



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



Hoofdstuk 17

Ecosysteemdienst plaagbeheersing

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.Debryun@inbo.be

Wijze van citeren:

De Bruyn, L. (2014). Hoofdstuk 17 - Ecosysteemdienst plaagbeheersing. (INBO.R.2014.1994543). 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/2014/3241/165

INBO.R.2014.1994543

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Coloradokever op aardappelblad (Yves Adams/Vildaphoto)

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 17 – Ecosysteemdienst plaagbeheersing

Luc De Bruyn

INBO.R.2014.1994543

Hoofdpijnen

- Natuurlijke plaagbeheersing wordt optimaal geleverd wanneer populaties van natuurlijke vijanden levensvatbaar zijn. Ook meer technologische vormen van niet-chemische plaagbeheersing met bv. gekweekte natuurlijke vijanden zijn mogelijk.
- Het is door gebrek aan kennis en variatie in lokale vraag, aanbod en gebruik van deze dienst niet mogelijk zonder verder onderzoek sluitende uitspraken te doen over de huidige toestand en trend van deze ecosysteemdienst.
- In Noordwest-Europa gaat potentieel ongeveer 60% van de gewasopbrengsten verloren aan plagen en competitie met onkruiden. Ondanks het gebruik van bestrijdingsmiddelen gaat nog steeds een kleine 20% verloren. Voor Vlaanderen zijn er geen specifieke data.
- Natuurlijke plaagbeheersing draagt bij aan de beschikbaarheid van voedsel, en zou mogelijk de negatieve gezondheidseffecten en kosten van pesticidengebruik kunnen verminderen. Economische waarderingsmodellen voor bestuiving zouden kunnen aangepast worden om ook een waardering van natuurlijke plaagbeheersing toe te laten.
- Het optimaal inzetten van deze dienst vereist wijzigingen in landbouwtechnologie, landschapsinrichting en grondgebruik.
- Natuurlijke plaagbeheersing kan ook bijdragen aan houtproductie en de productie van energiegewassen.
- Beleidsmatig past plaagbeheersing onder initiatieven rond functionele agro-biodiversiteit en agro-milieumaatregelen, welke van 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
2 Plaagbeheersing in Vlaanderen.....	7
2.1 Vraag naar plaagbeheersing	7
2.2 Aanbod van plaagbeheersing	8
2.3 Gebruik van plaagbeheersing.....	9
3 Actuele toestand en trend plaagbeheersing	13
4 Drivers voor vraag en aanbod plaagbeheersing	13
4.1 Directe drivers	13
4.2 Indirecte drivers	14
5 Impact op biodiversiteit en milieu	16
6 Maatschappelijk welzijn en waardering	17
7 Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik	18
8 Kennishiaten	19
Lectoren	20
Referenties.....	21

1 Inleiding

Het natuurrapport dat in 2014 wordt uitgebracht, bespreekt de toestand en trends van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn *de bijdragen die ecosysteemstructuren 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. verbouwen en oogsten gewas), zelfs al is deze soms minimaal (vb. een verplaatsing naar een recreatiegebied). In dit natuurrapport worden de toestand en trend van 16 ecosysteemdiensten 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 ecosysteemdiensten worden in afzonderlijke hoofdstukken besproken. Al deze diensten worden geanalyseerd op basis van het NARA- analytische kader (Figuur 2). In de thematische hoofdstukken worden onderzoeksvragen over de verschillende ESD-hoofdstukken heen beantwoord.

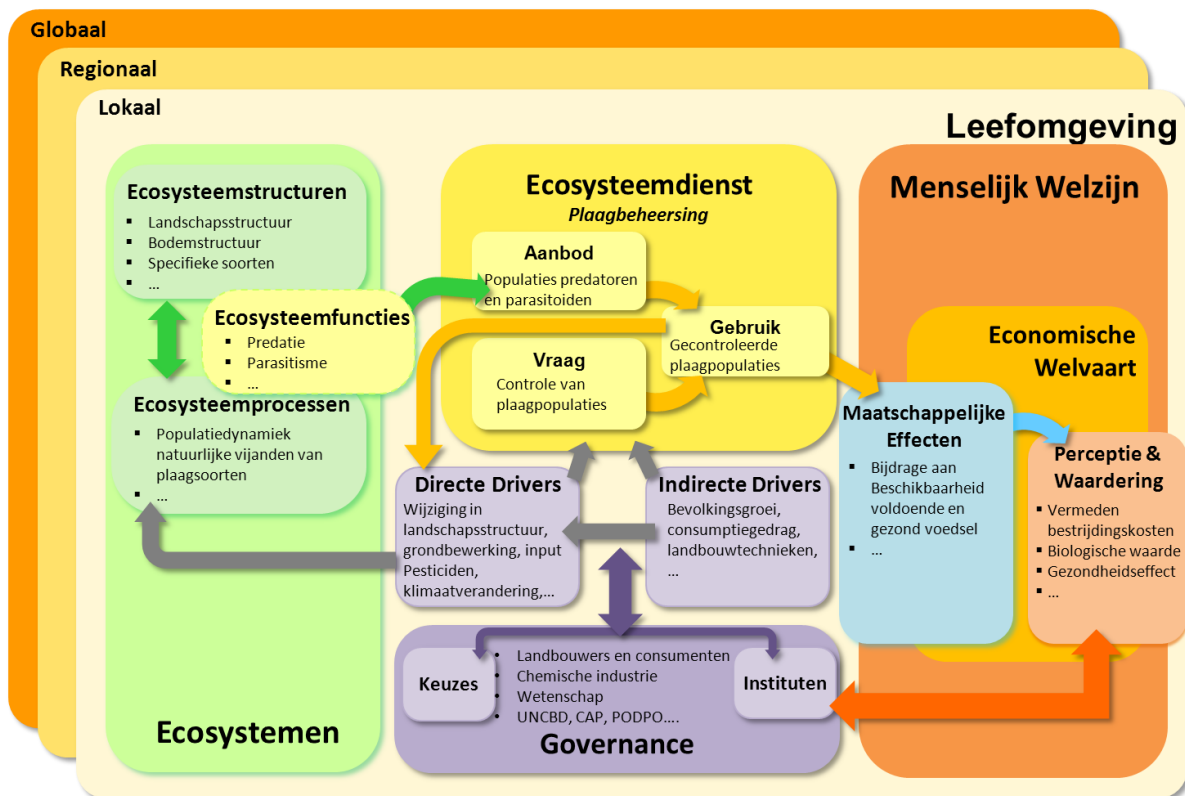
Dit hoofdstuk bespreekt de ecosysteemdienst *Plaagbeheersing*

De regulerende ecosysteemdienst plaagbeheersing omschrijft de vraag naar, het aanbod en het gebruik van (economische) beheersing van plagen van teelten door middel van natuurlijke vijanden.

De mens verbouwt allerlei planten voor voedsel (incl. veevoeder), hout, katoen en dergelijke. Een heel scala van organismen zoals herbivore insecten, knaagdieren, schimmels, slakken, nematoden, virussen, ... voeden zich ook met deze planten en kunnen hierdoor grote schade aanbrengen. Volgens schattingen is er in Noordwest-Europa potentieel ongeveer 60% (data 2001-2003) van de gewasopbrengsten verloren gegaan aan allerlei plagen en competitie met onkruiden (Oerke 2006). Ondanks het gebruik van bestrijdingsmiddelen gaat nog steeds een kleine 20% verloren. Vandaar dus dat de mens de impact van dergelijke organismen wil reduceren of volledig wegwerken.

Bij biologische controle wordt op de één of andere manier gebruik gemaakt van populaties van natuurlijke vijanden om de densiteiten van plaagpopulaties tijdelijk of permanent te onderdrukken (Mahr et al. 2008, Van Driesche et al. 2009). In sommige gevallen worden de natuurlijke vijanden gemanipuleerd zodat een (permanente) verandering in het voedselweb rond de plaagsoort ontstaat. In andere gevallen moeten de natuurlijke vijanden zich niet reproduceren maar zijn het de vrijgelaten individuen zelf die hun werk doen. Soms wordt de omgeving zo beheerd dat de natuurlijke vijanden vanzelf vermeerderen omdat hun leefcondities verbeteren. Methoden die op de biologie gebaseerd zijn, maar niet ageren via populaties van natuurlijke vijanden zoals het vrijlaten van steriele mannetjes, het gebruik van feromonen of, het kweken van plaagresistente planten, al dan niet via genetische manipulatie, worden niet als biologische controle aanzien (Van Driesche et al. 2009).

Biologische controle wordt ingezet voor de controle van onkruiden, insecten en mijten, in een aantal gevallen voor gewervelden of slakken. Voor de controle van onkruiden worden vogels, insecten en plantpathogene schimmels ingezet; voor insectplagen zijn dat parasitoïden, predatoren (insecten, spinnen, mijten, vogels, ...) en pathogenen (entomopathogene schimmels, aaltjes, bacteriën of virussen). Plaagmijten worden vooral bestreden met roofmijten. In de bovenstaande omschrijving wordt plaagbeheersing alleen gebruikt als beschermingsmaatregel van door de mens gekweekte gewassen. In de ruime zin van de betekenis omvat plaagbeheersing ook het onder controle houden van organismen die plagen zijn van mensen en dieren. Dit zijn organismen zoals muggen, teken, schimmels, enzovoort die op zich hinderlijk of schadelijk kunnen zijn, maar ook ziektes kunnen overdragen. Deze worden echter niet in deze tekst opgenomen.



Figuur 1. Conceptueel raamwerk van NARA-T voor de regulerende dienst plaagbeheersing met de voornaamste relaties tussen ecosystemen, ecosysteemdiensten 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

2 Plaagbeheersing in Vlaanderen

2.1 Vraag naar plaagbeheersing

Zoals hoger beschreven worden onze gekweekte gewassen belaagd door een heel assortiment van organismen zoals herbivore insecten, knaagdieren, schimmels, slakken, nematoden, virussen, ... die zich voeden met de planten, maar ook door tal van "onkruiden" die in competitie treden voor licht en nutriënten. In dit hoofdstuk over natuurlijke plaagbeheersing zullen we ons vooral beperken tot ongewervelden die zich voeden met de gewassen en de natuurlijke vijanden (meestal ook ongewervelden) die van deze plaagsoorten leven. Hier en daar, waar relevant, zullen ook andere systemen summier behandeld worden. Controle met gekweekte soorten (zoals *Trichogramma* sluipwespjes) wordt hier niet behandeld. Ze kunnen wel opgenomen worden wanneer zij interageren (positief of negatief) met deze natuurlijke controle systemen. De gebruikers van de ecosysteemdienst plaagbeheersing zijn de landbouwers die gewassen kweken en geconfronteerd worden met plagen die hun opbrengst doen dalen.

Om het belang in Vlaanderen in te schatten, zou het model van Hein (2009), ontworpen voor het inschatten van de waarde van bestuivingsdiensten kunnen aangewend worden voor natuurlijke plaagbeheersing. 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 omvat de 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 boer en zijn productiekosten. Wanneer de kost voor de dienst natuurlijke beheersing stijgt zal dit resulteren in een hogere productiekost. De landbouwers zullen minder produceren aan een relatief verhoogde productiekost. Er zal dan een nieuw marktevenwicht bereikt worden met een lager aanbod en hogere prijs. Wanneer de relatieve kost via het optimaliseren van plaagbeheersing daalt door natuurlijke beheersing zal het omgekeerde zich voordoen en wordt er meer

geproduceerd tegen een lagere prijs. In praktijk moet dus de ratio opbrengstinkomen / productiekost met klassieke controlemiddelen vergeleken worden met dezelfde ratio voor natuurlijke plaagbeheersing.

2.2 Aanbod van plaagbeheersing

“Conservation biological control” zoekt manieren om landbouwsystemen zo aan te passen dat ze voldoen aan de eisen die natuurlijke vijanden aan hun omgeving stellen zodat deze optimaal hun job kunnen uitoefenen. Om tot een succesvolle natuurlijke plaagbeheersing te komen moeten verschillende zaken voldaan worden: 1) de sleutelementen nodig voor de natuurlijke vijanden die ontbreken in een ecosysteem moeten een substantiële bijdrage leveren aan het plaagprobleem, 2) het herstellen of invoeren van de ontbrekende condities om natuurlijke vijanden optimaal te laten functioneren moet mogelijk zijn zonder dat de landbouwproductie in het gedrang komt, en 3) de kost van de maatregelen mag niet hoger zijn dan andere vormen van plaagbeheersing die beschikbaar zijn voor de landbouwers (Van Driesche et al. 2009). Bij dit laatste wordt echter de kost voor mens en milieu meer en meer in rekening gebracht. Belangrijk is dat er gewoonlijk ook een gedragsverandering van de landbouwers moet optreden en dat de omschakeling bij voorkeur op een regionale schaal (of op gebiedsniveau) dient te gebeuren. Als de buur bijvoorbeeld pesticiden blijft gebruiken kan dit een negatief effect hebben op de efficiëntie van de natuurlijke vijanden.

Natuurlijke vijanden die controle kunnen uitoefenen op gewasplagen kunnen specialisten zijn (op één of enkele doelsoorten) of generalisten (op veel verschillende doelsoorten). Parasitoïden zijn over het algemeen meer gespecialiseerd in hun gastheerkeuze dan predators, maar er zijn ook predators met een meer gespecialiseerde prooikeuze. Natuurlijke vijanden behoren tot uiteenlopende groepen zoals vogels, spinnen, lieveheersbeestjes, vliegen, wespen, kevers, nematoden, ... (Zhang et al. 2007).

2.2.1 Natuurlijk versus technologisch

Biologische plaagbeheersing omvat handelingen die een gradiënt vormen van natuurlijk (soms geholpen door menselijke ingrepen in het landschap) tot zeer technologisch (kweken en manipuleren van de natuurlijke vijanden) (Tabel 1). In dit hoofdstuk wordt alleen de eerste vorm, natuurlijke vijanden geleverd vanuit de (semi)natuurlijke omgeving opgenomen. We geven hieronder wel een kort overzicht van de gradiënt.

Natuurlijke plaagbeheersing is het zelfregulerend vermogen waarover elk ecosysteem beschikt om plagen onder controle te houden. Hierbij spelen de populaties van natuurlijke (inheemse) vijanden, die de voor de gewassen schadelijke plaagorganismen aanvallen, een centrale rol. Deze natuurlijke vijanden kunnen predators, parasitoïden, pathogenen of concurrenten zijn, samen worden ze de antagonisten genoemd. De hieraan gekoppelde baten zijn een verhoogde opbrengst, het verminderd gebruik van pesticiden en de daaruit volgende verminderde milieubelasting en de verminderde impact op andere nuttige organismen. Natuurlijke controle omvat dus het gebruik van alle organismen die van nature in, of in de omgeving van, de cultuurgewassen leven en die de doelplaagsoort als prooi/gastheer gebruiken (Tabel 1). Deze soorten kunnen ondersteund worden door allerlei behandelingen van het cultuurgewas zelf, de bodem of de (semi)natuurlijke vegetatie rond de akkers. Dit is ook het niveau waarop de ecosystemedienst hier behandeld wordt. Natuurlijke plaagonderdrukking heeft in principe de mogelijkheid om plaagsoorten onder een economisch schadeniveau te houden. Een ondersteuning van deze uitspraak wordt gegeven door de observatie dat bijvoorbeeld slechts 35% van de in de USA geïntroduceerde plaagsoorten een plaag vormen in het oorspronkelijke verspreidingsgebied omdat ze daar onder controle gehouden worden door natuurlijke vijanden (Losey and Vaughan 2008).

De volgende vormen van biologische controle zijn technologische substituten van natuurlijke controle net zoals waterzuiveringstations een substituut zijn voor de zuiveringsdienst die geleverd worden door bijvoorbeeld moeras of andere natuurlijke biotopen. In een aantal gevallen is ook aangetoond dat ze zelfs een negatieve impact kunnen hebben op de natuurlijke controle door competitie voor voedsel of via directe interacties (Barratt et al. 2010).

- Een eerste vorm van technologische controle is het uitzetten van natuurlijke vijanden. Wanneer de plaag een ingevoerde, invasieve soort betreft en de natuurlijke vijand is een van nature geadapteerde, gespecialiseerde soort uit het oorspronkelijk verspreidingsgebied, dan spreekt men van *klassieke biologische controle* (KBC). Pesticiden zijn slechts kortwerkend (één seizoen of minder) en moeten telkens opnieuw aangebracht worden. Klassieke biologische controle werkt over een veel langere termijn wanneer de

populatie van de natuurlijke vijand zich heeft kunnen vestigen. Om het potentieel van de geïntroduceerde natuurlijke vijanden maximaal te benutten, is het noodzakelijk het gebruik van pesticiden te beperken en zo nodig, enkel selectieve middelen in te zetten.

- Bij *nieuwe-associatie biologische controle* (NABC) gebruikt men voor de controle van een inheemse plaag een natuurlijke vijand die voorheen parasiteerde/predeerde op een andere (eventueel aanverwante) soort. Het is ethisch moeilijk te rechtvaardigen om uitheemse controlesoorten te gebruiken voor plaagbeheersing op inheemse soorten. Desondanks wordt het gebruik soms als aanvaardbaar aanzien door (een deel van) de maatschappij door de grote economische schade veroorzaakt door de plaagsoort. Voor NABC waar het om inheemse natuurlijke vijanden gaat speelt dit veel minder een rol.
- Een verdere stap in het technologisch gradiënt is wanneer natuurlijke vijanden zich niet kunnen vestigen, in te lage aantallen voorkomen om economische rendabele controle uit te voeren, of te laat in de natuur verschijnen voor het gewas. Dan kunnen individuen gekweekt worden en telkens opnieuw uitgezet worden (King et al. 1985). Wanneer de losgelaten, gekweekte organismen pathogene bacteriën, schimmels of virussen zijn spreekt men van *biopesticiden*.

Tabel 1. Gradiënt natuurlijk – technologisch voor ecosystemedienst natuurlijke plaagbeheersing

Natuurlijke beheersing	Technologische beheersing
- Plaagbeheersing door behoud natuurlijke vijanden	- Klassieke biologische controle - Nieuwe-associatie biologische controle
	- Gekweekte vijanden - Biopesticiden

2.3 Gebruik van plaagbeheersing

2.3.1 Landschapstructuur

Zowel plaagsoorten als hun natuurlijke vijanden dienen over het landschap te bewegen op zoek naar voedsel. Daarbij is het landbouwlandschap veel dynamischer dan vele natuurlijke landschappen. Landbouwlandschappen zijn onderhevig aan allerlei verstoringen zoals bodembewerking en invloed van pesticiden, verandering in gewasaanbod (o.a. oogsten en gewasrotatie), waardoor ze met perioden ongeschikt worden. Natuurlijke vijanden verschillen in hun dispersiecapaciteit wat invloed heeft op hun respons op de landschapstructuur. De impact van landschapstructuur op plaagabundantie en controle door natuurlijke vijanden is dus onderhevig aan jaarlijkse (en zelfs binnen jaren) schommelingen (Menalled et al. 1999).

Natuurlijke vijanden moeten door het landschap bewegen. Mobiele soorten zoals bijvoorbeeld spinnen die 'balloonen' kunnen verschillende kilometers ver geraken. Parasitoïden daarentegen kunnen amper enkele kilometers tot enkele honderden meters bewegen (Schmidt and Tscharrntke 2005, Thies et al. 2005). Er zijn ook aanduidingen dat parasitoïden en predatoren over het algemeen kleinere afstanden afleggen dan plaagsoorten en dan ook meer onderhevig zijn aan habitatfragmentatie. Als de afstand tot een (semi)natuurlijk habitat stijgt daalt de abundantie en soortdiversiteit van de parasitoïdengemeenschap en de parasiteringsgraad (Kruess and Tscharrntke 1994, Cronin 2004).

Ook het gedrag van de natuurlijke vijanden zoals zoekgedrag tijdens het foerageren kan veranderen in respons tot een veranderde landschapstructuur en gastheerdensiteiten (With et al. 2002, Cronin 2003).

Sommige studies tonen aan dat plaagbeheersing door parasitoïden en predatoren de tendens heeft lager te zijn in homogene landschappen gedomineerd door landbouwgewassen waar weinig of geen (semi)natuurlijk habitat overblijft (Tscharrntke et al. 2005, Tscharrntke et al. 2007). Bianchi et al. (2006) vonden in 74% dat een complex landschap resulteerde in een betere plaagbeheersing. De effecten varieerden van 1.6 maal hogere ovipositie door zweefvliegen tot 10 maal hogere parasiteringsgraad. In 20.8% van de studies werd geen effect vastgesteld van een gevarieerder (complex) landschap op de plaagonderdrukking of de activiteit van natuurlijke vijanden (eileg bij zweefvliegen, parasiteringspercentage bij een plaagmot, *Spodoptera frugiperda*, activiteitsdensiteit van loopkevers en spinnen). In 5% van de studies was het effect omgekeerd. Veres et al. (2013) vonden in een review van 72 case studies ook variërende resultaten. Zij vonden zowel positieve (meer controle, lagere plaagdichtheden), negatieve (minder controle, hogere

plaaasoortdensiteiten) als neutrale (geen effect van landschapsstructuur) effecten. De effecten blijken dus sterk contextafhankelijk te zijn (welk gewas, welke plaag, in welk landschap).

With et al. (2002) keken naar effecten van landschapsfragmentatie op de controle van bladluizen door lieveheersbeestjes waarbij ze zowel inheemse soorten bekeken als het invasieve geïntroduceerde Aziatisch lieveheersbeestje. Zij vonden dat wanneer fragmentatie van de (semi)natuurlijke habitats te groot wordt de inheemse soorten niet meer in staat waren controle uit te voeren. Het geïntroduceerde Aziatisch lieveheersbeestje daarentegen was veel beter bestand tegen deze fragmentatie en kon de bladluizen dus beter controleren. Sommige onderzoekers postuleren dat wanneer een plaag moet gecontroleerd worden over een groot gebied het introduceren van natuurlijke vijanden de enige methode is die op lange termijn effectief blijkt (Van Driesche et al. 2009). Een mogelijk probleem met geïntroduceerde natuurlijke vijanden is dat ze ook potentieel gevaar inhouden. Voor het Aziatisch lieveheersbeestje is bijvoorbeeld aangetoond dat ze een negatief effect kunnen hebben op de inheemse biodiversiteit.

Wanneer natuurlijke vijanden niet kunnen overleven in de akkers en plantages moeten de semi(natuurlijke) habitats rond de akkers dienst doen als refugia. Verschillende studies hebben aangetoond dat de (semi)natuurlijke habitatfragmenten tussen de velden een diversiteit aan natuurlijke vijanden herbergen zoals loopkevers, kortschildkevers, spinnen, lieveheersbeestjes, zweefvliegen, gaasvliegen, roofmijten en -wantsen, allerlei parasitoiden en insectivore vogels (Varchola and Dunn 2001, Maudsley et al. 2002, Sengonca et al. 2002, Schmidt et al. 2005). Die (semi)natuurlijke habitats zijn relatief ongestoord en permanent aanwezig waardoor ze dienst doen als een reservoir voor deze soorten. Vermits de grote verscheidenheid aan eisen die soorten aan hun habitat stellen levert een heterogeen landschap van akkers of plantages verweven met een netwerk van (semi)natuurlijke habitats een hogere diversiteit op dan een homogener landschap van vooral landbouwvelden (Tscharntke et al. 2002, Kruess 2003, Schmidt et al. 2005, Bianchi et al. 2006).

Uit bovenstaande discussie blijkt dat het succes van natuurlijke controle sterk contextafhankelijk is. Eén van de vragen die gesteld kan worden is welke oppervlakte in een landschap nodig is om de ecosysteemdienst te laten werken. Een ruwe inschatting geeft aan dat wanneer de oppervlakte (permanent) vrijgesteld voor (semi)natuurlijk habitat minder is dan 5% de winst van natuurlijke controle minimaal tot verwaarloosbaar is (Manhoudt and de Snoo 2003). Langs de andere kant wordt gesteld dat vanaf 20-30% een verdere toename slechts een geringe verdere stijging in natuurlijke controle teweegbrengt (Tscharntke et al. 2002).

Wanneer de complexiteit van het landschap toeneemt, kan dit ook negatieve effecten hebben op plaagbeheersing door een toename aan (interacties tussen) natuurlijke vijandsoorten (Martin et al. 2013). Het aantal negatieve interacties tussen de verschillende soorten uit de gemeenschap stijgt echter ook. Het is dus belangrijk om bij het inrichten van het landschap de trade-offs tussen verschillende ecosysteemdiensten en biodiversiteit goed af te wegen.

Door de afhankelijkheid van de lokale context en het gebrek aan (lokale) kennis van de mechanismen en effecten van landschapsbeheer is het momenteel nog zeer moeilijk om betrouwbare aanbevelingen te doen (Tscharntke et al. 2005).

2.3.2 Grondbewerking

Grondbewerking voor onkruidbeheersing of ploegen verandert de fysische structuur van de bodem wat ten nadele kan zijn van de natuurlijke vijanden (Van Driesche et al. 2009). Verschillende loopkeversoorten kruipen bijvoorbeeld in gangen van regenwormen als bescherming tegen uitdrogen. Afhankelijk van het type bewerking, worden de tunnels (groten)deels vernietigd. Grondbewerking kan ook parasitoiden doden die verpoppen in de grond. De bodem is ook een reservoir van virale- en schimmelpathogenen van plaagsoorten die bij bewerking dieper in de grond verdwijnen wat resulteert in lagere ziektedruk. Wanneer de bodem voor een tijd ongemoeid gelaten wordt en de bodem ouder wordt herstellen de pathogeendensiteiten zich.

2.3.3 Voedselbronnen voor natuurlijke vijanden

Veel natuurlijke vijanden hebben koolhydraten en proteïnen nodig voor hun basismetabolisme, groei en reproductie. Zo bleek uit kooi-experimenten dat één enkele sluipwesp, met bloeiende boekweit (*Fagopyrum esculentum*) als nectarbron, in staat is om 300 rupsen uit te schakelen, zonder die nectarbron worden slechts 3.7 rupsen en bij het merendeel zelfs geen enkele geëlimineerd (Winkler et al. 2006). Wanneer een gewas dus geen of weinig nectar levert moeten de natuurlijke vijanden nectar, pollen of andere suikerbronnen buiten de akker gaan zoeken. Zulke emigranten komen daarna mogelijk niet meer terug naar het gewas of zullen sneller sterven zoals

bijvoorbeeld kleine *Trichogramma* sluipwespjes, zweefvliegen of gaasvliegen (Van Driesche et al. 2009). Gewassen die ook voedsel leveren kunnen grotere natuurlijke vijandpopulaties ondersteunen die beter gevoed zijn en dus ook vruchtbaarder zijn. Grote monoculturen hebben meestal een korte massale bloei, of geen bloei. De voedselbeschikbaarheid hangt verder af van de behoeften van de natuurlijke vijand, de grootte van de akker of plantage en de vegetatiesamenstelling van de omliggende biotopen (Bianchi et al. 2006).

Wanneer nectarbronnen van nature ontbreken kunnen bloeiende planten tussen de gewassen gezaaid worden of in randen langs de akkers (Denys and Tscharrntke 2002, Rebek et al. 2005). Het extra aanbod aan bloemen (voedsel) kan het aantal natuurlijke vijanden doen toenemen (Ellis et al. 2005, Rebek et al. 2005). Het is bijvoorbeeld aangetoond dat gaasvliegen, lieveheersbeestjes, zweefvliegen en verschillende parasitoïden gebruik maken van de aanwezige nectarbronnen en zich vandaar verspreiden naar de omliggende gewassen (Bianchi et al. 2006).

Bloemen van verschillende plantensoorten verschillen echter wel in waarde voor verschillende soorten natuurlijke vijanden en die zullen er dan ook verschillend op reageren. Alhoewel het aanleggen van deze stroken dus kan resulteren in een grotere biodiversiteit resulteert dit niet altijd in een succesvolle natuurlijke controle van de plaagsoorten. Masetti et al. (2010) vonden bijvoorbeeld geen effect van het aanplanten van bloemenstroken op de controle van slamineerderpopulaties. Pfiffner et al. (2009) vonden dan weer dat bloemenstroken de éne keer wel en de andere keer niet werkten voor de controle van de kooluil *Mamestra brassicae* en het klein koolwitje *Pieris rapae*. Dit toont aan dat dergelijke effecten sterk context- en/of landschapsafhankelijk zijn.

Predatoren leven veelal niet alleen van de doelplaagsoort, of de doelplaagsoort komt in te lage aantallen voor. Alternatieve prooien kunnen soms aangetroffen worden in de vegetatie naast het aangeplante gewas, of in het bladstrooisel onder het gewas (Zangger et al. 1994). Eénjarige gewassen moeten elke keer opnieuw gekoloniseerd worden. Roofmijten die normaal overwinteren in het stro worden van het terrein verwijderd tijdens de bewerking. Als de velden (te)groot worden en de restanten (semi)natuurlijk habitat te klein en geïsoleerd worden verdwijnen de bronnen van de natuurlijke vijanden.

In bepaalde gevallen trekken vegetatiestroken niet alleen de natuurlijke vijanden aan, maar zijn ze ook een bron van voedsel van de plaagsoorten (Denys and Tscharrntke 2002). Hierdoor kan er een netto negatief effect ontstaan (Baggen and Gurr 1998). Het aanleggen van verschillende soorten bloemenstroken gaven verschillende resultaten voor de plaagbeheersing in spruitkool (Winkler et al. 2010) wat er op wijst dat de keuze van de plantensoorten een grote rol kan spelen.

2.3.4 Timing

Er kunnen perioden optreden in het jaar wanneer landbouwgewassen niet voldoen om de natuurlijke vijanden te huisvesten zoals bv. de periode dat de gewassen geoogst zijn. Het aanwezig zijn van goede schuil- en overwinteringsplaatsen speelt een belangrijke rol in het bevorderen van de aantallen natuurlijke vijanden. Tal van insecten (en spinnen) kunnen niet overwinteren in lege (vaak omgeploegde) velden en zijn aangewezen op omliggende natuurlijke vegetatie: akkerranden, houtkanten, bossen... Het is dus belangrijk om te weten hoe de levenscyclus van de betrokken natuurlijke vijanden verloopt om te zorgen dat er steeds gunstige leefomstandigheden zijn (Hemptinne 1988). Zo is bijvoorbeeld aangetoond dat wanneer 4% van de wintergranen al vroeg in de herfst wordt gezaaid, de migratie van bladluisparasitoïden naar de later gezaaide granen in het voorjaar sterkt verhoogt. Sommige natuurlijke vijanden komen voor op verschillende gekweekte gewassen waar ze zich voeden op verschillende prooi-soorten. Voor dergelijke soorten kan de efficiëntie verhogen door het gewas te zaaien nabij een ander specifiek gewas zodat beide als bron kunnen optreden voor de natuurlijke vijanden (Brewer and Elliott 2004). In een Amerikaanse studie waar gewone tarwe (*Triticum aestivum*), kafferkoren (*Sorghum bicolor*) en katoen (*Gossypium hirsutum*) in strips door elkaar groeiden, waren de densiteiten van de natuurlijke vijanden (lieveheersbeestjes, gaasvliegen, roofwantsen) hoger en de densiteiten van de katoenbladluis *Aphis gossypii* lager dan in een monocultuur. Een andere studie in Europa met haver (*Avena sativa*) en tuinboon (*Vicia faba*) gaf gemengde resultaten. Densiteiten van lieveheersbeestjes en parasitoïden waren niet verschillend of lager in de gemengde teelt terwijl deze van loopkevers hoger waren.

2.3.5 Biologische controlemiddelen

Een aantal controlemethoden zijn op de biologie van de plaagsoorten gebaseerd zoals het loslaten van steriele mannetjes, het gebruik van feromonen of het kweken van plaagresistente planten, al

dan niet via genetische modificatie. Vermits zij echter niet ageren via populaties van natuurlijke vijanden worden ze niet als natuurlijke controle aanzien. Wanneer deze methoden het gebruik van pesticiden verlagen of vervangen kunnen ze wel positief bijdragen aan natuurlijke controle omdat ze de natuurlijke vijanden vrijwaren.

Bij de productie van genetisch gemodificeerde gewassen ter bestrijding van plaagsoorten wordt vaak een gen van *Bacillus thuringiensis* in het genoom van de plant ingebracht. Het gen is verantwoordelijk voor de afgifte van een gif, Bt-toxine, waardoor de darmwand van de plaaginsecten aangetast wordt en deze na enkele dagen doodgaan. Hierdoor kan het gebruik van conventionele pesticiden verminderd worden. De vraag rijst in welke mate dit gif ook inwerkt op niet-doelsoorten, of natuurlijke plaagbestrijders. Studies hebben aangetoond dat Bt-residuen kunnen aangetroffen worden in non-target natuurlijke vijanden zoals predatoren die zich soms ook voeden met planten, of predatoren die geïntoxiceerde plaagsoorten opeten (Torres et al. 2006). Dit zou echter eerder zeldzaam zijn en in lage dosissen voorkomen. Veldstudies die Bt-gewassen vergeleken met hetzelfde gewas en ras behandeld met conventionele pesticiden gaven aan dat de natuurlijke vijanden toenamen of gelijk bleven met Bt-gewassen (Head et al. 2005, Naranjo 2005). Er zijn echter ook studies die aangeven dat er een negatief effect is van Bt-gewassen op natuurlijke vijanden (Stephens et al. 2012).

2.3.6 Voor natuurlijke vijanden ongeschikte gewasvariëteiten

Natuurlijke vijanden spenderen een groot deel van hun leven op de landbouwgewassen om hun prooi en of gastheren te zoeken. Verschillende kenmerken van de plant kunnen de efficiëntie van de natuurlijke vijanden beïnvloeden (Van Driesche et al. 2009). Gewassoorten en variëteiten kunnen verschillen in een aantal kenmerken die belangrijk zijn (Ode 2006). De plant kan bedekt zijn met kleverige haren of stekels. Bepaalde toxines kunnen de natuurlijke vijand bereiken via de plaagherbivoren. De aan- of afwezigheid van nectariën of andere voedselbronnen die bruikbaar zijn voor de natuurlijke vijanden speelt een rol. Het al dan niet uitscheiden van vluchtige chemische bestanddelen door geïnfecteerde planten (allomonen) die natuurlijke vijanden aantrekken. Gewasvariëteiten variëren in kenmerken belangrijk voor consumenten en telers zoals opbrengst, smaak, looptijd, ziekteresistentie, of tolerantie voor ongunstige bodemomstandigheden. Het ontwikkelen van nieuwe gewasvariëteiten zou het kenmerk "compatibiliteit met natuurlijke vijanden" mee kunnen opnemen.

2.3.7 Diversiteit aan natuurlijke vijanden

Het wordt algemeen aangenomen dat diversere ecosystemen een grotere stabiliteit vertonen, en beter kunnen reageren op veranderingen en stressfactoren (Altieri 1999, Elmqvist et al. 2003). Een grote diversiteit aan natuurlijke vijanden zou bijvoorbeeld de beste kansen leveren om ten minste één goed aangepaste natuurlijke vijand te hebben voor een opkomende plaagsoort. Het belang van biodiversiteit in het leveren van de ecosysteemdienst natuurlijke controle is echter niet eenduidig (Straub et al. 2008). Er zijn empirische bewijzen dat een diverse gemeenschap van natuurlijke vijanden effectiever is in de regulatie van herbivore populaties dan soortenarme gemeenschappen (Schmidt et al. 2003, Snyder and Ives 2003). Langs de andere kant zijn er ook studies die aangeven dat soortenarme gemeenschappen een even goede of zelfs een betere controle uitoefenen op de doelplaagsoorten (Finke and Denno 2004). Deze laatste bevinding komt overeen met de observaties uit de biologische controleprogramma's waar een effectieve controle meestal bereikt wordt met de introductie van één of een klein aantal soorten natuurlijke vijanden (Bianchi et al. 2006). Een mogelijke verklaring is dat wanneer het aantal spelers in het systeem toeneemt ook het aantal mogelijke negatieve interacties tussen de soorten kan toenemen wat op zijn beurt dan weer een negatief effect kan hebben op de controle van plaagsoorten (Martin et al. 2013). Interacties tussen vijandsoorten die een rol kunnen spelen zijn nichecomplementariteit, intra-guild predatie (predatie tussen natuurlijke vijanden) en functionele redundantie (verschillende natuurlijke vijanden hebben dezelfde functie, bv. eten dezelfde prooi) (Straub et al. 2008).

Er is blijkbaar wel meer bewijs dat de verspreiding van plantpathogenen minder snel gebeurt in meer diverse ecosystemen zodat biodiversiteit een belangrijke rol speelt in ziekteregulatie. Er is ook een consensus dat meer diverse bodemgemeenschappen helpen in het voorkomen van gewasverlies door bodemgebonden plaagsoorten en ziektes. Soorten uit hogere trofische niveaus uit het bodemecosysteem kunnen helpen in het onderdrukken van deze plantpathogenen (Sánchez-Moreno and Ferris 2007).

Net zoals bij landschapsstructuur is de rol van diversiteit van natuurlijke vijanden en de complexiteit van het voedselweb nog niet goed gekend of wordt zelfs in veel gevallen genegeerd in studies naar plaagbeheersing (Gagic et al. 2011). Het is nog minder duidelijk hoe deze relaties

variëren over landschappen die verschillen in landschapsstructuur en gemeenschapsstructuur (Loreau et al. 2001).

2.3.8 Natuurlijke vijanden van de natuurlijke vijanden

Er is reeds hoger aangehaald dat wanneer de diversiteit van een gemeenschap toeneemt ook de interacties tussen de soorten gaat toenemen. Dit kan bijvoorbeeld door competitie tussen soorten van hetzelfde trofisch niveau (bijvoorbeeld tussen verschillende natuurlijke vijanden die gebruik maken van dezelfde prooi-soort), maar ook hogere trofische niveau's kunnen een negatief effect hebben op de geleverde ecosysteemdienst. Bijvoorbeeld wanneer vogels prederen op natuurlijke vijanden. Er zijn ook voorbeelden in de literatuur te vinden dat mieren een negatief effect kunnen hebben op controle door natuurlijke vijanden omdat zij bladluisoorten beschermen tegen belagers om hen te kunnen melken (Van Driesche et al. 2009).

3 Actuele toestand en trend plaagbeheersing

Ondanks een doorgedreven zoektocht werd geen methode gevonden in de literatuur om de ESD plaagbeheersing in kaart te brengen. Zoals uit paragrafen 2.3 en 4.1 blijkt wordt de toestand van de ecosysteemdienst "natuurlijke plaagbeheersing" lokaal bepaald en is zeer contextafhankelijk: Over welk landbouwgewas gaat het? Welke plaagsoort? Welke zijn de natuurlijke vijanden? Wat is het landschap waar het landbouwgewas zich bevindt (zie ook (Straub et al. 2008)? Ook over de natuurlijke vijanden zijn specifieke data nodig: Hebben deze soorten bloemen nodig (en welke) als extra voedselbron? Wat is de dispersiecapaciteit en home range van deze soorten? Wat is de vliegperiode? Wat is de zoekefficiëntie? Deze data zijn niet beschikbaar, of wanneer er iets gepubliceerd is, is het veel te fragmentair om gebruikt te worden op schaal Vlaanderen. Er zijn geen gegevens voorhanden om trends te bepalen van de ecosysteemdienst, noch van de organismen die deze dienst verzorgen.

4 Drivers voor vraag en aanbod plaagbeheersing

De intensivering van de landbouwproductiesystemen heeft geresulteerd in een sterk vereenvoudigd agrarisch landschap met grote velden en kleine resterende stukjes met (semi)natuurlijk habitat. Landbouwers beheren hun akkers in functie van een efficiënte productie, gewoonlijk met weinig aandacht voor natuurlijke vijanden van de plaagsoorten. Hierdoor worden akkers een ongunstige omgeving voor deze natuurlijke vijanden. "Conservation biological control" tracht deze situatie te verbeteren door de landbouwomgeving meer geschikt te maken voor parasitoïden en predatoren wanneer dit mogelijk is zonder dat er (economisch) productiviteitsverlies is (Van Driesche et al. 2009).

4.1 Directe drivers

4.1.1 Verandering landgebruik

Door intensivering van de landbouw vormen grotere eentonige monoculturen met daartussen weinig of geen (semi)natuurlijke biotopen het landschapsbeeld. Hier is de impact van plaagsoorten vaak groter en zijn hun natuurlijke vijanden zeldzamer of afwezig waardoor ze geen controle kunnen uitoefenen op de plaagsoorten (Tscharntke et al. 2005, Tscharntke et al. 2007, Van Driesche et al. 2009, Jonsson et al. 2012). Veres et al. (2013) vonden in een review van 72 case studies echter variërende resultaten. Zoals onder punt 1.3.2.1 beschreven, kan de landschapsstructuur zowel negatieve als positieve effecten hebben op interacties tussen natuurlijke vijanden en plaagsoorten (Martin et al. 2013). Als de complexiteit van het landschap toeneemt stijgt ook de diversiteit aan natuurlijke vijanden. Het aantal negatieve interacties tussen de verschillende soorten uit de gemeenschap stijgt echter ook. Het is dus belangrijk om bij het inrichten van het landschap de trade-offs tussen verschillende ecosysteemdiensten en biodiversiteit goed af te wegen.

4.1.2 Pesticiden

Pesticiden zijn nog altijd de eerste keuze om plaagsoorten te bestrijden. Bij het ontstaan en de ontwikkeling bleken deze chemische middelen een effectief middel om de gewassen te

beschermen. Het werd vanaf de jaren 40-50 dan ook snel de norm voor gewasbescherming (Van Driesche et al. 2009). Dit gebeurt met wisselend resultaat. Het ontwikkelen van rassen die een steeds grotere opbrengst hebben per oppervlakte-eenheid ging soms gepaard met een dalende resistentie tegen plaagsoorten waardoor meer pesticiden moesten gebruikt worden (Oerke 2006). Onder gematigde klimaatomstandigheden zoals in Noordwest-Europa waar pesticiden algemeen verkrijgbaar zijn en waar landbouwers veel expertise bezitten, blijven de productieverliezen beperkt tot een aanvaardbaar niveau (Oerke 2006).

Pesticiden blijven echter niet altijd effectief. Zo zijn er plaagorganismen die via natuurlijke selectie en evolutie resistentie opbouwen en voorheen dodelijke dosissen kunnen overleven. De koolmot *Plutella xylostella* bijvoorbeeld is resistent tegen een grote range aan pesticiden zoals organofosfaten, carbamaten, pyrethroïden, antibiotica en biologische middelen zoals *Bacillus thuringiensis* (Talekar and Shelton 1993). Na een behandeling kunnen plaagpopulaties terugkeren tot schadelijke densiteiten of kunnen secundaire plagen zich ontwikkelen waardoor herhaald behandelen nodig is. Eén van de redenen is dat de natuurlijke vijanden van de plaagsoorten ook gedood worden door de pesticiden en er dus niet meer in slagen om de plaagsoortpopulaties op een laag niveau te houden (Desneux et al. 2006). Pesticiden kunnen negatieve effecten op natuurlijke vijanden hebben door rechtstreekse mortaliteit, maar ook onrechtstreeks door in te werken op hun beweging, foeragegedrag of reproductiesnelheid waardoor hun effectiviteit vermindert (Talebi et al. 2008). Daarnaast kunnen pesticiden ook negatieve effecten hebben op niet-doel organismen (Van Praet et al. 2012). Zo kan een fungicide geleedpotigen doden of hun voortplanting of beweging belemmeren (zwavel is bijvoorbeeld dodelijk voor bepaalde mijten, dithiocarbamaat fungiciden verlagen de reproductie van predatorische mijten). Herbiciden kunnen nuttige aaltjes gebruikt bij insectencontrole doden (Forschler et al. 1990). Volgens het voorzorgsprincipe is het dus belangrijk om na te gaan of nieuwe pesticiden al dan niet natuurlijke vijanden negatief kunnen beïnvloeden. Of men zou zeer specifieke pesticiden moeten ontwikkelen die wel de doelsoort dood, maar onschadelijk is voor natuurlijke vijanden.

De laatste jaren is er discussie ontstaan rond het gebruik van neonicotinoïden. Neonicotinoïden kunnen effecten hebben op natuurlijke vijanden via directe blootstelling, contact met behandelde planten (bv. nectar) of contact met een geïntoxiceerde gastheer/prooi (Krischik et al. 2007, Prabhaker et al. 2011, Lundin et al. 2012). Verschillende studies, zowel onder laboratoriumomstandigheden als op het terrein, geven aan dat neonicotinoïden een negatief effect hebben op diversiteit en abundantie van natuurlijke vijanden (Krischik et al. 2007, Prabhaker et al. 2011). Daarnaast zijn er echter ook studies die geen effect vinden (Wang et al. 2013), of die zelfs een versterkend effect van het gebruik van neonicotinoïden op abundantie en controle-efficiëntie van natuurlijke vijanden vinden (Lundin et al. 2012). De tegenstrijdige resultaten vragen naar meer onderzoek betreffende deze materie.

4.1.3 Klimaatverandering

Zoals hoger reeds aangehaald zijn agrarische habitats met perioden ongeschikt voor natuurlijke vijanden. Dit is zeker zo voor soorten waarvoor de piekabundanties niet gesynchroniseerd zijn met de aanwezigheid van prooien. Zij moeten hun hulpbronnen dan buiten de velden gaan opzoeken. Het (temporeel) behoud van natuurlijke vijanden wordt ondersteund wanneer er een constanter aanbod van prooien is in of nabij de gewassen. Sommige soorten (meer generalisten) kunnen overschakelen op alternatieve gastheren (Bribosia et al. 2005).

Koudbloedige organismen zoals insecten zijn zeer gevoelig aan temperatuur voor hun ontwikkeling en reproductie. Wanneer de gastheerprooien anders reageren op temperatuurveranderingen dan hun natuurlijke vijanden kunnen er problemen ontstaan in hun synchronisatie. Dat is bijvoorbeeld aangetoond bij parasitoïden van plaagkevers op granen. Wanneer de temperatuur in de lente hoger wordt raken beide soorten temporeel gescheiden waardoor de controle van de plaagsoort vermindert (Evans et al. 2013). Voor dergelijke systemen zal een verdere klimaatopwarming dus resulteren in een gereduceerde efficiëntie van biologische controle.

4.2 Indirecte drivers

4.2.1 Sociopolitieke drivers

Om de negatieve gevolgen voor biodiversiteit door intensivering van de landbouw tegen te gaan is er toenemende interesse voor methoden die de landbouwproductie verzoenen met de instandhouding en duurzaam gebruik van biodiversiteit en de daarmee gepaard gaande

ecosysteemdiensten (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. Zij levert de ecosysteemdiensten die nodig zijn voor een duurzame landbouw en heeft tevens een positieve spin-off op het regionale en globale milieu (ELN-FAB 2010). Er bestaan een aantal internationale beleidsinstrumenten die de integratie van de FAB in agro-ecosystemen kunnen bewerkstelligen.

Op globale schaal is er de "United Nations Convention on Biological Diversity". Deze bevat een thematisch programma over landbouw biodiversiteit (annex bij besluit V/5, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7147>; 11 oktober 2012). Het programma richt zich op 1) adaptieve management technieken, 2) praktijken en beleid en 3) capaciteitsopbouw, bewustmaking en 4) het bevorderen van verantwoorde actie. Het aanbod van bestuiving kan eventueel stijgen door 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 de plattelandontwikkeling te ondersteunen en het milieu en het duurzaam gebruik van de natuur te stimuleren. Onder de randvoorwaarden van het eerste luik (voorkomen van milieuschade) zou FAB in aanmerking kunnen komen voor groene subsidies om zo een langetermijnproductiviteit en het behoud van ecosysteemdiensten te vrijwaren. Deze directe subsidies streven naar een beter gebruik van natuurlijke hulpbronnen via gewasdiversificatie, het behoud van permanente graslanden en het behoud van ecologische focusgebieden (ecologische akkerranden, hagen, bomenrijen, ...). Vooral deze laatste leveren opportuniteiten om populaties van natuurlijke vijanden te behouden of verbeteren.

In Vlaanderen maken de bovengenoemde agromilieumaatregelen deel uit van het Vlaamse plattelandprogramma (PDPO) (<http://lv.vlaanderen.be>). Deze acties lopen sinds 2000. De eerste fase (PDPO I) liep te einde in 2007, de tweede termijn eind 2013. De Vlaamse Landmaatschappij (VLM), het Agentschap voor Landbouw- en Visserij (ALV) en de Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling (ADLO) bieden een reeks overeenkomsten aan waarop landbouwers vrijwillig kunnen intekenen en een vergoeding ontvangen.

Geen van de hierboven opgesomde Europese en Vlaamse landbouwacties hebben rechtstreeks tot doel om de ESD plaagbeheersing te ontwikkelen of in stand te houden. Het zijn eerder acties die gericht zijn op de algemene verbetering van het milieu of de verhoging van de biodiversiteit (soortenbescherming akker- en weidevogelbeheer, botanisch beheer, erosiebeheer, kleine landschapselementen, perceelrandbeheer). Dit zou een aantal organismen zoals bodemorganismen, allerlei ongewervelden, vogels en/of knaagdieren moeten bevorderen. Onrechtstreeks kunnen daardoor natuurlijke vijanden van plaagsoorten toenemen. Zoals hoger beschreven is dit echter sterk contextafhankelijk. In bepaalde gevallen kunnen de acties om biodiversiteit te verhogen zelfs een negatieve impact hebben door een verhoogde aantrekkingskracht van plaagsoorten.

De minister-president Kris Peeters en vertegenwoordigers van het Algemeen Boerensyndicaat, BioForum, de Boerenbond en VLAM ondertekenden op 7/02/2013 een nieuw strategisch plan biologische landbouw 2013-2017. Het doel is om de biologische landbouw in Vlaanderen verder te laten groeien en ontwikkelen. Het doel is tweeledig. Enerzijds een duurzame kwalitatieve en kwantitatieve groei van de biologische productie in Vlaanderen en evenwichtige marktontwikkeling te bewerkstelligen. Anderzijds moet het plan de voorbeeldfunctie van biologische landbouw ter verduurzaming van landbouw en maatschappij optimaliseren. Hiervoor zullen ondersteuningsacties opgenomen worden in het nieuwe PDPO (2014-2020) als uitwerking van pijler II van het nieuw Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (2014-2020).

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 vanaf 21 oktober 2009). In 2010 schreef de Europese commissie een verstrengde regelgeving uit rond oppervlaktebehandeling van (mais)zaden met neonicotinoiden (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."

5 Impact op biodiversiteit en milieu

Vermits er in Vlaanderen geen kwantitatieve data beschikbaar zijn wat betreft natuurlijke controle 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 ecosysteemdiensten, zowel in ecologische studies als bij (inter)nationale initiatieven ontworpen in functie van biodiversiteitsbehoud (Macfadyen et al. 2012). Er zijn echter een aantal belangrijke assymetrieën tussen beheer voor plaagbestrijding of beheer ten behoeve van biodiversiteit wat een synergie bemoeilijkt. Het optimaliseren van ecosysteemdiensten (Functionele agrobiodiversiteit, FAB) 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 prioriteitslijst staan voor biodiversiteitsacties. Vrijwel alle soorten gebruikt voor biologische controle zijn niet inheems of zijn zo algemeen dat ze geen acties nodig hebben (Macfadyen et al. 2012). Beheer gericht op het optimaliseren van de diensten verleend door dergelijke (niet-inheemse) soorten voor natuurlijke controle is meestal niet gerelateerd aan beheer voor behoud van inheemse soorten die mogelijk gelijkaardige diensten verlenen of biodiversiteit in het algemeen. In sommige gevallen kan het zelfs uitdraaien op een conflict omdat de soorten die de dienst uitvoeren een negatief effect hebben op biodiversiteit. Een duidelijk voorbeeld is het niet-inheemse Aziatisch lieveheersbeestje, *Harmonia axyridis*. Deze soort kan optreden als een effectieve bestrijder van plaagsoorten in de landbouw, maar vormt tevens een bedreiging voor de inheemse biodiversiteit (Snyder and Evans 2006). De insectdiversiteit nodig om natuurlijke controle te verzorgen is veelal laag vergeleken met de volledige diversiteit van de lokale soortenpoel (Finke and Denno 2004, Bianchi et al. 2006). Beheer van de ecosysteemdienst is dus niet noodzakelijk ook een beheer voor betere biodiversiteit.

Biodiversiteitsacties moeten gebeuren op een grote ruimtelijke schaal. Veel ecosysteemdiensten daarentegen kunnen beheerd worden op lokale schaal (Bianchi et al. 2006, Ricketts et al. 2008). 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 omdat het te klein is. Wanneer dergelijke kleine natuurlijke habitats zouden verbonden zijn met natuurlijke corridors, of wanneer de landbouwmatrix toegankelijker zou zijn zodat soorten beter gebruik kunnen maken van de hulpbronnen in de kleine natuurlijke plekken, zou dit ook meer ten goede komen van soortbehoud (Vandermeer et al. 2010). De connectiviteit verbeteren tussen habitatplekken resulteert echter niet noodzakelijk in een betere natuurlijke controle (zie paragraaf 2.3.1).

Zoals reeds onder 2.3.7 aangegeven, is de relatie tussen de biodiversiteit van natuurlijke vijanden en het succes van biologische controle zeer contextafhankelijk. In een uitgebreid literatuuroverzicht geven Straub et al. (2008) aan dat een verhoogde diversiteit aan natuurlijke vijanden zowel een positieve als een negatieve of neutrale uitkomst kunnen hebben. Voor systemen waar de impact negatief is, zal het streven naar de maximale ecosysteemdienst resulteren in een lagere biodiversiteit. In beide andere gevallen zal de verhouding van de kost voor het realiseren van hogere diversiteit aan natuurlijke vijanden ten opzichte van de winst door verhoogde plaagbeheersing bepalend zijn.

Er zijn ook sociologische verschillen tussen het maximaliseren van biodiversiteit en plaagbeheersing. De begunstigden bij het uitbouwen van de ESD plaagbeheersing zijn lokale, individuele landbouwers (of een groep landbouwers) die rechtstreeks voordeel halen uit hun beheeracties (Macfadyen et al. 2012). Eén van de belangrijkste acties voor biodiversiteitsbehoud, het aanleggen van natuurrezervaten, daarentegen gebeurt in de geest van het dienen van de ganse samenleving, soms zelfs wanneer dit gebeurt tegen de zin van de nabije burens. Soms worden landbouwers gesubsidieerd voor de natuurbehoudsacties (PDPO), maar er zijn praktijken die ecosysteemdiensten ondersteunen waarbij de kosten en baten rechtstreeks worden gedragen door de landbouwers. Zelfs als sommige van deze activiteiten een voordeel opleveren voor het behoud van biodiversiteit, zal de bereidheid van de landbouwers om ze ook toe te passen meestal afhangen van het directe voordeel dat de landbouwer ontvangt (bv. verhoogde gewasopbrengst, verminderde input, nieuwe afzetmarkten).

Zelfs wanneer dit een groot voordeel oplevert in functie van ecosysteemdiensten wordt dit niet steeds geapprecieerd door alle landbouwers in de omgeving. Wanneer de natuurlijke vijand in kwestie een generalist predator is die een grote diversiteit aan prooien dood kunnen de effecten op grote ruimtelijke schaal opbrengen. Wanneer het echter gaat om een specialist die slechts één,

meestal ook gespecialiseerde plaagsoort voedend op één waardplant, controleert hebben nabijgelegen landbouwers daar geen baat bij als zij andere gewassen verbouwen.

6 Maatschappelijk welzijn en waardering

Onrechtstreeks draagt de ESD natuurlijke plaagbeheersing bij aan het voorzien in een menselijke basisbehoefte, met name het beschikbaar zijn voedsel. Natuurlijke controle kan immers bijdragen in de vrijwaring van landbouwgewassen tegen verlies door plaagsoorten. Indien het inzetten van natuurlijke vijanden leidt tot verminderd gebruik van pesticiden draagt de ecosysteemdienst bij tot een beter milieu.

De rechtstreeks betrokken partij waarvoor de ESD een welzijns- of welvaartseffect kan hebben is de landbouwer die de gewassen produceert. Natuurlijke controle zou immers kunnen bijdragen aan de vrijwaring van landbouwgewassen tegen plaagsoorten. Onrechtstreeks is ook de gemeenschap belanghebbende indien natuurlijke controle er zou kunnen toe bijdragen dat er minder pesticiden gebruikt worden waardoor gezonder voedsel geproduceerd zou kunnen worden. Hein (2009) ontwikkelde een model om in te schatten wat de waarde van de ecosysteemdienst bestuiving is voor de landbouwer. Dit model zou ook aangewend kunnen worden om de ESD natuurlijke plaagbeheersing te kwantificeren.

Het model is gebaseerd op de verhouding tussen het consumenten-surplus en het producenten-surplus. Het consumenten-surplus 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 producenten-surplus is de "welfare" dat 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 boer en zijn marginale productiekosten (bv. kosten voor het oogsten, zijn gewassen te beschermen tegen plaagsoorten).

Wanneer de landbouwer overschakelt van de klassieke gewasbescherming met pesticiden naar "Conservation biological control" moet het landbouwsysteem zo aangepast worden dat het voldoet aan de eisen die natuurlijke vijanden aan hun omgeving stellen (zie paragraaf 2.3). Deze aanpassingen in landgebruik kunnen kosten met zich meebrengen (bv. minder oppervlakte beschikbaar, hogere kosten bij het oogsten). De effectiviteit van de bestrijding zou ook lager kunnen liggen dan met pesticiden wat ook verlaging van de productiviteit inhoudt. In dit geval zullen de marginale productiekosten toenemen. De landbouwer zal dus minder produceren aan een hogere productiekost. 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 boer minder inkomen hebben. Wanneer het optimaliseren van natuurlijke bestrijders een financieel voordeel zou opleveren (bv. minder pesticiden gebruiken kost minder) kan ook het omgekeerde gebeuren; de landbouwer die meer kan produceren (of tegen een lagere prijs) en de consument die minder moet betalen.

Een onderzoek dat al enig licht kan brengen in de problematiek werd uitgevoerd in De Hoeksche Waard. Dit is een 26.500 ha groot poldergebied ten zuiden van de stad Rotterdam. Het doet dienst als een researchgebied voor de implementatie van FAB methoden waarbij er een nauwe samenwerking is tussen landbouwers, beleidsmakers, onderzoekers en gouvernementele en niet-gouvernementele organisaties betrokken bij landschaps- en waterbeheer (Steingröver et al. 2010). Het doel was om minder afhankelijk te worden van insecticiden door de natuurlijke plaagbeheersing van het agrarisch ecosysteem te versterken. Eén van de resultaten was dat het in 4 van de 6 studie jaren niet nodig was om insecticiden te gebruiken. Daartegenover stond wel dat de economische winst die geboekt werd door geen insecticiden te gebruiken niet opwoog tegen de kost van het aanleggen en opvolgen van veldranden. Om het systeem in werking te houden zijn er subsidies voor de landbouwers nodig (Van Rijn et al. 2011).

Zoals hoger gesteld is er ook een onrechtstreeks belang voor de maatschappij. Het reduceren van het gebruik van pesticiden zou kunnen resulteren in gezonder voedsel. Daarnaast is er ook het negatieve effect dat pesticiden hebben op biodiversiteit in het algemeen. Hierdoor kan ook een maatschappelijke druk tot minder gebruik van pesticiden ontstaan. Het opwaarderen van de ESD natuurlijke plaagbeheersing zou dus een voordeel kunnen opleveren voor het behoud van biodiversiteit. Desondanks zal de bereidheid van landbouwers om deze toe te passen afhangen van het directe voordeel dat de landbouwer ontvangt (bv. verhoogde gewasopbrengst, verminderde input, het vermogen om toegang te krijgen tot nieuwe markten). Een uniek kenmerk van veel

ecosysteemdiensten in agrarische landschappen is dat er een directe kost is voor de boer, maar een mix van private en publieke voordelen. Dit vormt een uitdaging wanneer we willen komen tot een waardebeoordeling van de uit te voeren acties en bijbehorende ESD's. Bijvoorbeeld, wie moet wat betalen wanneer er zowel private als publieke voordelen zijn bij een door de landbouwer uitgevoerd beheer.

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 dezelfde schade door plaagsoorten voor A een grotere economische schade of welvaartsverlies veroorzaken dan voor gewas B en zullen dus ook de effecten van natuurlijke controle verschillen.

7 Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik

1. Welke impact heeft het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van dezelfde dienst?

In theorie zou een duurzame, zichzelf reproducerende populatie/gemeenschap van natuurlijke bestrijders een positieve invloed moeten hebben op de levering van de ESD natuurlijke controle in de toekomst. Er zijn geen literatuurbronnen die dit staven of weerleggen.

2. Welke impact heeft het gebruik van de dienst op de huidige én toekomstige levering van andere diensten?

Als ondersteunende dienst zou de ESD natuurlijke controle een impact kunnen hebben op voedselproductie, houtproductie, productie energiegewassen. Aanpassingen aan het landschap nodig voor het functioneren van de ESD zou de oppervlakte beschikbaar voor gewasproductie en de kweekmethoden (zaaien, bewateren, oogsten, ...) kunnen beïnvloeden. Indien het verhogen van de efficiëntie van de natuurlijke controle zou resulteren in het minder inzetten van pesticiden zou dit kunnen resulteren in gezonder voedsel.

Natuurlijke bestrijders kunnen ook een invloed hebben op de ESD bestuiving via directe interacties en/of verschillen in landinrichting (Lundin et al. 2013, Shackelford et al. 2013). Zie ook hoofdstuk 17.

3. Welke impact heeft de vraag naar en het gebruik van deze dienst op diensten elders in de wereld?

Geen

4. Hoe is de gradiënt natuurlijk-technologisch gelinkt met de hierboven beschreven impact?

Wanneer meerdere natuurlijke vijanden in een systeem voorkomen neemt ook het aantal mogelijke interacties (positief, negatief of neutraal) tussen de soorten toe wat op zijn beurt dan weer een effecten kan hebben op de controle van plaagsoorten (Martin et al. 2013). Dit is natuurlijk ook het geval wanneer één of meerdere actoren gekweekte organismen zijn. Interacties tussen vijandsoorten die een rol kunnen spelen zijn nichecomplementariteit, intra-guild predatie en functionele redundantie (Straub et al. 2008).

5. Hoe zouden -theoretisch gezien- de limieten en voorwaarden voor gebruik van deze dienst kunnen worden bepaald, gekwantificeerd en/of geëvalueerd in de toekomst, en welke criteria, data of onderzoeken (ook buiten het diensten-concept) zouden hiertoe kunnen bijdragen?

Er moeten geen limieten en voorwaarden bepaald worden voor de ESD natuurlijke plaagbeheersing. Het gebruik van de ESD zou een invloed kunnen hebben op de bestuiving door natuurlijke bestuivers van de gewassen. Hier moet wetenschappelijk onderzoek uitgevoerd worden naar de levenswijze van de betrokken actoren om een optimale afstemming te kunnen verwezenlijken.

6. Hoe kunnen positieve impacts worden vergroot en negatieve impacts worden verkleind in de praktijk?

De optimale werking van de ecosysteemdienst natuurlijke plaagbeheersing wordt lokaal bepaald en is zeer contextafhankelijk (zie paragraaf 2.3 en 4.1): i.e. Over welk landbouwgewas gaat het? Welke plaagsoort? welke zijn de natuurlijke vijanden? Wat is het landschap waar het landbouwgewas zich bevindt (zie ook Straub et al. 2008)? Acties nodig om de positieve en negatieve impacts te beïnvloeden zijn dus ook lokaal te bepalen.

8 Kennishiaten

Het ontwikkelen van "Conservation biological control" wordt belemmerd door een gebrek aan informatie over hoe plaagabundanties zich verhouden tot de verliezen die ze teweegbrengen en hoe controlemaatregelen daarop inwerken (Lundin et al. 2012). Toekomstig onderzoek zou de volgende aspecten op een geïntegreerde wijze moeten onderzoeken en kwantificeren: (i) het stimuleren van populaties van natuurlijke vijanden; (ii) de kolonisatie van akkers/plantages door deze natuurlijke vijanden, (iii) het verminderen van dichtheden van plaagsoorten; (iv) het verminderen van de schadeniveaus; (v) het verhogen van de opbrengst, en (vi) de verbetering van kosten-voordeel verhouding (Tscharntke et al. 2005, Bianchi et al. 2006). Tot hiertoe hebben de meeste studies zich gericht op de eerste stap.

Zoals blijkt uit het overzicht van de ecosysteemdienst natuurlijke plaagbeheersing is de kennis betreffende de efficiëntie en optimalisatie van plaagbeheersing, economische kwantificering, trendbepalingen, kartering, enz nog zeer beperkt. Om tot goede inschattingen en modellen te komen dient zeer gericht en gedetailleerd onderzoek te gebeuren. Het is dus nodig dat voor het doelgewas de volledige keten onderzocht wordt:

- Wat zijn de kritische kenmerken van het gewas (Hoe worden de planten aangetast, welke zijn de plaagsoorten, ...)?
- Hoe interageren plaagsoorten en hun natuurlijke vijanden (Welke zijn mogelijke natuurlijke vijanden, Hoe lokaliseren en gebruiken ze hun prooi, Wat is hun efficiëntie, ...)?
- Wat zijn de habitatvereisten van de betrokken natuurlijke vijanden (Waar kunnen ze nesten maken, Wat is hun foerageer- en dispersiecapaciteit, Welke alternatieve voedselbronnen hebben ze nodig ...)?

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

Het inzetten van natuurlijke vijanden gebeurt niet losstaand van andere beheermaatregelen. Daarom is het ook belangrijk om na te gaan welke huidige beheeracties (bv. behandelingen met gewasbeschermingsmiddelen, mechanische onkruidbestrijding, ...) een impact op de natuurlijke vijanden hebben.

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, PCFruit

Johan Bogaert, LNE

Sander Jacobs, INBO

Joachim Moens, HoGent

Femke Temmerman, INAGRO

Elke Van den Broeke, LNE

Bert van Gils, ILVO

Lieve Vriens, INBO

Referenties

- Altieri, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**:19-31.
- Baggen, L. R. and G. M. Gurr. 1998. The Influence of Food on *Copidosoma koehleri* (Hymenoptera: Encyrtidae), and the Use of Flowering Plants as a Habitat Management Tool to Enhance Biological Control of Potato Moth, *Phthorimaea operculella* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Biological Control* **11**:9-17.
- Barratt, B. I. P., F. G. Howarth, T. M. Withers, J. M. Kean, and G. S. Ridley. 2010. Progress in risk assessment for classical biological control. *Biological Control* **52**:245-254.
- 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.
- Brewer, M. J. and N. C. Elliott. 2004. Biological control of cereal aphids in North America and mediating effects of host plant and habitat manipulations. *Annual Review of Entomology* **49**:219-242.
- Bribosia, E., D. Bylemans, M. Migon, and G. Impe. 2005. In-field production of parasitoids of *Dysaphis plantaginea* by using the rowan aphid *Dysaphis sorbi* as substitute host. *BioControl* **50**:601-610.
- Cronin, J. 2004. Host-parasitoid extinction and colonization in a fragmented prairie landscape. *Oecologia* **139**:503-514.
- Cronin, J. T. 2003. MATRIX HETEROGENEITY AND HOST-PARASITOID INTERACTIONS IN SPACE. *Ecology* **84**:1506-1516.
- Denys, C. and T. Tscharntke. 2002. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* **130**:315-324.
- Desneux, N., A. Decourtye, and J.-M. Delpuech. 2006. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology* **52**:81-106.
- Ellis, J. A., A. D. Walter, J. F. Tooker, M. D. Ginzel, P. F. Reagel, E. S. Lacey, A. B. Bennett, E. M. Grossman, and L. M. Hanks. 2005. Conservation biological control in urban landscapes: Manipulating parasitoids of bagworm (Lepidoptera: Psychidae) with flowering forbs. *Biological Control* **34**:99-107.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker, and J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**:488-494.
- 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.
- Evans, E. W., N. R. Carlile, M. B. Innes, and N. Pitigala. 2013. Warm springs reduce parasitism of the cereal leaf beetle through phenological mismatch. *Journal of Applied Entomology* **137**:383-391.
- Finke, D. L. and R. F. Denno. 2004. Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature* **429**:407-410.
- Forschler, B. T., J. N. All, and W. A. Gardner. 1990. *Steinernema feltiae* activity and infectivity in response to herbicide exposure in aqueous and soil environments. *Journal of Invertebrate Pathology* **55**:375-379.
- Gagic, V., T. Tscharntke, C. F. Dormann, B. Gruber, A. Wilstermann, and C. Thies. 2011. Food web structure and biocontrol in a four-trophic level system across a landscape complexity gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**:2946-2953.

- Head, G., W. Moar, M. Eubanks, B. Freeman, J. Ruberson, A. Hagerty, and S. Turnipseed. 2005. A Multiyear, Large-Scale Comparison of Arthropod Populations on Commercially Managed Bt and Non-Bt Cotton Fields. *Environmental Entomology* **34**:1257-1266.
- Hein, L. 2009. The Economic Value of the Pollination Service, a Review Across Scales. *The Open Ecology Journal* **2**:74-82.
- Hemptinne, J. L. 1988. Ecological requirements for hibernating *Propylea quatuordecimpunctata* (L.) and *Coccinella septempunctata* [Col.: Coccinellidae]. *Entomophaga* **33**:505-515.
- Jonsson, M., H. L. Buckley, B. S. Case, S. D. Wratten, R. J. Hale, and R. K. Didham. 2012. Agricultural intensification drives landscape-context effects on host-parasitoid interactions in agroecosystems. *Journal of Applied Ecology* **49**:706-714.
- 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.
- Krischik, V. A., A. L. Landmark, and G. E. Heimpel. 2007. Soil-applied imidacloprid is translocated to nectar and kills nectar-feeding *Anagyrus pseudococci* (Girault) (Hymenoptera : Encyrtidae). *Environmental Entomology* **36**:1238-1245.
- Kruess, A. 2003. Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography* **26**:283-290.
- Kruess, A. and T. Tscharntke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* **264**:1581-1584.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, and D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* **294**:804-808.
- Losey, J. E. and M. Vaughan. 2008. Conserving the ecological services provided by insects. *American Entomologist* **54**:113-114.
- Lundin, O., M. Rundlöf, H. G. Smith, and R. Bommarco. 2012. Towards Integrated Pest Management in Red Clover Seed Production. *Journal of Economic Entomology* **105**:1620-1628.
- Lundin, O., H. G. Smith, M. Rundlöf, and R. Bommarco. 2013. When ecosystem services interact: crop pollination benefits depend on the level of pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280**.
- 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.
- Mahr, D. L., P. Whitaker, and N. Ridgway. 2008. *Natural Enemies: An Introduction to Biological Control: Natural Enemies: An Introduction to Biological Control*. University of Wisconsin Extension, Wisconsin, USA.
- 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.
- Martin, E. A., B. Reineking, B. Seo, and I. Steffan-Dewenter. 2013. Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **110**:5534-5539.
- Masetti, A., A. Lanzoni, and G. Burgio. 2010. Effects of flowering plants on parasitism of lettuce leafminers (Diptera: Agromyzidae). *Biological Control* **54**:263-269.
- Maudsley, M., B. Seeley, and O. Lewis. 2002. Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**:77-89.
- Menalled, F. D., P. C. Marino, S. H. Gage, and D. A. Landis. 1999. Does agricultural landscape structure affect parasitism and parasitoid diversity? *Ecological Applications* **9**:634-641.
- Naranjo, S. E. 2005. Long-Term Assessment of the Effects of Transgenic Bt Cotton on the Abundance of Nontarget Arthropod Natural Enemies. *Environmental Entomology* **34**:1193-1210.
- Ode, P. J. 2006. Plant chemistry and natural enemy fitness: Effects on herbivore and natural enemy interactions. Pages 163-185 *Annual Review of Entomology*. Annual Reviews, Palo Alto.
- Oerke, E. C. 2006. Crop losses to pests. *The Journal of Agricultural Science* **144**:31-43.

- 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.
- Prabhaker, N., S. J. Castle, S. E. Naranjo, N. C. Toscano, and J. G. Morse. 2011. Compatibility of Two Systemic Neonicotinoids, Imidacloprid and Thiamethoxam, With Various Natural Enemies of Agricultural Pests. *Journal of Economic Entomology* **104**:773-781.
- Rebek, E. J., C. S. Sadof, and L. M. Hanks. 2005. Manipulating the abundance of natural enemies in ornamental landscapes with floral resource plants. *Biological Control* **33**:203-216.
- 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.
- Sánchez-Moreno, S. and H. Ferris. 2007. Suppressive service of the soil food web: Effects of environmental management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **119**:75-87.
- Schmidt, M. H., A. Lauer, T. Purtauf, C. Thies, M. Schaefer, and T. Tscharntke. 2003. Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **270**:1905-1909.
- Schmidt, M. H., I. Roschewitz, C. Thies, and T. Tscharntke. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* **42**:281-287.
- Schmidt, M. H. and T. Tscharntke. 2005. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **105**:235-242.
- Sengonca, C., J. Kranz, and P. Blaeser. 2002. Attractiveness of three weed species to polyphagous predators and their influence on aphid populations in adjacent lettuce cultivations. *Anzeiger für Schädlingskunde = Journal of pest science* **75**:161-165.
- Shackelford, G., P. R. Steward, T. G. Benton, W. E. Kunin, S. G. Potts, J. C. Biesmeijer, and S. M. Sait. 2013. Comparison of pollinators and natural enemies: a meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. *Biological Reviews* **88**:1002-1021.
- Snyder, W. E. and E. W. Evans. 2006. Ecological Effects of Invasive Arthropod Generalist Predators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**:95-122.
- Snyder, W. E. and A. R. Ives. 2003. INTERACTIONS BETWEEN SPECIALIST AND GENERALIST NATURAL ENEMIES: PARASITIDS, PREDATORS, AND PEA APHID BIOCONTROL. *Ecology* **84**:91-107.
- Steingröver, E., W. Geertsema, and W. R. E. Wingerden. 2010. Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard (The Netherlands). *Landscape Ecology* **25**:825-838.
- Stephens, E. J., J. E. Losey, L. L. Allee, A. DiTommaso, C. Bodner, and A. Breyre. 2012. The impact of Cry3Bb Bt-maize on two guilds of beneficial beetles. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **156**:72-81.
- Straub, C. S., D. L. Finke, and W. E. Snyder. 2008. Are the conservation of natural enemy biodiversity and biological control compatible goals? *Biological Control* **45**:225-237.
- Talebi, K., A. Kavousi, and Q. Sabahi. 2008. Impacts of pesticides on arthropod biological control agents. *Pest Technology* **2**:87-97.
- Talekar, N. S. and A. M. Shelton. 1993. Biology, Ecology, and Management of the Diamondback Moth. *Annual Review of Entomology* **38**:275-301.
- Thies, C., I. Roschewitz, and T. Tscharntke. 2005. The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**:203-210.
- Torres, J. B., J. R. Ruberson, and M. J. Adang. 2006. Expression of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ac protein in cotton plants, acquisition by pests and predators: a tritrophic analysis. *Agricultural and Forest Entomology* **8**:191-202.
- Tscharntke, T., R. Bommarco, Y. Clough, T. O. Crist, D. Kleijn, T. A. Rand, J. M. Tylianakis, S. v. Nouhuys, and S. Vidal. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control* **43**:294-309.

- 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.
- Van Driesche, R., M. Hoddle, and T. Center. 2009. Control of pests and weeds by natural enemies: an introduction to biological control. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Van Praet, N., A. Covaci, J. Teuchies, L. De Bruyn, H. Van Gossum, R. Stoks, and L. Bervoets. 2012. Levels of persistent organic pollutants in larvae of the damselfly *Ischnura elegans* (Odonata, Coenagrionidae) from different ponds in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment* **423**:162-167.
- Van Rijn, P., J. Willemse, and F. van Alebeek. 2011. FAB en akkerranden voor natuurlijke plaagbeheersing. FAB 2 brochure, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.
- Vandermeer, J., I. Perfecto, and N. Schellhorn. 2010. Propagating sinks, ephemeral sources and percolating mosaics: conservation in landscapes. *Landscape Ecology* **25**:509-518.
- Varchola, J. M. and J. P. Dunn. 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **83**:153-163.
- Veres, A., S. Petit, C. Conord, and C. Lavigne. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **166**:110-117.
- Wang, Y. H., L. P. Chen, X. H. An, J. H. Jiang, Q. Wang, L. M. Cai, and X. P. Zhao. 2013. Susceptibility to Selected Insecticides and Risk Assessment in the Insect Egg Parasitoid *Trichogramma confusum* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Journal of Economic Entomology* **106**:142-149.
- 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.
- With, K. A., D. M. Pavuk, J. L. Worchuck, R. K. Oates, and J. L. Fisher. 2002. THRESHOLD EFFECTS OF LANDSCAPE STRUCTURE ON BIOLOGICAL CONTROL IN AGROECOSYSTEMS. *Ecological Applications* **12**:52-65.
- Zangger, A., J.-A. Lys, and W. Nentwig. 1994. Increasing the availability of food and the reproduction of *Poecilus cupreus* in a cereal field by strip-management. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **71**:111-120.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and S. M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* **64**:253-260.