwers in België aan het project deelnemen. (<http://www3.syngenta.com/country/be/nl/OverSyngenta/OperationPollinator>). Het uitvoeren van acties om het niveau van bestuiving op te voeren via het aanleggen van wilde akkerranden moet met de nodige omzichtigheid uitgevoerd worden. Het aanleggen van wilde akkerranden kan ook negatieve gevolgen hebben omdat mogelijk ook plaagsoorten (meer) aangetrokken kunnen worden (Winkler et al. 2010).

4. Impact op biodiversiteit en milieu

Vermits er in Vlaanderen geen data beschikbaar zijn rond de ecosysteemdienst bestuiving moeten we terugvallen op theoretische beschouwingen en (schaarse) studies uit het buitenland. Er is recent een toenemende tendens om behoud van biodiversiteit te linken aan het ecosysteemdiensten, zowel in ecologische studies als (inter)nationale initiatieven ontworpen in functie van biodiversiteitsbehoud (Macfadyen et al. 2012). Er zijn echter een aantal verschillen tussen een beheer ten behoeve van ESD of een beheer ten behoeve van biodiversiteit wat een synergie bemoeilijkt. Het optimaliseren van ecosysteemdiensten (Functionele biodiversiteit) en biodiversiteitsbehoud hebben immers verschillende doelstellingen en hebben daarom gewoonlijk verschillende benaderingen nodig (Kleijn et al. 2011).

Veel ecosysteemdiensten worden verzorgd door soorten die niet direct op de prioriteitenlijst staan voor biodiversiteitsacties. Verschillende soorten zijn niet inheems of zijn zo algemeen dat ze geen acties nodig hebben. Een duidelijk voorbeeld is de honingbij die wereldwijd, op plaatsen waar ze niet inheems is, een grote economische bestuivingdienst bewijst. Beheer gericht op het optimaliseren van de diensten verleend door dergelijke niet-inheemse soorten voor bestuiving is meestal niet gerelateerd aan beheer voor behoud van inheemse soorten die mogelijk gelijkaardige diensten verlenen of de biodiversiteit in het algemeen. In sommige gevallen kan het zelfs uitdraaien op een conflict omdat de soorten die de bestuiving uitvoeren een negatief effect hebben op biodiversiteit. Verwilderde honingbijen kunnen bijvoorbeeld inheemse biota bedreigen via nestcompetitie of via competitie voor voedsel (Paini & Roberts 2005). De insectdiversiteit nodig om bestuiving te verzorgen is veelal laag vergeleken met de volledige diversiteit van de lokale soortenpoel (Joar Hegland & Totland 2008, Davila et al. 2012). Beheer van de ecosysteemdienst is dus niet noodzakelijk ook een beheer voor een betere biodiversiteit.

Biodiversiteitsacties moeten gebeuren op een grote ruimtelijke schaal om effectief te zijn. Veel ecosysteemdiensten daarentegen kunnen beheerd worden op zeer lokale of relatief lokale schaal (Bianchi et al. 2006, Ricketts et al. 2008). Westphal et al. (2003) vonden bijvoorbeeld dat hommels in landschappen met slechts 2% (semi)natuurlijke habitatvlekken geen probleem meer hadden om voedsel en nestgelegenheden te vinden. Kremen et al. (2004) vonden zelfs dat meloenen (100% afhankelijk van bestuiving) in landbouwgebieden zonder (semi)natuurlijk habitat nog bestuivingsdiensten van natuurlijke bestuivers ontvingen. Hierdoor kan een klein stukje overblijvende natuurlijke vegetatie reeds bruikbaar zijn om de ecosysteemdienst te leveren, maar is slechts van weinig waarde om biodiversiteit te behouden. Wanneer dergelijke kleine plekken zouden verbonden zijn met natuurlijke corridors, of wanneer de landbouwmatrix "minder vijandig" zou zijn zodat soorten beter gebruik kunnen maken van de hulpbronnen in de meer natuurlijke plekken zou dit ook meer ten goede komen van soortbehoud (Vandermeer et al. 2010). De connectiviteit verhogen tussen habitatplekken resulteert echter niet noodzakelijk in een betere bestuiving (Vandermeer et al. 2010).

Biodiversiteitsacties streven naar een zo groot mogelijke diversiteit of focussen zich op zeldzame soorten (Samways et al. 2010). (Kleijn 2014) geeft echter aan dat slechts een zeer klein deel (13%) van de bestuiverdiversiteit op de één of andere manier bijdraagt aan de bestuiving van gekweekte gewassen. Wanneer er gekeken wordt naar de soorten die het gros van de bestuiving uitvoert daalt dit percentage zelfs tot 2%. Deze soorten behoren tot de zeer algemene soorten met een breed habitatgebruik zoals bijvoorbeeld de aardhommel *Bombus terrestris*.

5. Maatschappelijk welzijn en waardering

5.1 Invloed op welzijns- en welvaartscomponenten

Bestuiving draagt in eerste plaats bij tot de voedselvoorziening. Bestuiving zorgt immers voor bevruchting van een aantal landbouwgewassen. Daarnaast leidt het ook tot een toename van natuurlijke bloemplanten die op hun beurt een rol spelen in andere ecosysteemdiensten. Planten/bloemen kunnen ewoon mooi zijn (culturele diensten), maar kunnen ook bijdragen leveren aan koolstofopslag, controle van overstromingen, erosie, klimaatcontrole, waterzuivering of stikstoffixatie.

5.2 Belanghebbenden en kwantificering van de effecten

De rechtstreeks betrokken partij waarvoor de ESD een welzijns- of welvaartseffect kan hebben is de landbouwer die gewassen produceert. Hein (2009) ontwikkelde een model om in te schatten wat de waarde van de ecosysteemdienst is voor de landbouwer. Het model is gebaseerd op de

verhouding tussen het consumentensurplus en het producentensurplus. Het consumentensurplus is het bedrag dat een consument meer zou willen betalen om het product te verkrijgen ten opzichte van de prijs die hij nu betaalt. Het producentensurplus is de "welfare" die de producent verkrijgt bij een bepaald productieniveau en de marktprijs die hij voor zijn product ontvangt. Dit kan berekend worden als het verschil tussen de inkomsten van de landbouwer en zijn marginale productiekosten (bv. kosten voor het oogsten, zijn gewassen te beschermen tegen plaagsoorten).

Wanneer de bestuivingdienst verlaagt, zal dit resulteren in een lagere gewasproductie en/of hogere productiekost (investering in alternatieve bestuivingstechnieken). De consument zal meer moeten betalen voor hetzelfde product. Het uiteindelijke resultaat van deze veranderingen hangt af van de verhouding tussen vraag en aanbod. Indien de consument bereid is om meer te betalen (minder 'welfare') voor het product zal de landbouwer geen of een gering verlies leiden. Indien dit niet het geval is zal ook de landbouwer minder inkomen hebben. Bij een groot inkomensverlies kan de landbouwer zelfs overwegen om andere, niet bestuivingsafhankelijke gewassen te gaan telen (zie paragraaf 1.1). De schaal waarop de bestuivingsdaling optreedt is ook belangrijk. Wanneer dit lokaal optreedt zullen verder weg gelegen landbouwers, waar er geen bestuivingsreductie plaatsvindt, daar zelfs baat bij kunnen hebben daar zij een hoger bedrag krijgen voor hun gewassen. Dit mechanisme is ook werkzaam wanneer de gekweekte gewassen kunnen geïmporteerd en exporteerd worden.

De ecosysteemdienst wordt momenteel op twee manieren gekwantificeerd in economische/monetaire termen (Winfree et al. 2011). Beide benaderingen kunnen sterk uiteenlopende economische waarden (tot een honderdvoudig verschil) opleveren (Allsopp et al. 2008). Beide methoden worden nu besproken.

- De vervangingswaardemethode (replacement value)

Deze methode kwantificeert de waarde van de bestuiving als de kost van alternatieve, vervangende bestuivingsmethoden (Allsopp et al. 2008). Bijvoorbeeld het vervangen van inheemse bestuivers door gekweekte honingbijen, of verder door manuele bestuiving of sproeibestuiving. De methode gaat ervan uit dat de productiehoeveelheid niet verandert wanneer de alternatieve bestuivingsmethoden gebruikt worden en dat honingbijen ongelimiteerd ingezet kunnen worden. Beide assumpties zijn echter zeer twijfelachtig. Of honingbijen ongelimiteerd kunnen ingezet worden is niet zeker gezien de recente tekenen van achteruitgang bij honingbijen door de zogenaamde "Colony collapse disorder" (vanEngelsdorp et al. 2009). De vervangingswaardemethode houdt ook geen rekening met potentieel stijgende prijzen in de toekomst (voor het meer commercieel inzetten van honingbijen).

- De productiewaardemethode (production value)

Deze methode berekent de productiewaarde verkregen door bestuiving (Losey & Vaughan 2006, Gallai et al. 2009). De methode gaat ervan uit dat er geen alternatieven bestaan voor bestuiving door natuurlijke bestuivers. De waarde wordt berekend als het inkomstenverlies wanneer natuurlijke bestuivers volledig zouden wegvallen. Er wordt vertrokken van een schatting van de bestuivingsafhankelijkheid door insecten van een bepaald gewas (zie paragraaf 2.2.). Indien mogelijk wordt geschat wat hierin het aandeel is van wilde bestuivers. Het geschatte productieverlies wordt dan vermenigvuldigd met de marktwaarde van het product om een idee te krijgen van de omzet van het gewas. Men krijgt dan de volgende formule voor de waarde van bestuiving door wilde bestuivers voor een bepaald gewas:

$$W = O \times IB \times WB$$

waarbij:

- O = omzet van gewas (miljoen euro per jaar),
- IB = afhankelijkheid van insectbestuiving (tussen 0 en 1),
- WB = afhankelijkheid van bestuiving door wilde bestuivers (tussen 0 en 1).

Door gebruik te maken van deze productiewaardemethode schatten Liekens et al. (2009) de waarde van bestuiving door wilde bestuivers in Vlaanderen voor 2006 op 43 miljoen euro.

Er zijn verschillende problemen bij deze methode:

- Alhoewel voor de inschatting van IB, de totale bestuiversafhankelijkheid (wilde bestuivers + honingbijen) van een aantal gewassen reeds wetenschappelijk onderzoek uitgevoerd is (Klein et al. 2007), blijft er nog heel wat discussie. Zo varieert bijvoorbeeld de gerapporteerde afhankelijkheid van bestuiving voor appel tussen 10% en 90% (Gallai et al. 2009).

- Daarnaast vormt de inschatting van WB, de afhankelijkheid van wilde bestuivers een probleem. Er wordt namelijk verwezen naar de studie van Losey & Vaughan (2006) die op hun beurt doorverwijzen naar Morse & Calderone (2000). Deze laatste geven een tabel voor de afhankelijkheid van wilde bestuivers, maar zonder enige bronvermelding. De auteurs stellen zelf dat het slechts gaat om veronderstellingen en dat de inschatting dus niet noodzakelijk juist is (Morse & Calderone, 2000). Daarenboven hebben Kremen et al. (2002) aangetoond dat het aandeel van wilde bestuivers sterk varieert in functie van de geografische locatie, de aanwezigheid van natuurlijke biotopen of de cultivar van het gewas dat geteeld wordt. Om tot een geloofwaardige, wetenschappelijk onderbouwde inschatting te komen van het aandeel van natuurlijke bestuiving in gewasproductie en de economische impact daarvan, zal er bijkomend experimenteel onderzoek nodig zijn betreffende de verschillende gewassen, hun voortplantingssysteem en welke de impact is van de verschillende soorten bestuivers die tot een bevruchting kunnen leiden (Kevan & Phillips 2001).
- Een ander probleem met de productiewaardemethode is dat men ervan uitgaat dat alle pollen die afgezet worden nodig zijn voor het vormen van vruchten, daar waar in realiteit de planten veel meer pollen krijgen dan nodig voor maximale productie. Bij watermeloen bijvoorbeeld, een gewas dat 100% afhankelijk is van bestuiving, wordt al een maximale vermarktbare capaciteit bereikt wanneer 50% van de bloemen volledig bestoven zijn (Winfree et al. 2011). Bij het voorbeeld van de watermeloen waar dit onderzocht is, blijkt dat in de meeste gevallen er een teveel aan bestuivers is. Afhankelijk van de bestuivers die in aanmerking genomen worden kan dit een variatie in de berekende ecosysteem service waarde geven die 6 tot 13 maal verschilt.

Naast wetenschappelijke problemen heeft de productiewaardemethode ook economisch-theoretische tekortkomingen (Winfree et al. 2011):

- Ten eerste negeert deze methode de andere productiekosten die zouden wegvallen wanneer de productiecapaciteit zou afnemen of wegvallen. Wanneer bestuiving zou wegvallen zullen de landbouwers het gewas minder verbouwen zodat ze ook minder investeren in de andere kosten die gemaakt moeten worden voor de productie zoals bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen of kosten voor de oogst. Door deze kosten af te trekken van de totale kost toegewezen aan bestuiving krijgt men de netto waarde van bestuiving in plaats van de totale brutowaarde nu. Deze nettowaarde zal dan ook lager liggen dan de waarde die nu toegekend wordt aan natuurlijke bestuiving.
- Een tweede probleem is dat de productiewaardemethode ervan uitgaat dat de marktprijs van het gewas vastligt en zich niet aanpast aan het verlies in productiehoeveelheid. Wanneer de bestuivingsreductie zeer beperkt is (bv. één producent wordt getroffen), dan zal de prijs niet veranderen. Wanneer dit echter op een veel grotere schaal plaatsgrijpt zullen de prijzen stijgen waardoor de gebruikte methode geen correcte weergave van de economische waarde meer geeft. Soms kan een reductie in gewasproductie zelfs leiden tot een hogere financiële opbrengst waardoor het bestuiverstekort resulteert in een netto winst. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren wanneer de prijs op de markt meer stijgt dan de kostprijs voor de productie.
- Een derde probleem is dat er geen rekening wordt gehouden met de opportuniteitskost. Wanneer door overschakeling naar een andere methode bestuiving te kostelijk wordt, of het productieverlies door verminderde bestuiving te groot, kunnen landbouwers overschakelen op een gewas dat minder bestuivingsafhankelijk is. Dit is een langetermijnoverweging die niet in rekening gebracht wordt in de productiewaardemethode.

Een vraag bij de monetaire kwantificering van de welzijnseffecten van bestuiving is of deze andere inzichten oplevert in de omvang of verdeling van die effecten dan een waardering in biofysische eenheden. Mogelijk kunnen de fysieke effecten in ton anders liggen dan de economische effecten indien de prijs (€/ton) varieert. Bijvoorbeeld, stel dat gewassen A en B dezelfde fysieke opbrengst hebben (in ton/ha) maar dat de prijs/ton van A hoger is dan die van B. Dan zal een afname van de bestuivingsdienst voor A een grotere economische schade of welvaartsverlies veroorzaken dan voor gewas B.

6. Huidig en toekomstig ESD gebruik

Het gebruik van een ecosysteemdienst zou op de één of andere manier een effect kunnen hebben op het later gebruik van diezelfde dienst. Wanneer er bijvoorbeeld een overconsumptie is van houtoogst legt dit een hypotheek op de houtoogst voor latere generaties. Voor natuurlijke bestuiving is dit niet het geval. De bestuiving kan (tijdelijk) (een deel van) de voedselvoorziening van de natuurlijke bestuivers verzorgen en dus bijdragen aan het in stand houden van de bestuivende insectenpopulaties. In dit geval ondersteunt de ecosysteemdienst het gebruik in de toekomst. Indien het bestoven gewas werkt als een ecologische val en dus de populaties van de bestuivers negatief beïnvloedt zal dit de ecosysteemdienst ook negatief beïnvloeden (zie paragraaf 3.1.1).

Bestuiving door natuurlijke bestuivers heeft wel een impact op de ESD voedselproductie, namelijk op de productie van obligaat bestuivingsafhankelijke voedselbronnen. De impact hangt echter af van het aandeel dat natuurlijke bestuivers daarin hebben ten opzichte van bestuiving door gekweekte honingbijen. Onrechtstreeks kan landschapsbeheer in functie van het leveren van bestuivers de ESD zowel negatief als positief inwerken op de ESD natuurlijke plaagbeheersing. Het aanleggen van bloemrijke stroken voor het aantrekken van bestuivers kan ook natuurlijke vijanden van landbouwplaagsoorten aantrekken (Pfiffner et al. 2009). Langs de andere kant zijn er studies die aangeven dat die bloemstroken de plaagsoorten zelf meer kunnen aantrekken (Denys & Tschardtke 2002). Op onrechtstreekse wijze, door bijvoorbeeld een toename van natuurlijke bloemplanten worden andere ecosysteemdiensten versterkt. Bloemrijke stroken kunnen bijvoorbeeld gewoon mooi zijn (culturele diensten), maar kunnen ook bijdragen leveren in koolstofopslag, controle van overstromingen, erosie, klimaatcontrole, waterzuivering of stikstoffixatie.

Het inzetten van technologische bestuiving kan ook gevolgen hebben op de huidige en/of toekomstige ESD natuurlijke bestuiving:

- Het inzetten van honingbijen bijvoorbeeld kan zowel een positieve, neutrale als negatieve impact hebben op de huidige en toekomstige ecosysteemdienst natuurlijke bestuiving: voor gewassen die niet door honingbijen bestoven kunnen worden zou er een negatieve invloed kunnen zijn op de huidige bestuivingsdienst wanneer natuurlijke bestuivers wegvallen (Winfrey & Kremen 2009, Breeze et al. 2011, Garibaldi et al. 2013), voor andere niet.
- Wanneer gekweekte honingbijen of hommels ingezet worden wanneer natuurlijke bestuivers hun "taak" nog uitvoeren zou er een negatief effect kunnen zijn op de toekomstige ESD door competitie voor voedsel indien deze interacties resulteren in een achteruitgang van de natuurlijke bestuivers (Potts et al. 2010). Verschillende studies vonden echter geen enkel negatief effect (Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2000). Subsoorten van gekweekte honingbijen en verschillende gekweekte hommelssoorten kunnen kruisen met endemische populaties waardoor mogelijk de genetische diversiteit van de inheemse populaties vermindert met mogelijk zelfs uitsterven van de lokale subsoorten tot gevolg (Potts et al. 2010). Vermits het inzetten van manuele bestuiving zeer arbeidsintensief is zal dit niet ingezet worden zolang natuurlijke (en/of gekweekte) bestuivers de nodige bestuiving kunnen volbrengen.
- Als de bestuivers zouden wegvallen zal manuele bestuiving de marktprijs van de gewassen sterk doen stijgen. De kans is dan echter groot dat de landbouwers zullen overschakelen op de productie van niet-bestuivingsafhankelijke gewassen (Partap & Ya 2012). Deze kans hangt mee af van het bedrag dat een consument meer zou willen betalen om het product te behouden ten opzichte van de prijs die hij nu betaalt Hein (2009). Het inzetten van microrobots zit momenteel nog in de conceptfase en de effecten daarvan kunnen momenteel nog niet ingeschat worden.

Men zou de vraag kunnen stellen of er limieten en voorwaarden zouden moeten gesteld worden aan het gebruik van de ecosysteemdienst bestuiving en hoe de dienst in de praktijk verbeterd kan worden. Zolang het doelgewas geen ecologische val vormt voor de bestuivers dienen geen limieten en voorwaarden opgelegd te worden (zie paragraaf 3.1.1, het productiegewas trekt bestuivers aan als voedselbron, maar ze kunnen er niet overleven of voortplanten). De optimale werking van de ecosysteemdienst bestuiving wordt lokaal bepaald en is zeer contextafhankelijk (zie paragrafen 1.3 en 3): Over welk landbouwgewas gaat het? Wat is de bestuivingsafhankelijkheid? Welke zijn de bestuivers? Wat is de bloeitijd? Wat is het omringende landschap waarin de teelt zich bevindt, enz. Acties nodig om de positieve en negatieve impacts te beïnvloeden worden bijgevolg best op lokale schaal bepaald.

7. Kennislacunes

Zoals blijkt uit het overzicht van de ecosysteemdienst bestuiving is de kennis betreffende de efficiëntie en optimalisatie van bestuiving, de economische kwantificering, trends, kartering, enz. nog zeer beperkt. Pogingen om via algemene assumpties gebaseerd op expert judgement (Burkhard et al. 2009) tot een inschatting te komen, leiden tot onbetrouwbare resultaten. Er wordt bijvoorbeeld vanuit gegaan dat habitats die een hoge diversiteit aan wilde bestuivers herbergen ook een hoge bijdrage leveren aan de ESD bestuiving.

Kleijn (2014) geeft echter aan dat slechts een zeer klein deel (13%) van de bestuiversdiversiteit op de één of andere manier bijdraagt aan de bestuiving van gekweekte gewassen. Wanneer er gekeken wordt naar de soorten die het gros van de bestuiving uitvoert daalt dit percentage zelfs tot 2%. Deze soorten behoren tot de zeer algemene soorten met een breed habitat gebruik zoals bijvoorbeeld de aardhommel *Bombus terrestris*.

Om tot goede inschattingen en modellen te komen dient zeer gericht en gedetailleerd onderzoek te gebeuren (Winfree et al. 2011). Een voorbeeld hiervan is het onderzoek uitgevoerd door Winfree en co-werkers op watermeloenen ((Winfree et al. 2007, Winfree & Kremen 2009)). Het is dus nodig om voor het doelgewas de volledige keten te onderzoeken:

- Wat zijn de kritische kenmerken van het gewas (wanneer bloeit de plant, wat is de afhankelijkheid van bestuiving, hoeveel pollenkorrels zijn er nodig, hoeveel bloemen moeten bestoven worden om tot een maximale productie te komen...)?
- Hoe interageren gewas en bestuivers (welke bestuivers bezoeken de bloemen van het gewas, wat is hun bestuivingsefficiëntie...)?
- Wat zijn de habitatvereisten van de betrokken bestuiverssoorten (waar kunnen ze nesten maken, wat is hun foerageer- en dispersiecapaciteit, welke alternatieve voedselbronnen hebben ze nodig als de gewasbloemen niet aanwezig zijn...)?

Wanneer deze gegevens beschikbaar zijn, dan kan er overgegaan worden naar een wetenschappelijk onderbouwde evaluatie, monitoring en/of planning van de ecosysteemdienst bestuiving.

Lectoren

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

Tim Belien, PCFfruit

Johan Bogaert, LNE

Rein Brys, INBO

Dieter Depraetere, INAGRO

Sander Jacobs, INBO

Richard Peters, Arcadis

Bart Vleeschouwers, Boerenbond

Lieve Vriens, INBO

Referenties

- Aizen, M. A., L. Ashworth, and L. Galetto. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter? *Journal of Vegetation Science* **13**:885-892.
- Albrecht, M., B. Schmid, Y. Hautier, and C. B. Müller. 2012. Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**:4845-4852.
- Allsopp, M. H., W. J. de Lange, and R. Veldtman. 2008. Valuing Insect Pollination Services with Cost of Replacement. *PLoS ONE* **3**:e3128.
- Ashman, T.-L., T. M. Knight, J. A. Steets, P. Amarasekare, M. Burd, D. R. Campbell, M. R. Dudash, M. O. Johnston, S. J. Mazer, R. J. Mitchell, M. T. Morgan, and W. G. Wilson. 2004. Pollen Limitation of Plant Reproduction: Ecological and Evolutionary Causes and Consequences. *Ecology* **85**:2408-2421.
- Bhattacharya, M., R. B. Primack, and J. Gerwein. 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation* **109**:37-45.
- Bianchi, F. J. J. A., C. J. H. Booij, and T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **273**:1715-1727.
- Bianchi, F. J. J. A., V. Mikos, L. Brussaard, B. Delbaere, and M. M. Pulleman. 2013. Opportunities and limitations for functional agrobiodiversity in the European context. *Environmental Science & Policy* **27**:223-231.
- Biesmeijer, J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemüller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele, and W. E. Kunin. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* **313**:351-354.
- Blacquière, T., G. Smagghe, C. M. Gestel, and V. Mommaerts. 2012. Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* **21**:973-992.
- Breeze, T. D., A. P. Bailey, K. G. Balcombe, and S. G. Potts. 2011. Pollination services in the UK: How important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **142**:137-143.
- Brittain, C., N. Williams, C. Kremen, and A.-M. Klein. 2013. Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280**.
- Broekx, S., L. De Nocker, L. Poelmans, J. Staes, S. Jacobs, K. Van der Biest, and K. Verheyen. 2013. Raming van baten geleverd door het Vlaamse Natura 2000.
- Brown, M. J. F. and R. J. Paxton. 2009. The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie* **40**:410-416.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, and W. Windhorst. 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*.
- Burkle, L. A., J. C. Marlin, and T. M. Knight. 2013. Plant-Pollinator Interactions over 120 Years: Loss of Species, Co-Occurrence, and Function. *Science* **339**:1611-1615.
- Carvalho, L. G., W. E. Kunin, P. Keil, J. Aguirre-Gutiérrez, W. N. Ellis, R. Fox, Q. Groom, S. Hennekens, W. Van Landuyt, D. Maes, F. Van de Meutter, D. Michez, P. Rasmont, B. Ode, S. G. Potts, M. Reemer, S. P. M. Roberts, J. Schaminée, M. F. WallisDeVries, and J. C. Biesmeijer. 2013. Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* **16**:870-878.
- Carvell, C., W. R. Meek, R. F. Pywell, and M. Nowakowski. 2004. The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* **118**:327-339.
- Chagnon, M., J. Ingras, and D. D. Oliveira. 1993. Complementary Aspects of Strawberry Pollination by Honey and Indigenous Bees (Hymenoptera). *Journal of Economic Entomology* **86**:416-420.

- Cresswell, J. E., C. J. Page, M. B. Uygun, M. Holmbergh, Y. Li, J. G. Wheeler, I. Laycock, C. J. Pook, N. H. de Ibarra, N. Smirnov, and C. R. Tyler. 2012. Differential sensitivity of honey bees and bumble bees to a dietary insecticide (imidacloprid). *Zoology* **115**:365-371.
- Davila, Y. C., E. Elle, J. C. Vamosi, L. Hermanutz, J. T. Kerr, C. J. Lortie, A. R. Westwood, T. S. Woodcock, and A. C. Worley. 2012. Ecosystem services of pollinator diversity: a review of the relationship with pollen limitation of plant reproduction. *Botany* **90**:535-543.
- De Bruyn, L., G. De Knijf, D. Maes, and B. Van der Aa. 2007. Klimaatverandering. Pages 96-108 *in* M. Dumortier, L. De Bruyn, M. Hens, J. peymen, A. Schneiders, T. Van daele, and W. Van Reeth, editors. *Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.*
- Denys, C. and T. Tschardtke. 2002. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* **130**:315-324.
- Easton, A. H. and D. Goulson. 2013. The Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid Repels Pollinating Flies and Beetles at Field-Realistic Concentrations. *PLoS ONE* **8**:e54819.
- ELN-FAB. 2010. Functional agrobiodiversity for a more sustainable agriculture and countryside in Europe.
- European-Commission. 2013. The EU explained: Agriculture: Agriculture. The EU's common agricultural policy (CAP): for our food, for our countryside, for our environment. European Commission, Directorate-General for Communication, Brussel.
- Evison, S. E. F., K. E. Roberts, L. Laurenson, S. Pietravalle, J. Hui, J. C. Biesmeijer, J. E. Smith, G. Budge, and W. O. H. Hughes. 2012. Pervasiveness of Parasites in Pollinators. *PLoS ONE* **7**:e30641.
- Furst, M. A., D. P. McMahon, J. L. Osborne, R. J. Paxton, and M. J. F. Brown. 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* **506**:364-366.
- G.C., D., S. Alexander, P. R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P. A. Matson, H. A. Mooney, S. Postel, H. Schneider, D. Tilman, and G. M. Woodwell. 1997. Ecosystem Services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* **2**:1-16.
- Gallai, N., J.-M. Salles, J. Settele, and B. E. Vaissière. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* **68**:810-821.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, C. Kremen, J. M. Morales, R. Bommarco, S. A. Cunningham, L. G. Carvalheiro, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhoffer, S. S. Greenleaf, A. Holzschuh, R. Isaacs, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, S. G. Potts, T. H. Ricketts, H. Szentgyörgyi, B. F. Viana, C. Westphal, R. Winfree, and A. M. Klein. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* **14**:1062-1072.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, R. Winfree, M. A. Aizen, R. Bommarco, S. A. Cunningham, C. Kremen, L. G. Carvalheiro, L. D. Harder, O. Afik, I. Bartomeus, F. Benjamin, V. Boreux, D. Cariveau, N. P. Chacoff, J. H. Dudenhöffer, B. M. Freitas, J. Ghazoul, S. Greenleaf, J. Hipólito, A. Holzschuh, B. Howlett, R. Isaacs, S. K. Javorek, C. M. Kennedy, K. Krewenka, S. Krishnan, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, I. Motzke, T. Munyuli, B. A. Nault, M. Otieno, J. Petersen, G. Pisanty, S. G. Potts, R. Rader, T. H. Ricketts, M. Rundlöf, C. L. Seymour, C. Schüepp, H. Szentgyörgyi, H. Taki, T. Tschardtke, C. H. Vergara, B. F. Viana, T. C. Wanger, C. Westphal, N. Williams, and A. M. Klein. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*.
- Gathmann, A. and T. Tschardtke. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* **71**:757-764.
- Genersch, E., C. Yue, I. Fries, and J. R. de Miranda. 2006. Detection of Deformed wing virus, a honey bee viral pathogen, in bumble bees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) with wing deformities. *Journal of Invertebrate Pathology* **91**:61-63.
- Goulson, D. 2010. *Bumblebees. Behaviour, ecology, and conservation.* Oxford University Press, Oxford.
- Goulson, D., G. C. Lye, and B. Darvill. 2008. Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology* **53**:191-208.

- Goulson, D. and K. Sparrow. 2009. Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *Journal of Insect Conservation* **13**:177-181.
- Greenleaf, S. S. and C. Kremen. 2006. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:13890-13895.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41-49.
- Hart, D. L. and A. G. Clark. 2006. *Principles of Population Genetics*. Sinauer Associates, Inc, Sunderland, USA.
- Hein, L. 2009. The Economic Value of the Pollination Service, a Review Across Scales. *The Open Ecology Journal* **2**:74-82.
- Hickling, R., D. B. Roy, J. K. Hill, R. Fox, and C. D. Thomas. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* **12**:450-455.
- Hoffmann, F. and M. M. Kwak. 2008. Het belang van biodiversiteit voor bestuiving. *Landschap* **25**:129-131.
- Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, P. V. Grice, and A. D. Evans. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**:113-130.
- Holzschuh, A., J.-H. Dudenhöffer, and T. Tscharntke. 2012. Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation* **153**:101-107.
- Holzschuh, A., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* **117**:354-361.
- Joar Hegland, S. and Ø. Totland. 2008. Is the magnitude of pollen limitation in a plant community affected by pollinator visitation and plant species specialisation levels? *Oikos* **117**:883-891.
- Kennedy, C. M., E. Lonsdorf, M. C. Neel, N. M. Williams, T. H. Ricketts, R. Winfree, R. Bommarco, C. Brittain, A. L. Burley, D. Cariveau, L. G. Carvalheiro, N. P. Chacoff, S. A. Cunningham, B. N. Danforth, J.-H. Dudenhöffer, E. Elle, H. R. Gaines, L. A. Garibaldi, C. Gratton, A. Holzschuh, R. Isaacs, S. K. Javorek, S. Jha, A. M. Klein, K. Krewenka, Y. Mandelik, M. M. Mayfield, L. Morandin, L. A. Neame, M. Otieno, M. Park, S. G. Potts, M. Rundlöf, A. Saez, I. Steffan-Dewenter, H. Taki, B. F. Viana, C. Westphal, J. K. Wilson, S. S. Greenleaf, and C. Kremen. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* **16**:584-599.
- Kevan, P. G. and T. P. Phillips. 2001. The Economic Impacts of Pollinator Declines: An Approach to Assessing the Consequences. *Ecology and Society* **5**.
- Kleijn, D. 2014. Biodiversity conservation, ecosystem service delivery and the role of dominant species. Abstracts of the Netherlands Annual Ecology Meeting 2014., Lunteren, Nederland.
- Kleijn, D., R. A. Baquero, Y. Clough, M. Díaz, J. De Esteban, F. Fernández, D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Jöhl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tscharntke, J. Verhulst, T. M. West, and J. L. Yela. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* **9**:243-254.
- Kleijn, D. and I. Raemakers. 2008. A RETROSPECTIVE ANALYSIS OF POLLEN HOST PLANT USE BY STABLE AND DECLINING BUMBLE BEE SPECIES. *Ecology* **89**:1811-1823.
- Kleijn, D., M. Rundlöf, J. Scheper, H. G. Smith, and T. Tscharntke. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* **26**:474-481.
- Kleijn, D. and F. van Langevelde. 2006. Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* **7**:201-214.
- Klein, A.-M., B. E. Vaissière, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, and T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**:303-313.
- Kremen, C. and R. chaplin-Kramer. 2007. Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control. Pages 349-382 in A. J. A. Stewart, T. R. New, and O. T. Lewis, editors. *Insect Conservation Biology: proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd Symposium*. CABI Publishing, Wallingford.
- Kremen, C., N. M. Williams, M. A. Aizen, B. Gemmill-Herren, G. LeBuhn, R. Minckley, L. Packer, S. G. Potts, T. a. Roulston, I. Steffan-Dewenter, D. P. Vázquez, R. Winfree, L. Adams, E. E. Crone, S. S. Greenleaf, T. H. Keitt, A.-M. Klein, J. Regetz, and T. H. Ricketts. 2007. Pollination and other

ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* **10**:299-314.

Kremen, C., N. M. Williams, R. L. Bugg, J. P. Fay, and R. W. Thorp. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* **7**:1109-1119.

Kremen, C., N. M. Williams, and R. W. Thorp. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**:16812-16816.

Le Conte, Y. and M. Navajas. 2008. Climate change: impact on honey bee populations and diseases. *Revue Scientifique Et Technique-Office International Des Epizooties* **27**:499-510.

Liekens, I., J. Staes, M. Schaafsma, L. De Nocker, R. Brouwer, and P. Meire. 2009. Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA.

Lonsdorf, E., C. Kremen, T. Ricketts, R. Winfree, N. Williams, and S. Greenleaf. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* **103**:1589-1600.

Losey, J. E. and M. Vaughan. 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* **56**:311-323.

Macfadyen, S., S. A. Cunningham, A. C. Costamagna, and N. A. Schellhorn. 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology* **49**:690-694.

Maes, D., N. Titeux, J. Hortal, A. Anselin, K. Decler, G. Knijf, V. Fichet, and M. Luoto. 2010. Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region. *Journal of Insect Conservation* **14**:485-498.

Maes, J., M. L. Paracchini, and G. Zulian. 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. JRC Scientific and Technical Reports, Luxembourg.

Manhoudt, A. G. E. and G. R. de Snoo. 2003. A quantitative survey of semi-natural habitats on Dutch arable farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **97**:235-240.

Memmott, J., P. G. Craze, N. M. Waser, and M. V. Price. 2007. Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters* **10**:710-717.

Molesini, B., Y. Pii, and T. Pandolfini. 2012. Fruit improvement using intragenesis and artificial microRNA. *Trends in Biotechnology* **30**:80-88.

Morandin, L. A., M. L. Winston, M. T. Franklin, and V. A. Abbott. 2005. Lethal and sub-lethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson). *Pest Management Science* **61**:619-626.

Morse, R. A. and N. W. Calderone. 2000. The value of honey bees as pollinators of U.S. crops in 2000. *Bee Culture* **128**:1-15.

Paini, D. R. and J. D. Roberts. 2005. Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*). *Biological Conservation* **123**:103-112.

Pandolfini, T. 2009. Seedless Fruit Production by Hormonal Regulation of Fruit Set. *Nutrients* **1**:168-177.

Partap, U. and T. Ya. 2012. The Human Pollinators of Fruit Crops in Maoxian County, Sichuan, China. *Mountain Research and Development* **32**:176-186.

Peeters, T. M. J. T. M. J., H. H. Nieuwenhuijsen, J. J. Smit, F. F. Van Der Meer, I. P. I. P. Raemakers, W. R. B. W. R. B. Heitmans, K. K. Van Achterberg, M. M. Kwak, A. J. A. J. Loonstra, J. J. De Rond, M. M. Roos, and M. M. Reemer. 2012. De Nederlandse bijen (Hymenoptera: Apidae S.L.). Naturalis Biodiversity Center, Leiden.

Pfiffner, L., H. Luka, C. Schlatter, A. Juen, and M. Traugott. 2009. Impact of wildflower strips on biological control of cabbage lepidopterans. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **129**:310-314.

Poelmans, L., G. Engelen, and T. Van daele. 2014. landgebruikskaart NARA-T 2014. VITO in opdracht van INBO, Brussel.

Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger, and W. E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* **25**:345-353.

- Prather, C. M., S. L. Pelini, A. Laws, E. Rivest, M. Woltz, C. P. Bloch, I. Del Toro, C.-K. Ho, J. Kominoski, T. A. S. Newbold, S. Parsons, and A. Joern. 2013. Invertebrates, ecosystem services and climate change. *Biological Reviews* **88**:327-348.
- Pywell, R. F., E. A. Warman, C. Carvell, T. H. Sparks, L. V. Dicks, D. Bennett, A. Wright, C. N. R. Critchley, and A. Sherwood. 2005. Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* **121**:479-494.
- Rasmont, P. and S. Iserbyt. 2012. The Bumblebees Scarcity Syndrome: Are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: Bombus)? *Annales De La Societe Entomologique De France* **48**:275-280.
- Rasmont, P., A. Pauly, M. Terzo, S. Patiny, D. Michez, I. Iserbyt, Y. Barbier, and E. Haubruge. 2005. The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. Food and Agriculture Organisation, Rome.
- Ricketts, T. H., J. Regetz, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, A. Bogdanski, B. Gemmill-Herren, S. S. Greenleaf, A. M. Klein, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, A. Ochieng', and B. F. Viana. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* **11**:499-515.
- Rotino, G., N. Acciarri, E. Sabatini, G. Mennella, R. Lo Scalzo, A. Maestrelli, B. Molesini, T. Pandolfini, J. Scalzo, B. Mezzetti, and A. Spena. 2005. Open field trial of genetically modified parthenocarpic tomato: seedlessness and fruit quality. *BMC Biotechnology* **5**:32.
- Samnegård, U., A. S. Persson, and H. G. Smith. 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation* **144**:2602-2606.
- Samways, M. J., M. A. McGeoch, and T. R. New. 2010. *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods (Techniques in Ecology & Conservation)*. Oxford University Press, Oxford.
- Steffan-Dewenter, I., A. M. Klein, V. Gaebele, T. Alfert, and T. Tscharntke. 2006. Bee diversity and plant-pollinator interactions in fragmented landscapes. Pages 387-410 *in* N. M. Waser and J. Ollerton, editors. *Specialization and Generalization in Plant-Pollinator Interactions*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Steffan-Dewenter, I. and T. Tscharntke. 2000. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia* **122**:288-296.
- Stone, G. N. and P. G. Willmer. 1989. Warm-up rates and body temperatures in bees. The importance of body size, thermal regime and phylogeny. *Journal of Experimental Biology* **147**:303-328.
- Stout, J., C. and C. Morales, L. 2009. Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* **40**:388-409.
- Tapparo, A., D. Marton, C. Giorio, A. Zanella, L. Solda, M. Marzaro, L. Vivian, and V. Girolami. 2012. Assessment of the Environmental Exposure of Honeybees to Particulate Matter Containing Neonicotinoid Insecticides Coming from Corn Coated Seeds. *Environmental Science & Technology* **46**:2592-2599.
- Thomson, D. M. 2006. Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between *Apis* and *Bombus*. *Oikos* **114**:407-418.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.
- Tscharntke, T., I. Steffan-Dewenter, A. Kruess, and C. Thies. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* **12**:354-363.
- Tylianakis, J. M., T. Tscharntke, and O. T. Lewis. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* **445**:202-205.
- van der Sluijs, J. P., N. Simon-Delso, D. Goulson, L. Maxim, J.-M. Bonmatin, and L. P. Belzunces. 2013. Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*.
- Vandermeer, J., I. Perfecto, and N. Schellhorn. 2010. Propagating sinks, ephemeral sources and percolating mosaics: conservation in landscapes. *Landscape Ecology* **25**:509-518.

- vanEngelsdorp, D., J. D. Evans, C. Saegerman, C. Mullin, E. Haubruge, B. K. Nguyen, M. Frazier, J. Frazier, D. Cox-Foster, Y. Chen, R. Underwood, D. R. Tarpay, and J. S. Pettis. 2009. Colony Collapse Disorder: A Descriptive Study. *PLoS ONE* **4**:e6481.
- Vázquez, D. P. and M. A. Aizen. 2004. Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant-pollinator interactions. *Ecology* **85**:1251-1257.
- Westphal, C., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters* **6**:961-965.
- Winfree, R., R. Aguilar, D. P. Vázquez, G. LeBuhn, and M. A. Aizen. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* **90**:2068-2076.
- Winfree, R., B. J. Gross, and C. Kremen. 2011. Valuing pollination services to agriculture. *Ecological Economics* **71**:80-88.
- Winfree, R. and C. Kremen. 2009. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **276**:229-237.
- Winfree, R., N. M. Williams, J. Dushoff, and C. Kremen. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* **10**:1105-1113.
- Winkler, K., F. Wäckers, A. Termorshuizen, and J. Lenteren. 2010. Assessing risks and benefits of floral supplements in conservation biological control. *BioControl* **55**:719-727.
- Zayed, A. 2009. Bee genetics and conservation. *Apidologie* **40**:237-262.
- Zulian, G., J. Maes, and M. Paracchini. 2013. Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land* **2**:472-492.