



Achteruitgang insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes

David Kleijn, Ruud J. Bink, Cajo J.F. ter Braak, Roy van Grunsven, Wim A. Ozinga, Ivo Roessink, Jeroen A. Scheper, Anne M. Schmidt, Michiel F. Wallis de Vries, Ruut Wegman, Friso F. van der Zee en Th. Zeegers

Achteruitgang insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes

David Kleijn¹, Ruud J. Bink², Cajo J.F. ter Braak³, Roy van Grunsven⁴, Wim A. Ozinga², Ivo Roessink², Jeroen A. Scheper^{1,2}, Anne M. Schmidt², Michiel F. Wallis de Vries³, Ruut Wegman², Friso F. van der Zee² en Th. Zeegers⁵

1 Wageningen Universiteit

2 Wageningen Environmental Research

3 Biometris, Wageningen University and Research

4 De Vlinderstichting

5 EIS, Kenniscentrum Insecten

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in opdracht van en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend Onderzoek, projectnummer BO-43-021.01-005.

Wageningen Environmental Research

Wageningen, maart 2018

Rapport 2871
ISSN 1566-7197

Kleijn, D., R.J. Bink, C.J.F. ter Braak, R. van Grunsven, W.A. Ozinga, I. Roessink, J.A. Scheper, A.M. Schmidt, M.F. Wallis de Vries, R. Wegman, F.F. van der Zee en Th. Zeegers, 2018. *Achteruitgang insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2871. 86 blz.; 9 fig.; 8 tab.; 322 ref.

In oktober 2017 bleek uit wetenschappelijk onderzoek dat in natuurgebieden in het Duitse laagland de totale biomassa aan vliegende insecten in de laatste 27 jaar met 76% achteruit is gegaan. In dit rapport wordt vastgesteld in hoeverre de resultaten van dit onderzoek te extrapoleren zijn naar Nederland. Voorts is geïnventariseerd welke relevante (monitoring)onderzoeken naar de ontwikkeling van insecten er in Nederland zijn of worden uitgevoerd en wat hieruit kan worden geconcludeerd. Er is een literatuuronderzoek gedaan naar de belangrijkste oorzaken die een eventuele achteruitgang van insectenpopulaties kunnen verklaren en er worden aanbevelingen gedaan voor onderzoek dat in Nederland uitgezet zou kunnen worden naar aanleiding van de bevindingen in dit rapport.

In October 2017, a scientific study showed that in nature reserves in Germany the total biomass of flying insects had declined by 76% in a 27 year period. This report assesses to what extent the results of the German study can be extrapolated to the Netherlands. Furthermore, insect (monitoring) studies that have been done or are being carried out in the Netherlands are reviewed and the main results are presented and discussed. Results of a literature review of the main factors driving changes in insect communities are presented. Finally knowledge gaps are identified and recommendations are made with respect to future research into insect trends.

Trefwoorden: biodiversiteit, intensivering landbouw, monitoring, natuurgebieden, stikstofdepositie, populatietrends, versnippering

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/444039> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2018 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Environmental Research Rapport 2871 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Shutterstock

Inhoud

	Samenvatting	5
1	Inleiding	9
	1.1 Aanleiding	9
	1.2 Probleem- en vraagstelling	9
2	Methoden	11
3	Een reflectie op de studie van Hallmann et al. (2017)	14
	3.1 Samenvatting van de studie	14
	3.1.1 Opzet	14
	3.1.2 Analyse	14
	3.1.3 Resultaten	15
	3.1.4 Conclusies	15
	3.2 Hoe robuust is de studie?	16
	3.2.1 Onderzoeksopzet	16
	3.2.2 Bemonsteringsmethode en meeteenheid	16
	3.2.3 Statistische analyse	18
	3.3 Conclusies	18
4	Zijn de resultaten van Hallmann et al. (2017) te extrapoleren naar Nederland?	19
	4.1 Vergelijking natuurgebieden Duitsland - Nederland	19
	4.1.1 Grootte natuurgebieden	19
	4.1.2 Landschappelijke ligging	20
	4.1.3 Omringend landgebruik	21
	4.1.4 Habitattypen	22
	4.2 Conclusies	24
5	Nederlands onderzoek naar trends in aanwezige insecten	25
	5.1 De belangrijkste kenmerken van het Nederlandse insectenonderzoek	25
	5.2 Belangrijkste uitkomsten van insectenonderzoek in Nederland	26
	5.2.1 Dagvlinders	26
	5.2.2 Libellen	26
	5.2.3 Bijen	30
	5.2.4 (Macro)nachtvlinders	32
	5.2.5 Zweefvliegen	32
	5.3 Kanttekeningen bij enkele datasets die (nu nog) niet bruikbaar zijn voor trendanalyses	32
	5.3.1 Loopkevers en snuitkevers	32
	5.3.2 Sprinkhanen	33
	5.3.3 Vliegen en muggen	33
	5.3.4 Aquatische insecten	33
	5.3.5 Overige insecten	33
	5.3.6 Trends in hogere trofische niveaus	34
	5.4 Lacunes en potenties in het Nederlandse onderzoek	34

6	Mogelijke oorzaken van lange-termijn-trends in het voorkomen van insecten	35
6.1	Methodische beperkingen bij het vaststellen van oorzaken van trends	35
6.2	Inschatting van het relatieve belang van drukfactoren	36
6.2.1	Trends verschillen tussen regio's, habitattypen en soortgroepen	36
6.2.2	De belangrijkste drukfactoren in Europa op basis van IUCN-criteria	37
6.3	Effect drukfactoren op insecten	38
6.3.1	Intensivering en homogenisering agrarisch landgebruik	38
6.3.2	Vermesting en verzuring	39
6.3.3	Verdroging en ingrepen in de waterhuishouding	41
6.3.4	Versnippering van het landschap	41
6.3.5	Pesticiden	43
6.4	Vermindering in beschikbaarheid voedselplanten	47
6.4.1	Klimaatverandering	48
6.4.2	Intensief beheer van natuurgebieden en bossen	50
6.4.3	Exoten en nieuwe parasieten	51
6.4.4	Lichtvervuiling	51
6.4.5	Gevolgen van een afname van insecten voor het functioneren van ecosystemen	51
7	Welk onderzoek is nodig om de oorzaken van de achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland in kaart te brengen?	53
7.1	De relevantie voor Nederland van de studie van Hallmann et al. (2017)	53
7.2	Nederlandse trends en vermoedelijke oorzaken	54
7.3	De belangrijkste benodigde kennisvragen ten aanzien van insectentrends	55
	Literatuur	58
	Bijlage 1 Beschrijving aangeleverde Excelfile van de 63 meetlocaties	74
	Bijlage 2 Overzicht van de in Nederland beschikbare insectendatasets	75

Samenvatting

In 2017 werd gevonden dat op 63 locaties verspreid over 31 natuurgebieden in Duitsland de totale biomassa aan vliegende insecten in de laatste 27 jaar met 76% achteruit is gegaan (Hallmann et al. 2017). Dit roept de vraag op of er in Nederland sprake is van een vergelijkbare achteruitgang. In dit rapport wordt eerst een korte samenvatting gegeven van de inhoud en robuustheid van de studie van Hallmann et al. (2017) en wordt geëvalueerd in hoeverre de resultaten van de studie te extrapoleren zijn naar de Nederlandse situatie. Vervolgens wordt geïnventariseerd welke onderzoeken naar insecten er in Nederland beschikbaar zijn en wat daaruit geconcludeerd kan worden ten aanzien van achteruitgang. Op basis van een literatuuroverzicht worden de belangrijkste oorzaken op een rij gezet die verantwoordelijk zijn voor de achteruitgang van insectenpopulaties. Ten slotte worden er aanbevelingen gedaan voor onderzoek dat wenselijk is om meer grip te krijgen op de achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland en maatregelen om deze achteruitgang tegen te gaan.

Een kritische reflectie op het artikel van Hallmann et al. (2017) laat zien dat de resultaten van de studie robuust zijn (hoofdstuk 3). In Duitse natuurreservaten, die grotendeels gelegen zijn in de aan Nederland grenzende deelstaat Noordrijn-Westfalen, is de biomassa vliegende insecten tussen 1989 en 2016 met ongeveer driekwart afgenomen. De onderzoeksgebieden zijn ad hoc en niet willekeurig gekozen, waardoor enige voorzichtigheid geboden is met het extrapoleren van de resultaten. Ook maakt de studie niet duidelijk wat de onderliggende oorzaken zijn van de achteruitgang.

Een analyse van de grootte, habitattypen, biogeografische regio's, hoogteligging en omringend landgebruik van de in Duitsland onderzochte natuurreservaten laat zien dat deze voornamelijk liggen in gebieden met hetzelfde klimaat en hoogteligging als Nederland en bestaan uit habitattypen die ook in Nederland algemeen voorkomen, zoals heide en matig voedselrijk grasland (hoofdstuk 4). Hoewel exacte cijfers ontbreken, is er weinig reden aan te nemen dat de grootte van de natuurgebieden en intensiteit van de omliggende landbouwgebieden sterk verschillen van die in Nederland.

In Nederland zijn geen data beschikbaar waarmee een vergelijkbare analyse kan worden uitgevoerd als die gedaan is door Hallmann et al. (2017) (hoofdstuk 5). De biomassa van insecten wordt slechts sporadisch bepaald en nooit in langlopende studies. Voor vlinders en libellen is betrouwbare informatie beschikbaar over trends in aantallen gebaseerd op gestandaardiseerde tellingen. Voorts zijn er betrouwbare trendschattingen beschikbaar van bijen en zweefvliegen. Deze trends zijn echter gebaseerd op veranderingen in relatief grofmazige verspreidingsgegevens en zijn niet eenvoudig te vertalen naar veranderingen in aantallen of biomassa. Er is nog een aantal datasets die informatie kunnen leveren over trends van andere insectengroepen. Hiervan zijn nu in het beste geval voorlopige, nog niet gepubliceerde analyses beschikbaar, maar deze datasets hebben potentie om, na grondige analyse, gaten in onze kennis over trends van groepen insecten te dichten. De vele overige insectendatasets zijn niet of nauwelijks geschikt om algemene uitspraken over trends te doen, omdat ze een te korte periode bestrijken, in te weinig gebieden zijn uitgevoerd en/of gebruikmaken van niet-gestandaardiseerde methoden.

Vrijwel alle wetenschappers zijn het erover eens dat insecten in Nederland zijn afgenomen de afgelopen jaren. De trends van individuele soortengroepen waarvoor informatie beschikbaar is, vertonen echter niet allemaal een eenduidige afname. Het lijkt erop dat de achteruitgang van soorten die kenmerkend zijn voor het agrarisch landschap onverminderd doorgaat. Soorten die momenteel voor hun voorkomen sterk afhankelijk zijn van natuurgebieden lijken te hebben geprofiteerd van herstelmaatregelen in deze gebieden. Dit geldt niet of in mindere mate voor soorten die gevoelig zijn voor de effecten van stikstofdepositie (hoofdstuk 5). Aquatische soorten hebben enige decennia geprofiteerd van verbeteringen in waterkwaliteit, maar lijken inmiddels ook weer op hun retour. De trends van afzonderlijke soortengroepen waarvoor op dit moment goede gegevens beschikbaar zijn, kunnen niet zonder meer geëxtrapoleerd worden naar trends in insecten in het algemeen vanwege het feit dat de momenteel beschikbare trends gebaseerd zijn op waarnemingen die voornamelijk in

natuurgebieden zijn gedaan en het onduidelijk is welk deel de veel getelde soorten als bijen, vlinders, libellen en zweefvliegen uitmaken van de totale insecten gemeenschap.

Uit literatuuronderzoek blijkt dat de achteruitgang van insectenpopulaties veroorzaakt wordt door een complex van factoren, die elkaars effecten ook nog eens kunnen beïnvloeden (hoofdstuk 6). Het gaat daarbij vooral om een aantal direct of indirect met de intensivering van de landbouw samenhangende factoren. De belangrijkste aspecten van die intensivering zijn het overvloedig gebruik van de meststoffen – met name stikstof en fosfaat – en gewasbeschermingsmiddelen, vooral insecticiden. Deze factoren beïnvloeden insecten niet alleen op de landbouwpercelen zelf, maar beïnvloeden ze via emissies door water en lucht ook in natuurgebieden die in Nederland vaak omringd zijn door landbouw. Intensivering van de landbouw zorgt daarnaast voor een steeds scherpere grens tussen landbouw en natuurgebieden waardoor het indirect bijdraagt aan de versnippering van natuurgebieden in het landschap met negatieve gevolgen voor bepaalde groepen van insecten. Klimaatverandering kan insecten zowel positief als negatief beïnvloeden en lijkt geen overall negatief effect op insectengemeenschappen te hebben.

De achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland is waarschijnlijk alleen te keren door een integrale benadering. Inzetten op maatregelen ter bevordering van insecten in uitsluitend natuurgebieden zonder aanpassingen op landbouwgrond levert waarschijnlijk weinig op, omdat positieve effecten van beheer te niet zullen worden gedaan door de negatieve effecten van intensieve landbouw. Een belangrijke constatering is dat we feitelijk niet precies weten hoe slecht het met insecten in Nederland gaat. De beschikbare informatie suggereert dat insecten zwaar onder druk staan, maar is gebaseerd op een beperkt aantal soortengroepen die vooral in natuurgebieden worden geïnventariseerd en waarvan onduidelijk is hoe representatief ze zijn voor insecten in het algemeen. Om tot goed onderbouwde, nieuwe vormen van natuurinclusief landschapsbeheer te komen, moet dus een aantal belangrijke kennislücken gevuld worden. In volgorde van prioriteit worden deze hieronder gegeven.

Welke (combinatie van) maatregelen leiden tot positieve insectentrends?

Gezien de urgentie van het probleem van de achteruitgang van insectenpopulaties is het belangrijk dat onderzoek gecombineerd wordt met het nemen van concrete maatregelen. Het verdient aanbeveling om op basis van de recentste inzichten herstelstrategieën op te stellen en die in concrete pilots uit te proberen. Deze strategieën op landschapsniveau zullen verschillen per gebied, omdat voor bijvoorbeeld een veenweidegebied een andere combinatie van maatregelen effectief zal zijn dan voor een kleinschalig agrarisch landschap op de hogere zandgronden. De effecten van deze maatregelen op insecten zullen moeten worden gemonitord en geëvalueerd. De uitkomsten van dit onderzoek dienen vervolgens te worden gebruikt voor de verbetering van het beheer in een iteratief proces. Op deze wijze kan onderzoek aan insecten en het herstel van populaties hand in hand gaan.

Wat zijn de trends in insectenpopulaties in het Nederlandse agrarische gebied?

Er is vrijwel geen informatie beschikbaar over trends van insecten in het agrarisch gebied in Nederland. Vanwege de sterke bias richting natuurgebieden bestaat het risico dat de waargenomen trends niet representatief zijn voor Nederland als geheel. Het ligt voor de hand dat trends in natuurgebieden minder negatief zijn dan trends in agrarische gebieden en dat populaties hier als gevolg van herstelmaatregelen eerder opkrabbelen. Omdat het waarschijnlijk niet haalbaar is vrijwilligers in te zetten bij insectenmonitoring in het agrarisch gebied, verdient het aanbeveling een professioneel monitoringsprogramma op te zetten gericht op qua aantal en functie belangrijke soortengroepen.

Wat is de soortensamenstelling van insectengemeenschappen in belangrijke habitattypen?

Kennis over de samenstelling van insectengemeenschappen maakt het mogelijk om te begrijpen wat de effecten zijn van veranderingen van landgebruik en hoe deze eventueel gecompenseerd kunnen worden. Op dit moment is echter zelfs op orde-niveau (bijv. libellen, wantsen, steenvliegen, kevers) vrijwel onbekend welke insecten het grootste deel van de aantallen en biomassa uitmaken en hoe dat varieert tussen typen habitats. Dit maakt het onmogelijk om trends in aantallen van de geïnventariseerde groepen insecten, zoals vlinders, te koppelen aan trends in insecten in het algemeen. Samenstelling van insectengemeenschappen hoeven niet per se gemonitord te worden,

maar het verdient wel aanbeveling hier meer inzicht in te krijgen. Dat kan bijvoorbeeld door entomologische voedselwebben in kaart te brengen van een aantal in Nederland veelvoorkomende habitattypen, zowel in beschermde gebieden als op boerenland.

Welke informatie zit er al in bestaande datasets?

Er ligt momenteel een aantal datasets die mogelijk informatie bevatten die gebruikt kunnen worden om meer inzicht te krijgen in insectentrends en (eventueel) de effecten van veranderingen in het landgebruik. Omdat dit soort datasets niet verzameld zijn met als doel om trends in de tijd vast te stellen, bestaat de mogelijkheid dat factoren die het voorkomen van insecten beïnvloeden, verstrengeld zijn met de tijd waardoor ze trendschattingen kunnen beïnvloeden. Het verdient daarom aanbeveling te verkennen in hoeverre deze datasets geschikt zijn voor trendanalyses en eventueel vervolgonderzoek naar de onderliggende oorzaken. Koppeling van dit soort grootschalige datasets kan, mits dit zorgvuldig gebeurt, een efficiënte manier zijn om in korte tijd meer inzicht te verkrijgen in grootschalige patronen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In oktober 2017 zijn de resultaten bekend geworden van een langjarig onderzoek van de Radboud Universiteit Nijmegen in samenwerking met Duitse en Engelse wetenschappers naar het voorkomen van insecten in 63 laagland natuurgebieden in Duitsland. Hieruit bleek dat de totale biomassa aan vliegende insecten in de laatste 27 jaar met 76% achteruit is gegaan (Hallmann et al. 2017). Dit roept de vraag op of er in Nederland sprake is van een vergelijkbare achteruitgang. De onderzoeksresultaten hebben in Nederland geleid tot initiatieven van verontruste betrokkenen. LandschappenNL heeft met een petitie het Kabinet en de Kamer opgeroepen een halt toe te roepen aan de massale insectensterfte.

1.2 Probleem- en vraagstelling

De minister heeft op 20 november een brief gestuurd naar de Tweede Kamer (TK 33576), waarin zij refereert aan een notitie van het Planbureau voor de Leefomgeving. Het PBL (Vugteveen en Hinsberg, 2017) constateert dat het verloop van de trend in Duitsland – van sterke afname naar afvlakking – in lijn is met hoe de ontwikkeling van biodiversiteit landnatuur zich gemiddeld in Nederland heeft voltrokken. Een goede vergelijking is echter lastig, aangezien het PBL deze vergelijking baseert op Nederlandse data over de populatieomvang en verspreiding van een selectie van soortgroepen, waaronder dagvlinders en libellen. Ook baseert PBL zich niet op biomassagegevens, zoals in de studie in Duitsland. De minister benadrukt dan ook dat het om complexe materie gaat, waarbij op basis van bestaande kennis naar oplossingen gezocht moet worden. Daarom wordt actie ondernomen om alle relevante kennis bij elkaar te brengen.

Het ministerie van LNV heeft de volgende clusters van kennisvragen geformuleerd:

1. Wat zijn samengevat de resultaten en de conclusies van het onderzoek van Hallmann et al. (2017)? Over welke soorten en biotopen gaat het vooral? Is er variatie in de uitkomsten tussen de 63 meetplaatsen? Waardoor worden eventuele verschillen verklaard volgens de onderzoekers? Wat is vastgesteld en wat zijn hypothesen? Hierbij wordt nadrukkelijk gevraagd de kritische opvattingen van de Wageningse entomologen Kees Booij en Theodoor Heijerman mee te wegen bij de beantwoording van deze vragen. Daarbij als aanvullende vraag of er in de resultaten van het onderzoek van Hallmann et al. (2017) een onderscheid is gemaakt (of is te maken) tussen wel/niet waterafhankelijke insectensoorten.
2. In hoeverre zijn de resultaten van het onderzoek in de studie van Hallmann et al. (2017) te extrapoleren naar Nederland? In welke mate zijn de typen natuurgebieden in de omgeving van de natuurgebieden waar het onderzoek plaatsvond vergelijkbaar met de Nederlandse natuurgebieden en omliggende gebieden?
3. Welke relevante (monitoring)onderzoeken naar de ontwikkeling van insecten in Nederland zijn of worden uitgevoerd? Wat kan geconcludeerd worden op basis van deze onderzoeken? In hoeverre ondersteunen, nuanceren of weerleggen deze conclusies de resultaten van het Nijmeegse onderzoek (Hallman e.a., 2017)?
4. Wat zijn de belangrijkste oorzaken die een eventuele achteruitgang van insecten, zowel in soortenrijkdom als biomassa, in Nederland kunnen verklaren? Welke mogelijke rol spelen de landbouw (o.a. gewasbeschermingsmiddelen, verdroging, vermesting, isolatie van natuurgebieden, voedselaanbod, verdwijnen van overhoekjes) of andere vormen van landgebruik

(o.a. bebouwing en infrastructuur) en klimaatverandering? Welke oorzakelijke verbanden zijn wetenschappelijk onderbouwd? Aanvullend is gevraagd om bij deze en de vorige vraag in de analyse een onderscheid te maken naar waterafhankelijke insecten en insecten die niet waterafhankelijk zijn.

5. Welk onderzoek in Nederland zou naar aanleiding van de bevindingen op voorgaande vragen uitgezet kunnen worden naar het door het Nijmeegse onderzoek (Hallmann e.a., 2017) geagendeerde vraagstuk (achteruitgang biomassa insecten en de oorzaken daarvoor) en wat heeft daarbij de meeste prioriteit?

2 Methoden

Voor de beantwoording van [kennisvraag 1](#) zijn de data opgevraagd van de studie van Hallmann et al. (2017), voor zover deze nog niet beschikbaar zijn via internet. Omdat twee entomologen kritiek hadden op met name de statistische onderbouwing van de resultaten, is nadrukkelijk naar de statistische onderbouwing van het onderzoek gekeken en is de robuustheid van de analyses beoordeeld door de data op verschillende manieren te heranalyseren. Vervolgens is er op 15 januari 2018 een bijeenkomst georganiseerd met de ecologen die kritiek hadden op het onderzoek (Kees Booij en Theodoor Heijerman), twee van de auteurs van de studie (Caspar Hallmann en Hans de Kroon), en vier leden van de projectgroep (Cajo ter Braak, Jeroen Scheper, Anne Schmidt en Friso van der Zee). Tijdens deze bijeenkomst zijn de opzet van het onderzoek, de gehanteerde methoden en de statistische analyse bediscussieerd en wat deze betekenen voor de conclusies die aan de hand van het onderzoek getrokken kunnen worden. De discussie tijdens deze bijeenkomst vormt de basis voor de beantwoording van de eerste kennisvraag.

Voor de beantwoording van [kennisvraag 2](#) is informatie opgevraagd bij de auteurs over de 63 meetlocaties met betrekking tot de unieke code van de meetlocatie, naam en grootte (ha) van het natuurgebied en de habitats binnen een straal van 20-50 m (zie Bijlage 1). Wel opgevraagd maar niet beschikbaar waren de vegetatieopnames (in een straal van 50 m rondom locaties), waaruit plantenrijkdom en standplaatsfactoren (op basis van Ellenbergwaarden) zijn afgeleid. Ook niet beschikbaar was de indeling in de clusters van habitattypen.

Met behulp van de coördinaten konden de meetlocaties worden geplot/gekoppeld aan beschikbare geografische databronnen. De volgende bronnen zijn hiervoor gebruikt:

- De biogeografische regio's van Europa;
- De hoogtekartaart van Europa;
- De CORINE-landgebruik database van Europa;
- De Natura 2000 database met daarin de ligging en begrenzing en informatie over de voorkomende habitattypen en soorten.

Vervolgens een vergelijking gemaakt tussen de bij de studie van Hallmann et al. (2017) betrokken natuurgebieden en Nederlandse natuurgebieden in het algemeen. Daarbij is achtereenvolgens gekeken naar:

- Grootte van de natuurgebieden;
- Landschappelijke ligging (biogeografische regio's, hoogte);
- Habitattypen;
- Omringend landgebruik (intensiteit landgebruik).

De beantwoording van [kennisvraag 3](#) is in belangrijke mate een verkenning van in Nederland uitgevoerde (monitoring)onderzoek naar de ontwikkeling van insecten en de eventuele uitkomsten daarvan. Over dit soort onderzoek is veelal uitsluitend gerapporteerd in grijze literatuur (interne rapporten) en soms is er überhaupt nog niet over gerapporteerd. Er is daarom gekozen voor een benadering van een breed netwerk dat zich bezig houdt met insectenonderzoek. Hierbij hebben we ons niet beperkt tot de vliegende insecten die onderwerp zijn van de studie van Hallmann et al. (2017) maar hebben we ook gevraagd naar onderzoek naar insecten die leven op of in de bodem of in het watermilieu. Dat doet enerzijds recht aan het gegeven dat veel insectensoorten gedurende hun leven van meerdere compartimenten gebruikmaken en anderzijds is daarmee ook beter een relatie te leggen tussen trends bij de insectensoorten en oorzaak-gevolgrelaties (zie kennisvraag 4). Naast onderzoek dat gericht is op insecten wordt er ook onderzoek uitgevoerd in Nederland naar diersoorten en soortgroepen die van insecten afhankelijk zijn, meestal omdat insecten een belangrijke bron van voedsel zijn (vogels, vleermuizen). Dergelijk onderzoek kan in principe aanwijzingen opleveren over de trends bij insecten, zeker als de correlatie tussen trends in insecten en deze diersoorten is onderzocht. Om deze reden is ook dergelijk onderzoek meegenomen bij de inventarisatie. De gesprekken met het netwerk aan insectenonderzoekers en de daaruit voortvloeiende doorverwijzingen

naar nog ontbrekende datasets of partijen in het netwerk gaven in korte tijd een goed overzicht van de in Nederland beschikbare relevante kennis, studies en datasets. Zo werd bijvoorbeeld al snel duidelijk dat via Vogelbescherming Nederland, onder leiding van Frans van Alebeek, een vergelijkbare actie liep, zij het dat daar de focus lag bij de relatie tussen de trends in insecten en de trends bij vogelsoorten. De inzichten uit beide initiatieven zijn vervolgens samengebracht in de huidige beantwoording van kennisvraag 3. Tijdens de inventarisatie is elke relevante dataset gekenmerkt op basis van (1) doelstelling, (2) onderzochte insectensoortengroep, (3) geografische dekking, (4) methode, (5) resultaten in biomassa, aantallen of verspreiding, (5) meetperiode, (6) aantal monitoringslocaties, (7) compartiment (bodem, water, lucht), (8) info over de dataset, (9) publicaties en (10) eventuele opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3. Al deze informatie is samengebracht in een overzichtstabel waarin ook vermeld staat wat de bron van de data is en, voor zo ver beschikbaar, in welke artikelen of rapporten over de data is gerapporteerd. Het in deze tabel gepresenteerde overzicht van onderzoek is vervolgens gebruikt als basis voor het identificeren van relevant Nederlands onderzoek (en lacunes daarin) naar de ontwikkeling van insecten, het vaststellen welke conclusies hieruit getrokken worden en in hoeverre deze de conclusies van Hallmann et al. (2017) ondersteunen, nuanceren of weerleggen.

Voor de beantwoording van kennisvraag 4 is een literatuuronderzoek uitgevoerd. Voor het bepalen van beleidsprioriteiten voor het behoud en herstel van de diversiteit aan insecten is het nuttig om informatie te hebben over het relatieve belang van de drukfactoren die bij kunnen dragen aan de afname van insecten. Zowel in Nederland als elders in Europa zijn er echter nauwelijks meetreeksen beschikbaar met een gestandaardiseerde langetermijnmonitoring van de mate van voorkomen van een breed spectrum aan insecten (soortenrijkdom, populatieomvang, verspreiding en/of biomassa) waarbij tevens informatie beschikbaar is over ruimtelijke en temporele variatie in relevante omgevingsfactoren. Vooral voor veranderingen in biomassa is nauwelijks informatie voorhanden. Dit maakt het zeer lastig om de oorzaken van langetermijntrends in het voorkomen van insecten te achterhalen. Voor het beantwoorden van de kennisvragen is daarom gebruikgemaakt van diverse, elkaar aanvullende, bronnen om een kwalitatief beeld te krijgen van de factoren die een rol kunnen spelen bij het verklaren van ruimtelijke en temporele variatie in het voorkomen van insecten. De belangrijkste bevindingen in wetenschappelijke publicaties over mogelijke effecten van landgebruik en klimaatverandering op de ontwikkelingen van insectenpopulaties zijn op een rij gezet. Vanwege het beperkte aantal studies op dit vlak in Nederland zijn ook resultaten meegenomen van studies uit het buitenland. Door de zeer beperkte looptijd van het project en de complexiteit van het onderwerp gaat het slechts om een globale verkenning van de literatuur waarbij niet alle onderwerpen grondig uitgewerkt konden worden.

In de eerste plaats zijn veldstudies geselecteerd waarbij gekwantificeerd werd in hoeverre er een samenhang is tussen de ruimtelijke variatie in de mate van voorkomen van insecten en één of meerdere omgevingsfactoren. De achterliggende aanname hierbij is dat deze omgevingsfactoren ook een rol kunnen spelen bij temporele veranderingen, de zogenaamde 'space-for-time benadering' (Pickett 1989). Ook 'species distribution models' maken gebruik van dit principe (Elith and Leathwick, 2009). Bij de selectie van publicaties voor deze quickscan is vooral gezocht naar onderzoeken die een groter gebied bestrijken en de effecten van meerdere drukfactoren beoordelen voor een groot aantal soorten. In de tweede plaats is gebruikgemaakt van experimenten waarin het effect van een of meerdere omgevingsfactoren op insecten onderzocht is. Met behulp van experimenten is het beter mogelijk om oorzakelijke verbanden in beeld te brengen, maar over het algemeen zijn experimenten beperkt qua reikwijdte en richten ze zich op een gering aantal soorten, een klein gebied en slechts één of enkele drukfactoren. Hierdoor is het lastig om op basis van experimenten een overallbeeld te verkrijgen van het relatieve belang van mogelijke oorzaken. Beide benaderingen hebben elk hun specifieke methodische problemen en de resultaten kunnen elkaar aanvullen. Het complementaire karakter van beide benaderingen wordt echter nog onvoldoende benut. Een derde bron werd gevormd door reviews waarbij de belangrijkste bedreigingen voor insectengroepen ingeschat zijn door expertgroepen op basis van de beschikbare literatuur en expert judgement. Het antwoord op kennisvraag 4 is vervolgens geformuleerd op basis van het algemene beeld dat naar voren kwam uit de beschouwde studies.

Voor de beantwoording van kennisvraag 5 is een workshop georganiseerd waaraan een groep van betrokken experts heeft deelgenomen. De deelnemers bestonden uit Titia Wolterbeek (Vlinderstichting),

Han Olf (RUG), Hans de Kroon (KUN), Bert Lotz (WUR), Arjen van Hinsberg (PBL), Arco van Strien (CBS), Louis van Vliet (LNV), Susanne Sütterlin (LNV), Theo Zeegers (EIS), Wim Ozinga (WUR), Jeroen Scheper (WUR), Ruud Bink (WUR), Anne Schmidt (WUR), Friso van der Zee (WUR), Inge Koning (WUR), Michiel Wallis de Vries (Vlinderstichting) en David Kleijn. In deze workshop zijn eerst de resultaten gepresenteerd die voortvloeiden uit kennisvraag 1-4. Vervolgens is bediscussieerd (1) wat de belangrijkste vragen zijn die nu nog moeten worden beantwoord, (2) welk onderzoek nodig is voor de beantwoording van die vragen en (3) welke aanvullende monitoringsprogramma's daarvoor eventueel nodig zijn. Deze discussie is gevoed door een enquête die door de deelnemers van de workshop vooraf werd ingevuld.

3 Een reflectie op de studie van Hallmann et al. (2017)

In dit hoofdstuk worden eerst de belangrijkste resultaten en conclusies van de studie van Hallmann et al. (2017) kort samengevat. Vervolgens wordt bediscussieerd wat de belangrijkste kanttekeningen zijn die Kees Booij en Theodoor Heijerman bij het onderzoek plaatsen en wat de belangrijkste conclusies waren die tijdens de op 15 januari georganiseerde bijeenkomst hierover getrokken konden worden. Het hoofdstuk sluit af met de belangrijkste conclusies die getrokken kunnen worden getrokken ten aanzien van de robuustheid van de studie van Hallmann et al. (2017).

3.1 Samenvatting van de studie

3.1.1 Opzet

Sinds 1989 zijn er door de Entomologische Vereniging Krefeld (EVK) insecten verzameld op 63 locaties in beschermde natuurgebieden in laagland Duitsland (voornamelijk in de regio rondom Krefeld in de deelstaat Nordrhein-Westfalen, waar 57 van de locaties zich bevonden). De locaties bestrijken een grote variëteit aan habitattypen, waaronder bijvoorbeeld grasland op zandgrond, voedselrijk grasland, bosranden, houtwallen, struweel, (open plekken in) bos en heide. Meer informatie over de verdeling van de onderzoekslocaties over verschillende habitattypen is te vinden in hoofdstuk 4. De entomologen hebben op elke locatie met malaisevallen op een gestandaardiseerde manier insecten gevangen en de totale gevangen biomassa gewogen. Alle vanglocaties zijn over een langere tijd in het seizoen bemonsterd, maar het specifieke jaar (en aantal jaren) van bemonstering, de momenten in het seizoen en de totale duur van bemonstering verschilden tussen locaties. Rondom elke vanglocatie zijn in een straal van 50 m vegetatieopnames gemaakt om de lokale plantenrijkdom en groeiplaatscondities (aan de hand van Ellenbergwaarden) te bepalen. Het aanvankelijke doel van de inventarisaties door de EVK was om een kwalitatief en kwantitatief beeld te krijgen van de lokaal voorkomende insecten in de verschillende beschermde natuurgebieden, teneinde de beschermingsstatus van de gebieden te kunnen beoordelen. Over de jaren heen kregen de entomologen van de EVK echter de indruk dat er over de jaren heen steeds minder insecten in de malaisevallen gevangen werden.

3.1.2 Analyse

Dit vormde de aanleiding voor uitgebreide analyse van de vangstdata, waarvan de resultaten recentelijk zijn gepubliceerd door Hallmann et al. (2017). De auteurs hebben op basis van de door de EVK verzamelde vangstdata onderzocht hoe de biomassa aan gevangen insecten in de Duitse natuurrezervaten zich in de tijd heeft ontwikkeld, en in hoeverre verschillende omgevingsfactoren aan deze ontwikkeling hebben bijgedragen. Hierbij is aangenomen dat de ontwikkelingen in biomassa op de vanglocaties representatief zijn voor laagland natuurrezervaten in door de mens gedomineerde landschappen in West-Europa. Insecten zijn dus niet op soort of soortengroep gedetermineerd en er is dus ook geen onderscheid gemaakt tussen aquatische en niet-aquatische soorten.

Op basis van interpolatie van data van 169 weerstations hebben de auteurs, met behulp van spatiotemporele geostatistische modellen, per vanglocatie de weersomstandigheden per dag geschat, waarbij uiteindelijk de volgende variabelen zijn meegenomen: gemiddelde dagtemperatuur, neerslag, windsnelheid, en het aantal dagen vorst en de neerslagsom tussen de november en februari in het seizoen voor bemonstering. Aangezien de temporele resolutie van de weersvariabelen (per dag) en de vangperiode (meerdere dagen) verschilden, is voor elke locatie-jaar combinatie de gevangen biomassa per dag gemodelleerd, waarbij rekening is gehouden met de variabele duur van bemonstering tussen locaties en jaren. Daarnaast zijn de effecten van habitat type (waarbij habitats zijn verdeeld in 3 clusters: open voedselarm, open voedselrijk en struweel), plantenrijkdom in het habitat (apart voor houtige en kruidachtige planten) en de groeicondities in het habitat (Ellenbergwaarden) op de gevangen biomassa geanalyseerd. Tenslotte is ook het omringende

landgebruik (in een straal van 200m rond de vanglocaties) in de analyse meegenomen. Hierbij is aan de hand van luchtfoto's uit de perioden 1989-1994 en 2012-2015 het percentage bos, bouwland, grasland en oppervlaktewater bepaald.

Om de trend in de gevangen biomassa te kwantificeren en de bijdrage van de onderzochte omgevingsfactoren hierin te bepalen hebben de onderzoekers een stapsgewijze, hiërarchische analyse gebruikt. In het eenvoudigste "null-model" wordt de gevangen biomassa enkel geschat aan de hand van de variabelen *moment in het seizoen* (dagnummer en kwadratische term voor dagnummer) en *habitatcluster* (en een random effect voor vanglocatie). In het "basic-model" is hieraan de variabele *jaar*, en de interactie tussen *jaar* en *dagnummer* toegevoegd, waarbij de variabele *jaar* de jaarlijkse trendcoëfficiënt geeft. Dit basismodel kan gebruikt worden om schattingen van dagelijkse biomassa gedurende het seizoen te geven voor elk jaar, en vormt de basis voor de door de onderzoekers gemaakte schatting van het algehele percentage achteruitgang van biomassa tussen 1989 en 2016. De verschillende omgevingsfactoren zijn vervolgens in aparte modellen voor weer, habitat en landgebruik aan het basismodel toegevoegd, waarna ten slotte alleen de significante omgevingsvariabelen in het uiteindelijk "final model" zijn meegenomen. Dit laatste model is gebruikt om te bepalen in hoeverre de omgevingsfactoren de achteruitgang van biomassa verklaart.

3.1.3 Resultaten

De onderzoekers laten zien dat, op basis van het basismodel waarin gecorrigeerd wordt voor seizoenvariatie en habitat cluster, de gevangen biomassa tussen 1989 en 2016 overall met 76,7% [95% CI = 74,8 – 78,5%] is afgenomen. Hierbij is de achteruitgang in biomassa vooral in de zomer opgetreden. Hoewel er veel variatie was in totale gevangen biomassa tussen de verschillende habitatclusters, waren de trends in biomassa in de habitatclusters vergelijkbaar. Om te kijken of de berekende trend beïnvloed is door de onderzoeksopzet hebben de auteurs ook analyses uitgevoerd waarbij alleen locaties zijn meegenomen die in minimaal twee jaren zijn bemonsterd (n=26). Op basis van deze analyse komen de onderzoekers tot een vrijwel gelijke achteruitgang 76,2% [73,9 – 78,3%]. Vergeleken met het null-model ($R^2 = 0.39$) verklaarde het meenemen van het jaar-effect (jaarlijkse trend coëfficiënt) 22% meer van de variatie in biomassa (basic-model $R^2 = 0.61$). Een aantal omgevingsvariabelen verklaarden daarnaast nog additionele variatie in biomassa, maar in totaal verklaarde het "final-model" waarin deze variabelen zijn meegenomen 67% van de variatie; slechts 6% meer dan het basic-model. Weer en lokale habitatvariabelen (plantenrijkdom, Ellenbergwaarden) hadden significante effecten op de gevangen biomassa, maar niet op de trend. De trend in biomassa werd alleen beïnvloed door het omringende landgebruik (significante interactie tussen landgebruik en de jaarlijkse trendcoëfficiënt), waarbij op locaties met veel grasland in het omringende landschap de achteruitgang hoger was en op locaties met veel bos en bouwland juist lager.

3.1.4 Conclusies

De auteurs concluderen dat hun resultaten een continue en sterke achteruitgang van de totale hoeveelheid aan vliegende insecten laat zien en dat deze resultaten representatief zijn voor beschermde natuurreservaten in west Duitsland. De resultaten zijn in overeenstemming met de eerder gerapporteerde achteruitgang van vlinders en bijen, en suggereren volgens de auteurs bovendien dat niet alleen kwetsbare soorten, maar ook de algehele gemeenschap aan vliegende insecten achteruit is gegaan. Volgens de onderzoekers is het onwaarschijnlijk dat twee van de meest genoemde oorzaken voor achteruitgang van insectenpopulaties, i.e. klimaatverandering en veranderd landgebruik, belangrijke oorzaken voor de door hen geobserveerde achteruitgang vormen. In plaats daarvan suggereren zij dat intensivering van de landbouw, waarvan zij de effecten niet direct hebben kunnen testen, een belangrijke mogelijke oorzaak voor de achteruitgang is. De auteurs besluiten hun artikel met het benadrukken van de noodzaak om een vinger te krijgen achter de oorzaken en geografische omvang van de achteruitgang, en inzicht te krijgen in de gevolgen van de achteruitgang voor het functioneren van ecosystemen en de levering van ecosysteemdiensten.

3.2 Hoe robuust is de studie?

De studie van Hallmann et al. (2017) is door de meeste Nederlandse ecologen onthaald als een goed uitgevoerde en belangrijke studie (bijv. <https://www.nrc.nl/nieuws/2017/10/27/hoe-we-de-insecten-kunnen-redden-met-meer-bloemen-en-minder-kunstmest-13703863-a1578974>; <https://nos.nl/artikel/2198604-driekwart-insecten-verdwenen-landbouw-mogelijk-boosdoener.html>). Kritiek komt van twee entomologen, Kees Booij en Theodoor Heijerman, die naar voren brengen dat de studie niet is opgezet om statistische analyses uit te voeren naar (algemene) trends in insectenbiomassa. Daarnaast plaatsen zij kanttekeningen bij de bemonsteringsmethode en de statistische analyses zoals die uitgevoerd zijn op de dataset. Hieronder worden de belangrijkste kritiekpunten uiteengezet, direct gevolgd door een reflectie door de leden van de projectgroep op basis van de discussies tijdens de bijeenkomst op 15 januari 2018.

3.2.1 Onderzoeksoepzet

Kritiek. Booij en Heijerman stellen dat er geen gedegen plan van aanpak onder de verzamelde data in de studie ligt. De bemonsterde locaties lijken "een samenraapsel van toevallig beschikbare locaties waar vallen zijn neergezet zonder het doel om een meerjarige monitoring op te zetten". De dataset is hierdoor ongebalanceerd in ruimte en tijd en bestrijkt een grote variatie aan habitattypen. Deze variatie kan grote invloed hebben op het aantal en de soorten insecten die er in de vallen gevangen worden. Bovendien vinden zij het aantal bemonsterde locaties ($n=63$ locaties; $n=96$ unieke jaar-locatie-combinaties) te gering en plaatsen ze kanttekeningen bij het plaatsen van slechts een enkele malaiseval per locatie. Dit zou te weinig zijn om een representatief beeld van de insectengemeenschap in een bepaald reservaat te krijgen. Sommige vallen liggen dicht bij elkaar en deze zouden eventueel samengevoegd kunnen worden om een beeld te krijgen van het gebied waarin die vallen liggen. Dit beïnvloedt het effectieve aantal waarnemingen in de statistische analyse waardoor het de onzekerheid over de afname vergroot. Volgens Booij en Heijerman kunnen er, doordat de locaties niet random gekozen zijn of longitudinaal gemonitord zijn, geen goede analyses uitgevoerd worden en kunnen er geen algemene conclusies worden verbonden aan de data.

Reflectie: Zoals ook door de auteurs in hun artikel is aangegeven, zijn de verzamelde data niet gebaseerd op een a priori onderzoeksoepzet gericht op het monitoren van algemene trends in vliegende insecten. De auteurs geven ook aan dat ze, vanwege gebrek aan langdurige longitudinale dataserieën per locatie, geen uitgebreide locatie-specifieke trends kunnen bepalen. In plaats daarvan nemen zij aan dat de biomassadata per locatie random samples zijn van de status van insecten in beschermde natuurgebieden in West-Duitsland. Feit blijft echter dat de locaties niet random geselecteerd zijn. Strikt genomen is de kritiek van Booij en Heijerman dan ook terecht dat de onderzoeksoepzet onvoldoende is om de resultaten van het onderzoek te kunnen generaliseren naar de status van insecten in laaglandnatuurgebieden in het algemeen. Hun stelling dat de data te gevarieerd en ongebalanceerd zijn in ruimte en tijd om überhaupt geschikt te zijn voor analyse, is echter niet terecht. De auteurs nemen in hun analyses namelijk op uitgebreide wijze verschillende factoren mee die de variatie in ruimte en tijd van de biomassa in de bemonsterde locaties beïnvloeden. Deze factoren, met uitzondering van het omringende landgebruik, verklaarden ruimtelijke en temporele variatie in biomassa (alleen het null-model met moment in het seizoen en habitat verklaarde al 39% van de variatie in gevangen biomassa), maar niet de trend. Bovendien is de berekende trend vrijwel onveranderd als alleen data van de sites die meerdere jaren bemonsterd zijn, worden geanalyseerd. Tezamen suggereert dit dat de geobserveerde trend in gevangen biomassa niet een artefact is van de "opportunistische" onderzoeksoepzet. Vanwege de onderzoeksoepzet, en het feit dat er slechts één malaiseval per locatie is geplaatst, is echter wel voorzichtigheid geboden bij het generaliseren van de waargenomen trend in gevangen biomassa.

3.2.2 Bemonsteringsmethode en meeteenheid

Kritiek: Booij en Heijerman plaatsen vraagtekens bij de gebruikte methode om insecten te bemonsteren, i.e. bemonstering door middel van malaisevallen. Volgens hen zijn er veel beperkingen en randvoorwaarden bij het gebruik van malaisevallen om kwantitatief en representatief het totaal aantal of de biomassa van (vliegende) insecten in een gebied te schatten, en dus ook voor het betrouwbaar monitoren van fluctuaties of trends. Hieraan is in de studie van Hallmann et al. (2017) volgens hen niet

voldaan. Booij en Heijerman stellen dat malaisevallen op zich wel geschikt zijn voor het monitoren van een deel van de entomofauna, maar dat de monitoring dan met meer vallen per locatie en op een gestandaardiseerde manier moet worden uitgevoerd. Naast een gestandaardiseerde positie van de vallen in het veld moet ook de vangperiode (welke dagen) en de vangintensiteit (aantal dagen) gestandaardiseerd zijn tussen locaties. Booij en Heijerman zien de variatie in positie (bijvoorbeeld afstand tot bosrand, zonexpositie), vangperiode en intensiteit tussen locaties en jaren in de studie als belangrijke belemmeringen voor zinvolle analyses. Doordat de vangst in een malaiseval "een (soortspecifieke) combinatie is van aantallen insecten, hun vliegactiviteit en de vangkans die onafhankelijk van elkaar kunnen variëren per locatie en per jaar", is het volgens Booij en Heijerman onbekend hoe gevangen aantallen of biomassa (zelfs per soort) zich verhouden tot de werkelijk aanwezige populatiedichtheid of biomassa per ruimtelijke eenheid. Bovendien is het onbekend wat de actieradius van de malaisevallen is (i.e. van welke afstand de bemonsterde insecten komen) en hoe dit verschilt tussen taxa. Daarnaast zouden vooral de kleinere soorten in malaisevallen gevangen worden, wat de representativiteit voor "vliegende insecten" in het algemeen beperkt. Informatie op soortniveau is vereist om de representativiteit van de vangsten te kunnen beoordelen, maar deze informatie ontbreekt in de studie. Vanwege dit laatste punt zijn zij ook kritisch op het gebruik van gevangen biomassa als meeteenheid in de studie. Zolang er geen data op soort- of op zijn minst groepsniveau beschikbaar is, is het moeilijk om iets te zeggen over de staat van de bemonsterde natuurreservaten. Zo kunnen bemeste akkerpercelen weliswaar relatief arm aan insectensoorten zijn, maar desondanks meer insecten biomassa bevatten dan natuurgebieden. Bovendien is informatie op soortniveau nodig om de mogelijke oorzaken voor de gemeten achteruitgang beter te kunnen begrijpen.

Reflectie: Uit de Supplementary Information bij de studie valt op te maken dat, in tegenstelling tot wat Booij en Heijerman veronderstellen, de positie van de malaisevallen op de locaties wel degelijk gestandaardiseerd is. De vallen zijn altijd richting het zuiden geplaatst, waarbij ervoor gezorgd werd dat de bovenkant van de vallen nooit in de schaduw stond. Door het meenemen van de lokale habitatvariabelen rondom de vallen hebben de auteurs bovendien kunnen corrigeren voor variatie in lokale habitatcondities. De vangperiode en intensiteit zijn echter, zoals Booij en Heijerman terecht aangeven, niet gestandaardiseerd tussen vallen. Ook met deze variatie hebben de auteurs evenwel rekening gehouden in hun biomassamodellen. Booij en Heijerman stellen dat malaisevallen vooral kleinere soorten in malaisevallen gevangen worden en betwijfelen daarom de representativiteit van de vangsten voor vliegende insecten in het algemeen. Hallmann en De Kroon beamen dat de bulk van de gevangen biomassa in de studie waarschijnlijk door kleine insecten wordt gevormd. Op zich zijn malaisevallen geschikt om een breed scala aan vliegende insecten te vangen, maar over het algemeen worden vooral Diptera en Hymenoptera effectief gevangen (Van Achterberg, 2009). Het aandeel Hymenoptera en Diptera kan echter sterk verschillen tussen regio's (Matthews en Matthews, 1971). De analyse van biomassa is dan ook een belangrijke eerste stap, maar zonder determinatie van de vangsten blijft het onbekend voor welke soort(groepen) de vangsten en gevonden patronen representatief zijn. Zolang er geen informatie over de soortensamenstelling van de malaisevangsten is, is het moeilijk een vinger te krijgen achter de onderliggende patronen voor de achteruitgang. Zo kan achteruitgang in biomassa van insecten bijvoorbeeld veroorzaakt worden door verminderde totale aantallen insecten, verandering in soortensamenstelling (waarbij grotere soorten bijvoorbeeld vatbaarder voor achteruitgang zijn; Scheper et al. 2014), en/of doordat intraspecifieke veranderingen in lichaamsgrootte optreden (Renauld et al. 2016). Tijdens de bijeenkomst van 15 januari jl. zijn alle aanwezigen het er dan ook over eens dat soortspecifieke data erg gewenst zijn. Hallmann en De Kroon hebben aangegeven dat determinatie van de gevangen insecten momenteel in uitvoering is en dat daarbij ook het individuele gewicht van insecten gewogen wordt. Op termijn zullen deze data beschikbaar komen en dan zijn aanvullende analyses mogelijk, bijvoorbeeld of er een verschil in respons is tussen aquatische en niet-aquatische insecten. Zoals Booij en Heijerman aangeven, is het onbekend wat de vangradius van de malaisevallen is en waar de in de malaisevallen gevangen insecten dus vandaan komen. Sommige soorten zullen van dichtbij zijn gekomen, terwijl andere van grotere afstand zijn komen vliegen. Bij vangmethoden die gericht zijn op het lokken van insecten, zoals pan traps die bloemen nabootsen, kan dit ernstige problemen opleveren als men aantallen insecten op verschillende locaties wil vergelijken. Zo herbergen bloemrijke landschappen grotere populaties bestuivende insecten dan bloemarme landschappen (Dainese et al. 2018), maar toch kunnen lokkende methoden als pan traps meer insecten vangen in bloemarme landschappen, omdat ze daar meer opvallen en relatief aantrekkelijker zijn (Kovács-Hostyánszki et al., 2011). Aangezien de malaisevallen niet actief insecten lokken, zal dit voor de vergelijkingsdoeleinden bij de malaisevallen echter geen rol spelen.

3.2.3 Statistische analyse

Kritiek: Booij en Heijerman zijn van mening dat de door Hallmann et al. gepresenteerde achteruitgang van 76% vooral wordt bepaald door twee uitzonderlijke jaren: in 1989 is een relatief hoge biomassa gevangen, terwijl de gevangen biomassa in 2014 juist relatief laag was. Zonder deze "uitschieters" zou er van de dalende trend weinig over blijven. Daarnaast hebben zij de indruk dat de zwakheden van de studie door de auteurs "onder een laag [complexe] statistiek worden verdoezeld". Ook bij de in de modellen meegenomen mogelijk verklarende factoren voor de gevangen biomassa plaatsen Booij en Heijerman kanttekeningen. Zij geven aan dat de dynamiek van de dichtheid en vliegactiviteit van soorten beïnvloed wordt door een complex samenspel van factoren. De door de auteurs opgenomen selectie van verklarende factoren vinden zij daarom uiterst willekeurig, temeer daar er geen soortspecifieke data geanalyseerd zijn. Mogelijk zijn er veel factoren gemist, bijvoorbeeld effecten van een factor als de temperatuursom op vliegactiviteit.

Reflectie: Naar aanleiding van de kritiek van Booij en Heijerman heeft Biometris de data uit de Nijmeegse studie op een aantal verschillende (vereenvoudigde) manieren geheranalyseerd om te kijken hoe robuust de resultaten zijn voor veranderingen in methode van data-analyse. Een twee-staps analyse volgens de SOVON-methode voor schaarse plot-jaardata komt tot een achteruitgang in biomassa van 75% [58 – 85%] tussen 1989 en 2016. Deze analyse is gebaseerd op vereenvoudigde, geaggregeerde data per plot-jaar (n=96) combinatie (gemiddelde gevangen biomassa per dag, berekend door de som van biomassa over het jaar te delen door het totale aantal bemonsteringsdagen), waarbij geen seizoens- en weersvariatie binnen het jaar is meegenomen. Uit een andere analyse, gebaseerd op dezelfde data – waarin plot en jaar (categorisch) als random factoren worden meegenomen en jaar (kwantitatief) als fixed factor – komt een vergelijkbaar resultaat: 77% [65 – 85%]. Het niet meenemen van de data van de veronderstelde uitzonderlijke jaren 1989 en 2014 in de analyse verandert hier weinig aan (71% [54 – 82%]), ook niet als alleen de jaren voor 2014 meegenomen worden (72% [50 – 84%]). Ook een meer geavanceerde analyse die gebaseerd is op de ruwe, niet geaggregeerde vangstdata (n=1503) en waarin een spline (curve) voor het gemiddelde dagnummer is meegenomen, komt tot een vergelijkbare schatting van achteruitgang over de 27 jaar (70% [52 – 81%]). Als in dit model ook een lineaire term voor duur van bemonstering wordt meegenomen, valt de schatting iets lager uit, maar komt nog steeds op een achteruitgang van 61% [40 – 75%]. Alle aanwezigen bij de bijeenkomst van 15 januari jl. zijn het er dan ook over eens dat de geschatte achteruitgang van biomassa in de onderzochte locaties robuust is. Er is (op de log-schaal) een vrijwel perfecte lineaire achteruitgang over de onderzocht locaties zichtbaar. Dat er geen goede verklaring voor de achteruitgang is gevonden in de studie en dat mogelijke verklarende factoren niet zijn meegenomen in de analyses mag weliswaar onbevredigend zijn, maar kan de auteurs niet worden verweten. Voor zover de data beschikbaar waren, hebben ze plausibele verklarende factoren in hun analyses meegenomen.

3.3 Conclusies

Uit de resultaten van de studie van Hallmann et al (2017) komt naar voren dat de gevangen biomassa in de malaisevallen op de verschillende locaties in natuurreservaten over de afgelopen 27 jaar met ca. 76% zijn afgenomen. Deze resultaten zijn robuust en duidelijk zichtbaar in de data. De dataset waarop de resultaten gebaseerd zijn, is niet ideaal, maar is de op dit moment de best beschikbare dataset om dergelijke trends mee vast te stellen. Vanwege het gebrek aan een a priori onderzoeksopzet gericht op de monitoring van trends in vliegende insecten is er echter voorzichtigheid geboden bij het generaliseren van de data. Onzeker blijft bijvoorbeeld hoe de biomassa van vliegende insecten, en uiteindelijk hun populatiedichtheden, in de agrarische matrix rondom de vanglocaties is veranderd. Bovendien is de oorzaak van de geconstateerde daling onzeker. Aangezien geen gegevens beschikbaar zijn over veranderingen in het beheer van de landbouwgebieden grenzend aan de onderzochte natuurgebieden, is het onbekend of het beheer daarin daadwerkelijk intensiever is geworden zoals veel wordt aangenomen. Ondanks dat de studie vragen oproept over mogelijke oorzaken voor de achteruitgang in biomassa en hoe de achteruitgang zich vertaalt naar veranderingen in aantallen en soorten insecten, vormen de resultaten een belangrijk waarschuwingssignaal voor de slechte staat van vliegende insecten in beschermde natuurgebieden.

4 Zijn de resultaten van Hallmann et al. (2017) te extrapoleren naar Nederland?

Hallmann et al. (2017) hebben geen bevredigende verklaring voor de door hen gevonden achteruitgang in de biomassa van vliegende insecten in Duitse natuurgebieden. Omgevingsvariabelen zoals weersomstandigheden en habitatype hadden wel een effect op de insectenbiomassa, maar konden de trend niet verklaren. Wel is er een relatie gevonden tussen het omringende landgebruik en de trend in biomassa. Hallman et al. (2017) achten het echter onwaarschijnlijk dat de klimaatverandering en veranderend landgebruik de oorzaken zijn van de gemeten achteruitgang in biomassa van vliegende insecten. Zij suggereren dat intensivering van de landbouw in de aangrenzende gebieden een mogelijke oorzaak is, omdat de onderzochte natuurgebieden relatief klein zijn en dus veel last hebben van randeffecten. Of de gevonden bevindingen geëxtrapoleerd kunnen worden naar Nederland hangt dus in sterke mate af van of Nederlandse natuurgebieden bestaan uit vergelijkbare habitattypen, of ze een vergelijkbare grootte hebben en of ze omringd worden door landgebruik dat op een vergelijkbaar intensieve manier beheerd wordt.

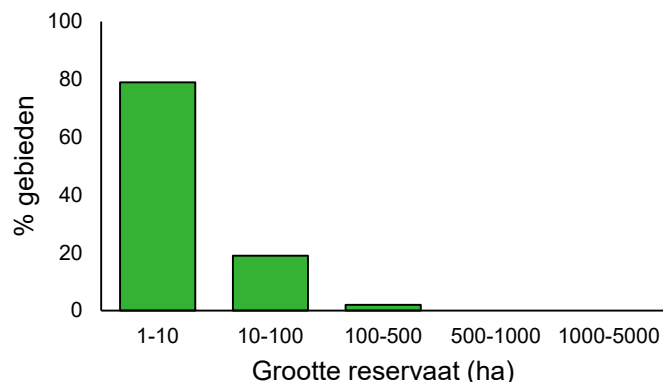
4.1 Vergelijking natuurgebieden Duitsland - Nederland

4.1.1 Grootte natuurgebieden

De 63 meetlocaties liggen verspreid over een aantal (n=31) natuurgebieden met een verschillende beschermingsstatus, zie Tabel 4.1. Van deze gebieden hebben er 13 een Natura 2000-status. Van 26 van de 31 gebieden was informatie beschikbaar over de grootte. Deze varieert van 38 tot 1600 ha met een gemiddelde van 437 ha. De oppervlakte van de Habitatrichtlijngebieden in Nederland varieert van 15 ha tot 473.000 ha met een gemiddelde van 11.052 ha (Schmidt en Smidt, in prep.), maar dit geeft een vertekend beeld door een aantal heel grote gebieden (bv. het Waddengebied). De mediaan van alle Natura 2000-gebieden (Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden) in Nederland is 1188 ha. Een belangrijk deel van de Nederlandse natuurreservaten valt echter niet onder Natura 2000. Als we deze meenemen in de overwegingen, blijkt dat verreweg de meeste reservaten in Nederland minder dan 10 ha groot zijn (Figuur 4.1).

Tabel 4.1 Verdeling meetlocaties over natuurgebieden in Duitsland.

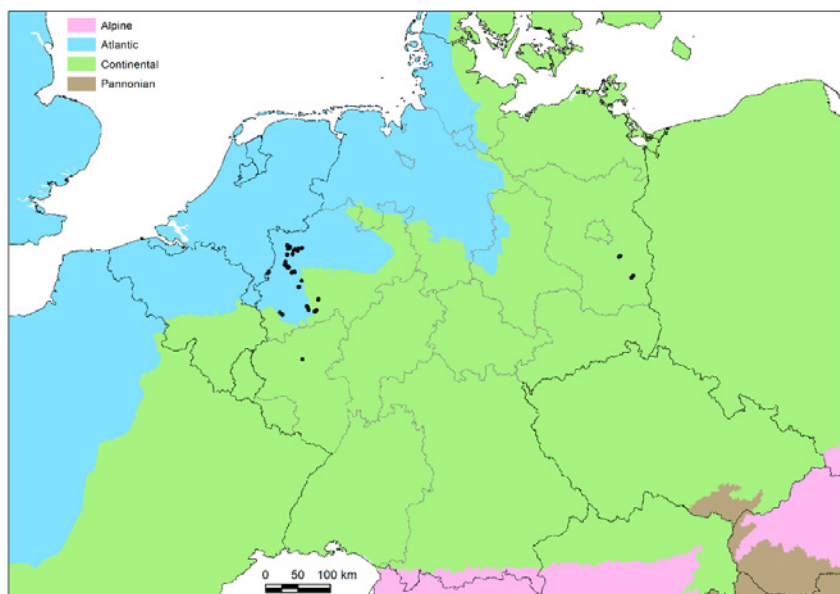
Beschermingsstatus natuurgebieden	Code	Aantal locaties
Natura 2000	FFH	37
Reservaten	NSG	7
Beschermde landschappen	anders	9
Waterbeschermingsgebieden	WS	6
Beschermde leefgebieden	anders	4
Totaal		63



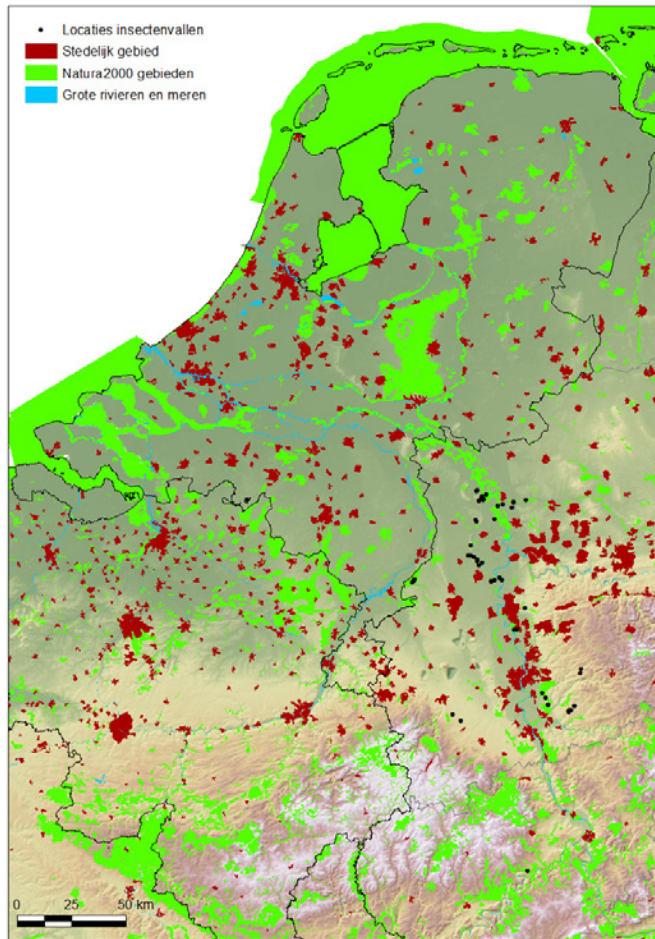
Figuur 4.1 De grootteverdeling van Nederlandse natuurgebieden met (half-) natuurlijk grasland. Verdelingen van natuurgebieden met andere terrestrische habitattypen zoals bos, heide en hoogveen, open duin en moeras vertonen vergelijkbare verdelingen. Bron: Compendium van de Leefomgeving (2016).

4.1.2 Landschappelijke ligging

De 63 meetlocaties zijn verdeeld over een drietal deelstaten, te weten Nordrhein-Westfalen (n = 57), Rheinland-Pfalz (n = 1) en Brandenburg (n = 5). Van deze 63 locaties liggen er 49 in de Atlantische Regio waarin ook Nederland vrijwel geheel ligt (Figuur 4.2). De overige onderzoekslocaties liggen in de Continentale regio van Europa die qua omgevingskenmerken en klimaat wat minder goed vergelijkbaar zijn met Nederland. Hallmann et al. (2017) geven aan dat de meetlocaties voornamelijk in laaglandgebied liggen en daarmee ook representatief zouden zijn voor West-Europa. Uit de hoogtekartaart van Europa (zie Figuur 4.3) kan worden afgeleid dat de hoogte van de meetlocaties varieert van 11 tot 207 m, met een gemiddelde van 62 m. De hogere locaties komen voornamelijk voor in de Continentale regio (gemiddeld 126 m tegen gemiddeld 43 m boven zeeniveau voor respectievelijk de locaties in de Atlantische en de Continentale regio). Figuur 4.3 suggereert dat het merendeel van de locaties gelegen is in laaglandgebied (o.a. het rivierengebied) en daarmee grotendeels vergelijkbaar met de Nederlandse natuurgebieden.



Figuur 4.2 Landschappelijke ligging meetlocaties (zwarte punten) op basis van de Biogeografische regio kaart van Europa.



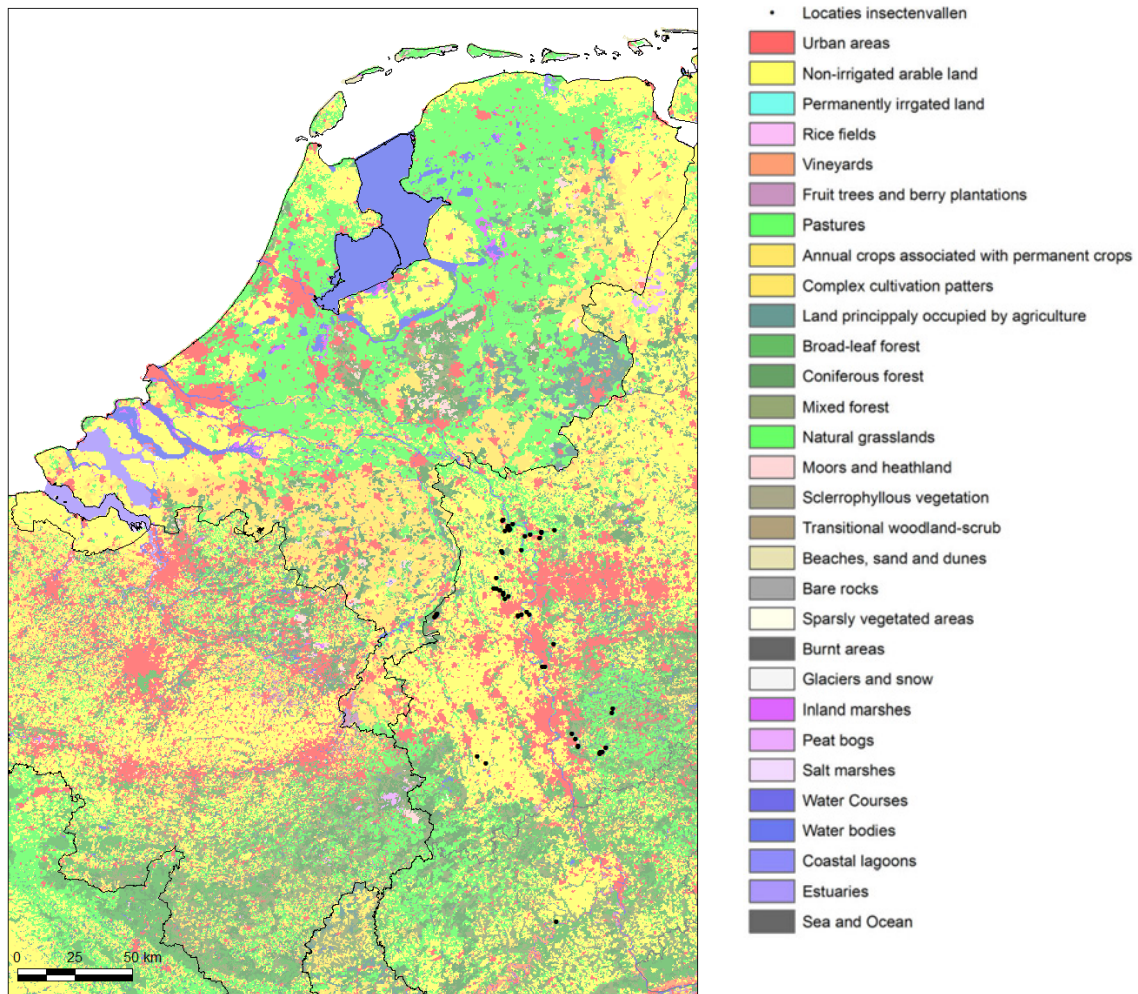
Figuur 4.3 Landschappelijke ligging meetlocaties (zwarte punten) op basis van de hoogtkaart van Europa. De onderzoekslocaties in het oostelijk gelegen Brandenburg zijn buiten deze kaart gelaten.

4.1.3 Omringend landgebruik

Een vergelijken maken tussen de Duitse en Nederlands gebieden qua omringend landgebruik is lastig. Hallmann et al. (2017) hebben naar veranderingen in omringend landgebruik gekeken in een radius van 200 m rondom de meetlocaties op basis van een herhaalde luchtfoto-interpretatie (periode 1989-1994 en periode 2012-2015). De landgebruiksklassen die hierbij onderscheiden zijn, zijn vrij grof en worden uitgedrukt in percentages grasland, bouwland, bos en water. De data van Corine-landgebruik maken onderscheid in vergelijkbare landgebruiksklassen, zie Figuur 4.4, maar de resolutie van dit bestand is echter vrij grof en niet zonder meer vergelijkbaar met een luchtfoto-interpretatie. Bovendien is informatie over de intensiteit van het landgebruik net zo belangrijk als de landgebruiksklasse.

Ten behoeve van een onderzoek naar de mogelijke invloed van intensieve landbouw (o.a. de uitstoot van ammoniak en depositie van stikstof) op Natura 2000-gebieden is in opdracht van de Universiteit van Kopenhagen een analyse gedaan naar het percentage intensieve landbouw binnen een buffer van respectievelijk 100, 1000 en 2000 m rondom het Natura 2000-netwerk (zie Tabel 4.2). Het aandeel van intensieve landbouw rondom Natura 2000-gebieden in Nederland is rond de 17%. Het effect in termen van bijvoorbeeld stikstofdepositie op de natuurwaarden in desbetreffende Natura 2000-gebieden (de overschrijding van kritische waarden) is in Nederland vrij goed bekend. In Nederland worden veelal herstelmaatregelen (bijv. maaien, plagen) genomen om effecten van stikstofdepositie te mitigeren. Het is onduidelijk of deze maatregelen ook in Duitsland genomen zijn. Een vergelijkbare studie is uitgevoerd in de Duitse deelstaat Schleswig-Holstein (Fredshaven et al. 2017), wel in Duitsland dus, maar niet in een deelstaat waarin de studie van Hallmann et al. (2017) is uitgevoerd. In deze studie werden aanmerkelijk hogere percentages intensieve landbouw (> 50%) binnen een buffer van 100 m gevonden. Kanttekening is dat deze cijfers gebaseerd zijn op andere, meer grofmazige (o.a. het Corine-landgebruikbestand) bronnen dan de Nederlandse analyse.

Het tijdsbestek van de huidige studie was te kort om een GIS-analyse uit te voeren voor de vergelijking van het omringend landgebruik (en dan met name het aandeel intensieve landbouw) rondom de natuurgebieden (bv. de Natura 2000-gebieden) in Duitsland en Nederland, maar de mogelijkheden voor dergelijke analyses zijn er wel.



Figuur 4.4 Omringend landgebruik meetlocaties (zwarte punten) op basis van Corine-landgebruik.

Tabel 4.2 Percentage intensieve landbouw binnen een buffer van respectievelijk 100, 100 en 2000 m rondom het Natura 2000-gebied (uit: Schmidt en Smidt, in prep). Berekend op basis van een GIS-analyse met het Basisregistratie Percelen en het GIAB-bestand.

Buffer zone	Area (ha)	Including permanent grasslands	Excluding permanent grassland
100m	91,071	32%	16%
1000m	700,439	18%	17%
2000m	1,313,281	18%	17%

4.1.4 Habitattypen

De habitats van deze 63 locaties zijn zeer variabel qua beschrijving (schraalgrasland, zoomvegetatie, rietoevers, heide etc.). Door middel van een clustering hebben de auteurs (Hallmann et al. 2017) drie hoofdcategorieën van habitattypen onderscheiden, namelijk (1) 19 locaties met nutriëntenarme heide, binnenlandse duinen en droge graslanden, (2) 41 locaties met nutriëntenrijke graslanden en ruigten en zoomen en (3) drie locaties met pionier en struweelgemeenschappen.

Deze hoofdcategorieën waren helaas niet aangegeven in de door de auteurs aangeleverde gegevens (zie Bijlage 1). Echter, van de 63 meetlocaties liggen er 38 in 13 Natura 2000-gebieden (Tabel 4.3). Door een koppeling te maken met de Natura 2000-database is opgezocht welke habitattypen in desbetreffende Natura 2000-gebieden voorkomen. Hierbij zijn de 10 Natura 2000-gebieden geselecteerd die liggen in de Atlantische regio's.

Tabel 4.3 Verdeling van het aantal meetlocaties over verschillende Natura 2000-gebieden in Duitsland.

Nummer	Naam	Atlantic	Continental	Aantal locaties
DE3749304	Griesenseen		1	1
DE3849303	Kienheide		1	1
DE4051301	Lieberoser Endmoräne und Staakower Läuche		3	3
DE4203401	VSG Unterer Niederrhein	11		11
DE4306301	NSG Lippeaue bei Damm u. Bricht und NSG Loosenberge, nur Teilfl.	1		1
DE4306302	NSG - Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung	2		2
DE4306303	Kaninchenberge	2		2
DE4504302	Tote Rahm	2		2
DE4603401	VSG Schwalm-Nette-Platte mit Grenzwald u. Meinweg	4		4
DE4605301	Latumer Bruch mit Buersbach, Stadtgraeben und Wasserwerk	3		3
DE4606301	Die Spey	2		2
DE4807301	Urdenbach - Kirberger Loch - Zonser Grind	2		2
DE5108301	Wahner Heide	4		4
		33	5	38

Alle habitattypen van de Natura 2000-gebieden die in de Atlantische regio van Duitsland liggen (zie Tabel 4.4), komen overeen met de habitattypen die ook algemeen zijn in Natura 2000-gebieden in Nederland. De meeste frequent voorkomende habitattypen zijn die van het riviereengebied en de nabij gelegen – hogere – zandgronden, zoals voedselrijke graslanden, ruigte en zoomen en voedselarme (droge) graslanden, heide en binnenlandse duinen. Dit past ook bij de door Hallman et al. (2017) gehanteerde clustering in habitattypen.

Tabel 4.4 Habitattypen in Natura 2000-gebieden gelegen in de Atlantische Regio van Duitsland (zie Tabel 2).

code	Name	nr.
2310	Dry sand heaths with <i>Calluna</i> and <i>Genista</i>	4
2330	Inland dunes with open <i>Corynephorus</i> and <i>Agrostis</i> grasslands	4
3130	<i>Littorelletea uniflorae</i> and/or of the <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	1
3140	Hard oligo-mesotrophic waters with benthic vegetation of <i>Chara</i> spp.	1
3150	Natural eutrophic lakes with <i>Magnopotamion</i> or <i>Hydrocharition</i> — type vegetation	7
3260	Water courses of plain to montane levels with the <i>Ranunculion fluitantis</i> and <i>Callitricho-Batrachion</i> vegetation	1
3270	Rivers with muddy banks with <i>Chenopodium rubri</i> p.p. and <i>Bidention</i> p.p. vegetation	2
4010	Northern Atlantic wet heaths with <i>Erica tetralix</i>	3
4030	European dry heaths	3
5130	<i>Juniperus communis</i> formations on heaths or calcareous grasslands	1
6210	Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (<i>Festuco-Brometalia</i>)	1
6230	Species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on silicious substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe)	2
6430	Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels	6
6510	Lowland hay meadows (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	8
7140	Transition mires and quaking bogs	2
7150	Depressions on peat substrates of the <i>Rhynchosporion</i>	1
9110	<i>Luzulo-Fagetum</i> beech forests	4
9160	Carpinion <i>Betuli</i>	4
9190	Old acidophilous oak woods with <i>Quercus robur</i> on sandy plains	5
91D0	Bog woodland	2
91E0	Alluvial forests with <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	8
91F0	<i>Fraxinus excelsior</i> or <i>Fraxinus angustifolia</i> , along the great rivers (<i>Ulmenion minoris</i>)	3

4.2 Conclusies

Uit deze kwalitatieve vergelijking van de Duitse natuurgebieden – waar het onderzoek heeft plaatsgevonden – met Nederlandse natuurgebieden, blijkt dat ze grotendeels vergelijkbaar zijn qua grootte, landschappelijke ligging en habitattypen. Een beperkt aantal meetlocaties ligt in een regio met een afwijkend klimaat, vooral in het oosten van Duitsland.

Qua omringend landgebruik is het lastig om op basis van de huidige studie harde conclusies te trekken. Vooral omdat met name de intensiteit van het landgebruik van belang is. Dat vergt een wat grondigere analyse dan in een beperkt tijdsbestek mogelijk is. Mogelijkheden zijn er wel degelijk om een dergelijke analyse uit te voeren.

5 Nederlands onderzoek naar trends in aanwezige insecten

5.1 De belangrijkste kenmerken van het Nederlandse insectenonderzoek

De studie van Hallmann et al. (2017) heeft een aantal kenmerken, die met de volgende trefwoorden kunnen worden aangegeven: "langjarig onderzoek naar trends", "meerdere monitoringsgebieden", "natuurgebieden", "vliegende insecten" en "biomassa". Het kenmerk "biomassa" is uitgedrukt in het gewicht van de insecten dat in de malaisevallen is gevangen. Nederlands onderzoek is relevanter naarmate er meer van bovengenoemde kenmerken aanwezig zijn. Bij de beoordeling van de in Nederland beschikbare datasets en studies is van deze kenmerken uitgegaan (Tabel 5.1), maar we hebben we ons niet beperkt tot uitsluitend vliegende insecten of studies die biomassa bepalen. Studies naar insecten in het algemeen en studies die trends in aantallen en/of verspreiding bepalen, zijn meegenomen. Een belangrijke reden daarvoor is dat insectenonderzoek in ons land slechts zelden gericht is op biomassa, maar voornamelijk kijkt naar trends in aantallen van een soort of soortgroep of naar trends in verspreiding van een soort of soortgroep (Tabel 5.2, Bijlage 2). Zeker voor onderzoek op vaste locaties en over niet al te lange periodes geven aantalstrends vaak een goede indicatie van trends in biomassa. Daarom wordt trendonderzoek naar aantallen hier gerekend tot onderzoek met een hoge relevantie. De trends in verspreiding zijn veel minder indicatief voor de trends in biomassa. Bij verspreidingsonderzoek wordt namelijk gescoord op aan- of afwezigheid van een soort in een bepaalde oppervlakte-eenheid (bijvoorbeeld 1x1 km² of 10x10 km²). Daarbij telt de aanwezigheid van een enkel exemplaar even zwaar als de aanwezigheid van een populatie van duizenden exemplaren. Het duurt zodoende heel lang voordat de achteruitgang in populaties ook merkbaar is in vermindering in de verspreiding, en omgekeerd kunnen uitzwervende exemplaren van een populatie leiden tot een beeld met een toegenomen verspreiding, terwijl dat niet hoeft te betekenen dat er in aantallen sprake is van een toename. Daarom wordt trendonderzoek naar verspreiding gerekend tot onderzoek met een beperkte/redelijke relevantie. De beoordeling van de relevantie van onderzoek is gedaan aan de hand van het in Tabel 5.1 gepresenteerde schema. Deze beoordeling is uiteraard arbitrair en niet elk onderzoek is zo precies te classificeren. Onderzoek dat nog niet is gepubliceerd, scoort bijvoorbeeld altijd laag. De beoordeling is overigens ook gebruikt om structuur aan te brengen in de overzichtstabel (Bijlage 2).

In totaal zijn er 60 onderzoeksprojecten en/of datasets gevonden die informatie bevatten over aantallen, biomassa of verspreiding van insecten (Tabel 5.2). Verreweg het meeste onderzoek is voor het vaststellen van insectentrends in Nederland niet tot nauwelijks interessant. De belangrijkste redenen hiervoor waren dat de data verzameld zijn in een te korte periode of een te beperkt aantal locaties om hieruit algemene trends af te leiden. Slechts enkele studies maken gebruik van langjarige gestandaardiseerde monitoring van aantallen in meerdere gebieden, zodat betrouwbare uitspraken gedaan kunnen worden over trends. Deels vallen deze studies samen met het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) die voor een groot aantal soortengroepen van flora en fauna op een gestandaardiseerde wijze soorten monitort, meestal onder coördinatie van een particuliere gegevensbeherende organisatie (pgo), zoals SOVON of De Vlinderstichting.

De belangrijkste van deze studies zijn:

- De langjarige gestandaardiseerde monitoring van aantallen dagvlinders.
- De langjarige gestandaardiseerde monitoring van aantallen libellen.
- Trendanalyse van de verspreiding van bijensoorten gedurende de afgelopen ca. 125 jaar.
- Trendanalyse van waarnemingen van aantallen macronachtvlinders.
- Trendanalyse van de verspreiding van zweefvliegen gedurende de afgelopen ca. 125 jaar.

De uitkomsten van deze studies worden in de volgende paragraaf kort samengevat.

Tabel 5.1 Schema ter beoordeling van de relevantie van insectenonderzoek.

Kenmerken	Langjarige gestandaardiseerde monitoring	Meerdere monitoringsgebieden	Biomassa insecten of Aantallen insecten	Verspreiding soorten insecten	Gepubliceerde resultaten en/of statistieken	Relevantie
	*	*	*		*	Hoog
	*	*		*	*	Redelijk hoog
	*	1 onderzoeksgebied terreintype	*	*	(*)	Matig
	-	1 onderzoeksgebied terreintype	*	(*)	(*)	Laag / Niet

5.2 Belangrijkste uitkomsten van insectenonderzoek in Nederland

5.2.1 Dagvlinders

Zoals samengevat door Wallis de Vries (2017) komen er in Nederland momenteel 53 vlindersoorten voor. 17 soorten zijn vrij recent verdwenen uit ons land. Met 68% van de soorten op de Rode Lijst van bedreigde soorten vormen dagvlinders (samen met steenvliegen) de meest bedreigde soortengroep in Nederland. Gemiddeld over alle soorten is er sprake van een achteruitgang in aantallen van 35% in 25 jaar (Figuur 5.1). De lineaire trend in de achteruitgang suggereert een afname in de totale vlinderaantallen van 40% sinds 1992. Dat is minder dan de 75% uit het Duitse onderzoek (over een drie jaar langere periode), maar daarbij moet worden aangetekend dat in Nederland veel geteld wordt in grote natuurgebieden, waar de Duitse gegevens een sterker agrarisch beïnvloede omgeving betreffen. Als uitsluitend naar niet-agrarische soorten wordt gekeken, dan is de achteruitgang overigens meer dan 60% (Figuur 5.2). Deze achteruitgang vond grotendeels plaats tussen 1992 en 2005. Nadien was sprake van een stabilisatie. Agrarische soorten (geteld in grotendeels natuurgebieden) vertoonden aanvankelijk een minder snelle achteruitgang, maar ook deze zet nu nog onverminderd voort. Op Europese schaal is voor vlinders van graslanden een afname van 30% in 25 jaar vastgesteld (Van Swaay et al. 2016).

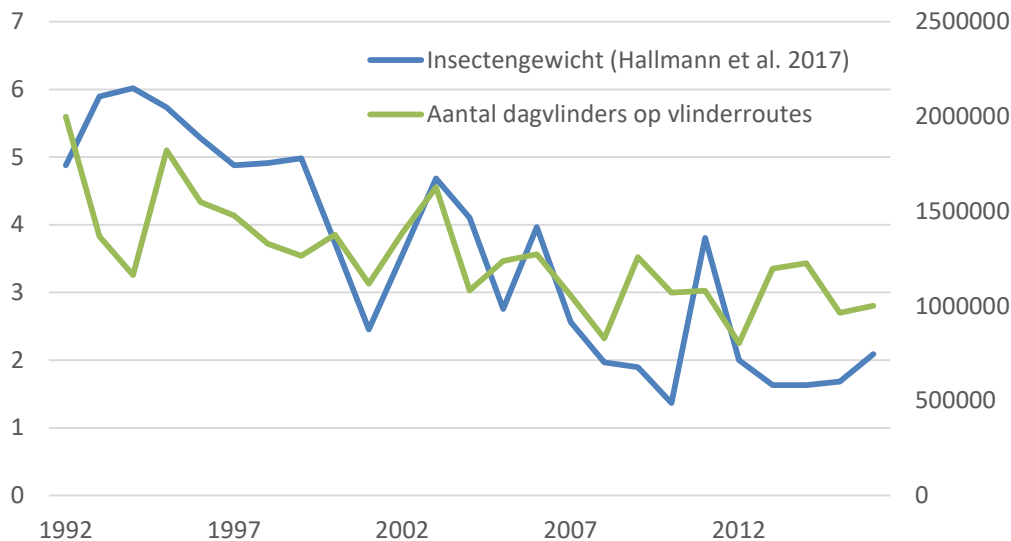
5.2.2 Libellen

In Nederland komen ruim 70 libellensoorten voor. Sinds 1998 is er een monitoringsprogramma voor libellen in het Netwerk Ecologische Monitoring. Aangezien libellen aquatische larven hebben, is dit een mooie aanvulling op de terrestrische dagvlinders. De trends in deze twee groepen zijn een gevolg van ontwikkelingen in verschillende ecosystemen en kunnen dan ook sterk van elkaar verschillen. Libellen komen in de meeste zoete wateren in Nederland voor. Uitsluitend in de grote meren zijn ze relatief schaars, maar in de meeste typen stromend en stilstaand water komen libellen voor. De verschillende watertypen hebben wel kenmerkende soorten en daarmee kan de ontwikkeling van de verschillende aquatische habitattypen ook vergeleken worden op basis van het meetnet (Termaat et al. 2015). Het meetnet bestaat uit algemene en soortgerichte routes.

Tabel 5.2 Overzicht van onderzoek dat in Nederland is verricht naar trends in biomassa, aantallen of verspreiding van insecten en databanken waarin deze datasets zijn opgeslagen. Bijlage 2 bevat een uitgebreidere versie van deze tabel inclusief bronvermeldingen.

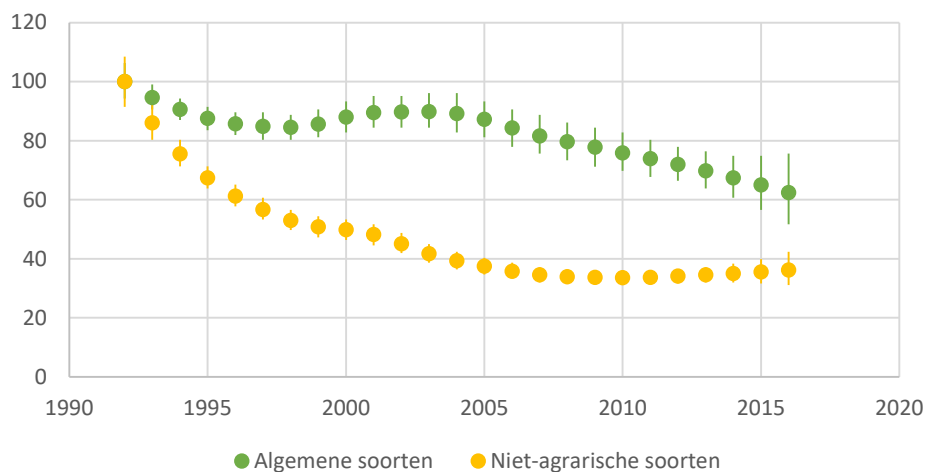
nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	Meetdoel (Biomassa (B), Aantallen (A), Verspreiding (V))	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	Relevantie
1	Meetprogramma Vlinders (Netwerk Ecologische Monitoring)	Dagvlinders	A, V	1990 - nu	Hoog
2	Meetprogramma Libellen (Netwerk Ecologische Monitoring)	Libellen	A, V	1998 - nu	Hoog
3	Analyse verspreidingsgegevens	Bijen	V	1950 - 2009	Redelijk hoog
4	Database Noctua	(Macro-)nachtvlinders	A, V	1987 - 2017	Redelijk hoog
5	Database Limnodata Neerlandica	Zoetwatermacrofauna waaronder aquatische insectengroepen	A, V	1975 - 2012 (wordt regelmatig weer aangevuld met data)	Laag
6	Kaaistoep Tilburg	Nacht-actieve insecten	A	1995 - 2017	Laag
7	Dwingelderveld en Hullerzand ("Wijster")	Loopkevers	A	1959 - 2016	Laag
8	Lauwersmeer	Loopkevers (en vele soorten arthropoden)	A	1969 - 2008	Laag
9	Kalkgraslanden Limburg	Kevers	A		Laag
10	Monitoring muggen	Muggen	A, V	2010 - 2013 herhaling in 2018 of 2019	Laag
11	Database Carabidae	Loopkevers	A, (V)	1953 - nu (inclusief "Wijster")	Laag
12	Database Snuitkevers	Snuitkevers (en wat andere insectengroepen)	A	1953 (?) - nu	Laag
13	Texel	Loopkevers	A	1984 - 2014	
14	Soesterberg	Vliegen, muggen	A	2010 - 2017	Laag
15	Laagveenmoerassen	Diverse insectengroepen en andere ongewervelden	A	1992	Laag
16	"Stad & Land"	Vliegen, muggen, bijen, wespen, mieren	A	1996 - 1999	Laag
17	Groene dooradering, groenblauwe dooradering	vliegen, muggen, kevers, wantsen	A	2001 - 2004	Laag
18	Vlieland	Kevers, spinnen	A	1993 - 2001	Laag
19	Waal en IJssel, Toreconuit	Kevers, spinnen, vliesvleugeligen, vliegen, muggen, wantsen	B, A	1996 - 2000	Laag
20	Weidevogels	Vliegen, muggen, kevers, bijen, wespen, mieren, wantsen, cicaden	B, A	2006 - 2007	Laag
21	Insectenaanbod weidevogels	"Vliegende insecten"	B (?)	2013 - nu	Laag
22	Reijerskamp	Loopkevers, Snuitkevers	A	2006, 2008, 2009, 2011, 2014, 2015	Laag
23	De Blauwe Kamer	Loopkevers, Snuitkevers	A	1989, 1990, 1992, 1993, 2002	Laag
24	Tellingen mierennesten	Rode bosmieren	(A)	Jaren '80, 2014, 2016	Laag
25	Flevopolders	Loopkevers	A	jaren'80	Laag
26	Heidegebieden	Sprinkhanen	A, (V)	2011 - nu	Laag
27	Bermen, Gelderland	Diverse insectengroepen	A	2015 - nu	Laag
28	Friesland	Diverse insectengroepen	A	2016 - nu	Laag
29	Beschikbaarheid insecten voor spreuwen en zwaluwen	Diverse insectengroepen	B	2016 - nu	Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	Meetdoel (Biomassa (B), Aantallen (A), Verspreiding (V))	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	Relevantie
30	Verspreidingsonderzoek "insecten" Netwerk Ecologische Monitoring	Sprinkhanen, Kokerjuffers, Steenvlieggen, Haften, Kevers	V	2013 - nu	Laag
31	Broedvogelonderzoek en insecten	Diverse insectengroepen	A, V	2013 - nu	Laag
nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	Meetdoel (Biomassa (B), Aantallen (A), Verspreiding (V))	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	Relevantie
32	vochtige beekdalgraslanden	?	A (?)	2017 - nu	Laag
33	polder Oude Doorn	Diverse insectengroepen	A	2017 - nu	Laag
34	Splash monitor	"Vliegende insecten"	0	2011	Laag
35	Akkerranden Groningen	Elf insectengroepen	A	2004	Laag
36	Akkers	kevers, vliegen, muggen, wespen, bijen, mieren	A	2006	Laag
37	Amerongsche Bosch	Diverse insectengroepen	A	1999 - 2000	Laag
38	bossen Arnhem (koolmezen)	Wintervlinder	(B)	1993 - nu	Laag
39	Amerongsche Bosch	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2001, 2003	Laag
40	Speulderbosch bosreservaat	kevers, vliegen, muggen,	A	2002	Laag
41	Monitoring eikenprocessierups	Eikenprocessierups	A	2009 - nu	Laag
42	Meetnet Bodemkwaliteit	micro-organismen, micro-arthropoden	?	1999 - nu	Laag
43	bossen Wageningen	Micro-arthropoden en andere soortgroepen	A	2004, 2009	Laag
44	Bestuiversonderzoek	Diverse insectengroepen	A	2016 - nu	Laag
45	Bodemdierenmeetnet Maas Rijn	Macro-fauna (zeer weinig insecten)	A	langjarig	Laag
46	Hoeksche Waard	Diverse insectengroepen determinatie tot op orde / familie	A	2005 - 2011	Laag
47	Flevoland, Nagele	Diverse insectengroepen determinatie tot op orde / familie	A	2000 - 2007	Laag
48	Duurzame zuivelketen	?	A (dichtheid)		Laag
49	Muggenradar	muggen	(A)	zeer recent	Laag
50	Basismetnet waterkwaliteit	aquatische insecten		1984 - 2007	
51	Graslanden	?	A	1986	Laag
52	Donkse Laagten	?	A	1985 - 1987	Laag
53	RIZA	?	A	1993 - 1995	Laag
54	Liberation Flevopolders	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2014	Laag
55	Liberation Betuwe	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2014	Laag
56	Liberation predatoren bodem	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2016	Laag
57	Liberation restant predatoren bodem	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2016	Laag
58	BIOBIO-2010 Faunistische indicators in akkers en akkerranden		A	2010	Laag
59	Veluwe - Utrechtse Heuvelrug	kevers, mieren, en andere arthropoden	A	2003	Laag
60	Meetnet Nachtvinders	(Macro-)nachtvlinders	A, V	2011 - nu	Laag



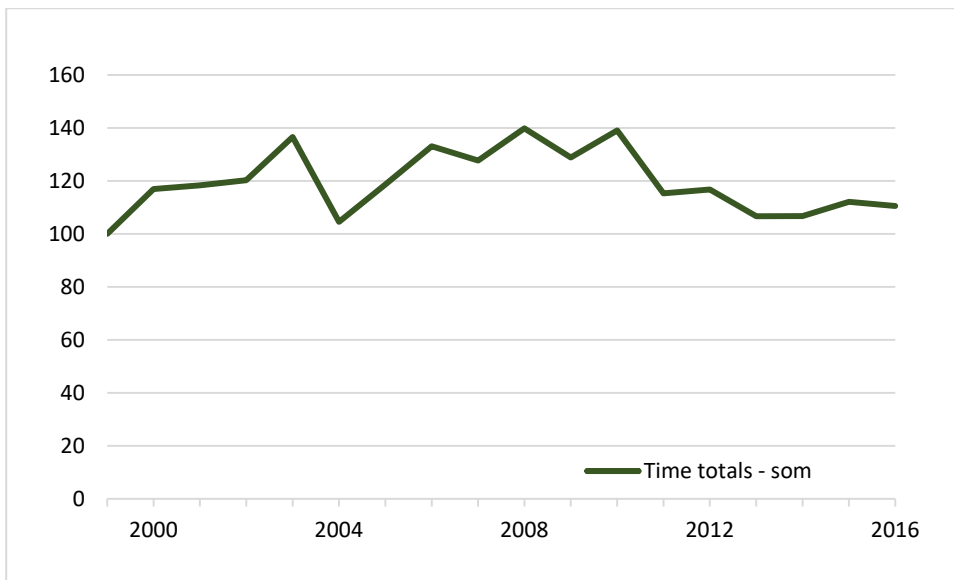
Figuur 5.1 Vergelijking van de gegevens uit het Duitse onderzoek (blauw) en de gegevens van dagvlinders uit Nederland (groen) van het Landelijk Meetnet Vlinders (bron: De Vlinderstichting 2017 / NEM; CBS).

Gemiddelde populatietrend dagvlinders



Figuur 5.2 Gemiddelde populatietrend bij dagvlinders in Nederland voor 24 algemenere soorten en voor 20 soorten die niet in het agrarisch gebied, maar alleen in natuurgebieden voorkomen (bron: De Vlinderstichting 2017 / NEM; CBS).

Met de tellingen op de routes kunnen zogenaamde 'time-totals' berekend worden. Dit is het aantal libellen dat geteld zou zijn als alle routes altijd geteld zouden zijn, wat in de praktijk zelden voorkomt. De ontbrekende aantallen worden met behulp van de analysemethode TRIM geschat. Deze analyse is mogelijk vanaf 1999 tot en met 2016. Dit is dezelfde methode als toegepast wordt voor dagvlinders, met dat verschil dat voor libellen geen correctie plaatsvindt voor de verdeling van de routes over het land of over de verschillende habitattypen is gemaakt. Dit kan als gevolg hebben dat een habitatype of regio met een afwijkende trend en relatief veel routes een sterke invloed heeft op het eindresultaat. Er is geen duidelijke af of toename of afname in het totaal aantal libellen in Nederland over de gehele periode (Figuur 5.3). Hierbij dient wel de kanttekening gemaakt te worden dat er weinig routes in het agrarisch gebied zijn.

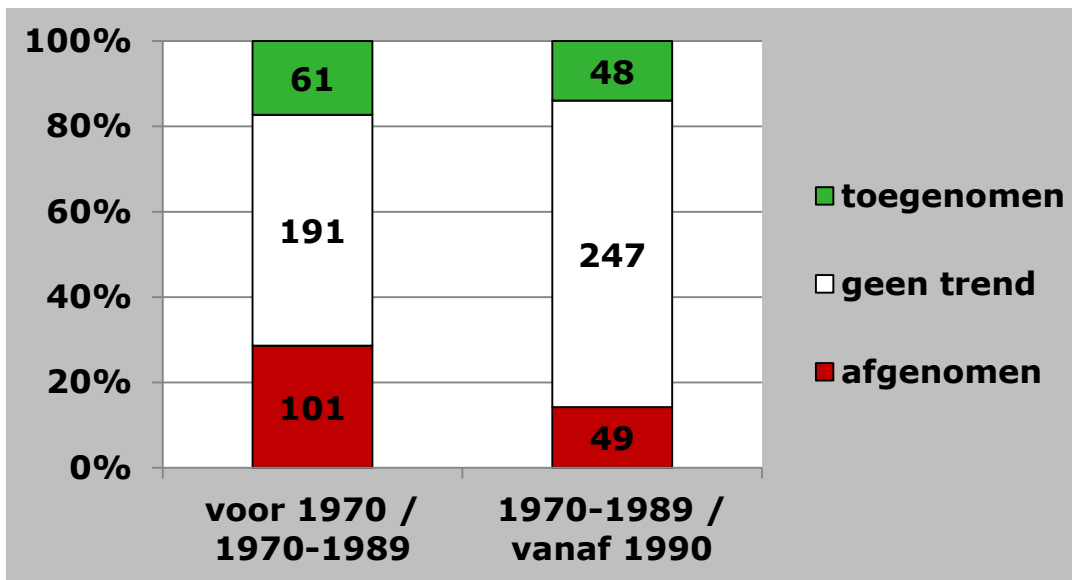


Figuur 5.3 Meetnet Libellen; de som van de 'time-totals' per jaar als index. Dit is een maat voor het totaal aantal libellen dat op alle routes aanwezig was (bron: De Vlinderstichting 2017 (december) / NEM; CBS).

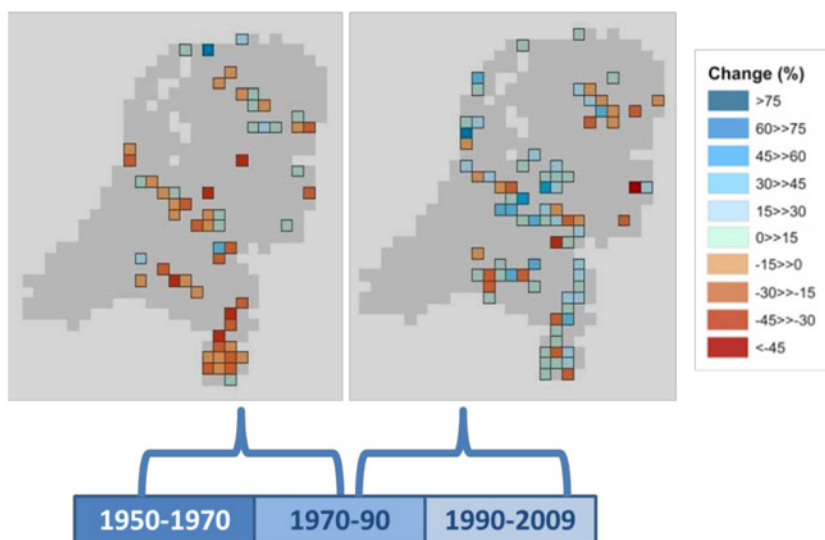
De waterkwaliteit was in de vorige eeuw op veel plaatsen slecht doordat er rioolwater of mest in terechtkwam, wat leidde tot eutrofiëring en zuurstofgebrek. Dit is zeer sterk verbeterd door strengere regelgeving en de bouw van rioolwaterzuiveringen. Hierbij heeft Kaderrichtlijn Water een belangrijke rol gespeeld. Veel libellensoorten hebben hiervan geprofiteerd en hebben de herstelde wateren opnieuw gekoloniseerd. Gericht herstel van habitat in natuurgebieden, het aanleggen en herstellen van poelen en beekherstelprogramma's hebben hier zeker ook aan bijgedragen. Dit is ook te zien in de trends van de individuele soorten. De trend sinds 1991 is voor de meeste soorten positief (39), maar enkele soorten hebben een matige afname (8) en maar één soort een sterke afname. Er tekent zich over de laatste tien jaar een afname af van 22%. In hoeverre deze afname een hard gegeven is, moet nader worden onderzocht. Enerzijds kan er sprake van zijn dat de onderbemonstering van agrarisch gebied een vertekening geeft, anderzijds is het een gegeven dat de aantallen sterk worden bepaald door een viertal talrijke soorten (Van Grunsven, 2017).

5.2.3 Bijen

Zoals uiteengezet door Biesmeijer (2017) komen er in Nederland zo'n 360 soorten wilde bijen voor. Ongeveer 50% van de wilde bijen staat nu op de Rode Lijst (deze soorten zijn sterk bedreigd en/of zeldzaam), daarvan zijn er 34 reeds geheel uit Nederland verdwenen (Peeters & Reemer 2003). Bij hommels zijn zelfs 21 van de 29 soorten achteruitgegaan. Bijen zijn daarmee een van de meest bedreigde groepen in Nederland (Kalkman et al. 2010). De diversiteit van wilde bijen is nu veel lager dan voor 1980 (Biesmeijer et al. 2006). De sterke achteruitgang gaat minder snel sinds 1990 en lijkt te stabiliseren (Carvalheiro et al. 2013; Figuur 5.4, Figuur 5.5). De huidige diversiteit is echter nog steeds veel lager dan voor 1980. Tevens zijn vooral specialistische soorten verdwenen en is de bijenfauna sterk gehomogeniseerd; dat wil zeggen dat grotendeels dezelfde groep soorten in de meeste landschappen gevonden worden (Carvalheiro et al. 2013). Veel van de zeldzame soorten zijn nog slechts te vinden in de Nederlandse natuurgebieden (Peeters et al. 2012).



Figuur 5.4 Trends in de Nederlandse wilde bijen: 101 soorten gingen achteruit in de jaren 70 en 80 ten opzichte van daarvoor, terwijl er 61 soorten toenamen in de verspreiding. Sinds de jaren 90 is het aantal soorten dat afgenomen en toegenomen is ten opzichte van de jaren 70 en 80 ongeveer gelijk (49 versus 48 soorten). Het resterende deel van de bijensoorten is recentelijk noch toe-, noch afgenomen. De helft daarvan blijft dus onverminderd bedreigd of zeldzaam (en staat derhalve op de Rode Lijst van 2003). (Naar Peeters et al. (2012).)



Figuur 5.5 Het aantal soorten wilde bijen in de Nederlandse landschappen is sterk achteruitgegaan sinds de eerste helft van de vorige eeuw (linker panel; 10x10km landschappen; rood = minder soorten, blauw = meer soorten). Sinds 1990 zien we ten opzichte van de twee decennia daarvoor (rechter panel) een lichte vooruitgang in redelijk veel landschappen (blauwe vierkanten), maar nog steeds achteruitgang in andere (rode vierkanten). Over de gehele periode opgeteld zien we een netto (sterke) achteruitgang in de meeste landschappen (Carvalho et al. 2013).

De bovengenoemde vooruitgang en achteruitgang in verspreiding van bijen betekent niet direct dat er zich ook vooruitgang of achteruitgang in aantallen/biomassa van bijen aftekent. De bijendata zijn wat dat betreft onvoldoende van kwaliteit om uitspraken te doen over trends in aantallen.

5.2.4 (Macro)nachtvlinders

Van de ongeveer 800 in Nederland aanwezige soorten, kunnen trends worden berekend voor 481 soorten. Er is een methode ontwikkeld om op basis van de NOCTUA-database een inschatting te maken van de trend (Ellis et al. 2013). Deze methode is aangepast om trends in de totale aantallen macronachtvlinders te bepalen. Hierbij zijn van de ruim 850 soorten macronachtvlinders in Nederland 736 soorten meegenomen in de analyse. Trekvlinders en soorten die zeer incidenteel in Nederland gevonden zijn, zijn niet meegenomen. Voor de periode 1987-2017 tekent zich een afname af van de aantallen nachtvlinders met 24%. Deze methode heeft meer onzekerheden dan de meetnetten, aangezien er niet gestandaardiseerd geteld wordt. Er is (vooralsnog) geen correctie uitgevoerd voor verdeling van de waarnemingen over het land of over habitattypen. Ook zijn tuinen en natuurgebieden in de database oververtegenwoordigd; correcties hiervoor zijn evenmin uitgevoerd, maar wel mogelijk. Aangezien deze berekeningen nog niet gevalideerd zijn, is de gesignaleerde trend aan discussie onderhevig. Een nadere analyse is nodig. Er is voor nachtvlinders recentelijk een meetnet opgezet door De Vlinderstichting. Deze is nog niet geschikt voor het bepalen van langlopende trends.

5.2.5 Zweefvliegen

Zweefvliegen worden van oudsher beschouwd als de meest toegankelijke vliegengroep. Zij worden al sinds de Tweede Wereldoorlog serieus bestudeerd in ons land, in steeds toenemende mate. Dit heeft uiteindelijk geleid naar de publicatie van de zweefvliegenatlas (Reemer et al. 2009). Sindsdien zijn er ook veel waarnemingen via waarneming.nl. (zie website Waarneming.nl). Het aantal soorten is vergelijkbaar met de wilde bijen, het aantal waarnemingen naar verwachting hoger: in 2007 al bijna een half miljoen records (Barendregt et al. 2009). De zweefvliegenatlas (Reemer et al. 2009) is het actueelste overzichtswerk. De database is in beheer van EIS Kenniscentrum Insecten. Er komen in Nederland zo'n 350 soorten zweefvliegen voor. De waarnemingen zijn landsdekkend, er is speciale aandacht geweest voor voormalige 'witte' gebieden. Er is een analyse uitgevoerd van de trends van de abundantie van zweefvliegen op basis van bovengenoemde database voor de periode 1950-2002 (Zeegers et al. 2009). Daarnaast is geanalyseerd of de abundantie van de soorten voor en na 1950 verschillen; een statistische analyse naar uitgestorven soorten en nieuwkomers en een analyse van bedreigde soorten. Voor de trendanalyse is geen absolute ijking beschikbaar, alle gevonden trends zijn dus relatief (de verhoudingen in gevonden aantallen per soort in monsters in relatieve trends ten opzichte van alle andere soorten). Twee vijfde van alle soorten vertoont een statistisch significante (relatieve) trend over de periode 1950-2002. Positieve en negatieve trends houden elkaar ongeveer in evenwicht, met als kanttekening dat zeldzame soorten veel meer negatieve trends vertonen. Naar de levenswijze van de larven hebben soorten met aquatische larven een duidelijk negatieve trend, soorten die aan hout gebonden zijn (terrestrisch saprofaag) een positieve trend. Een andere analyse leert dat bossoorten met larven die niet aan hout gebonden zijn (bijv. bladluiseters) net zo'n sterk positieve trend hebben als terrestrisch saprofage bossoorten.

5.3 Kanttekeningen bij enkele datasets die (nu nog) niet bruikbaar zijn voor trendanalyses

Er zijn verschillende onderzoeken naar insectengroepen die langjarige data hebben opgeleverd. Wij hebben ze hier geïnclassificeerd als weinig relevant voor het bepalen van insectentrends, omdat ze veelal gebaseerd zijn op data uit te weinig gebieden om algemene trends af te leiden of zijn uitgevoerd volgens niet-gestandaardiseerde protocollen waardoor slechts uitspraken gedaan kunnen worden na uitvoerige analyse waarbij gecorrigeerd wordt voor factoren die verstrengeld kunnen zijn met trends (zoals gedaan door Hallmann et al. 2017). In de discussies met het netwerk werden deze datasets herhaaldelijk aangehaald, vandaar dat er hier kort bij wordt stilgestaan.

5.3.1 Loopkevers en snuitkevers

Er is veel (langjarig) onderzoek uitgevoerd naar loopkevers en snuitkevers en er is in de loop der jaren voor beide soortgroepen een groot databestand opgebouwd met systematische bemonsteringen van aantallen per soort over een groot aantal locaties. Het aantal locaties met herhaalde waarnemingen in

de tijd is echter beperkt. De trends in de soortensamenstelling op de onderzochte terreinen lijkt vooral veroorzaakt te zijn door het ter plaatse uitgevoerde beheer en/of de natuurlijke successie in de begroeiing ter plaatse en de daarmee samenhangende ontwikkeling van de bodem en strooisellaag (Th. Heijerman, mond. meded.). De datasets voor loopkevers zijn overigens geschikt voor nadere trendanalyses, maar dat is nog niet gebeurd.

5.3.2 Sprinkhanen

Er worden veel anekdotische waarnemingen van sprinkhaansoorten doorgegeven naar EIS via Telmee.nl en waarneming.nl en sinds enkele jaren wordt ook min of meer systematisch geteld op diverse natuurterreinen in het kader van "Subsidiestelsel Natuur- en Landschapsbeheer". Op basis daarvan worden verspreidingskaarten gemaakt. Trendanalyses op basis van aantallen zijn met deze gegevens niet mogelijk, maar trends in verspreiding in bepaalde habitattypen kunnen hier wel uit afgeleid worden. In de duinen is de verspreiding van een zevental sprinkhaansoorten gemiddeld stabiel gebleven, terwijl in diezelfde habitat de aantallen van acht soorten vlinders afnemen (Compendium voor de Leefomgeving 2017). In hoeverre verspreidingstrends in de duinen representatief zijn voor trends in aantallen sprinkhanen in heel Nederland, is onduidelijk.

5.3.3 Vliegen en muggen

Vaak genoemd is de zogenaamde "splash monitor" (mond. meded. A. van Vliet, WENR); een onderzoek waarbij mensen werden uitgenodigd door te geven hoeveel insecten verpletterd te vinden waren op nummerborden van auto's. Zelfs het NOS-journaal verwees hier in november 2017 naar, met de opmerking dat automobilisten merken dat tegenwoordig veel minder insecten zich te pletter vliegen op autoruiten. De "splash monitor" is echter alleen in 2011 uitgevoerd en leent zich dus niet voor een trendanalyse. Het Centrum Monitoring Vectoren van de NVWA heeft in de jaren 2010-2013 wel een systematische muggenbemonstering uitgevoerd die als basis voor een meetnet zou kunnen dienen (Ibañez-Justicia et al. 2015).

5.3.4 Aquatische insecten

De STOWA beschikt over de dataset "Limnodata Neerlandica" (STOWA 2018). Hierin zitten veel (zo niet alle) monitoringgegevens van de waterschappen. De data zijn nog niet voldoende onderzocht en er is nog veel discussie over de mogelijkheid om hier trendanalyses op uit te voeren. Een voorlopige indruk van het CBS (A. van Strien, mond. meded.) is dat de verspreiding van een aantal groepen waterinsecten (kevers, schietmotten, haften) recentelijk vooruit lijkt te zijn gegaan. Dat geldt ook voor watermijten (geen insecten, maar spinachtigen). Of ook aantallen vooruit- of achteruitgaan, is niet goed onderzocht. Uit onderzoek in het waterschap Hollands-Noorderkwartier blijkt bijvoorbeeld dat sprake is van een sterke achteruitgang van aantallen insecten tussen 1984 en 2007 (Van Dam, 2009). Er kunnen daarom nu nog geen betrouwbare uitspraken gedaan worden op basis van deze datasets. De data hebben echter zeker potentie en het verdient aanbeveling om te verkennen of voor de ad-hocopzet van het verzamelen van data gecorrigeerd kan worden, zodat er betrouwbare trendschattingen uit afgeleid kunnen worden.

5.3.5 Overige insecten

EIS beschikt over een database met verschillende families van zogenaamde "leuke vliegen" (dazen, wapenvliegen, roofvliegen, wolzwevers, blaaskopvliegen). Op basis van deze data is een voorlopige trendanalyse uitgevoerd analoog aan die van de zweefvliegen. De resultaten laten een sterke achteruitgang zien voor dazen en wapenvliegen, die beide larven hebben met een (semi-)aquatische levenswijze (Th. Zeegers, mond. meded.). De resultaten zijn niet gepubliceerd en hier gelden dezelfde beperkingen als bij de analyses van de aquatische insecten, namelijk dat niet gecorrigeerd is voor verschillen in bemonsteringslocaties en andere factoren die eventuele trends (mede) kunnen verklaren. Deze trends zullen daarom buiten beschouwing gelaten worden.

5.3.6 Trends in hogere trofische niveaus

Een veelgehoorde interpretatie van de resultaten van Hallmann et al. (2017) is dat als insecten zo hard achteruitgaan, dit terug te zien moet zijn in de soorten die van deze insecten afhankelijk zijn voor hun voedsel. Met name de relatief goed onderzochte insectenetende vogels en vleermuizen lijken daarvoor in aanmerking te komen. Hoewel voedselbeschikbaarheid zeker invloed kan hebben op de populatieomvang van vogels en vleermuizen, ligt een sterke relatie tussen het aanbod insecten en insectenetende vogels of vleermuizen niet voor de hand. Veel meer factoren bepalen de populatietrend van deze soorten en die factoren zijn vaak belangrijker dan meer of minder insecten. Veranderingen in populatieomvang worden bijvoorbeeld beïnvloed door beschikbaarheid van nestgelegenheid, predatie, klimaatverandering, verstoring en voor trekvogels de omstandigheden in de overwinteringsgebieden (Halupka et al. 2008; Hewson et al. 2016; Zwarts et al. 2009). Een achteruitgang van insectenpopulaties kan bijdragen aan een neerwaartse populatietrend, maar het is onwaarschijnlijk dat deze zich hierin een-op-een vertaalt. Op dit moment is het dan ook niet mogelijk om trends van vogels (of andere soortgroepen) duidelijk te correleren aan trends van insecten (R. Foppen, mond. meded.). De trends van vogels zijn nu landelijk wel duidelijk, maar niet op regionaal of gebiedsgebonden niveau, wat nodig zou zijn om een koppeling te leggen met de ontwikkeling van bepaalde insecten (want ook van deze insecten ontbreken de trends).

5.4 Lacunes en potenties in het Nederlandse onderzoek

Het overzicht in Tabel 5.2 van insectenstudies en datasets geeft een aantal duidelijke kennislacunes aan. De belangrijkste zijn:

- Er wordt in Nederland geen onderzoek wordt gedaan naar verandering in de biomassa van insecten. De paar studies die biomassa gemeten hebben, hebben dit slechts in enkele jaren gedaan (bv. Kleijn et al. 2007).
- Met uitzondering van de monitoring van dagvlinders en libellen ontbreekt het aan een gerichte gestandaardiseerde monitoring van abundantie van andere insectengroepen. In combinatie met het gebrek aan monitoring van biomassa betekent het dat er in Nederland onvoldoende inzicht is in de trends van de ontwikkeling van insecten en daarmee in de effecten van toe- of afname van hun biomassa op het ecosysteem waar zij deel van uit maken. De beschikbare kennis over libellen en dagvlinders geeft daarvoor onvoldoende informatie, omdat zij als groepen geen volledige afspiegeling zijn van alle insectengroepen.
- Er is weinig tot geen monitoring in agrarische gebieden. De belangrijkste datasets die momenteel beschikbaar zijn voor trendbepalingen, zijn vrijwel allemaal afhankelijk van vrijwilligers. Deze zogenaamde 'citizen science'-benaderingen hebben als voordeel dat veel data verzameld kunnen worden tegen relatief lage kosten. Een belangrijk nadeel is dat vrijwilligers niet graag inventariseren in gebieden waar nauwelijks dieren voorkomen of waar uitsluitend algemene soorten voorkomen die niet interessant gevonden worden. Het gevolg is dat we geen beeld hebben van de veranderingen in het voorkomen van insecten op landbouwgronden die alles bij elkaar toch meer dan de helft van het oppervlak van Nederland beslaan.

Datasets die op korte termijn potentie hebben om meer inzicht te verkrijgen in trends in insecten in Nederland zijn:

- Het nog jonge meetnet aan Nachtvinders dat verder uitgebouwd kan worden tot een hoogwaardig landsdekkend meetnet conform de kwaliteitseisen van het Netwerk Ecologische Monitoring.
- De Limnodata Neerlandica dataset van STOWA met informatie over een brede groep van aquatische insecten die verzameld is in vele verschillende habitats en die vermoedelijk ook het agrarisch gebied bestrijkt.
- De 'leuke vliegen'-database van EIS die goede perspectieven biedt voor trendanalyses en waarvan de eerste voorlopige analyses al zijn verricht.

Dit overzicht maakt duidelijk dat er momenteel vooral (min of meer) gestandaardiseerde monitoring plaatsvindt naar vooral vliegende insecten (dagvlinders, macronachtvinders, libellen) en in iets mindere mate naar aquatische insecten. Het compartiment bodem ontbreekt vrijwel geheel. Mogelijk geven de gestructureerde metingen voor de Biologische Bodem Indicator (Schouten et al. 2001; meetlocaties liggen in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit) een basis voor een meetnet insecten gericht op bodem bewonende insecten, maar dat moet nader worden onderzocht.

6 Mogelijke oorzaken van lange-termijntrends in het voorkomen van insecten

6.1 Methodische beperkingen bij het vaststellen van oorzaken van trends

Correlaties versus causale verbanden

Het achterhalen van oorzaken van lange-termijntrends bij insecten is zeer lastig. Dit komt niet alleen door het vrijwel ontbreken van gestandaardiseerde monitoringgegevens, maar ook door diverse, deels met elkaar samenhangende methodische problemen (zie kader 6.1). Het is daardoor lastig om harde uitspraken te doen over oorzakelijke verbanden.

Kader 6.1: Enkele methodische problemen bij het achterhalen van oorzaken van populatietrends

- Er is vaak sprake van sterke correlaties tussen omgevingsfactoren (multicollineariteit). Als er een statistisch verband gevonden wordt tussen omgevingsfactoren en populatietrends, dan is het hierdoor vaak lastig om vast te stellen welke omgevingsfactor de achterliggende oorzaak is. Dit geldt zelfs bij veel experimenten waarbij sprake kan zijn van onbedoelde effecten van de behandeling op niet-gemeten factoren (Huston 1997).
- Ecosystemen zijn vaak zeer complex met vele interacties tussen soorten en omgevingsfactoren, tussen soorten onderling en tussen verschillende trofische niveaus (inclusief feedbackmechanismen). Er zijn vele voorbeelden van interactie-effecten tussen drukfactoren, waarbij de ene drukfactor het effect van een andere drukfactor versterkt of juist afzwakt. Door deze complexiteit is het vaak lastig om de effecten van een specifieke omgevingsfactor te kwantificeren (Heino, Melo et al. 2015; Kaunisto, Ferguson et al. 2016; Massoud, Huisman et al. 2018).
- Ruimtelijke mismatch van data: processen spelen deels op verschillende schaalniveaus, zodat het niet altijd mogelijk is om lokale biodiversiteitsdata te verklaren met data over lokale omgevingsfactoren (Steffan-Dewenter, Munzenberg et al. 2002, Holyoak and Leibold 2005, Chave 2013). Zo spelen dispersieprocessen zich vaak af in een groter gebied dan processen die de lokale milieucondities bepalen. Een voorbeeld zijn overloopeffecten (spillover), waarbij individuen zich verplaatsen van abiotisch geschikte gebieden naar aangrenzende, minder geschikte gebieden (Madeira, Tscharrntke et al. 2016). De inschattingen van zowel de trend van soorten (abundantie en met name soortenrijkdom) als van het relatieve belang van drukfactoren zijn hierdoor schaalafhankelijk (Keil, Biesmeijer et al. 2011; Tzanopoulos, Mouttet et al. 2013).
- Temporele mismatch van data: in veel ecosystemen is er sprake van vertragingseffecten bij zowel het lokaal uitsterven van een populatie als bij de herkolonisatie van geschikte leefgebieden, waardoor het vaak lastig is om insectenobservaties te verklaren met gelijktijdig gemeten omgevingsfactoren. Met name in dynamische landschappen met een sterke mate van habitatversnippering is de lokale soortensamenstelling meestal niet in balans met de lokale omgevingsfactoren (zie § 6.3.4).
- Bij een deel van de insectensoorten is er sprake van sterke aantalsfluctuaties, onder andere onder invloed van weersextremen, fluctuaties in lokale milieucondities en stochastische processen (Mutshinda, O'Hara et al. 2009; Paquette, Garant et al. 2013; Ewald, Wheatley et al. 2015).
- Er is een spanningsveld tussen het detailniveau waarmee data verzameld kunnen worden (bijvoorbeeld experimenten om het effect van drukfactoren te bepalen met een 'Before-After-Control-Impact' opzet) en het schaalniveau waarover uitspraken gedaan kunnen worden (grootschalige correlatieve studies naar de samenhang tussen drukfactoren en de mate van voorkomen en/of trends van insecten waaronder een 'space-for-time' benadering).
- Zowel bij de geselecteerde veldstudies als bij de experimenten zijn er veel methodische verschillen, zodat de resultaten van studies onderling meestal niet goed vergelijkbaar zijn en het al snel een vergelijking wordt tussen appels en peren.

Soortenaantallen, abundantie en biomassa

De meeste projecten waarbij lange-termijn trends van insecten gemonitord worden kijken naar aantallen individuen, soortenrijkdom of soortensamenstelling, maar niet naar de totale biomassa. In dat opzicht vormt de recente studie van Duitse natuurgebieden (Hallmann, Sorg et al. 2017) een uitzondering. Deze rapportage richt zich daarom noodgedwongen vooral op veranderingen in soortenrijkdom en aantallen individuen van insecten. Dit roept de vraag op in hoeverre er een relatie is tussen aantallen individuen, soortenrijkdom en totale biomassa, maar op basis van de beschikbare data kan deze vraag niet goed beantwoord worden. Wel is er een analyse beschikbaar voor een omvangrijke dataset van Amerikaanse graslanden en savannes waarbij voor alle verzamelde insecten het lichaamsvolume bepaald is als een proxy voor biomassa (Siemann, Tilman et al. 1996; Siemann, Tilman et al. 1999). Hieruit blijkt dat het gemiddelde lichaamsvolume sterk verschilt tussen taxonomische groepen (orders) en dat zowel het aantal individuen als het aantal soorten maximaal is bij een intermediair lichaamsvolume. Dit patroon geldt zowel binnen taxonomische groepen als voor de overall-dataset. Een implicatie van deze resultaten is dat verschuivingen in het relatieve aandeel van insectengroepen in een gebied ook invloed hebben op het spectrum aan aanwezige biomassa-klassen. Omgekeerd is het ook mogelijk dat drukfactoren direct leiden tot verschuivingen in biomassa-klassen, zowel tussen insectengroepen als binnen insectengroepen (zie § 6.3.6). Lichaamsvolume heeft namelijk invloed op allerlei belangrijke aspecten van de levenscyclus van insecten (Southwood, 1996; Brown, Gillooly et al. 2004; West and Brown, 2005; Hendriks and Mulder, 2008).

Operationele factoren en drukfactoren

Voor het bepalen van de oorzaken van trends is het nuttig om onderscheid te maken tussen operationele factoren – dat wil zeggen omgevingsfactoren met een direct eco-fysiologisch effect op de performance van insectenpopulaties – en de door mensen beïnvloedbare drukfactoren die direct of indirect invloed hebben op deze operationele factoren. Operationele factoren zijn zeer lastig te kwantificeren op een ruimtelijke en temporele schaal die relevant is voor de perceptie van individuele insecten, zodat dergelijk gegevens bij veel analyses niet beschikbaar zijn. Meestal wordt daarom gebruikgemaakt van informatie over drukfactoren met een meer indirect effect. In deze rapportage wordt voor de bespreking van mogelijke oorzaken zo veel mogelijk aangesloten bij de hiërarchische indeling in drukfactoren ('threats and pressures') zoals die gebruikt wordt door de IUCN (Salafsky, Salzer et al. 2008). In de volgende paragraaf worden de grote lijnen beschreven op basis van IUCN-criteria (§ 6.2.2) en aansluitend worden de belangrijkste drukfactoren nader toegelicht. Gezien het beperkte tijdsbestek is deze bespreking niet uitputtend.

6.2 Inschatting van het relatieve belang van drukfactoren

6.2.1 Trends verschillen tussen regio's, habitattypen en soortgroepen

De recent vastgestelde afname in de biomassa van insecten in natuurgebieden in Duitsland (Hallmann, Sorg et al. 2017) past in het beeld dat naar voren komt uit het literatuuronderzoek. In diverse studies in Europa is een overall-achteruitgang vastgesteld van de soortenrijkdom en/of de aantallen van bepaalde insectengroepen, waaronder dagvlinders (Thomas, Telfer et al. 2004; Van Dyck, Van Strien et al. 2009; Dirzo, Young et al. 2014; Habel, Segerer et al. 2016; Thomas, 2016, Van Swaay, Van Strien et al. 2016), nachtvinders (Conrad, Warren et al. 2006; Fox 2013, Fox, Oliver et al. 2014), zweefvliegen (Reemer, Renema et al. 2009; Vogel, 2017), loopkevers (Brooks, Bater et al. 2012) en wilde bijen (Biesmeijer, Roberts et al. 2006; Goulson, Lye et al. 2008; Carvalheiro, Kunin et al. 2013; Scheper, Reemer et al. 2014).

In het recentste State of Nature-rapport voor Groot-Brittannië wordt voor de periode vanaf 1970 vastgesteld dat 59% van de insectensoorten is afgenomen, terwijl 41% is toegenomen (Hayhow, Burns et al. 2016). Een index op basis van het aantal bezette kilometerhokken en de abundantie voor 1799 soorten terrestrische en aquatische ongewervelden laat een afname zien van 29%. Daarmee scoren ongewervelden in Groot-Brittannië beduidend slechter dan gewervelden (+18%) en planten en korstmossen (+20%). Langetermijntrends zijn vooral voor dagvlinders en nachtvinders goed gedocumenteerd. Met behulp van data van de 'Rothamsted insect survey' is voor nachtvinders in Groot-Brittannië over een periode van 35 jaar een aantalsafname vastgesteld bij 65% van de in totaal 337 soorten, waaronder veel algemene en wijdverspreide soorten (Conrad, Warren et al. 2006). Het

aantal per jaar gevangen individuen liep in deze periode terug met 31%. Ook wereldwijd zijn er aanwijzingen voor een afname van insecten. Bij een analyse van 452 insectensoorten met langlopende tijdreeksen werd een overall-afname van de populatieomvang van 45% vastgesteld over een periode van 40 jaar (Dirzo, Young et al. 2014). Uit de resultaten van een wereldwijde review van ruim 12.000 ongewervelden op basis van IUCN-criteria blijkt dat er niet zozeer een verschil is in de mate van bedreiging tussen gewervelde en ongewervelde dieren, maar dat het aandeel bedreigde soorten groter is in zoetwaterhabitattypen dan in terrestrische habitattypen (Collen, Böhm et al. 2012). Bij de interpretatie van de beschikbare trendgegevens is het goed om in het achterhoofd te houden dat de beschikbare data zeer onvolledig zijn qua ruimtelijke en taxonomische dekking. In vergelijking met andere soortgroepen zijn insecten sterk ondervertegenwoordigd in biodiversiteitsonderzoek en -beleid (Cardoso, Erwin et al. 2011; Dirzo, Young et al. 2014). Dit onderstreept het belang van de voortzetting en aanvulling van bestaande meetreeksen. Ook geldt voor veel soortgroepen in Noordwest-Europa waarschijnlijk dat een groot deel van de achteruitgang van de lokale en soortendiversiteit al in de eerste helft van de twintigste eeuw heeft plaatsgevonden (Sala, Chapin et al. 2000). Zo bleek op basis van een analyse van historische data van bloembezoekende wilde bijen en wespen in Groot-Brittannië dat de snelheid van uitsterven van soorten het hoogst was in de periode tussen 1930 en 1960 (Ollerton, Erenler et al. 2014).

Uit diverse studies waarbij trendanalyses zijn uitgevoerd op subsets van de data blijkt dat er soms grote verschillen zijn in trends tussen soortgroepen (Carvalho, Kunin et al. 2013; Dirzo, Young et al. 2014; Ewald, Wheatley et al. 2015), regio's (Conrad, Warren et al. 2006; Shortall, Moore et al. 2009; Brooks, Bajer et al. 2012; Carvalho, Kunin et al. 2013; Mills, Oliver et al. 2017) en habitattypen (Van Dyck, Van Strien et al. 2009; Brooks, Bajer et al. 2012; Hayhow, Burns et al. 2016). Deze verschillen maken het lastig om algemene uitspaken te doen. Aan de andere kant kunnen dergelijke verschillen aanknopingspunten bieden voor een beter begrip van (of nader onderzoek naar) de oorzaken van langetermijntrends bij insecten.

6.2.2 De belangrijkste drukfactoren in Europa op basis van IUCN-criteria

Een gestandaardiseerde methode voor de beoordeling van drukfactoren

Onder auspiciën van de International Union for Conservation of Nature (IUCN) zijn Europese Rode Lijsten opgesteld voor een enkele insectengroepen, namelijk dagvlinders (Van Swaay, Cuttelod et al. 2010), libellen (Kalkman, Boudot et al. 2010), saproxylicke kevers (Nieto, Alexander et al. 2010) en wilde bijen (Nieto, Roberts et al. 2014; Potts, Biesmeijer et al. 2015). Hierbij werd door expertgroepen de mate van bedreiging van soorten beoordeeld op basis van door IUCN vastgestelde criteria. Een vast onderdeel van de begeleidende rapportage wordt gevormd door een inschatting van de belangrijkste bedreigingen op basis van de literatuur en expert judgement. Voor deze inschatting wordt niet alleen gekeken naar bedreigde soorten, maar ook naar de overige soorten, zodat een generiek beeld gegeven wordt van de belangrijkste knelpunten. Voor de aanduiding van mogelijke oorzaken van veranderingen in het voorkomen van soorten wordt door de IUCN een hiërarchische indeling in drukfactoren gebruikt ('threats and pressures') (Salafsky, Salzer et al. 2008). Hoewel er kritiek geuit is op deze indeling, met name op het ontbreken van een onderscheid tussen factoren met een direct en een meer indirect effect (Balmford, Carey et al. 2009), is er op dit moment geen breed gedragen en werkbaar alternatief beschikbaar (Salafsky, Butchart et al. 2009).

Verschillen tussen soortgroepen in de belangrijkste drukfactoren

In Tabel 6.1 zijn de resultaten samengevat voor de vijf insectengroepen waarvoor een Europese Rode Lijst beschikbaar is. Hieruit blijkt dat er verschillen zijn in het relatieve belang van de drukfactoren tussen de vijf insectengroepen. Deze verschillen vallen waarschijnlijk grotendeels te verklaren door verschillen in de belangrijkste ecologische randvoorwaarden die ze stellen aan hun leefomgeving (Mutshinda, O'Hara et al. 2009; Bink, Groenendijk et al. 2010; New, 2012). Zo hangt de relatief grote gevoeligheid van libellen voor veranderingen in de waterhuishouding samen met het feit dat ze voor een belangrijk deel van hun levenscyclus aan oppervlaktewater gebonden zijn (in tegenstelling tot de andere vier groepen). Dagvlinders zijn vooral gevoelig voor het verdwijnen en de ruimtelijke versnippering van laagproductieve (stikstofarme) open en halfopen biotopen, zoals grasland en heide. Saproxylicke kevers, waarvan de larven geassocieerd zijn met oude bomen of dood hout, zijn juist gevoelig voor kap van oude bossen (dit speelt in Nederland minder) en veranderingen in het bosbeheer. Ook uit de resultaten van een omvangrijke langetermijnmonitoring in Sussex (zie § 6.3.5) blijkt dat er grote verschillen zijn tussen insectengroepen in de gevoeligheid voor veranderingen in omgevingsfactoren.

Tabel 6.1 Overzicht van de belangrijkste drukfactoren voor vijf insectengroepen met een globale indicatie van het relatieve belang: XXX=hoofdoorzaak, XX=top 5, x overige belangrijke drukfactoren. Het overzicht is opgesteld op basis van informatie van de IUCN (Kalkman, Boudot et al. 2010; Nieto, Alexander et al. 2010; Van Swaay, Cuttelod et al. 2010; Nieto, Roberts et al. 2014; Hochkirch, Nieto et al. 2016). Het effect van invasieve soorten en nieuwe pathogenen is voor bijen omhoog bijgesteld, mede op basis van Fuerst, McMahon et al. 2014 en Potts, Biesmeijer et al. 2015.

Drukfactor	Vlinders	Houtbew. kevers	Libellen	Bijen	Sprinkhanen
Intensivering landbouw (inclusief vermessing)	XXX	XX	x	XXX	XXX
Pesticiden (pollution)	x	x	XX	XX	x
Staken van extensief beheer (begrazing / hooien)	XX				XX
Verandering in beheer (excl. landbouw en bosbouw)	x				
Bosbouw (kap, verandering beheer)	XX	XXX	x		x
Habitatversnippering	XX	XX	XX	XX	XX
Veranderingen in waterhuishouding	x		XXX		x
Urbanisatie & bebouwing	x	XX	x	x	XX
Klimaatverandering	XX	x	XX	XX	x
Verstoring door menselijke activiteiten; recreatie	x	x	XX	X	x
Winning grondstoffen				X	x
Invasieve soorten en nieuwe pathogenen	x	x		XX	
Natuurbranden, verandering patroon van	x	x	x	x	XX

Belangrijkste drukfactoren in Europa

Ondanks de verschillen tussen insectengroepen in het relatieve belang van drukfactoren komen er uit de resultaten in Tabel 6.1 toch een paar grote lijnen naar voren. De belangrijkste bedreiging voor de vijf beoordeelde insectengroepen wordt gevormd door intensivering van de landbouw en ook een aantal drukfactoren die deels samenhangen met intensivering van de landbouw scoort hoog, zoals habitatversnippering en vergiftiging door pesticiden (gewasbeschermingsmiddelen). Daarnaast wordt klimaatverandering gezien als een belangrijke drukfactor. Op basis van een wereldwijde review van ruim 12.000 ongewervelden met behulp van IUCN-criteria wordt habitatverlies en -versnippering op wereldschaal gezien als de belangrijkste drukfactor, gevolgd door vervuiling door onder andere stikstof, fosfaat en pesticiden (Collen, Böhm et al. 2012).

6.3 Effect drukfactoren op insecten

6.3.1 Intensivering en homogenisering agrarisch landgebruik

Intensief landgebruik leidt tot afname insectendiversiteit

De Nederlandse landbouwsector behoort tot de productiefste en intensiefste ter wereld (Erisman, Van Eekeren et al. 2014). Extensieve vormen van landbouw worden gekenmerkt door een grote heterogeniteit aan milieucondities en weinig verstoringen door bijvoorbeeld grondbewerking, maaien of beweiding. Er zijn daardoor veel verschillende niches beschikbaar voor insecten (Benton, Bryant et al. 2002; Kleijn, Dimmers et al. 2009). Omdat landbouwkundige intensivering gepaard gaat met een veelvoud aan drukfactoren die ongunstig zijn voor de diversiteit aan insecten (waaronder vermessing, gewasbeschermingsmiddelen, veranderingen in de waterhuishouding, vermindering in de beschikbaarheid van voedselplanten, versnippering van het landschap en het verdwijnen van overhoekjes zonder frequente verstoring), neemt de biodiversiteit op landbouwgronden sterk af met toenemende intensiteit van de landbouw. Zowel op landschapsschaal als op bedrijfsniveau heeft de intensivering van de landbouw gedurende de twintigste eeuw geleid tot een sterke afname van de variatie aan habitattypen (homogenisering), waardoor grote delen van het Nederlandse landschap

tegenwoordig worden gedomineerd door hoogproductieve, maar zeer soortenarme graslanden en akkers (Benton, Vickery et al. 2003; Weeda, Ozinga et al. 2006; Erisman, Van Eekeren et al. 2014). Doordat de drukfactoren onderling vaak sterk gecorreleerd zijn, is het in de praktijk lastig om het relatieve belang te kwantificeren. Enkele achterliggende drukfactoren worden in deze rapportage in aparte paragrafen besproken, maar in deze paragraaf ligt de focus op het overall-effect.

Er zijn vele studies die laten zien dat een hogere landgebruiksintensiteit samenhangt met een sterke reductie van het aantal soorten en de abundantie van insecten (Wilson, Morris et al. 1999; Benton, Bryant et al. 2002; Schweiger, Maelfait et al. 2005; Hendrickx, Maelfait et al. 2007; Kleijn, Kohler et al. 2009; Le Feon, Schermann-Legionnet et al. 2010; Kleijn 2012, IPBES 2016, Potts, Imperatriz-Fonseca et al. 2016; Simons, Weisser et al. 2016; Carrie, Andrieu et al. 2017; Lichtenberg, Kennedy et al. 2017; Mangels, Fiedler et al. 2017). Uit gegevens van het Landelijk Meetnet Vlinders blijkt dat de achteruitgang van vlinders zich in natuurgebieden in Nederland de laatste 15 jaar heeft gestabiliseerd, maar voor soorten die ook in het agrarisch gebied voorkomen, wordt de afname eerder sterker dan zwakker (Wallis de Vries, 2017). Op Europese schaal is voor dagvlinders van graslanden een afname in de abundantie van 30% vastgesteld over een periode van 25 jaar (Van Swaay, Van Strien et al. 2016). De belangrijkste oorzaken voor de afname in West-Europa is volgens de auteurs de intensivering van het landgebruik in het agrarisch gebied. Hierbij wordt aangetekend dat de grootste verliezen in West-Europa al voor het begin van het meetnet opgetreden zijn. De mate van afname is de laatste vijf tot tien jaar afgenomen, mogelijk als gevolg van klimaatverandering (Van Swaay, Van Strien et al. 2016). Bij langlopende monitoring van nachtvlinders in Hongarije werd in de periode 1962-2009 geen afname vastgesteld van de aantallen gevangen nachtvlinders en de lokale soortendiversiteit (α -diversiteit), maar er werd wel een afname waargenomen van het totaal aantal soorten in de regio (γ -diversiteit) en een sterke afname van de variatie tussen meetpunten (β -diversiteit). Het netto-effect hiervan was een sterke homogenisering van de soortensamenstelling van vlindergemeenschappen (Valtonen, Hirka et al. 2017).

Indirecte effecten van intensieve landbouw op natuurgebieden

De in Duitsland vastgestelde achteruitgang van de biomassa van insecten, 76% in 27 jaar (Hallmann, Sorg et al. 2017), is vooral opmerkelijk, omdat deze plaatsgevonden heeft in beschermde natuurgebieden. Op basis van de beschikbare gegevens was het niet mogelijk om vast te stellen welke factoren verantwoordelijk zijn voor deze achteruitgang. De negatieve trend kon echter niet verklaard worden op basis van veranderingen in klimaat, lokale milieucondities (afgeleid uit de vegetatie) of veranderingen in het aandeel van globale landgebruiksklassen in de directe omgeving. De auteurs suggereren daarom dat andere factoren vermoedelijk verantwoordelijk zijn voor de sterke achteruitgang van insectenpopulaties, zoals intensivering van de landbouw. De effecten daarvan kunnen doorwerken in aangrenzende natuurgebieden, bijvoorbeeld via versnippering (§ 6.3.4), vermesting (§ 6.3.2) en negatieve effecten van gewasbeschermingsmiddelen (§ 6.3.5).

6.3.2 Vermesting en verzuring

Effecten van stikstofdepositie in terrestrische ecosystemen

De stikstofbelasting is in Nederland na 1950 exponentieel toegenomen, vooral door emissies vanuit de landbouw. Tussen 1988 en 2005 is de atmosferische stikstofdepositie door brongerichte maatregelen met 35% afgenomen, maar sindsdien is de afname gestagneerd. Parallel met stikstof is ook de fosfaatbelasting toegenomen. De hieronder besproken effecten zijn deels te verklaren uit een algehele toename van de plantaardige productiviteit die niet alleen aan stikstof is toe toeschrijven, maar aan bemesting in bredere zin. Echter, in tegenstelling tot stikstof blijven de effecten van fosfaat in terrestrische ecosystemen grotendeels beperkt tot de lokale schaal waar daadwerkelijk is bemest, terwijl stikstof via de atmosfeer over grotere afstanden wordt getransporteerd en daardoor ook tot ver in grotere natuurgebieden van invloed kan zijn door vermestende en verzurende effecten.

Een verhoogde beschikbaarheid van stikstof kan insecten beïnvloeden via een scala aan mechanismen (Erisman, Galloway et al. 2013; Nijssen, Wallis de Vries et al. 2017; Wallis de Vries and Bobbink, 2017; Wallis de Vries and Van Swaay, 2017). In de eerste plaats zorgen zowel een verhoogde beschikbaarheid van stikstof als bodemverzuring via een grotere dominantie van concurrentiekrachtige grassen ten opzichte van kruiden voor een afname van het bloemenaanbod voor bloembezoekende

insecten, zoals vlinders, bijen en zweefvliegen. Ook voor veel andere insectensoorten die zich voor ten minste een deel van hun levenscyclus voeden met planten zorgt een afname van de soortenrijkdom aan planten voor een afname van de variatie aan beschikbare niches (zie § 6.3.6). In de tweede plaats leidt een hoge stikstofdepositie door de toename in plantaardige biomassa tot een koeler, en voor veel warmteminnende insectensoorten ongunstiger microklimaat (Wallis de Vries and Van Swaay, 2006; Wallis de Vries, Baxter et al. 2011; Klop, Omon et al. 2015; Wallis de Vries and Van Swaay, 2017). Verondersteld wordt dat dit vooral de larvale ontwikkeling in het voorjaar dusdanig belemmert dat dit bij veel soorten tot hogere sterfte leidt. In die periode is de omgevingstemperatuur voor veel insecten nog onvoldoende en is directe zonnestraling essentieel voor de warmtehuishouding. Ten derde leidt een hoge stikstofdepositie en de daarmee vaak samenhangende bodemverzuring tot verandering van de voedselkwaliteit, waardoor er bij insecten tekorten kunnen ontstaan aan andere nutriënten, zoals fosfaat (Tao and Hunter, 2012; Lemoine, Giery et al. 2014). Er zijn sterke aanwijzingen voor negatieve effecten hiervan uit experimentele studies voor dagvlinders (Fischer and Fiedler, 2000; Turlure, Radchuk et al. 2013) en krekels (Nijssen and Siepel, 2010). In Nederlandse heidegebieden werden bij een toenemende overmaat van stikstof ten opzichte van fosfaat (hoge N/P-verhouding) significant minder soorten en lagere dichtheden van loopkevers (Carabidae) en vliegen en muggen (Diptera) gevonden (Vogels, Verberk et al. 2017). Het relatieve belang van de bovengenoemde mechanismen is nog onvoldoende opgehelderd, maar het is voor dagvlinders wel duidelijk dat het aandeel van een klein aantal stikstofminnende soorten in de hele soortengemeenschap toeneemt ten opzichte van die van het grotere aantal stikstofmijdende soorten, waarbij de afname overheerst (Wallis de Vries and Van Swaay 2017). De stikstofdepositie is vanaf de jaren negentig afgenomen en er zijn in natuurgebieden veel herstelmaatregelen uitgevoerd om de effecten van stikstofbelasting tegen te gaan. Dit heeft voor dagvlinders waarschijnlijk geleid tot stabilisatie of beginnend herstel van stikstofgevoelige soorten. Toch is er in veel gebieden nog steeds sprake van een overschrijding van de kritische depositiewaarden voor stikstofgevoelige habitattypen en dit komt bij dagvlinders ook tot uiting in de weliswaar langzamere, maar nog steeds aanhoudende toename van het aandeel stikstofminnende soorten. Het intensieve herstelbeheer dat in sommige gebieden nodig is om de overmaat aan stikstof af te voeren, gaat soms gepaard met nadelige effecten voor insecten (zie § 6.3.8).

Effecten van stikstof en fosfaat in aquatische ecosystemen

Hoewel een verhoging van de beschikbaarheid van stikstof en fosfaat geen direct toxische uitwerking heeft op aquatische insecten, zijn er wel degelijk gevolgen van een dergelijke eutrofiëring voor deze groep. Dit omdat de verhoogde nutriëntengehaltes ervoor zorgen dat aquatische ecosystemen van een heldere, door waterplanten gedomineerde situatie omslaan naar een troebele door algen gedomineerde situatie waarin een andere, soortenarmere insectengemeenschap voorkomt (Scheffer 1998). Zo correleerde de fosfaatbelasting van verschillende Nederlandse waterlichamen met aquatische levensgemeenschappen waarbij minder soorten met een diapause/winterrust of popstadium voorkwamen en meer soorten met een parasitaire levenswijze aanwezig waren dan in gemeenschappen waar de fosfaatbelasting lager was (Ieromina, Musters et al. 2016). Het is echter niet duidelijk of een dergelijke verschuiving ook tot een af- of toename van de totale insectenbiomassa leidt.

De waterkwaliteit is in grote delen van het land de afgelopen decennia duidelijk verbeterd, maar nog onvoldoende om alle doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) te halen. Zo is de hoeveelheid stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater de afgelopen tien jaar nauwelijks verder afgenomen, terwijl er wel flink wat maatregelen zijn genomen. Het is nog onduidelijk welke factoren deze stagnatie veroorzaken en welke maatregelen het effectiefst zijn om de waterkwaliteit verder te verbeteren (Haverkamp and Aan den Rijn, 2017).

Het NEM-Meetnet Libellen heeft over de periode 1998-2008 een aantalstoename laten zien van 40% (Van Swaay, Termaat et al. 2016). Deze toename wordt behalve door klimaatopwarming voor een belangrijk deel toegeschreven aan de genoemde verbetering in waterkwaliteit. Deze toename is de laatste tien jaar echter omgeslagen in een afname van 22%. De oorzaak van die terugval wordt aan andere oorzaken geweten dan aan de belasting met stikstof en fosfaat en hangt mogelijk samen met de belasting van het oppervlakte water met neonicotinoïden (zie § 6.3.5).

6.3.3 Verdroging en ingrepen in de waterhuishouding

Verdroging en ingrepen in de waterhuishouding zijn vooral van invloed op insecten die (deels) aquatisch leven. De ecologische effecten van verdroging zijn in veel gevallen negatief voor de watertypen die daarmee te maken hebben (plassen, meren, sloten, vennen, duinwateren, poelen, bronnen en beken), omdat kenmerkende aquatische organismen hieruit verdwijnen. Echter, in enkele gevallen kunnen ingrepen ook positief uitpakken, omdat door natuurlijke peildynamiek bepaalde vegetatietypen en de daarbij behorende gemeenschappen van insecten weer een kans krijgen (Higler, Elbersen et al. 2002; Verdonschot 2009). Overige ingrepen in de waterhuishouding, zoals de kanalisatie van beken, hebben een negatief effect op het voorkomen van veel aquatische ongewervelden, omdat belangrijke microhabitats verdwijnen en optredende piekafvoeren voor uitspoeling of verhoogde aanvoer van sediment zorgen (Peeters, Brugmans et al. 2006; Didderen, Dekkers et al. 2009; Everall, Johnson et al. in press). Uit onderzoek aan eendagsvliegen (Ephemeroptera) blijkt dat vooral de ontwikkeling van hun eieren zeer gevoelig is voor extra aanvoer van fijn sediment en fosfaat onder invloed van veranderingen in de waterhuishouding (Everall, Johnson et al. in press). Overigens is er de laatste 10-15 jaar veel vooruitgang geboekt in herstel van de waterhuishouding en het vasthouden van neerslag in natuurgebieden, zodat verwacht mag worden dat de nadelige effecten van verdroging op insecten over het geheel weer aan het afnemen zijn.

6.3.4 Versnippering van het landschap

Versnippering van natuurgebieden

De afgelopen eeuw is het oppervlak aan halfnatuurlijke habitats sterk afgenomen door intensivering van de landbouw, verstedelijking en de ontwikkeling van industriegebieden. Door habitatverlies en de daarmee gepaard gaande habitatversnippering zijn de meeste resterende natuurgebieden klein, met een geïsoleerde ligging ten opzichte van elkaar. Het aandeel bos met een oppervlak groter dan 1000 ha is in Nederland bijvoorbeeld slechts 6%, voor heide is dit 24% en voor wetlands 20% (Ovaskainen, 2012). Kleine natuurgebieden hebben een relatief grote randlengte, waardoor de gevoeligheid voor negatieve invloeden van andere drukfactoren vanuit de omgeving toeneemt. Naast deze randeffecten heeft habitatversnippering een sterk negatief effect op de mogelijkheden voor de uitwisseling van individuen tussen verschillende gebieden via dispersie. De mate van voorkomen van een soort in een bepaald gebied is afhankelijk van de dynamische balans tussen koloniaties en het lokaal verdwijnen uit geschikte habitatplekken. Deze balans wordt beïnvloed door de ruimtelijke samenhang tussen de habitatplekken in het landschap, dat wil zeggen de oppervlakte van de habitatplekken en de connectiviteit hiertussen. De eilandtheorie en de metapopulatietheorie laten zien dat bij een geringe ruimtelijke samenhang de kans op lokaal uitsterven van een deelpopulatie toeneemt, terwijl de kans op herkolonisatie van onbezette leefgebieden afneemt. Het negatieve effect van een geringe ruimtelijke samenhang op de overlevingskansen van populaties is vooral goed gedocumenteerd op basis van monitoringgegevens voor vlinders (Hanski, 1998; Ovaskainen and Hanski, 2003; Hanski, Schulz et al. 2017). In het algemeen geldt dat insectensoorten met een lange levensduur en een geringe dispersiecapaciteit gevoeliger zijn voor de negatieve effecten van versnippering (Vermeulen, 1995; Hanski, 1998; Wallis de Vries, 2014; Van Noordwijk, Verberk et al. 2015; Rossetti, Tschardt et al. 2017). Het netto-effect van deze processen is dat een geringe ruimtelijke samenhang van het landschap, met een laag aandeel aan seminatuurlijke elementen, vaak samengaat met een lage rijkdom aan insectensoorten, ook indien gecorrigeerd wordt voor andere factoren (Steffan-Dewenter, Munzenberg et al. 2002; Ouin, Sarthou et al. 2006; Yaacobi, Ziv et al. 2007; Rybicki and Hanski, 2013; Van Noordwijk, Verberk et al. 2015; Herrault, Larrieu et al. 2016; Mabelis and Korczynska, 2016; Rossetti, Tschardt et al. 2017). Uit een review van het effect van habitatversnippering op herbivore insecten bleek dat bij gespecialiseerde soorten over het algemeen ook de abundantie negatief beïnvloed wordt door versnippering. De grote mate van versnippering van leefgebieden wordt in diverse studies beschouwd als een van de grootste bedreigingen voor het behoud en herstel van biodiversiteit (Rosenzweig, 2005; Rybicki and Hanski, 2013; Hanski, 2015).

Verdwijnen van kleine landschapselementen en overhoekjes

Op een kleiner schaalniveau is de ruimtelijke samenhang in veel agrarische gebieden afgenomen door het verdwijnen van kleine landschapselementen, zoals houtwallen, bloemrijke bermen en slootkanten en overhoekjes. In een open en homogeen landschap kunnen dergelijke elementen een belangrijk

leefgebied vormen voor veel insectensoorten en daarmee bijdragen aan de soortenrijkdom, waaronder relatief veel soorten die bij kunnen dragen aan een natuurlijke plaagbeheersing (Tschardtke, Klein et al. 2005; Kleijn and van Langevelde, 2006; Bianchi, Mikos et al. 2013; Bianchi, Schellhorn et al. 2013; Scheper, Holzschuh et al. 2013; Holland, Bianchi et al. 2016; Van Rijn, 2016). Bij soorten die niet al te kritisch zijn ten aanzien van hun leefomgeving is er vaak sprake van overloopeffecten (spillover), waarbij individuen zich vanuit deze landschapselementen verplaatsen naar het aangrenzende agrarisch gebied (Holland, Bianchi et al. 2016; Madeira, Tschardtke et al. 2016), maar het omgekeerde komt ook voor (Blitzer, Dormann et al. 2012). Een overloopeffect kan bijdragen aan het in stand houden van de lokale diversiteit in het agrarisch gebied (via source-sink dynamiek) en kan daarmee bijdragen aan een natuurlijke plaagbeheersing. Onder bepaalde omstandigheden kan een overloopeffect echter ook ongunstig zijn voor de populatieontwikkeling, bijvoorbeeld wanneer een relatief groot aandeel van de individuen zich naar aangrenzend gebied verplaatst om eieren af te zetten, terwijl de kans op overleving van de eieren relatief gering is door intensieve bodembewerking of pesticidengebruik (Battin, 2004; Gilroy and Sutherland, 2007; Hale and Swearer, 2017). Het is nog onvoldoende bekend welke factoren dergelijke overloopeffecten beïnvloeden (Blitzer, Dormann et al. 2012; Tschardtke, Karp et al. 2016; Van Rijn, 2016). Insectensoorten die zich niet in open agrarisch gebied wagen, kunnen lijnvormige landschapselementen soms ook gebruiken als verbindingzone of, vaker, als stapstenen bij de uitwisseling van individuen tussen gebieden (Vermeulen, 1995; Noordijk, 2009; Delattre, Vernon et al. 2013; Van Noordwijk, 2014; Villemey, Peterman et al. 2016). Voor deze soorten kunnen kleine landschapselementen bijdragen aan de ruimtelijke samenhang van het landschap. De mate waarin kleine landschapselementen een positief effect hebben op de soortenrijkdom van insecten is contextafhankelijk en hangt o.a. af van karakteristieken van het agrarisch gebied en de effecten van andere drukfactoren (Kleijn and van Langevelde, 2006; Heard, Carvell et al. 2007). Zo werden bij een analyse van de effecten van het aandeel aan kleine landschapselementen in akkergebieden op de soortenrijkdom aan wilde bijen alleen positieve effecten gevonden in gebieden met een lage stikstof-input (Carrie, Andrieu et al. 2017).

Indirecte effecten

De effecten van versnippering kunnen ook indirect optreden, bijvoorbeeld via negatieve effecten op voedselplanten. In de twintigste eeuw zijn veel plantensoorten met een geringe dispersiecapaciteit in grote delen van het landschap achteruitgegaan door habitatversnippering, maar ook door een verminderde beschikbaarheid van dispersievectoren (Ozinga, Romermann et al. 2009). Over het algemeen zijn insectensoorten van hogere trofische niveaus, zoals zweefvliegen en loopkevers die gedurende ten minste een deel van hun levenscyclus afhankelijk zijn van dierlijk voedsel (zoöfaag), waarschijnlijk gevoeliger voor indirecte effecten van versnippering via hun voedsel dan soorten die zich voeden met plantaardig materiaal. Voor loopkevers in kalkgraslanden werd bijvoorbeeld aangetoond dat de gevoeligheid voor versnippering groter was voor graslandspecialisten met een zoöfage levenswijze dan voor soorten die zich voeden met plantaardig materiaal (Van Noordwijk, Verberk et al. 2015). Een afname van het aandeel aan soorten van hogere trofische niveaus kan vervolgens doorwerken in andere delen van het voedselweb en zo leiden tot een cascade van effecten (zie § 6.3.11).

Een uitsterfschuld door uitgesteld uitsterven

In Nederland is de ruimtelijke samenhang in veel gebieden de laatste decennia weer verbeterd door de ontwikkeling van de Ecologische Hoofdstructuur (thans Nationaal Natuurnetwerk). Diverse studies wijzen er echter op dat versnippering een sluipend proces is waarvan de effecten vaak lang na-ijlen. Voor diverse insectensoorten is vastgesteld dat lokale populaties in versnipperde landschappen zich nog tientallen jaren handhaven voor ze verdwijnen (Hanski and Ovaskainen, 2002; Kuussaari, Bommarco et al. 2009; Bommarco, Lindborg et al. 2014). In Nederland is voor de Heivlinder (*Hipparchia semele*) bijvoorbeeld vastgesteld dat de uitwisseling tussen leefgebieden al vanaf 1965 afnam, maar dat dit pas na 1990 uitmondde in het verdwijnen van populaties (Van Strien, Van Swaay et al. 2011). In landschappen die de afgelopen decennia sterk zijn versnipperd, komen hierdoor tegenwoordig waarschijnlijk nog diverse insectensoorten voor waarvan de lokale populaties niet meer levensvatbaar zijn. Voor deze populaties is er dus sprake van een uitgesteld uitsterven, zodat ze ook wel 'living dead' worden genoemd (Hanski and Ovaskainen, 2002). In versnipperde landschappen resulteert dit in een vertragingseffect in het teruglopen van het soortenaantal, aangeduid als 'uitsterfschuld' (Tilman, May et al. 1994) en de snelheid waarmee het 'overschot aan soorten'

afneemt, kan uitgedrukt worden als de halfwaardetijd, waarbij de helft van de uitsterfschuld is afgelost. Het kan vele tientallen tot honderden jaren duren voordat de halfwaardetijd bereikt is, maar de eerste extincties kunnen al binnen enkele jaren optreden. Er is dus een grote spreiding in de snelheid van extincties, maar er bestaat nog onzekerheid over de factoren die invloed hebben op deze snelheid. Uit een recente meta-analyse van gepubliceerde data over de halfwaardetijd voor vijf groepen, waaronder ongewervelden, blijkt dat er voor ongewervelden een duidelijke relatie is tussen de halfwaardetijd en het habitatooppervlak (Halley, Monokrousos et al. 2016). De auteurs geven echter aan dat de resultaten voor ongewervelden waarschijnlijk minder robuust zijn vanwege het geringe aantal bruikbare studies (weinig langetermijnmonitoring-studies, veel studies met incomplete sampling, vaak geen betrouwbare determinaties tot op soortniveau). Omgekeerd aan een uitsterfschuld is er door natuurherstel en realisatie van het Nationaal Natuurnetwerk in veel gebieden waarschijnlijk ook sprake van een vertragingseffect bij de (her)kolonisatie van soorten, een 'koloniatiekrediet' (Hanski, 2000; Cristofoli and Mahy, 2010). Hierdoor wordt ondanks uitgevoerd habitatherstel het populatieherstel bij weinig mobiele soorten belemmerd door een te grote afstand tussen de overgebleven bronpopulaties en de herstelde natuurgebieden.

6.3.5 Pesticiden

Onzekerheden bij de beoordeling van nadelige effecten op niet-doelsoorten

Pesticiden zijn chemische middelen die worden gebruikt bij de bestrijding van ongewenste organismen, waarbij onderscheid gemaakt kan worden tussen bestrijdingsmiddelen die gericht zijn tegen insecten (insecticiden), onkruiden (herbiciden) en schimmels (fungiciden). Pesticiden worden vooral gebruikt in de landbouw (gewasbeschermingsmiddelen), maar sommige middelen worden daarnaast ook gebruikt bij het groenbeheer door gemeenten, bedrijven en particulieren (CML and Rijkswaterstaat 2018, RIVM 2018). Daarnaast zijn er ook pesticiden die vooral in de industrie en in huishoudens gebruikt worden (biociden), maar waarvan residuen soms in relatief hoge concentraties in de natuur aangetroffen worden (Long and Krupke, 2016; CML and Rijkswaterstaat, 2018). Toelating van gewasbeschermingsmiddelen is alleen mogelijk wanneer de werkzame stof die daarin gebruikt wordt, is goedgekeurd in Europa of in het reviewprogramma is opgenomen nadat de risico's zijn beoordeeld. Hierbij wordt onderzocht bij welk landbouwkundig gebruik geen of acceptabele nadelige milieu- of gezondheidseffecten zullen optreden. De Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) coördineert de beoordeling van de werkzame stoffen en ontwikkelt methoden voor hun risicobeoordeling. Omdat deze toelating op stofniveau plaatsvindt, was het tot voor kort niet mogelijk om eventuele effecten van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen op ecosysteem- of landschapniveau in te schatten. Nu er steeds betere populatiemodellen op landschapsschaal beschikbaar komen, verandert dit in snel tempo en zal dit in de toekomst deel gaan uitmaken van de risicobeoordeling (EFSA 2015). Waar recentelijk nog kleine, lokale effecten op populaties werden geaccepteerd in de toelating omdat herstel binnen een groeiseizoen mogelijk was, wordt er in de huidige toelating binnen de zogenaamde Centrale Zone in Europa, waartoe ook Nederland behoort, steeds meer gekozen voor het standpunt dat gewasbeschermingsmiddelen helemaal geen nadelige gevolgen op niet-doelwitorganismen buiten het geteelde gewas mogen hebben. Diverse factoren dragen bij aan de onzekerheid bij de beoordeling van effecten op populatie- en ecosysteemniveau waaronder: het optreden van cumulatieve effecten op de langere termijn, het optreden van subtiele sub-lethale effecten welke pas in een veel later stadium tot uiting komen, het optreden van interacties met andere drukfactoren en de doorwerking van effecten in het voedselweb via complexe, vaak indirecte, processen.

Insecticiden zijn ontworpen om insecten te bestrijden, zodat deze middelen vaak een direct toxisch effect hebben. Doordat de meeste insecticiden niet specifiek zijn, kunnen veel niet-doelwitsoorten negatief beïnvloed worden, maar zelfs specifieke middelen hebben vaak negatieve effecten op andere insectensoorten (Moreby, Southway et al. 2001). Bij herbiciden en fungiciden zijn de effecten over het algemeen minder sterk en vooral indirect, bijvoorbeeld via een verminderde beschikbaarheid van voedsel (Ewald, Wheatley et al. 2016) of via interacties met andere drukfactoren (Ewald, Wheatley et al. 2015; Ewald, Wheatley et al. 2016; Myers, Antoniou et al. 2016; McArt, Urbanowicz et al. 2017). De effecten op terrestrische en (deels) aquatische insecten worden hier apart besproken.

Effecten op aantalsontwikkelingen van terrestrische insecten in Sussex

Een van de weinige onderzoeksprogramma's waarbij de aantalsveranderingen van een breed spectrum aan insectensoorten worden gemonitord in combinatie met informatie over het gebruik van insecticiden, herbiciden, fungiciden en diverse andere omgevingsfactoren, is de 'GWCT's Sussex Study'. In dit meetprogramma worden in een gebied van 32 km² in de Sussex Downs vanaf 1970 jaarlijks honderd akkers bemonsterd op ongewervelden (insecten, spinnen en springstaarten) waarbij de vangsten ten minste tot op het niveau van families worden gedetermineerd. Daarnaast wordt informatie verzameld over landgebruik, type gewas, akkeronkruiden, vogels en het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen (Brickle, Harper et al. 2000; Ewald, Wheatley et al. 2015). Hiermee is dit wereldwijd het langstlopende onderzoek aan akkers en vormt het een unieke bron voor het inschatten van het relatieve effect van verschillende bestrijdingsmiddelen op insecten. De resultaten van deze studie worden daarom iets uitgebreider besproken.

Voor de analyse van het effect van omgevingsfactoren zijn de taxa op basis van soortgroep (genus, familie of orde) en leeftijdsklasse geaggregeerd tot 26 groepen, waarbij de geselecteerde groepen gedurende de onderzoeksperiode in ten minste de helft van de akkers zijn waargenomen. Voor deze groepen is een jaarlijkse abundantie-index berekend ten opzichte van het startjaar. Op basis van trendanalyses over een periode van 42 jaar bleek dat 12 van de 26 groepen een significante afname vertoonden, waaronder spinnen en loopkevers (Ewald, Wheatley et al. 2015). Overall werd een aantalsafname van 35% vastgesteld, waarbij voor een deel van de soorten de sterkste afname al in de jaren zeventig plaatsvond. Voor het beantwoorden van de kennisvragen is niet zozeer deze overal-trend interessant, maar vooral de analyse van omgevingsfactoren die deze trend kunnen verklaren. Tijdens de monitoringperiode nam het gebruik van insecticiden, herbiciden en fungiciden toe en met behulp van multiple regressie is onderzocht in hoeverre de jaarlijkse aantalsveranderingen per groep verklaard kunnen met behulp van klimaat (neerslag, temperatuur, klimaatextremen) en verschillende typen gewasbeschermingsmiddelen. In Tabel 4.2 worden de resultaten van deze analyse weergegeven. Alhoewel neerslag, temperatuur en weersextremen invloed hadden op de abundantie van diverse soortgroepen (zie § 6.3.7), bleek dat er vooral een effect was van de mate van gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. De gevoeligheid voor gewasbeschermingsmiddelen verschilde sterk tussen de insectengroepen. Opvallend hierbij is dat soortgroepen met overwegend predatoren gevoeliger zijn dan soortgroepen die leven van planten of van dood organisch materiaal (herbivoren en detritivoren). Ook in andere studies werd vastgesteld dat soorten van hogere trofische niveaus over het algemeen gevoeliger zijn voor insecticiden (Stark, Vargas et al. 2007; Guedes, Smagghé et al. 2016). Dit impliceert dat relatief veel soorten die een rol kunnen spelen bij de natuurlijke beheersing van plagen getroffen worden door het gebruik van insecticiden (zie ook § 6.3.11). Hierdoor kunnen insecticiden op de langere termijn een averechts effect hebben, waardoor het steeds lastiger wordt om schadelijke insecten te bestrijden.

Voor vervolganalyses van het effect van verschillende typen pesticiden is gewerkt met een vereenvoudigde indeling in zes soortgroepen. Uit deze analyses blijkt dat het gebruik van insecticiden (rekening houdend met gewasypen en het gebruik van andere gewasbeschermingsmiddelen) is geassocieerd met een significant lagere abundantie van alle zes soortgroepen (Ewald, Wheatley et al. 2016). Een vergelijkbaar resultaat werd verkregen wanneer blad-insecticiden apart werden geanalyseerd, rekening houdend met het gebruik van met neonicotinoïden behandelde zaden. Omgekeerd was het unieke effect van neonicotinoïde pesticiden iets minder sterk dan het effect van blad-insecticiden. Hierbij moet aangetekend worden dat belangrijke groepen bloembezoekende insecten, zoals bijen en zweefvliegen, niet in de analyse meegenomen zijn (zie volgende alinea). Terwijl bij de effecten van extreme weerscondities meestal een snel herstel optrad van de abundantie, was het effect van blad-insecticiden voor de meeste soortgroepen ook aantoonbaar in het daarop volgende jaar zodat er sprake was van een na-ijleffect (carry-over-effect). Het valt te verwachten dat vooral soorten met een langzame levenscyclus bijdragen aan een na-ijleffect, maar om dit vast te kunnen stellen, zijn data op soortniveau nodig. Bij de interpretatie van de gegevens is het goed om in het achterhoofd te houden dat er nog diverse andere omgevingsfactoren zijn die samen kunnen hangen met het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, zoals de mate van bemesting, de intensiteit en/of frequentie van bodembewerking en – daarmee samenhangend – de soortensamenstelling de structuur van het voedselweb. Zelfs met deze gedetailleerde data is het daardoor niet mogelijk om met zekerheid een causaal verband vast te stellen tussen specifieke drukfactoren en de achteruitgang van insectenaantallen.

Tabel 6.2 Resultaten van een multiple regressie van de aantallen per soortgroep (abundantie-index) met als verklarende variabelen temperatuur, regenval en pesticidegebruik. Per omgevingsfactor wordt de regressiecoëfficiënt gegeven voor significante relaties (*= $P < 0.05$, **= $P < 0.001$, ***= $P < 0.001$).

Soortgroep		Test statistic: F3,30	Temperatuur	Neerslag	Pesticiden	
Spinnen	Araneae	3.6 *			-0.09	**
Springstaarten	Collembola	3.76 *		0.076 *		
Bladluizen	Aphididae; Hemiptera	4.59 **	0.146 *	-0.076 *		
Cicaden	Cicadellidae; Hemiptera	4.06 *		-0.183 *		
Spoorcicaden	Delphacidae; Hemiptera	3.6 *	1.676 *		-0.912	**
Wantsen	Heteroptera; Hemiptera	4.06 *				
Wantsen	Heteroptera (adult)	3.07 *				
Wantsen	Heteroptera (nymph)	3.22 *				
Tripsen	Thysanoptera					
Schildwespen	Braconidae; Hymenoptera	7.76 ***		-0.111 *	-0.135	**
Bronswespen	Chalcididae; Hymenoptera	6.64 ***	0.506 *		0.204	*
Loopkevers	Carabidae; Coleoptera	4.64 **			-0.174	**
Kortschildkevers	Tachyporus; Coleoptera	4.68 **		0.062 *	-0.083	**
Kortschildkevers	Tachyporus (adult)	13.66 ***	-0.097 *		-0.071	***
Kortschildkevers	Tachyporus (larve)	3.89 *		0.067 *	-0.085	*
Schimmelkevers pp	Enicmus; Coleoptera	6.76 ***		-0.887 *	-1.255	**
Schimmelkevers, overig	Latridiidae; Coleoptera	8.85 ***		-0.214 **	-0.289	***
Harige schimmelkevers pp	Atomaria; Coleoptera	12.94 ***			-0.105	***
Harige schimmelkevers, overig	Cryptophagidae; Coleoptera	7.45 ***			-0.164	***
Galmuggen	Cecidomyiidae; Diptera					
Paddenstoelmuggen	Mycetophilidae; Diptera					
Dansvliegen	Empididae; Diptera	3.2 *	0.262 *			
Speervleugelvliegen	Lonchopteridae; Diptera	3.52 *		0.082 *		
Mineervliegen	Agromyzidae; Diptera					
Grasvliegen	Opomyzidae; Diptera	3.02 *	1.016 *			
Fruityvliegen	Drosophilidae; Diptera	3.4 *	-0.169 *			

Effecten van neonicotinoïde insecticiden op bloembezoekende insecten

Bij de insecticiden wordt tegenwoordig vooral gebruikgemaakt van zogenaamde systemische middelen. Deze middelen worden opgenomen door de plant en belanden via de sapstroom door de hele plant, inclusief stuifmeel en nectar, zodat de plant van binnenuit beschermd is tegen insectenvraat. Het preventieve gebruik van systemische insecticiden wordt door de agrarische sector beschouwd als een relatief goedkope en effectieve manier om plaaginsecten te onderdrukken en vooral neonicotinoïde insecticiden worden wereldwijd veel gebruikt (Godfray, Blacquiere et al. 2014; Simon-Delso, Amaral-Rogers et al. 2015; Guedes, Smagghe et al. 2016). Neonicotinoïde insecticiden blokkeren de acetylcholine receptoren in de zenuwcel en verstoren zo de overdracht van zenuwimpulsen (Rondeau, Sanchez-Bayo et al. 2014). Omdat deze interne schade in het zenuwstelsel van het organisme blijft oplopen, sterft het insect in korte tijd.

Er verschijnen steeds meer studies in high-impacttijdschriften die uitwijzen dat zelfs zeer lage concentraties van neonicotinoïden kunnen leiden tot negatieve effecten voor allerlei niet-target insectensoorten in terrestrische ecosystemen (Whitehorn, O'Connor et al. 2012; Goulson, 2013; Tennekes and Sanchez-Bayo, 2013; Van der Sluijs, Simon-Delso et al. 2013; Godfray, Blacquiere et al. 2014; Rondeau, Sanchez-Bayo et al. 2014; Sanchez-Bayo, 2014; Rundlof, Andersson et al. 2015; Woodcock, Isaac et al. 2016; Cressey, 2017; Tappert, Pokorny et al. 2017; Tsvetkov, Samson-Robert et al. 2017; Woodcock, Bullock et al. 2017). De effecten zijn vooral onderzocht bij honingbijen, solitaire bijen en hommels, maar recente studies suggereren dat ook voor andere insectengroepen negatieve effecten optreden. Bij vlinders is er zowel in Groot-Brittannië (Gilburn, Bunnefeld et al. 2015) als in Californië (Forister, Cousens et al. 2016) een relatie gevonden tussen neonicotinoïden-gebruik en populatietrends. Door de EASAC, een koepelorgaan van alle nationale academies van wetenschappen van de EU-lidstaten, is een review uitgevoerd van ruim honderd publicaties over de

effecten van neonicotinoïde pesticiden op verschillende aspecten van biodiversiteit (EASAC 2015). Hierin wordt geconcludeerd dat er duidelijk wetenschappelijk bewijs is dat wilde bijen (meer dan honingbijen), vlinders en zweefvliegen ook bij een minieme dosis neonicotinoïden negatief beïnvloed worden wanneer deze stoffen gedurende langere periodes in het milieu aanwezig zijn. Het gaat daarbij om negatieve invloeden op oriëntatievermogen, foeragegedrag en een verminderde werking van het immuunsysteem, waardoor insecten gevoeliger worden voor infecties door parasitaire en virussen (EASAC, 2015; Sanchez-Bayo, Goulson et al. 2016). De EASAC adviseerde de Europese Commissie daarom om maatregelen te nemen tegen neonicotinoïden vanuit het voorzorgsbeginsel en met het oog op duurzame landbouw, biodiversiteit en plaagbeheersing op basis van een ecosysteembenadering (integrated pest management).

Een deel van de wat oudere onderzoeken en het EASAC-rapport werd bekritiseerd door fabrikanten van bestrijdingsmiddelen vanwege het feit dat het onzeker is in hoeverre de gevonden effecten ook een significant negatief effect hebben onder realistische veldcondities en op landschapsschaal. Enkele recente studies in *Nature* en *Science* tonen echter aan dat er ook op landschapsschaal sterk negatieve effecten zijn op de oriëntatie, voortplanting en overleving van honingbijen en wilde bijen (Rundlof, Andersson et al. 2015; Cressey, 2017; Kerr, 2017; Woodcock, Bullock et al. 2017).

De in studies aan bijen gevonden verschillen tussen regio's (Woodcock, Bullock et al. 2017) suggereren dat negatieve effecten niet per se hoeven op te treden wanneer het omringende landschap voldoende afwisselend is, zodat er voldoende alternatief leefgebied voorhanden is. Bij een studie aan wilde bijen bleek bijvoorbeeld dat in met insecticiden behandelde akkergebieden, de rijkdom aan bijensoorten groter was in gebieden met meer kleine landschapselementen (Carrie, Andrieu et al. 2017). Voor een deel hangt dit waarschijnlijk samen met de beschikbaarheid van nectarrijke bloemen. Uit experimenten bleek dat honingbijen die toegang hadden tot nectarrijke voedselplanten niet of minder last hebben van negatieve effecten van neonicotinoïden (Tosi et al. 2017). Ook de beschikbaarheid van voldoende, kwalitatief hoogwaardig stuifmeel reduceert de gevoeligheid van honingbijen voor pesticiden (Wahl and Ulm, 1983). Dit onderstreept het fundamentele belang van de beschikbaarheid van voldoende nectarrijke bloemen (zie § 6.3.6).

Effecten van insecticiden op aquatische insecten

In vergelijking met terrestrische insecten lijken insectensoorten die voor een deel van hun levenscyclus aan water gebonden zijn, relatief gevoelig te zijn voor insecticiden (Roessink, Merga et al. 2013; Van Dijk, Van Staalduinen et al. 2013; Pisa, Goulson et al. in press). De toelating van gewasbeschermingsmiddelen laat geen tot alleen kortstondige kleine effecten van een middel toe voor aquatische insecten (EFSA 2015). Omdat de toelating uitgaat van goed landbouwkundig gebruik van de middelen (waarbij nauwelijks residuen in het oppervlaktewater belanden), aanneemt dat alle relevante emissie routes in ogenschouw genomen worden, per individuele stof plaatsvindt en ook geen ruimtelijke component kent, is het mogelijk dat de effecten in aquatische ecosystemen onderschat worden (Stehle and Schulz, 2015). Zo wordt er vooralsnog geen rekening gehouden met de ruimtelijke schaal waarop een middel gebruikt wordt en of er niet meerdere middelen met eenzelfde werking tegelijkertijd of kort na elkaar gebruikt worden. Dit kan mogelijk verklaren waarom een analyse op verschillende meetlocaties in Nederland (Vijver and van den Brink, 2014) liet zien dat de gehalten van gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater boven hun gestelde normen liggen, waardoor een impact op aquatische levensgemeenschappen niet bij voorbaat uit te sluiten is. Hoge concentraties van insecticiden in het oppervlaktewater zorgen voor mortaliteit en daarmee een directe afname van populaties. Als de concentraties echter lager zijn, dan kunnen zogenaamde sublethale effecten optreden, waarbij insecten onder stress bijvoorbeeld hun ontwikkeling tot het adulte stadium versnellen en als lichtere en kleinere individuen het water verlaten. Omdat kleinere individuen een lager aantal eitjes van mindere kwaliteit bezitten, wordt hiermee tevens het reproductiesucces van de populatie verminderd (Dewey 1986, Gruessner and Watzin 1996; Samsøe-Petersen, Gustavson et al. 2001; Beketov and Liess, 2005; Palmquist, Jepson et al. 2008; Rogers, Schmidt et al. 2016). In Nederlandse oppervlaktewateren werd een sterke overalafname vastgesteld van de abundantie van aquatische ongewervelden bij hogere gehalten van Imidacloprid, een van de meest gebruikte neonicotinoïden (Van Dijk, Van Staalduinen et al. 2013). Met name eendagsvliegen, steenvliegen en kokerjuffers lijken relatief gevoelig voor neonicotinoïden (Roessink, Merga et al. 2013; Van Dijk, Van Staalduinen et al. 2013; Morrissey, Mineau et al. 2015; Pisa, Goulson et al. in press). Mogelijk biedt de belasting met neonicotinoïden ook een gedeeltelijke verklaring voor de geconstateerde afname in de aantallen libellen over de laatste tien jaar (zie § 6.3.2). Er zijn slechts weinig

grootschalige veldstudies uitgevoerd naar de effecten van insecticiden op aquatische insecten; een van de uitzonderingen is een onderzoek in oppervlaktewateren in Duitsland, Oostenrijk en Frankrijk (Beketov, Kefford et al. 2013; Stehle and Schulz, 2015). Hierbij werd een afname van de rijkdom aan families van 30% vastgesteld bij insecticidengehaltes rond de gestelde normen (legally accepted regulatory threshold levels). Bij gehalten van een factor 10 lager dan deze norm werd een afname van de rijkdom aan families vastgesteld van 12%.

Herbiciden en fungiciden

Het meest gebruikte herbicide in Europa is glyfosaat, beter bekend onder de merknaam Roundup en resten van glyfosaat worden in veel monsters van landbouwgronden en oppervlaktewater aangetroffen (Silva, Montanarella et al. in press). De toxiciteit van glyfosaat voor mensen en dieren is een controversieel onderwerp (Myers, Antoniou et al. 2016), maar de Duitse beoordelingsinstantie (BVL) en de Europese agentschappen EFSA en ECHA beschouwen de stof als niet-probleematisch. In de Europese Unie werd eind november 2017 besloten de vergunning voor glyfosaat met vijf jaar te verlengen. Voor insecten hebben herbiciden waarschijnlijk vooral indirecte effecten via een verminderde diversiteit aan plantensoorten in het landelijk gebied (zie § 6.3.6). Ook voor fungiciden zijn er aanwijzingen voor indirecte effecten. Zo kan het fungicide chlorothalonil bijdragen aan een verminderde groei van hommelmkolonies en een grotere vatbaarheid voor de parasiet *Nosema bombi*. Bij een analyse van 284 meetpunten in de Verenigde Staten bleek dat de krimp van het areaal van enkele hommelsorten en de mate van voorkomen van de parasiet het sterkst samenhangt met het gebruik van de fungicide chlorothalonil (McArt, Urbanowicz et al. 2017). Voor honingbijen werd in Canada aangetoond dat de effecten vooral negatief zijn wanneer er sprake is van een cocktail van neonicotinoïde pesticiden en fungiciden (Kerr, 2017; Tsvetkov, Samson-Robert et al. 2017).

6.4 Vermindering in beschikbaarheid voedselplanten

Plantendiversiteit gaat samen met insectendiversiteit

Veel insectensoorten zijn voor hun voedsel afhankelijk van planten. Er is hierbij veel variatie tussen insectensoorten in de plantonderdelen en het spectrum aan plantensoorten die benut worden (Southwood, 1996; Biesmeijer, Richter et al. 1999; Brandle, Amarell et al. 2001; Dennis, Shreeve et al. 2003; Weeda, Ozinga et al. 2006; Forister, Novotny et al. 2015). Uit biodiversiteits-experimenten in Jena (Duitsland) blijkt dat een soortenrijke vegetatie in het algemeen een hogere abundantie en met name een hogere rijkdom aan insectensoorten herbergt (Scherber, Eisenhauer et al. 2010) met een complexer netwerk van trofische interacties (Rzanny and Voigt, 2012). De relatie tussen de soortenrijkdom aan planten en insecten was overigens minders sterk voor hogere trofische niveaus en voor omnivoren (Scherber, Eisenhauer et al. 2010). Omgekeerd bleek dat een hogere diversiteit aan bovengrondse insecten leidt tot een hogere temporele stabiliteit van de plantaardige biomassa-productie (Eisenhauer, Milcu et al. 2011).

De variatie in de soortensamenstelling van insectengemeenschappen wordt sterk bepaald door de soortensamenstelling van plantengemeenschappen. Bij een onderzoek in 47 proefvlakken in graslanden in Nederland bleek dit zelfs de meest bepalende factor, belangrijker dan vegetatiestructuur, aantal bloemen, bodemcondities en karakteristieken van het omringende landschap (Schaffers, Raemakers et al. 2008). Dit gold voor alle onderzochte insectengroepen: bijen (Apidae), zweefvliegen (Syrphidae), snuitkevers (Curculionidae), cicaden (Delphacidae en Cercopidae; Auchenorrhyncha), loopkevers (Carabidae), sprinkhanen en krekels (Orthoptera) en tevens voor spinnen (Araneae). Uit deze onderzoeken blijkt dus dat veranderingen in de soortenrijkdom en de soortensamenstelling van de vegetatie sterk kunnen doorwerken in het voedselweb.

Parallele achteruitgang bloembezoekende insecten en voedselplanten

Er zijn weinig onderzoeken beschikbaar waarin expliciet onderzocht is wat het effect is van een verminderde beschikbaarheid van voedselplanten. Een positieve uitzondering vormen enkele studies aan bloembezoekende insecten, namelijk vlinders, bijen en zweefvliegen. Voor veel bloembezoekende insecten verschaffen bloemen essentiële voedselbronnen, zoals stuifmeel (bron van eiwitten en mineralen) en nectar (voor de energievoorziening). Zo is voor hommels aangetoond dat de overleving van kolonies kleiner is indien er gedurende het seizoen in een straal van 250-1000 m van de kolonie onvoldoende geschikte bloemen aanwezig zijn (Carvell, Bourke et al. 2017). Voor honingbijen is

aangetoond dat een tekort aan bloemen met goed bereikbare en kwalitatief goede nectar ook indirecte effecten kan hebben via een verhoogde gevoeligheid voor neonicotinoid-pesticiden (Tosi et al. 2017). Er is dus blijkbaar een interactie-effect tussen de negatieve effecten van insecticiden (zie § 6.3.5) en het aanbod aan geschikte nectarplanten in het landschap.

In agrarisch gebruikte graslanden is een hoge rijkdom aan voedselplanten voor vlinders en wilde bijen (aantal plantensoorten en abundantie) grotendeels beperkt tot percelen met een goed gebufferde (niet verzuurde) bodem met een lage beschikbaarheid van stikstof, kalium en vooral fosfaat (Ozinga, Geerts et al. 2016). Het gaat hierbij vaak om plantensoorten met een relatief geringe dispersiecapaciteit die gevoelig zijn voor versnippering en die in de twintigste eeuw in grote delen van het agrarisch gebied achteruitgegaan zijn (Ozinga, Romermann et al. 2009). Een correlatief verband tussen de trend van voedselplantensoorten en langetermijntrends van bloembezoekende insecten is in Nederland aangetoond voor dagvlinders (Wallis de Vries, Van Swaay et al. 2012), bijen (Biesmeijer, Roberts et al. 2006; Scheper, Reemer et al. 2014) en zweefvliegen (Biesmeijer, Roberts et al. 2006). Voor wilde bijen is deze relatie nader onderzocht, waarbij de voedselvoorkeur per soort werd bepaald via de analyse van stuifmeel op bijen in museumcollecties van voor 1950 (Scheper, Reemer et al. 2014). Hieruit bleek dat de langetermijnpopulatiestrend van bijensoorten voor een groot deel verklaard kan worden door de populatiestrend van hun waardplanten. Ook bleek dat grotere soorten harder achteruitgegaan zijn dan kleinere soorten. Wellicht omdat zij meer voedsel nodig hebben en dus afhankelijk zijn van een groter bloemaanbod. Dit suggereert dat er voor grotere soorten tegenwoordig mogelijk sprake is van een selectiedruk ten gunste van kleinere individuen. Op basis van museumcollecties was het inderdaad mogelijk om aan te tonen dat vrouwtjes van grote bijensoorten in Nederland over een tijdsbestek van ruim honderd jaar inderdaad kleiner geworden zijn (Oliveira, Freitas et al. 2016). In hoeverre dergelijke verschuivingen ook bij andere soortgroepen optreden, is onbekend.

6.4.1 Klimaatverandering

Verschuivingen in het verspreidingsgebied van soorten

Voor veel groepen koudbloedige dieren, waaronder insecten, is een uitbreiding van het verspreidingsgebied in noordwaartse richting waargenomen die (mede) wordt toegeschreven aan de effecten van een stijging van de gemiddelde temperatuur (Parmesan, Ryrholm et al. 1999; Hickling, Roy et al. 2005; Hickling, Roy et al. 2006; Parmesan, 2006; Devictor, Van Swaay et al. 2012; Kerr, Pindar et al. 2015; Mason, Palmer et al. 2015). Een studie op basis van Europese vlindermeetnetten toont aan dat in twintig jaar tijd (1990-2008) vlindergemeenschappen gemiddeld 114 km naar het noorden opgeschoven zijn (Devictor, Van Swaay et al. 2012). Hoewel dit een aanzienlijke verschuiving is, is het niet genoeg om aan de rand van het verspreidingsgebied in de pas te lopen met de verschuiving in de gemiddelde temperatuur. In dezelfde periode zijn de temperatuur-isothermen gemiddeld 250 km naar het noorden verschoven, zodat er een verschil is van 135 km. In dezelfde studie wordt op basis van Europese monitoringdata voor vogels berekend dat vogels nog sterker uit de pas lopen (212 km). De auteurs verklaren dit verschil door de gemiddeld langere levenscyclus van vogels en het feit dat vogels, in tegenstelling tot insecten, warmbloedig zijn.

Interactie met effecten van versnippering en vermessing

Bij de warmteminnende vlindersoorten is er een groot aantal soorten dat niet van de opwarming weet te profiteren (Devictor, van Swaay et al. 2012; Boggs, 2016). Dit heeft waarschijnlijk te maken met de effecten van twee andere drukfactoren. In de eerste plaats is de dispersiecapaciteit van veel insectensoorten beperkt, zodat de migratiesnelheid door intensief landgebruik waarschijnlijk sterk beperkt wordt (Warren, Hill et al. 2001; Oliver, Marshall et al. 2015; Oliver, Gillings et al. 2017). Omgekeerd hebben klimaatvariabelen invloed op de dispersieactiviteit van insecten, waarbij een hogere temperatuur in een gematigd klimaat voor sommige soorten leidt tot meer dispersie (Kuussaari, Rytteri et al. 2016). Experimenten met kunstmatige meta-community's laten zien dat opwarming voor een deel van de insectensoorten een netto positief effect kan hebben op de lokale abundantie, zolang er voldoende voedsel beschikbaar is en de connectiviteit tussen de habitatplekken voldoende groot is (Grainger and Gilbert, 2017).

In de tweede plaats zorgt een hoge stikstofdepositie voor veel warmteminnende insectensoorten voor een ongunstig microklimaat (zie § 6.3.2). Klimaatopwarming leidt namelijk tot vervroeging van het

groeiseizoenen van planten, maar omdat veel planten al groeien bij temperaturen waarbij insecten nog in rust blijven, zorgt dit ervoor dat de larvale ontwikkeling van veel insecten achter gaat lopen op de plantengroei. In het voorjaar kunnen rupsen in de sneller opgroeiende vegetatie dan minder profiteren van de zonnestraling om een optimale lichaamstemperatuur te bereiken. Dit zorgt ervoor dat soorten die zich juist in het voorjaar ontwikkelen sterk achteruitgaan ten opzichte van soorten die als pop of vlinder overwinteren en daarmee al klaar zijn om uit te vliegen. Dit effect wordt versterkt door stikstofdepositie, dat de productiviteit van de vegetatie verder verhoogt (Wallis de Vries and Van Swaay, 2006; Wallis de Vries, Baxter et al. 2011; Wallis de Vries and Van Swaay, 2017). Het achterlopen van de opschuiving van vlinderpopulaties bij klimaatopwarming kan daarmee niet alleen op het conto worden geschreven van belemmerde dispersie door versnippering, maar komt ook door afnemende habitatkwaliteit voor de meeste soorten die afhankelijk zijn van laagproductieve habitats (Van Swaay, Van Turnhout et al. 2017).

Effecten van weersextremen

Op lokale schaal is niet zozeer het gemiddelde klimaat bepalend, maar de ruimtelijke en temporele variatie in het microklimaat (Paaijmans, Heinig et al. 2013; Colinet, Sinclair et al. 2015; Boggs, 2016; Maino, Kong et al. 2016). Klimaatverandering leidt naar verwachting tot een toenemende kans op extremen van droogte en hevige neerslag. De effecten hiervan zijn nog slecht bekend. Voor negatieve effecten van extreme droogte bestaat groeiende evidentie (Wallis de Vries, Baxter et al. 2011; Oliver, Marshall et al. 2015; Tack, Mononen et al. 2015), maar voor hevige neerslag is deze nog anekdotisch (Ewald, Wheatley et al. 2015; Wallis de Vries, 2011).

Verschillen tussen soortgroepen

De respons van insecten ten aanzien van temperatuur, neerslag en klimaatextremen verschilt sterk tussen soorten en soortgroepen. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de langetermijnmonitoring van ongewervelden in Sussex (zie Tabel 4.2). Van de 26 onderzochte groepen waren er 10 gevoelig voor weersextremen. In extreem warme en droge jaren nam de gemiddelde abundantie toe voor spinnen (Araneae), cicaden (Cicadellidae), volwassen wantsen (Heteroptera), tripsen (Thysanoptera), schildwespen (Braconidae), schimmelkevers (Enicmus en overige Lathridiidae). Voor spoorcicaden (Delphacidae), harige schimmelkevers (Cryptophagidae) en paddenstoelenmuggen (Mycetophilidae) was er een toename van de gemiddelde abundantie in zowel extreem warme en droge jaren als in extreem koude en natte jaren. Meestal keerde de abundantie van deze 10 groepen binnen een jaar weer terug naar het langetermijngemiddelde. Bij de langetermijntrends was er bij sommige soortgroepen sprake van een significante correlatie met temperatuur en/of neerslag, zodat verwacht kan worden dat klimaatverandering deze soortgroepen kan beïnvloeden. Voor 5 van de 7 groepen met een significant effect van temperatuur ging het om een toename van de abundantie met temperatuur. Deze resultaten suggereren dat klimaatverandering eerder leidt tot veranderingen van de soortensamenstelling dan tot een afname van de diversiteit van insecten. Een van de insectengroepen waarvoor een toenemende abundantie werd vastgesteld in relatie tot temperatuurverhoging zijn bladluizen. Dit komt overeen met bevindingen uit de langetermijnmonitoring in Groot-Brittannië via de 'Rothamsted Insect Survey' (Bell, Alderson et al. 2015). Hierbij werd voor alle 55 bestudeerde soorten over een periode van 50 jaar een vervroeging van het vliegseizoen vastgesteld en voor 85% tevens een verlenging van het vliegseizoen. Voor ruim de helft van de soorten werd een toename van de jaarlijks gevangen aantallen vastgesteld.

Effecten op aquatische insecten

In aquatische ecosystemen is vastgesteld dat bij een toenemende temperatuur de grootte van adulte eendagsvliegen (Ephemeroptera) en vliegen en muggen (Diptera) afneemt (Akey, Potter et al. 1978, Wright and Mattice 1981, Atkinson 1995). Hierbij moet echter worden opgemerkt dat de geteste temperatuurverschillen in deze experiment soms aanzienlijk waren (bijvoorbeeld in een reeks van 20 tot 30 graden Celsius). Echter, bij kleinere verschillen van slechts 3 graden Celsius boven de preferente temperatuur was deze trend ook waarneembaar bij steenvliegen (Sweeney, Vannote et al. 1986). Een review van de effecten van temperatuurstijging gaf aan dat de grootte van adulte insecten afnam 86% van de onderzochte soorten (Horne, Hirst et al. 2017). En hoewel het totale percentage verandering in adulte grootte relatief constant is met de jaarlijkse temperatuurrange, verschilt dit wel tussen verschillende biotopen. Het aantal soorten met een (semi-)aquatische levenswijze dat een reductie in adulte grootte laat zien, is bijna drie keer hoger dan bij het aantal soorten met een terrestrische levenswijze.

6.4.2 Intensief beheer van natuurgebieden en bossen

Natuurbeheer

Buiten het agrarisch gebied kan een intensief beheer via maaien, begrazing en plaggen een negatief effect hebben op diversiteit aan insectensoorten en de biomassa hiervan. De belangrijkste factoren die het uiteindelijke effect van beheermaatregelen op insecten beïnvloeden, zijn de beschikbaarheid van voedselplanten (hoeveelheid en diversiteit), de aanwezigheid van structuurvariatie in bodem en vegetatie en de beschikbaarheid van microhabitats voor overwinterende insecten (Van Klink, Van der Plas et al. 2015).

Bij een maaibeheer in natuurgebieden (vaak via hooien met afvoer van het maaisel) wordt tegenwoordig bij de uitvoering steeds vaker rekening gehouden met insecten door het beheer gefaseerd uit te voeren. In het landelijk gebied kunnen schrale bermen een belangrijk toevluchtsoord vormen voor vele insectensoorten (Noordijk, 2009), maar in veel gevallen is het maaibeheer in het landelijk gebied ongunstig voor insecten doordat er geklepeld wordt of er te vroeg en/of te vaak gemaaid wordt (Vermeulen, 1995; Hoffmann, 2005; Noordijk, 2009).

In veel natuurgebieden worden open terreindelen beheerd met behulp van grote grazers. Over het algemeen is de diversiteit aan insecten het hoogst bij een relatief lage tot intermediaire begrazingsdruk en/of bij voldoende ruimtelijke en temporele variatie in begrazingsdruk (Van Klink, Van der Plas et al. 2015). In diverse onderzoeken is vastgesteld dat een hoge begrazingsintensiteit en/of een gebrek aan ruimtelijke en/of temporele variatie een negatief effect had op de soortendiversiteit van bepaalde insectengroepen, o.a. in graslanden (Poyry, Luoto et al. 2006; Schrama and Van der Plas, 2013; Van Klink, Van der Plas et al. 2015; Van Noordwijk, Baeten et al. 2017), heide (Wallis de Vries, Noordijk et al. 2016), duinen (Nijssen, Wouters et al. 2014; Wallis de Vries, 2015) en kwelders (Esselink, Ens et al. 2016).

Zowel klimaatverandering als een hoge stikstofdepositie kan leiden tot een hogere biomassaproductie, waardoor het voor het open houden van de vegetatie in natuurgebieden soms nodig is om de intensiteit en/of frequentie van het beheer te verhogen. Met name in habitattypen die gevoelig zijn voor een hoge stikstofdepositie treedt er bij het beheer vaak een dilemma op tussen de afvoer van een overmaat aan stikstof (via regulier beheer of via herstelmaatregelen in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof) en het behoud van voldoende voedselplanten en structuurvariatie voor insecten (Jones, Stevens et al. 2017; Maes, Declerck et al. 2017, Wallis de Vries and Bobbink 2017). Een nadeel van de Programmatische Aanpak Stikstof is dat er bij de uitbreidingsmogelijkheden van economische activiteiten nabij stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden alvast een voorschot wordt genomen op effecten van herstelmaatregelen op de biodiversiteit die nog niet gerealiseerd zijn (Schoukens, 2017).

Bosbouw

In bossen kunnen voor soorten die geassocieerd zijn met oude bomen of dood hout (saproxylicische soorten) knelpunten ontstaan door de oogst van hout. Op Europese schaal is dit vastgesteld voor saproxylicische kevers (§ 6.2.2). In Nederland speelt dit probleem minder, omdat hier het aandeel ouder bos gedurende de twintigste eeuw sterk is toegenomen. Voor zweefvliegen met larven die afhankelijk zijn van dood hout en/of oudere bomen is bijvoorbeeld een sterke toename vastgesteld voor veel soorten (Reemer, 2003). Hierbij past echter de kanttekening dat veel kenmerkende soorten voor groot dood hout of zeer oude levende bomen (veteranenbomen) in Nederland nog ontbreken (Jagers op Akkerhuis, Wijdeven et al. 2005).

De populatietrend van bossoorten laat bij vlinders een gemengd beeld zien tussen verschillende soorten. Zo gaat een typische bossoort als de grote weerschijnvlinder de laatste jaren weer flink vooruit. Andere soorten doen het aanmerkelijk slechter. Zo kwam de kleine ijsvogelvlinder vroeger algemeen voor, maar nu veel minder. De keerzijde van het ouder worden van bossen is dat de hogere, dichtere begroeiing minder licht doorlaat en er ook minder open plekken in het bos zijn (CBS, PBL et al. 2017). Bij bosmieren (*Formica spec.*) is in veel bosgebieden een achteruitgang vastgesteld, waarbij dichtgroei en verruiging door successie en stikstofdepositie en verstoring van nesten door boswerkzaamheden worden genoemd als mogelijke verklaringen (Mabelis and Korczynska, 2016).

6.4.3 Exoten en nieuwe parasieten

Door de globalisering is de uitwisseling van soorten, inclusief parasieten, tussen continenten sterk toegenomen. Bij de meeste nieuwe soorten ('exoten') leidt dit niet tot problemen, maar een klein deel van de soorten kan zich sterk uitbreiden ('invasieve exoten') en met name bij nieuwe parasieten, zoals virussen, bacteriën, schimmels en protozoën, kan dit leiden tot problemen voor inheemse soorten (Daszak, Cunningham et al. 2000; Harvell, Mitchell et al. 2002; Crowl, Crist et al. 2008). Negatieve effecten van nieuwe parasieten bij insecten zijn vooral gedocumenteerd voor honingbijen (Blacquière, Van der Steen et al. 2009; Genersch and Aubert, 2010; Wilfert, Long et al. 2016) en hommels (Goka, Okabe et al. 2006; Graystock, Yates et al. 2013; Goulson, Nicholls et al. 2015). Voor hommels speelt de commerciële productie van hommelveolken voor de bevruchting van kasgroenten (o.a. tomaat, paprika, aubergine en komkommer) waarschijnlijk een belangrijke rol bij de overdracht van nieuwe parasieten. Het wereldwijde transport van deze hommels heeft waarschijnlijk geleid tot een grootschalige herverdeling van ziektes over de hele wereld (Graystock, Yates et al. 2013; Gisder and Genersch, 2017). Voor sommige parasieten kunnen bloemen dienen als een soort doorgeefluik waarbij de ene insectensoort de parasiet afzet op de bloemen en een volgende bezoeker (al dan niet van een andere soort) de parasiet oppikt. Een dergelijke overdracht van parasieten tussen soorten is experimenteel aangetoond voor honingbijen en hommels (Graystock, Goulson et al. 2015). Dit experiment liet tevens zien dat sommige plantensoorten een effectiever platform vormden voor de doorgifte van parasieten dan anderen soorten. Er zijn sterke aanwijzingen dat parasieten die traditioneel werden beschouwd als typisch voor honingbijen (o.a. *Nosema ceranae*) ook voor diverse hommelsorten een opkomende bedreiging vormen (Graystock, Yates et al. 2013; Fuerst, McMahon et al. 2014; Goulson, Nicholls et al. 2015; Potts, Biesmeijer et al. 2015). Ook voor andere insectengroepen kunnen nieuwe parasieten waarschijnlijk negatieve effecten hebben, maar dit is nog nauwelijks onderzocht.

Hoewel er van de impact van exotische parasieten en ziektes op aquatische insecten weinig bekend is, hebben invasieve exoten wel degelijk impact op aquatische insecten. Dit doordat er bijvoorbeeld een nieuwe predatiedruk ontstaat op locaties waar deze eerst niet was en door de hoge snelheid waarmee dit gaat, krijgen prooi-insecten onvoldoende tijd om zich aan te passen. Dit was met name het geval bij de introductie van zonnebaars en Amerikaanse hondsvij in Brabantse vennen en regenboog- en bronforel in beeklopen in Limburg en de Veluwe (Soes and Broeckx, 2010; Spikmans, Van Kessel et al. 2010). Andere effecten vinden plaats omdat invasieve exoten, zoals Amerikaanse rivierkreeften, een grote impact op waterplanten vegetaties kunnen hebben (Roessink, Gylstra et al. 2017) waardoor de daar karakteristieke soortgemeenschappen verdwijnen (Geiger, Alcorlo et al. 2005).

6.4.4 Lichtvervuiling

Door de toenemende verstedelijking is de hoeveelheid kunstlicht in Nederland de laatste decennia sterk toegenomen. Kunstlicht kan een versturende invloed hebben voor nacht-actieve insecten, zoals nachtvlinders (Spoelstra, Van Grunsven et al. 2015). Bij nachtvlinders zijn negatieve invloeden experimenteel vastgesteld op het foeragegedrag (Van Langevelde, Van Grunsven et al. 2017), de ontwikkeling en de voortplanting (Van Geffen 2015). Uit de analyse van verspreidingsgegevens blijkt dat nachtvlindersoorten die nachtactief zijn en op licht afkomen tussen 1985 en 2015 in Nederland sterk in aantal zijn afgenomen, terwijl soorten die dagactief zijn of 's nachts niet op licht afkomen stabiel zijn gebleven (Van Langevelde, Braamburg-Annegarn et al. in press). Ook andere factoren die samenhangen met urbanisatie hebben mogelijk een negatief effect op de abundantie van insecten, zoals de toenemende verkeersdruk (Baxter-Gilbert, Riley et al. 2015), de verharding van veel tuinen (Jones and Leather, 2012; Dennis, Morgan et al. 2017) en het gebruik van insecticiden in tuinen en parken. Kwantitatieve gegevens over het belang van deze factoren voor aantalsveranderingen bij insecten ontbreken echter.

6.4.5 Gevolgen van een afname van insecten voor het functioneren van ecosystemen

Een sterke afname van insecten (soortenrijkdom, aantallen en biomassa) heeft waarschijnlijk grote gevolgen voor het functioneren van ecosystemen. De bekende bioloog Edward O. Wilson heeft het in dit verband over "the little things that run the world" (Wilson, 1987). Het in beeld brengen van deze gevolgen valt buiten het kader van deze kennisdeskvraag, maar hier worden enkele aspecten aangestipt.

Voor veel mensen is de meest in het oog springende functie van insecten de rol die ze spelen bij de bestuiving van veel van onze voedselgewassen (Garibaldi, Steffan-Dewenter et al. 2013; Kleijn, Winfree et al. 2015). Het gaat dan niet alleen over de gehouden honingbijen, maar over een heel scala aan in het wild voorkomende soorten bijen en zweefvliegen. Juist een goede mix en een diversiteit van bestuivende soorten is van belang voor de stabiliteit en kwaliteit van ons voedselsysteem. Het leeuwendeel van de bestuiving van landbouwgewassen wordt echter verzorgd door een relatief beperkte groep algemene soorten (Kleijn, Winfree et al. 2015; Winfree, Fox et al. 2015). Voor het functioneren van ecosystemen spelen bloembezoekende insecten vooral een belangrijke rol bij de bestuiving van een groot deel van de wilde plantensoorten (Ollerton, Winfree et al. 2011). Een afname van de diversiteit en abundantie van bestuivende insecten kan leiden tot bestuivingstekorten en (bij gewassen) tot een afname van de gewasopbrengst (Potts, Biesmeijer et al. 2015; De Groot, Knoben et al. 2016).

Daarnaast zijn er veel diersoorten die zich voeden met insecten en voor deze dieren kan een afname van de totale biomassa van insecten grote gevolgen hebben. Trends in biomassa zeggen iets over de hoeveelheid bulkvoedsel die beschikbaar is voor insectenetende vogels, vleermuizen, egels, vissen, amfibieën en reptielen. Doordat veel aquatische insecten alleen hun larvale stadium in het water doorbrengen en voor hun voortplanting het water weer verlaten, zijn de aquatische systemen sterk verbonden met hogere trofische niveaus in terrestrische ecosystemen (Walters, Fritz et al. 2008; Epanchin, Knapp et al. 2010). Er wordt vermoed dat een te geringe beschikbaarheid en bereikbaarheid van insecten een van de belangrijke oorzaken is van de achteruitgang van vele vogelsoorten die hun jongen geheel of grotendeels met insecten voeden, waaronder veldleeuwerik, gele kwikstaart, graspieper, boerenzwaluw, huiszwaluw, spreeuw, grauwe gors, grutto, tapuit, spotvogel, grauwe vliegenvanger en wielewaal (Siepel, 1990; Wilson, Morris et al. 1999; Brickle, Harper et al. 2000; Kleijn, Dimmers et al. 2009; Epanchin, Knapp et al. 2010; Paquette, Garant et al. 2013; Hallmann, Foppen et al. 2014; Ottens, Kuiper et al. 2014; Van Oosten, Van den Burg et al. 2014). Voor insectenetters is naast de totaal beschikbare biomassa ook de verdeling over verschillende grootteklassen van belang. Zo is het voor de overleving van kuikens van weidevogels als grutto, patrijs en veldleeuwerik belangrijk dat er voldoende grote insecten beschikbaar zijn (Martin, Scott et al. 2000; Kleijn, Dimmers et al. 2009; Ottens, Kuiper et al. 2014). Het belang van insectenbiomassa voor de voedselketen roept de vraag op in hoeverre de gedocumenteerde achteruitgang van diverse insectengroepen invloed heeft op de verdeling over gewichtsklassen. Hierover is echter nog nauwelijks informatie beschikbaar, maar de aanwezige studies suggereren dat grote insectensoorten relatief gevoelig zijn voor diverse drukfactoren. Naast de hoeveelheid insecten is voor veel insectenetende vogels waarschijnlijk ook de diversiteit aan insectensoorten van belang voor de gezondheid en groei van kuikens (Westoby, 1978; Tinbergen, 1981; Borg and Toft, 2000; Donald, Muirhead et al. 2001; Ramsay and Houston, 2003).

Naast een verminderd voedselaanbod voor insectenetters treden er waarschijnlijk ook meer complexe effecten op in het voedselweb, bijvoorbeeld doordat trofische niveaus verschillen in hun gevoeligheid voor drukfactoren. Er zijn aanwijzingen dat bij insecten hogere trofische niveaus gevoeliger zijn voor versnippering (zie § 6.3.4), gewasbeschermingsmiddelen (zie § 6.3.5) en de vermindering van de beschikbaarheid van voedselplanten (zie § 6.3.6). Een afname van het aandeel aan soorten van hogere trofische niveaus kan vervolgens doorwerken in andere delen van het voedselweb en zo leiden tot een cascade van effecten (Olf, Alonso et al. 2009; Thompson, Brose et al. 2012). Zo kan een vereenvoudiging van het voedselweb, waarbij vooral soorten van hoge trofische niveaus wegvallen, leiden tot grote veranderingen in de abundantie van insectensoorten die zich voeden met planten (Vidal and Murphy, 2018). Dit kan er vervolgens toe leiden dat de beschikbare nutriënten minder efficiënt benut worden in het ecosysteem (Wang and Brose, 2018). Voor het in beeld brengen van dergelijke complexe effecten kan het nuttig zijn om de metapopulatie-benadering uit te breiden naar een meta-community-benadering (Holyoak and Leibold, 2005; Schiesari, Leibold et al. in press).

In de landbouw kunnen natuurlijke plaagbestrijders (vanuit de boer gezien 'de vijand van de vijand') een belangrijke rol spelen bij het onderdrukken van plaaginsecten. Het gaat hierbij om soorten van hogere trofische niveaus, zoals zoöfage zweefvliegen en loopkevers. Een afname van dergelijke soorten kan leiden tot een afname van de capaciteit voor natuurlijke plaagbeheersing. Hierdoor kan een negatieve spiraal ontstaan waarbij nog meer insecticiden gebruikt worden om schadelijke insecten te bestrijden. Omgekeerd kan een beter inzicht in dergelijke relaties aangrijpingspunten bieden voor een meer systeemgerichte benadering waarbij de capaciteit voor natuurlijke plaagbeheersing vergroot wordt (Van der Putten, Vet et al. 2001; Bianchi, Booij et al. 2006; Lacey, Grzywacz et al. 2015; Holland, Bianchi et al. 2016; Van Lenteren and Vet, 2017).

7 Welk onderzoek is nodig om de oorzaken van de achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland in kaart te brengen?

Dit hoofdstuk vat de belangrijkste resultaten uit de voorgaande hoofdstukken kort samen om op basis daarvan te komen tot een prioritering van onderzoeksvragen die dringend moeten worden beantwoord ten aanzien van de (oorzaken van de) achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland. Naast informatie uit de voorgaande hoofdstukken is hierbij nadrukkelijk gebruikgemaakt van de informatie en inzichten die verkregen zijn tijdens de workshop op 31 januari 2018 en de daaraan voorafgaande enquête die door de meeste deelnemers aan de workshop is ingevuld.

7.1 De relevantie voor Nederland van de studie van Hallmann et al. (2017)

De reflectie op het artikel in hoofdstuk 3 laat zien dat **de resultaten van de studie van Hallmann et al. (2017) robuust zijn**. In Duitse natuurreservaten, die grotendeels gelegen zijn in de aan Nederland grenzende deelstaat Noordrijn-Westfalen, is de biomassa vliegende insecten tussen 1989 en 2016 met ongeveer driekwart afgenomen. De onderzoeksgebieden zijn ad hoc en niet willekeurig gekozen, waardoor enige voorzichtigheid geboden is met het extrapoleren van de resultaten. Ook maakt de studie niet duidelijk wat de onderliggende oorzaken zijn van de achteruitgang. **De resultaten van de studie van Hallmann et al. (2017) zijn grotendeels te extrapoleren naar Nederland**, aangezien de natuurgebieden voornamelijk liggen in gebieden met hetzelfde klimaat en hoogteligging als Nederland en bestaan uit habitattypen die ook in Nederland algemeen voorkomen, zoals heide en matig voedselrijk grasland (hoofdstuk 4). Hoewel exacte cijfers ontbreken, is er weinig reden aan te nemen dat de grootte van de natuurgebieden en intensiteit van de omliggende landbouwgebieden sterk verschillen van die in Nederland.

Nederland is wereldwijd een van de landen met de grootste en meest gedetailleerde datasets van het voorkomen van insecten. Desondanks zijn **in Nederland geen data beschikbaar waarmee een vergelijkbare analyse kan worden uitgevoerd als die gedaan is door Hallmann et al. (2017)** (hoofdstuk 5). De biomassa van insecten wordt slechts sporadisch bepaald en nooit in langlopende studies die gebruikmaken van een gestandaardiseerde methode die nodig is om trends goed van de effecten van andere factoren te scheiden. Voor vlinders en libellen is betrouwbare informatie beschikbaar over trends in aantallen insecten gebaseerd op gestandaardiseerde tellingen, hoewel een relatief groot deel van de tellingen gedaan zijn in natuurgebieden en het agrarisch gebied relatief slecht gedekt is. Trends in aantallen zijn vaak indicatief voor trends in biomassa. Verschillen kunnen echter veroorzaakt worden door een verschuiving in soortensamenstelling (minder grote en meer kleine soorten) en het kleiner worden van individuele soorten in de loop van de tijd (Olinda et al. 2016). Er zijn betrouwbare trendschattingen beschikbaar van bijen en zweefvliegen. Deze trends zijn echter gebaseerd op veranderingen in relatief grofmazige verspreidingsgegevens en zijn niet eenvoudig te vertalen naar veranderingen in aantallen of biomassa. Er is nog een aantal datasets die informatie kunnen leveren over trends van andere insectengroepen, waarvan de belangrijkste zijn de Limnodata Neerlandica database van aquatische insecten, de Noctua-database van macronachtvlinders en de zogenaamde 'leuke vliegen'-database van dazen, wapenvliegen, roofvliegen, wolzwevers en blaaskopvliegen. Hiervan zijn nu in het beste geval voorlopige, nog niet gepubliceerde analyses beschikbaar, maar deze datasets hebben de potentie om na grondige analyse belangrijke gaten in onze kennis over trends van groepen insecten te dichten. De vele overige insectendatasets zijn niet of nauwelijks geschikt om algemene uitspraken over trends te doen, omdat ze een te korte periode bestrijken, in te weinig gebieden zijn uitgevoerd en/of gebruikmaken van niet-gestandaardiseerde methoden.

7.2 Nederlandse trends en vermoedelijke oorzaken

Vrijwel alle wetenschappers zijn het erover eens dat insecten in Nederland zijn afgenomen de afgelopen jaren. De trends van individuele soortengroepen waarvoor informatie beschikbaar is, vertonen echter niet allemaal een eenduidige afname (hoofdstuk 5). Dat is niet vreemd, omdat insecten uit een groot aantal ordes en families bestaan met vaak sterk contrasterende levenswijzen en habitatvoorkeuren. Effecten van de verschillende drukfactoren (zie hoofdstuk 6), maar ook van natuurbeschermingsmaatregelen, kunnen hierdoor per soortengroep verschillend uitpakken waardoor de resulterende trend ook kan verschillen per soortengroep. Ook elders in Noordwest-Europa zijn er sterke aanwijzingen voor een afname van insecten, waarbij er voor veel insectengroepen sprake is van een vermindering van zowel het aantal soorten als het aantal individuen. Deze aantalsafname geldt niet alleen voor zeldzame soorten, maar ook voor veel algemene en wijdverbreide soorten. Er is veel onderzoek uitgevoerd naar de oorzaken van de achteruitgang van insectenpopulaties in Noordwest-Europa. Hieruit blijkt dat **er nooit één specifieke oorzaak voor de achteruitgang van insectenpopulaties is aan te wijzen**, maar dat het gaat om een reeks van factoren die elkaar ook nog eens kunnen beïnvloeden. In de natuur hangt alles met alles samen en door allerlei methodische beperkingen is het zeer lastig om oorzakelijke verbanden tussen een specifieke factor en een populatietrend echt hard te maken (er kan zelden een 'smoking-gun' worden aangetoond). Een duidelijke conclusie die echter wel getrokken kan worden uit de veelheid aan studies die aan dit onderwerp gedaan zijn, is dat **er een aantal factoren is die met de landbouw samenhangen en die zelfstandig en in combinatie de langetermijnafname van insectenpopulaties verklaren**. Dit zijn (1) de intensivering en homogenisering van het agrarisch landgebruik, (2) het gebruik van meer stikstof en fosfaat dan het landbouwkundig systeem kan vasthouden, (3) het gebruik van insecticiden en (4) de versnippering van het landschap. De veelgenoemde factor klimaatverandering kan insecten zowel positief als negatief beïnvloeden en lijkt geen overall negatief effect op insectengemeenschappen te hebben. De invloed van deze factoren kan ook tot in natuurgebieden doordringen, waarbij de effecten soms lang kunnen na-ijlen.

De goed gedocumenteerde trends in Nederlandse bijen, dag- en nachtvlinders zijn alle negatief. Met name aan de trends van de dagvlinders moet veel waarde gehecht worden, omdat dit de enige soortengroep is waarvan de aantallen al gedurende lange tijd op een gestandaardiseerde wijze geïnventariseerd worden en waar in de analyse gecorrigeerd wordt voor verschillen in regio's en habitattypen. Waar de achteruitgang van dagvlinders die kenmerkend zijn voor het agrarisch landschap onverminderd doorgaat, lijkt de achteruitgang van soorten die nu nog vrijwel uitsluitend in natuurgebieden voorkomen in belangrijke mate tot staan te zijn gebracht (Wallis de Vries, 2017). Dit komt mogelijk omdat deze laatste groep nu nog uitsluitend voorkomt in hun laatste en sterkste bolwerken, waar ze hebben kunnen profiteren van gericht herstelbeheer. Dit beeld wordt grotendeels onderbouwd door de trend in de verspreiding van bijen, waarbij opgemerkt moet worden dat deze veel minder indicatief is voor een achteruitgang van de populatieomvang, omdat een soort lang in aantal achteruit kan zijn gegaan voordat deze uit een gebied verdwenen is. **De zware belasting met stikstofdepositie in heel Nederland blijft echter een bedreiging voor de meeste soorten**, zoals uitvoerig is vastgesteld voor dagvlinders (Wallis de Vries & Van Swaay, 2013; zie ook § 6.3.2). Mogelijk ligt hierin ook de oorzaak van de achteruitgang van bepaalde groepen zweefvliegen, met name de soorten met larven die voorkomen in voor eutrofiering gevoelige voedselarme laag- en hoogveenmoerassen en beek begeleidende moerassen (M. Reemer, mondelinge mededelingen). De Nederlandse trends van insectensoorten waarvoor goede gegevens beschikbaar zijn, tonen over het algemeen een minder sterke afname dan is gevonden in de studie van Hallmann et al. (2017). Mogelijk komt dit doordat in Nederland ontwikkelingen in het landgebruik die de biodiversiteit negatief beïnvloeden (bijv. intensivering van de landbouw, beheer openbare ruimte) eerder plaatsvonden dan in Duitsland, zodat hier de grootste afname heeft plaatsgevonden voordat men is gaan monitoren. Ook **kunnen de Nederlandse trends in aantallen en verspreiding van afzonderlijke soortengroepen niet zonder meer vergeleken worden met trends in biomassa van alle vliegende insecten**. In Nederland zijn trends in belangrijke mate gebaseerd op trends in de verspreiding van soorten en het is onduidelijk hoe deze zich verhouden tot trends in aantallen of biomassa. De Nederlandse trends zijn gebaseerd op waarnemingen die voornamelijk in (soms grote) natuurgebieden gedaan zijn. Er is vrijwel geen informatie beschikbaar over de trends van insecten in het agrarisch gebied, dat toch meer dan de helft van het oppervlak van Nederland bestrijkt en waar insecten het sterkst worden blootgesteld aan factoren die hun populatietrend negatief beïnvloeden.

Het is daarnaast onbekend welk deel de aaibare soorten als bijen, vlinders, libellen en zweefvliegen, waarover we in Nederland de beste informatie hebben, uitmaken van de totale insecten gemeenschap. **Als minder aaibare soorten als bijvoorbeeld buismuggen, dansmuggen, langpootmuggen, afvalvliegen en bochelvliegen in aantal en biomassa belangrijker zijn dan bijen, vlinders en libellen dan zijn trends van deze laatste groep soorten weinig indicatief voor trends van de insecten gemeenschap als geheel.** Omgekeerd zijn de resultaten van Hallmann et al. (2017) niet noodzakelijkerwijs indicatief voor alle insectengroepen, omdat malaisevallen vooral effectief zijn in het vangen van vliegen (Diptera) en vliesvleugeligen zoals bijen en wespen (Hymenoptera; Van Achterberg, 2009). Dit zijn overigens dan wel weer de belangrijkste groepen die in de grond en vegetatie voorkomen van (meer of minder intensief beheerde) Nederlandse landbouwgraslanden en daar de bulk van de biomassa van vliegende soorten uitmaken (Kleijn et al. 2007). Hoewel er zeker verbeterlagen te maken zijn in het beheer van natuurgebieden en de openbare ruimte om ze geschikter te maken als leefgebied voor insecten, is het duidelijk dat de landbouw een doorslaggevende rol speelt bij ontwikkelingen in de aantallen insecten in Nederland. In de eerste plaats vanwege het grote areaal dat de landbouw in Nederland inneemt en de versnipperende werking daarvan op de resterende leefgebieden van insecten, waarvoor de moderne landbouw geen ruimte biedt. In de tweede plaats door de hoge belasting van het milieu met meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen. Het merendeel van de insectensoorten is gebonden aan stabiele, laagproductieve milieus. Deze zijn in agrarische gebieden vrijwel niet meer te vinden en in natuurgebieden zijn deze condities alleen met grote moeite en continue inzet van herstelbeheer te handhaven. **Bij voortzetting van het huidige landbouwsysteem lijkt het daarom niet mogelijk om de biodiversiteit aan insecten in Nederland duurzaam te behouden en herstellen.** Welke aspecten van de moderne landbouw het schadelijkst zijn voor insecten is niet duidelijk en het is de vraag of het nut heeft hier veel energie in te steken gezien het feit dat deze aspecten sterk met elkaar samenhangen en ze zowel individueel als in combinatie nadelig uitpakken voor insecten. **Kleine aanpassingen aan het landbouwkundige teeltsysteem zullen waarschijnlijk onvoldoende zijn om de negatieve trend te keren.** Daarvoor zijn omvangrijkere en structurele veranderingen in de bedrijfsvoering nodig. Een dergelijke natuurinclusieve landbouw vereist niet alleen aanpassingen op het boerenbedrijf, maar ook in de agrifoodketen, het beleid en het financieringssysteem, omdat een systeemverandering alleen gerealiseerd kan worden als er een goed verdienmodel voor de agrarisch ondernemers aan ten grondslag ligt. Het nog nader uit te werken Deltaplan Biodiversiteitsherstel kan hierbij een belangrijke rol spelen.

Dat systeemveranderingen het tij kunnen keren, lijkt te worden geïllustreerd door de trends in de aantallen libellen (hoofdstuk 5). Deze insecten, die het grootste deel van hun leven als larve in het water doorbrengen, hebben waarschijnlijk (tijdelijk) geprofiteerd van de verbeteringen in de waterkwaliteit die sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw zijn gerealiseerd als gevolg van de bouw van rioolwaterzuiveringen en mestwetgeving (Hosper et al. 2011). Ook de vooruitgang van zweefvliegen met hout-bewonende larven heeft vermoedelijk te maken met structurele veranderingen in het landgebruik in Nederland; in dit geval de uitbreiding van oud bos (Zeegers & van Steenis 2009). Libellen lijken echter alweer over hun hoogtepunt heen en vertonen sinds 2007 een negatieve trend. Hier zouden de negatieve effecten van de voortschrijdende intensivering van de landbouw na verloop van tijd de positieve effecten van de verbeterde waterkwaliteit teniet hebben gedaan, waarbij in dit geval vooral blootstelling aan neonicotinoiden en andere pesticiden worden genoemd als boosdoeners (Van Dijk et al. 2013). **Met uitzondering van de effecten van stikstofdepositie op vlinders zijn alle hierboven genoemde verklaringen overigens plausibele interpretaties, maar niet meer dan dat.** Nader onderzoek is nodig om vast te stellen wat de exacte oorzaken zijn voor de waargenomen trends.

7.3 De belangrijkste benodigde kennisvragen ten aanzien van insectentrends

Een belangrijke constatering die getrokken kan worden uit de voorgaande hoofdstukken, en die ook naar voren kwam tijdens de workshop op 31 januari 2018, is dat de achteruitgang van insectenpopulaties in Nederland waarschijnlijk alleen te keren is door een integrale benadering van het landschap. Inzetten op maatregelen ter bevordering van insecten in uitsluitend natuurgebieden – en

eventueel de groene dooradering – zonder aanpassingen op landbouwgrond leveren waarschijnlijk weinig op, omdat positieve effecten van beheer te niet zullen worden gedaan door de negatieve effecten van intensieve landbouw. Nederland is wereldwijd een van de landen met de meest intensieve landbouw. Wij lopen nu tegen de grenzen aan van wat door de samenleving acceptabel gevonden wordt. Niet alleen schadelijke effecten op biodiversiteit, maar ook die op de volksgezondheid, het dierenwelzijn en de aantrekkelijkheid van het landschap spelen daarin een rol. De uitdaging is naar een natuurinclusief beheer van het gehele landschap te gaan, waarin de effecten van natuurbeheer in reservaten in combinatie met beheer van de openbare ruimte en het beheer van landbouwgronden leiden tot het behoud van gezonde insectengemeenschappen en de daarvan afhankelijke hogere trofische niveaus (vogels, reptielen, amfibieën en zoogdieren). Dit kan op termijn een nieuw exportproduct opleveren: duurzame productiesystemen van hoogwaardige landbouwproducten in aantrekkelijke landschappen waarin het fijn werken, wonen en recreëren is en waar voldoende plek is voor de wilde soorten planten en dieren die van deze gebieden afhankelijk zijn voor hun voortbestaan. Veel landen zijn Nederland, qua intensiteit van de landbouw, hard achterna aan het gaan en zullen binnenkort tegen dezelfde problemen aanlopen.

Een tweede belangrijke constatering is dat we feitelijk niet precies weten hoe slecht het met insecten in Nederland gaat. We hebben in Nederland meer informatie dan welk ander land ook over voorkomen en trends van insecten. De trends die uit deze informatie zijn af te leiden, suggereren dat insecten zwaar onder druk staan. Maar de informatie die we hebben, is gebaseerd op een beperkt aantal soortengroepen die vooral in natuurgebieden worden geïnventariseerd en waarvan onduidelijk is hoe representatief ze zijn voor insecten in het algemeen. Om tot goed onderbouwde nieuwe vormen van natuurinclusief landschapsbeheer te komen, moet dus een aantal belangrijke kennishiaten gevuld worden. In volgorde van prioriteit zijn dit:

Kennishiaat I: Welke (combinatie van) maatregelen leiden tot positieve insecten trends?

Gezien de urgentie van het probleem van de achteruitgang van insectenaantallen is het belangrijk dat er niet eerst onderzoek gedaan wordt en dan pas actie ondernomen wordt. Er moet handelingsperspectief zijn. Het is ook nu al mogelijk om op basis van de recentste inzichten een herstelstrategie op te stellen die in concrete gebieden uitgevoerd kan worden. Deze strategie zal verschillen per gebied, omdat voor bijvoorbeeld een veenweidegebied een andere combinatie van maatregelen effectief zal zijn dan voor een kleinschalig agrarisch landschap op de hogere zandgronden. Uit oogpunt van efficiëntie verdient het aanbeveling om aan te haken bij lopende initiatieven of pilots (bijv. pilots natuurinclusieve landbouw, Friese pilot CO₂ vasthouden middels waterpeilverhoging). De effecten van deze maatregelen op insecten zullen moeten worden gemonitord en geëvalueerd. De uitkomsten van dit onderzoek dienen vervolgens te worden gebruikt voor de verbetering van het beheer in een iteratief proces. De integratie van begeleidend onderzoek in pilots, volgens de zogenaamde living lab-benaderingen (Maas et al. 2017), is van essentieel belang, omdat er tot nog toe te veel wordt uitgevoerd zonder dat vastgesteld wordt of maatregelen ook de gewenste effecten hebben. Het gevolg daarvan is dat na afloop van een pilot alle betrokkenen meestal weer overgaan tot de orde van de dag en alle investeringen voor niets zijn geweest. Het verdient aanbeveling het monitoringswerk in de pilots te standaardiseren met eventuele landelijke monitoringsprogramma's of monitoring in andere pilots. Hierdoor versterken monitoringsprogramma's en effectmetingen elkaar en het maakt het tevens mogelijk effecten van maatregelen in specifieke gebieden met elkaar en met een landelijke referentie te vergelijken.

Kennishiaat II: Insecten trends in het Nederlandse agrarische gebied zijn onbekend

De beantwoording van deze kennisvragen maakt duidelijk dat er in Nederland vrijwel geen informatie is over trends van insecten in het agrarisch gebied. Dat geldt niet alleen voor insecten op de landbouwgronden zelf, maar ook voor insecten in de groene dooradering in landbouwgebieden. Vrijwel alle in Nederland beschikbare trends van insecten zijn grotendeels gebaseerd op waarnemingen uit natuurgebieden. Dit wordt in belangrijke mate veroorzaakt doordat onze beste insectentrends gebaseerd zijn op data die door vrijwilligers verzameld worden. Vrijwilligers tellen begrijpelijkerwijs vooral op plekken waar wat interessants te zien is. Vanwege de sterke bias richting natuurgebieden bestaat het risico dat de waargenomen trends niet representatief zijn voor Nederland als geheel. Het ligt voor de hand dat trends in natuurgebieden minder negatief zijn dan trends in agrarische gebieden en dat populaties hier als gevolg van herstelmaatregelen eerder opkrabbelen. Dat kan ertoe leiden dat

we op basis van deze gegevens de conclusie trekken dat onze natuurbeschermingsinspanningen succesvol zijn in het stoppen van de achteruitgang, terwijl deze in werkelijkheid nog steeds doorgaat. Omdat het waarschijnlijk niet haalbaar is vrijwilligers in te zetten bij insectenmonitoring in het agrarisch gebied, verdient het aanbeveling een monitoringsprogramma op te zetten gericht op qua aantal en functie belangrijke soortengroepen (zie volgende kennishiaat). Standaardisatie van monitoring is belangrijk, omdat hierdoor de gegevens kunnen worden gebruikt als controle om de effecten van maatregelen in pilots (kennishiaat I) tegen af te zetten.

Kennishiaat III: Gebrek aan kennis over de samenstelling van insectengemeenschappen hindert begrip over oorzaken voor achteruitgang

Kennis over de samenstelling van insectengemeenschappen maakt het mogelijk om te begrijpen wat de effecten zijn van veranderingen van landgebruik en hoe deze eventueel gecompenseerd kunnen worden. Bijen zijn bijvoorbeeld talrijker in droge, schrale habitats met kale grond. Vliegen zijn juist talrijker in natte productievriendelijke habitats. Hoe verder wordt ingezoomd op soortniveau, hoe beter trends te begrijpen zijn. Op dit moment is echter zelfs op ordeniveau (bijv. libellen, wantsen, steenvliegen, kevers) vrijwel onbekend welke insecten het grootste deel van de aantallen en biomassa uitmaken en hoe dat varieert tussen typen habitats. Dit maakt het onmogelijk om trends in aantallen van de geïnventariseerde groepen insecten, zoals vlinders, te koppelen aan trends in insecten in het algemeen. Mensen zijn van nature geneigd de trends van verschillende soortengroepen te middelen. Als bijvoorbeeld bijen een negatieve trend vertonen en haften een positieve trend, dan bestaat al snel de indruk dat insecten gemiddeld genomen stabiel zijn. Maar als bijen veel talrijker zijn dan haften, dan gaan de aantallen als geheel en dus ook de biomassa van insecten naar beneden, met mogelijke gevolgen voor de hogere trofische niveaus. Samenstelling van insectengemeenschappen hoeft niet per se gemonitord te worden, maar het verdient wel aanbeveling hier meer inzicht in te krijgen. Dat kan bijvoorbeeld door entomologische voedselwebben in kaart te brengen van een aantal in Nederland veelvoorkomende habitattypen, zowel in beschermde gebieden als op boerenland. Op basis van deze informatie kan vervolgens besloten worden welke insectengroepen het best gemonitord kunnen worden in de pilots (kennishiaat I) of de landbouwgebieden (kennishiaat II), bijvoorbeeld omdat ze qua aantal het belangrijkste zijn.

Kennishiaat IV: Onduidelijk is welke informatie er al in bestaande datasets zit

Er ligt ook nu al een aantal datasets die mogelijk informatie bevatten die gebruikt kunnen worden om meer inzicht te krijgen in insectentrends en eventueel de effecten van veranderingen in het landgebruik (hoofdstuk 5). Met name de Limnodata Neerlandica-dataset lijkt wat dit betreft veelbelovend vanwege de omvang van de dataset en de lange tijdsperiode waarover data beschikbaar zijn. Omdat dit soort datasets niet verzameld is met als doel om trends in de tijd vast te stellen, bestaat de mogelijkheid dat factoren die het voorkomen van insecten beïnvloeden, verstrengeld zijn met de tijd waardoor ze trendschattingen kunnen beïnvloeden. Het verdient aanbeveling te verkennen in hoeverre deze datasets geschikt zijn voor trendanalyses en eventueel vervolgonderzoek naar de onderliggende oorzaken. Koppeling van dit soort grootschalige datasets kan, mits dit zorgvuldig gebeurt, een efficiënte manier zijn om in korte tijd meer inzicht te verkrijgen in grootschalige patronen (Hallmann et al. 2014). Dit kan hypothesen genereren over welke aanpassingen op landschapsniveau het effectiefst zijn om de achteruitgang van insectenpopulaties tot staan te brengen, welke getoetst kunnen worden in pilots (kennishiaat I).

Literatuur

- Akey, D. H., H. W. Potter and R. H. Jone (1978). Effects of Rearing Temperature and Larval Density on Longevity, Size, and Fecundity in the Biting Gnat *Culicoides variipennis*. *Annals of the Entomological Society of America* 71(3): 411-418.
- Atkinson, D. (1995). Effects of temperature on the size of aquatic ectotherms: Exceptions to the general rule. *Journal of Thermal Biology* 20(1): 61-74.
- Balmford, A., P. Carey, V. Kapos, A. Manica, A. S. L. Rodrigues, J. P. W. Scharlemann and R. E. Green (2009). Capturing the Many Dimensions of Threat: Comment on Salafsky et al. *Conservation Biology* 23(2): 482-487.
- Barendregt, A., Steenis, W. & Smit, J.T. 2009. Historisch overzicht en databank. In: Reemer, M., Renema, W., Steenis, W. van, Zeegers, Th., Barendregt, A., Smit, J.T., Veen, M.P. van, Steenis, J. van & Leij, L.J.J.M. van der: *De Nederlandse zweefvliegen*. Nederlandse Fauna, 8. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey – Nederland.
- Battin, J. (2004). When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- Baxter-Gilbert, J. H., J. L. Riley, C. J. H. Neufeld, J. D. Litzgus and D. Lesbarrères (2015). Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation* 19(5): 1029-1035.
- Beketov, M. A. and M. Liess (2005). Acute contamination with esfenvalerate and food limitation: Chronic effects on the mayfly, *Cloeon dipterum*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(5): 1281-1286.
- Beketov, M. A., B. J. Kefford, R. B. Schäfer and M. Liess (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(27): 11039-11043.
- Bell, J. R., L. Alderson, D. Izera, T. Kruger, S. Parker, J. Pickup, C. R. Shortall, M. S. Taylor, P. Verrier and R. Harrington (2015). Long-term phenological trends, species accumulation rates, aphid traits and climate: five decades of change in migrating aphids. *Journal of Animal Ecology* 84(1): 21-34.
- Benton, T. G., D. M. Bryant, L. Cole and H. Q. P. Crick (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39(4): 673-687.
- Benton, T. G., J. A. Vickery and J. D. Wilson (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182-188.
- Bianchi, F. J. J. A., C. J. H. Booij and T. Tschirntke (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(1595): 1715-1727.
- Bianchi, F., N. A. Schellhorn and S. A. Cunningham (2013). Habitat functionality for the ecosystem service of pest control: reproduction and feeding sites of pests and natural enemies. *Agricultural and Forest Entomology* 15(1): 12-23.
- Bianchi, F., 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., J. A. P. Richter, M. Smeets and M. J. Sommeijer (1999). Niche differentiation in nectar-collecting stingless bees: the influence of morphology, floral choice and interference competition. *Ecological Entomology* 24(4): 380-388.
- 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(5785): 351-354.
- Biesmeijer, J.C. 2017. Position paper Bijen ten behoeve van rondetafelgesprek 29 november 2017.
- Bink, F., D. Groenendijk and J. Buitenhuis-Dagstra (2010). Ruimte voor insecten : een nieuwe visie op insectenbescherming. Zeist, KNNV.

-
- Blacquièrè, T., J. M. M. van der Steen and A. C. M. Cornelissen (2009). Visie bijenhouderij en insectenbestuiving : analyse van bedreigingen en knelpunten. Wageningen, Plant Research International.
- Blitzer, E. J., C. F. Dormann, A. Holzschuh, A. M. Klein, T. A. Rand and T. Tscharntke (2012). Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 146(1): 34-43.
- Boggs, C. L. (2016). The fingerprints of global climate change on insect populations. *Current Opinion in Insect Science* 17: 69-73.
- Bommarco, R., R. Lindborg, L. Marini and E. Ockinger (2014). Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. *Diversity and Distributions* 20(5): 591-599.
- Borg, C. and S. Toft (2000). Importance of insect prey quality for grey partridge chicks *Perdix perdix*: a self-selection experiment. *Journal of Applied Ecology* 37(4): 557-563.
- Brandle, M., U. Amarell, H. Auge, S. Klotz and R. Brandl (2001). Plant and insect diversity along a pollution gradient: understanding species richness across trophic levels. *Biodiversity and Conservation* 10(9): 1497-1511.
- Brickle, N. W., D. G. C. Harper, N. J. Aebischer and S. H. Cockayne (2000). Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 742-755.
- Brooks, D. R., J. E. Bater, S. J. Clark, D. T. Monteith, C. Andrews, S. J. Corbett, D. A. Beaumont and J. W. Chapman (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1009-1019.
- Brown, J. H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V. M. Savage and G. B. West (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85(7): 1771-1789.
- Cardoso, P., T. L. Erwin, P. A. V. Borges and T. R. New (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144(11): 2647-2655.
- Carrie, R., E. Andrieu, A. Ouin and I. Steffan-Dewenter (2017). Interactive effects of landscape-wide intensity of farming practices and landscape complexity on wild bee diversity. *Landscape Ecology* 32(8): 1631-1642.
- 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. H. J. Schaminée, M. F. Wallis de Vries and J. C. Biesmeijer (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 16(7): 870-878.
- Carvell, C., A. F. G. Bourke, S. Dreier, S. N. Freeman, S. Hulmes, W. C. Jordan, J. W. Redhead, S. Sumner, J. Wang and M. S. Heard (2017). Bumblebee family lineage survival is enhanced in high-quality landscapes. *Nature* 543(7646): 547-549.
- CBS, PBL, RIVM and WUR. (2017). Fauna van het bos, 1990-2015 (indicator 1162, versie 14 , 3 januari 2017). [www.clo.nl](http://www.clo.nl/indicatoren/nl1162-fauna-van-het-bos). from <http://www.clo.nl/indicatoren/nl1162-fauna-van-het-bos>.
- Chave, J. (2013). The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20years? *Ecology Letters* 16: 4-16.
- CML and Rijkswaterstaat. (2018). Atlas Bestrijdingsmiddelen in Oppervlaktewater, www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl.
- Colinet, H., B. J. Sinclair, P. Vernon and D. Renault (2015). Insects in Fluctuating Thermal Environments. *Annual Review of Entomology*, Vol 60. M. R. Berenbaum. 60: 123-140.
- Collen, B., M. Böhm, R. Kemp and J. E. M. Baillie (2012). Spineless: status and trends of the world's invertebrates, Zoological Society of London, United Kingdom.
- Compendium van de Leefomgeving (2016). Gebiedsgrootte terrestrische ecosystemen, 1990-2014. URL: <http://www.clo.nl/indicatoren/nl1588-gebiedsgrootte-ecosystemen>
- Compendium voor de Leefomgeving (2017). Fauna van de duinen, 1990-2015. Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen University & Research Centre, Wageningen. <http://www.clo.nl/indicatoren/nl1123-fauna-van-de-duinen>
- Conrad, K. F., M. S. Warren, R. Fox, M. S. Parsons and I. P. Woiwod (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 132(3): 279-291.

-
- Cressey, D. (2017). Neonics vs Bees. *Nature* 551(7679): 156–158.
- Cristofoli, S. and G. Mahy (2010). Colonisation credit in recent wet heathland butterfly communities. *Insect Conservation and Diversity* 3(2): 83-91.
- Crowl, T. A., T. O. Crist, R. R. Parmenter, G. Belovsky and A. E. Lugo (2008). The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(5): 238-246.
- Dainese, M., Riedinger, V., Holzschuh, A., Kleijn, D., Scheper, J., Steffan-Dewenter, I. (2018). Managing trap-nesting bees as crop pollinators: Spatiotemporal effects of floral resources and antagonists. *Journal of Applied Ecology*, 55: 195-204.
- Dam, H. van (2009). Evaluatie basismetnet waterkwaliteit Hollands Noorderkwartier: trendanalyse hydrobiologie, temperatuur en waterchemie 198202007. In opdracht van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier. Herman van Dam. Adviseur Water en Natuur. Amsterdam. Rapport 708. 253p.
- Daszak, P., A. A. Cunningham and A. D. Hyatt (2000). Wildlife ecology - Emerging infectious diseases of wildlife - Threats to biodiversity and human health. *Science* 287(5452): 443-449.
- de Groot, G. A., N. Knoben, R. van Kats, W. Dimmers, M. van't Zelfde, M. Reemer, K. Biesmeijer and D. Kleijn (2016). De bijdrage van (wilde) bestuivers aan een hoogwaardige teelt van peren en aardbeien : nieuwe kwantitatieve inzichten in de diensten geleverd door bestuivende insecten aan de fruitteeltsector in Nederland. Wageningen, Alterra Wageningen UR.
- De Vlinderstichting (2017) (december), <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23999>, bericht geplaatst op 18 december 2017.
- De Vlinderstichting (2017) (oktober), <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23845>, bericht geplaatst op 19 oktober 2017.
- Delattre, T., P. Vernon and F. Burel (2013). An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 166: 102-109.
- Dennis, E. B., B. J. T. Morgan, D. B. Roy and T. M. Brereton (2017). Urban indicators for UK butterflies. *Ecological Indicators* 76: 184-193.
- Dennis, R. L. H., T. G. Shreeve and H. Van Dyck (2003). Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102(2): 417-426.
- Devictor, V., C. van Swaay, T. Brereton, L. Brotons, D. Chamberlain, J. Heliola, S. Herrando, R. Julliard, M. Kuussaari, A. Lindstrom, J. Reif, D. B. Roy, O. Schweiger, J. Settele, C. Stefanescu, A. Van Strien, C. Van Turnhout, Z. Vermouzek, M. WallisDeVries, I. Wynhoff and F. Jiguet (2012). Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2(2): 121-124.
- Dewey, S. L. (1986). Effects of the Herbicide Atrazine on Aquatic Insect Community Structure and Emergence. *Ecology* 67(1): 148-162.
- Didderen, K., T. B. M. Dekkers and P. F. M. Verdonschot (2009). Effecten van piekafvoeren op kokerjuffers in laaglandbeken : een experimentele benadering. Wageningen, Alterra.
- Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac and B. Collen (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401-406.
- Donald, P. F., L. B. Muirhead, D. L. Buckingham, A. D. Evans, W. B. Kirby and D. J. Gruar (2001). Body condition, growth rates and diet of Skylark *Alauda arvensis* nestlings on lowland farmland. *Ibis* 143(4): 658-669.
- EASAC (2015). Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids.
- EFSA (2015). Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal* 13(2): 212.
- Eisenhauer, N., A. Milcu, E. Allan, N. Nitschke, C. Scherber, V. Temperton, A. Weigelt, W. W. Weisser and S. Scheu (2011). Impact of above- and below-ground invertebrates on temporal and spatial stability of grassland of different diversity. *Journal of Ecology* 99(2): 572-582.
- Elith, J. and J. R. Leathwick (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 40: 677-697.
- Ellis, W.N., Groenendijk, D., Groenendijk, M.M., Huijgens, M.E., Janssen, M.G.M., van der Meulen, J., E. van Nieukerken & De Vos, R. (2013). Nachtvinders belicht: dynamisch, belangrijk, bedreigd. De Vlinderstichting en Werkgroep Vlinderfaunistiek.
- Epanchin, P. N., R. A. Knapp and S. P. Lawler (2010). Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic-insect subsidies. *Ecology* 91(8): 2406-2415.

-
- Erisman, J. W., J. N. Galloway, S. Seitzinger, A. Bleeker, N. B. Dise, A. M. R. Petrescu, A. M. Leach and W. de Vries (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368(1621).
- Erisman, J. W., N. van Eekeren, W. Cuijpers and J. de Wit (2014). Biodiversiteit in de melkveehouderij : investeren in veerkracht en reduceren van risico's. Driebergen, Louis Bolk Instituut.
- Esselink, P., B. J. Ens, D. D. G. Lagendijk, F. S. Mandema, S. Nolte, J. M. Tinbergen, R. Van Klink, M. F. Wallis de Vries and J. P. Bakker (2016). De invloed van beweiding op de biodiversiteit van kwelders. *De Levende Natuur* 117(5): 196-202.
- Everall, N. C., M. F. Johnson, P. Wood and L. Mattingley (in press). Sensitivity of the early life stages of a mayfly to fine sediment and orthophosphate levels. *Environmental Pollution*.
- Ewald, J. A., C. J. Wheatley, N. J. Aebischer, S. J. Duffield and D. Heaver (2016). Investigation of the Impact of Changes in Pesticide Use on Invertebrate Populations, Natural England Commissioned Report, NECR182. Natural England, York.
- Ewald, J. A., C. J. Wheatley, N. J. Aebischer, S. J. Moreby, S. J. Duffield, H. Q. P. Crick and M. B. Morecroft (2015). Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. *Global Change Biology* 21(11): 3931-3950.
- Fischer, K. and K. Fiedler (2000). Response of the copper butterfly *Lycaena tityrus* to increased leaf nitrogen in natural food plants: evidence against the nitrogen limitation hypothesis. *Oecologia* 124(2): 235-241.
- Forister, M. L., B. Cousens, J. G. Harrison, K. Anderson, J. H. Thorne, D. Waetjen, C. C. Nice, M. De Parsia, M. L. Hladik, R. Meese, H. van Vliet and A. M. Shapiro (2016). Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biology Letters* 12(8): 20160475.
- Forister, M. L., V. Novotny, A. K. Panorska, L. Baje, Y. Basset, P. T. Butterill, L. Cizek, P. D. Coley, F. Dem, I. R. Diniz, P. Drozd, M. Fox, A. E. Glassmire, R. Hazen, J. Hrcek, J. P. Jahner, O. Kaman, T. J. Kozubowski, T. A. Kursar, O. T. Lewis, J. Lill, R. J. Marquis, S. E. Miller, H. C. Morais, M. Murakami, H. Nickel, N. A. Pardikes, R. E. Ricklefs, M. S. Singer, A. M. Smilanich, J. O. Stireman, S. Villamarin-Cortez, S. Vodka, M. Volf, D. L. Wagner, T. Walla, G. D. Weiblen and L. A. Dyer (2015). The global distribution of diet breadth in insect herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(2): 442-447.
- Fox, R. (2013). The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity* 6(1): 5-19.
- Fox, R., T. H. Oliver, C. Harrower, M. S. Parsons, C. D. Thomas and D. B. Roy (2014). Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology* 51(4): 949-957.
- Fredshaven, J., J. Bak, and K. Erbe (2017). Scientific analysis on designation of Natura 2000 areas and the status of Natura 2000 and effort. Schlieswig-Holstein. Report nr. xx Aarhus Universitat, Denmark.
- Fuerst, 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(7488): 364-+.
- 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. M. 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* 339(6127): 1608-1611.
- Geiger, W., P. Alcorlo, A. Baltanas and C. Montes (2005). Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions* 7: 49-73.
- Genersch, E. and M. Aubert (2010). Emerging and re-emerging viruses of the honey bee (*Apis mellifera* L.). *Veterinary Research* 41(6): 54.
- Gilburn, A. S., N. Bunnefeld, J. M. Wilson, M. S. Botham, T. M. Brereton, R. Fox and D. Goulson (2015). Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ* 3: e1402.
- Gilroy, J. J. and W. J. Sutherland (2007). Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends in Ecology & Evolution* 22(7): 351-356.

-
- Gisder, S. and E. Genersch (2017). Viruses of commercialized insect pollinators. *Journal of Invertebrate Pathology* 147: 51-59.
- Godfray, H. C. J., T. Blacquiere, L. M. Field, R. S. Hails, G. Petrokofsky, S. G. Potts, N. E. Raine, A. J. Vanbergen and A. R. McLean (2014). A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 281(1786): e20140558.
- Goka, K., K. Okabe and M. Yoneda (2006). Worldwide migration of parasitic mites as a result of bumblebee commercialization. *Population Ecology* 48(4): 285-291.
- Goulson, D. (2013). REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50(4): 977-987.
- Goulson, D., E. Nicholls, C. Botias and E. L. Rotheray (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347(6229).
- Goulson, D., G. C. Lye and B. Darvill (2008). Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology*. 53: 191-208.
- Grainger, T. N. and B. Gilbert (2017). Multi-scale responses to warming in an experimental insect metacommunity. *Global Change Biology* 23(12): 5151-5163.
- Graystock, P., D. Goulson and W. O. H. Hughes (2015). Parasites in bloom: flowers aid dispersal and transmission of pollinator parasites within and between bee species. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 282(1813).
- Graystock, P., K. Yates, S. E. F. Evison, B. Darvill, D. Goulson and W. O. H. Hughes (2013). The Trojan hives: pollinator pathogens, imported and distributed in bumblebee colonies. *Journal of Applied Ecology* 50(5): 1207-1215.
- Gruessner, B. and M. C. Watzin (1996). Response of aquatic communities from a vermont stream to environmentally realistic atrazine exposure in laboratory microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(4): 410-419.
- Guedes, R. N. C., G. Smagghe, J. D. Stark and N. Desneux (2016). Pesticide-Induced Stress in Arthropod Pests for Optimized Integrated Pest Management Programs. *Annual Review of Entomology*, Vol 61. M. R. Berenbaum. 61: 43-62.
- Habel, J. C., A. Segerer, W. Ulrich, O. Torchyk, W. W. Weisser and T. Schmitt (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30(4): 754-762.
- Hale, R. and S. E. Swearer (2017). When good animals love bad restored habitats: how maladaptive habitat selection can constrain restoration. *Journal of Applied Ecology* 54(5): 1478-1486.
- Halley, J. M., N. Monokrousos, A. D. Mazaris, W. D. Newmark and D. Vokou (2016). Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. *Nature Communications* 7: 12283.
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H. & Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., HÖrren, T., Goulson, D., De Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12: e0185809. <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0185809>
- Halupka, L., A. Dyrz and M. Borowiec (2008). Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Journal of Avian Biology* 39(1): 95-100.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature* 396(6706): 41-49.
- Hanski, I. (2000). Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37(4): 271-280.
- Hanski, I. (2015). Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography* 42(5): 989-993.
- Hanski, I. and O. Ovaskainen (2002). Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16(3): 666-673.
- Hanski, I., T. Schulz, S. C. Wong, V. Ahola, A. Ruokolainen and S. P. Ojanen (2017). Ecological and genetic basis of metapopulation persistence of the Glanville fritillary butterfly in fragmented landscapes. *Nature Communications* 8: 14504.
- Harvell, C. D., C. E. Mitchell, J. R. Ward, S. Altizer, A. P. Dobson, R. S. Ostfeld and M. D. Samuel (2002). Ecology - Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* 296(5576): 2158-2162.
- Haverkamp, G. and A. aan den Rijn (2017). Waterkwaliteit en veehouderij Huidige knelpunten vragen om andere oplossingen, Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

-
- Hayhow, D. B., F. Burns, M. A. Eaton and N. Al Fulaij (2016). State of Nature, The State of Nature partnership.
- Heard, M. S., C. Carvell, N. L. Carreck, P. Rothery, J. L. Osborne and A. F. G. Bourke (2007). Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biology Letters* 3(6): 638-641.
- Heino, J., A. S. Melo, L. M. Bini, F. Altermatt, S. A. Al-Shami, D. G. Angeler, N. Bonada, C. Brand, M. Callisto, K. Cottenie, O. Dangles, D. Dudgeon, A. Encalada, E. Gothe, M. Gronroos, N. Hamada, D. Jacobsen, V. L. Landeiro, R. Ligeiro, R. T. Martins, M. L. Miserendino, C. S. Md Rawi, M. E. Rodrigues, F. D. Roque, L. Sandin, D. Schmera, L. F. Sgarbi, J. P. Simaika, T. Siqueira, R. M. Thompson and C. R. Townsend (2015). A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution* 5(6): 1235-1248.
- Hendrickx, F., J. P. Maelfait, W. Van Wingerden, O. Schweiger, M. Speelmans, S. Aviron, I. Augenstein, R. Billeter, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. Diekötter, J. Dirksen, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova, V. Vandomme and R. Bugter (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44(2): 340-351.
- Hendriks, A. J. and C. Mulder (2008). Scaling of offspring number and mass to plant and animal size: model and meta-analysis. *Oecologia* 155(4): 705-716.
- Herrault, P. A., L. Larrieu, S. Cordier, U. Gimmi, T. Lachat, A. Ouin, J. P. Sarthou and D. Sheeren (2016). Combined effects of area, connectivity, history and structural heterogeneity of woodlands on the species richness of hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Landscape Ecology* 31(4): 877-893.
- Hewson, C. M., K. Thorup, J. W. Pearce-Higgins and P. W. Atkinson (2016). Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nature Communications* 7: 12296.
- Hickling, R., D. B. Roy, J. K. Hill and C. D. Thomas (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11(3): 502-506.
- 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(3): 450-455.
- Higler, L. W. G., J. W. H. Elbersen and P. F. M. Verdonschot (2002). Definitiestudie ecologische effecten van laagwater; een verkenning van de effecten van laagwater op de levensgemeenschappen van regionale wateren. Wageningen, Alterra.
- Hochkirch, A., A. Nieto, M. García Criado, M. Cáliz, Braud, Y., F. M. Buzzetti, D. Chobanov, B. Odé, J. J. Presa Asensio, L. Willemse and T. Zuna-Kratky (2016). European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets., Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Hoffmann, F. (2005). Biodiversity and pollination. PhD thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Holland, J. M., F. Bianchi, M. H. Entling, A. C. Moonen, B. M. Smith and P. Jeanneret (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Management Science* 72(9): 1638-1651.
- Holyoak, M. and M. A. Leibold (2005). *Metacommunities : spatial dynamics and ecological communities*. Chicago [etc.], University of Chicago Press.
- Horne, C. R., A. G. Hirst and D. Atkinson (2017). Seasonal body size reductions with warming covary with major body size gradients in arthropod species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1851).
- Hosper, H., Pot, R., Portielje, R. (2011). *Meren en plassen in Nederland: toestand, trends en hoe verder?* H2O 07(2011), 25-28.
- Huston, M. A. (1997). Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia* 110(4): 449-460.
- Ibañez-Justicia, A., Stroo, A., Dik, M., Beeuwkes, J. & Scholte, E.J. (2015). National Mosquito (Diptera: Cuculidae) Survey in the Netherlands 2010- 2013. *Journal of Medical Entomology*, 2(2):185-198.
- Ieromina, O., C. J. M. Musters, P. M. Bodegom, W. J. G. M. Peijnenburg and M. G. Vijver (2016). Trait modality distribution of aquatic macrofauna communities as explained by pesticides and water chemistry. *Ecotoxicology* 25(6): 1170-1180.
- IPBES (2016). Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo et al. Bonn, Germany, IPBES, Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

- Jagers op Akkerhuis, G. A. J. M., S. M. J. Wijdeven, L. G. Moraal, M. T. Veerkamp and R. J. Bijlsma (2005). Dood hout en biodiversiteit : een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame instandhouding van geleedpotigen, paddenstoelen en mossen. Wageningen, Alterra.
- Jones, E. L. and S. R. Leather (2012). Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* 109(4): 463-478.
- Jones, L., C. Stevens, E. C. Rowe, R. Payne, S. J. M. Caporn, C. D. Evans, C. Field and S. Dale (2017). Managing for nitrogen, the lesser of two evils. A response to Maes et al. *Biological Conservation* 212, Part B: 495-496.
- Kalkman et al. (2010). Veranderingen in de Nederlandse biodiversiteit. Hfdst 8 in: De Nederlandse Biodiversiteit. Naturalis Biodiversity Center, Leiden.
- Kalkman, V. J., J. P. Boudot, R. Bernard, K. J. Conze, G. De Knijf, E. Dyatlova, S. Ferreira, M. Jović, J. Ott, E. Riservato and G. Sahlén (2010). European red list of dragonflies. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Kaunisto, S., L. V. Ferguson and B. J. Sinclair (2016). Can we predict the effects of multiple stressors on insects in a changing climate? *Current Opinion in Insect Science* 17: 55-61.
- Keil, P., J. C. Biesmeijer, A. Barendregt, M. Reemer and W. E. Kunin (2011). Biodiversity change is scale-dependent: an example from Dutch and UK hoverflies (Diptera, Syrphidae). *Ecography* 34(3): 392-401.
- Kerr, J. T. (2017). A cocktail of poisons. *Science* 356(6345): 1331-1332.
- Kerr, J. T., A. Pindar, P. Galpern, L. Packer, S. G. Potts, S. M. Roberts, P. Rasmont, O. Schweiger, S. R. Colla, L. L. Richardson, D. L. Wagner, L. F. Gall, D. S. Sikes and A. Pantoja (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349(6244): 177-180.
- Kleijn, D. (2012). De effectiviteit van Agrarisch Natuurbeheer. Wageningen, Alterra, Centrum voor Ecosystemen.
- 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(3): 201-214.
- Kleijn, D., Dimmers, W., van Kats, R., Melman, D. & Schekkerman, H. (2007). De voedselsituatie voor gruttokuikens bij agrarisch mozaïekbeheer. Alterra-rapport 1487, Alterra, Wageningen.
- Kleijn, D., F. Kohler, A. Baldi, P. Batary, E. D. Concepcion, Y. Clough, M. Diaz, D. Gabriel, A. Holzschuh, E. Knop, A. Kovacs, E. J. P. Marshall, T. Tschardtke and J. Verhulst (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276(1658): 903-909.
- Kleijn, D., R. Winfree, I. Bartomeus, L. G. Carvalheiro, M. Henry, R. Isaacs, A.-M. Klein, C. Kremen, L. K. M'Gonigle, R. Rader, T. H. Ricketts, N. M. Williams, N. Lee Adamson, J. S. Ascher, A. Baldi, P. Batary, F. Benjamin, J. C. Biesmeijer, E. J. Blitzer, R. Bommarco, M. R. Brand, V. Bretagnolle, L. Button, D. P. Cariveau, R. Chifflet, J. F. Colville, B. N. Danforth, E. Elle, M. P. D. Garratt, F. Herzog, A. Holzschuh, B. G. Howlett, F. Jauker, S. Jha, E. Knop, K. M. Krewenka, V. Le Feon, Y. Mandelik, E. A. May, M. G. Park, G. Pisanty, M. Reemer, V. Riedinger, O. Rollin, M. Rundlof, H. S. Sardinias, J. Scheper, A. R. Sciligo, H. G. Smith, I. Steffan-Dewenter, R. Thorp, T. Tschardtke, J. Verhulst, B. F. Viana, B. E. Vaissiere, R. Veldtman, C. Westphal and S. G. Potts (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications* 6: 7414.
- Kleijn, D., W. Dimmers, R. van Kats and D. Melman (2009). De relatie tussen gebruikintensiteit en de kwaliteit van graslanden als foerageerhabitat voor gruttokuikens. Wageningen, Alterra.
- Klop, E., B. Omon and M. F. Wallis de Vries (2015). Impact of nitrogen deposition on larval habitats: the case of the Wall Brown butterfly *Lasiommata megera*. *Journal of Insect Conservation* 19(2): 393-402.
- Kovács-Hostyánszki, A., Korösi, A., Orci, K.M., Batáry, P., Báldi, A. (2011). Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141: 296-301.
- Kroon, H. de (2017). Notitie ten behoeve van de Vaste Commissie voor Economische Zaken, rondetafelgesprek 29 november 2017.
- Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, J. Krauss, R. Lindborg, E. Ockinger, M. Partel, J. Pino, F. Roda, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel and I. Steffan-Dewenter (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24(10): 564-571.

-
- Kuussaari, M., S. Rytteri, R. K. Heikkinen, J. Heliola and P. von Bagh (2016). Weather explains high annual variation in butterfly dispersal. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 283(1835).
- Lacey, L. A., D. Grzywacz, D. I. Shapiro-Ilan, R. Frutos, M. Brownbridge and M. S. Goettel (2015). Insect pathogens as biological control agents: Back to the future. *Journal of Invertebrate Pathology* 132: 1-41.
- Le Feon, V., A. Schermann-Legionnet, Y. Delettre, S. Aviron, R. Billeter, R. Bugter, F. Hendrickx and F. Burel (2010). Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137(1-2): 143-150.
- Lemoine, N. P., S. T. Giery and D. E. Burkepille (2014). Differing nutritional constraints of consumers across ecosystems. *Oecologia* 174(4): 1367-1376.
- Lichtenberg, E. M., C. M. Kennedy, C. Kremen, P. Batary, F. Berendse, R. Bommarco, N. A. Bosque-Perez, L. G. Carvalheiro, W. E. Snyder, N. M. Williams, R. Winfree, B. K. Klatt, S. Astrom, F. Benjamin, C. Brittain, R. Chaplin-Kramer, Y. Clough, B. Danforth, T. Diekotter, S. D. Eigenbrode, J. Ekroos, E. Elle, B. M. Freitas, Y. Fukuda, H. R. Gaines-Day, H. Grab, C. Gratton, A. Holzschuh, R. Isaacs, M. Isaia, S. Jha, D. Jonason, V. P. Jones, A. M. Klein, J. Krauss, D. K. Letourneau, S. Macfadyen, R. E. Mallinger, E. A. Martin, E. Martinez, J. Memmott, L. Morandin, L. Neame, M. Otieno, M. G. Park, L. Pfiffner, M. J. O. Pocock, C. Ponce, S. G. Potts, K. Poveda, M. Ramos, J. A. Rosenheim, M. Rundlof, H. Sardinias, M. E. Saunders, N. L. Schon, A. R. Sciligo, C. S. Sidhu, I. Steffan-Dewenter, T. Tschardtke, M. Vesely, W. W. Weisser, J. K. Wilson and D. W. Crowder (2017). A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology* 23(11): 4946-4957.
- Long, E. Y. and C. H. Krupke (2016). Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications* 7: 11629.
- Maas, T., J. van den Broek & J. Deuten (2017). Living labs in Nederland - Van open testfaciliteit tot levend lab. Rathenau Instituut, Den Haag.
- Mabelis, A. A. and J. Korczynska (2016). Long-term impact of agriculture on the survival of wood ants of the *Formica rufa* group (Formicidae). *Journal of Insect Conservation* 20(4): 621-628.
- Madeira, F., T. Tschardtke, Z. Elek, U. G. Kormann, X. Pons, V. Rosch, F. Samu, C. Scherber and P. Batary (2016). Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland - the neighbouring habitat matters. *Agriculture Ecosystems & Environment* 235: 127-133.
- Maes, D., K. Decler, L. De Keersmaeker, J. Van Uytvanck and G. Louette (2017). Intensified habitat management to mitigate negative effects of nitrogen pollution can be detrimental for faunal diversity: A comment on Jones et al. (2017). *Biological Conservation* 212, Part B: 493-494.
- Maino, J. L., J. D. Kong, A. A. Hoffmann, M. G. Barton and M. R. Kearney (2016). Mechanistic models for predicting insect responses to climate change. *Current Opinion in Insect Science* 17: 81-86.
- Mangels, J., K. Fiedler, F. D. Schneider and N. Bluthgen (2017). Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists. *Biodiversity and Conservation* 26(14): 3385-3405.
- Martin, T. E., J. Scott and C. Menge (2000). Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 267(1459): 2287-2293.
- Mason, S. C., G. Palmer, R. Fox, S. Gillings, J. K. Hill, C. D. Thomas and T. H. Oliver (2015). Geographical range margins of many taxonomic groups continue to shift polewards. *Biological Journal of the Linnean Society* 115(3): 586-597.
- Massoud, E. C., J. Huisman, E. Benincà, M. C. Dietze, W. Bouten and J. A. Vrugt (2018). Probing the limits of predictability: data assimilation of chaotic dynamics in complex food webs. *Ecology Letters* 21(1): 93-103.
- Matthews, R.W., Matthews, J.R. (1971). The malaise trap: its utility and potential for sampling insect populations. *The Great Lakes Entomologist*, 4: 117-122.
- McArt, S. H., C. Urbanowicz, S. McCoshum, R. E. Irwin and L. S. Adler (2017). Landscape predictors of pathogen prevalence and range contractions in US bumblebees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1867).
- Mills, S. C., T. H. Oliver, R. B. Bradbury, R. D. Gregory, T. Brereton, E. Kuhn, M. Kuussaari, M. Musche, D. B. Roy, R. Schmucki, C. Stefanescu, C. van Swaay and K. L. Evans (2017). European butterfly

- populations vary in sensitivity to weather across their geographical ranges. *Global Ecology and Biogeography* 26(12): 1374-1385.
- Moreby, S. J., S. Southway, A. Barker and J. M. Holland (2001). A comparison of the effect of new and established insecticides on nontarget invertebrates of winter wheat fields. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(10): 2243-2254.
- Morrissey, C. A., P. Mineau, J. H. Devries, F. Sanchez-Bayo, M. Liess, M. C. Cavallaro and K. Liber (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International* 74: 291-303.
- Mutshinda, C. M., R. B. O'Hara and I. P. Woiwod (2009). What drives community dynamics? *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276(1669): 2923-2929.
- Myers, J. P., M. N. Antoniou, B. Blumberg, L. Carroll, T. Colborn, L. G. Everett, M. Hansen, P. J. Landrigan, B. P. Lanphear, R. Mesnage, L. N. Vandenberg, F. S. vom Saal, W. V. Welshons and C. M. Benbrook (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. *Environmental Health* 15.
- New, T. R. (2012). *Insect Conservation: Past, Present and Prospects*. Dordrecht, Springer Netherlands.
- Nieto, A., K. N. A. Alexander and Iucn (2010). *European red list of saproxylic beetles*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Nieto, A., S. P. M. Roberts, J. Kemp, P. Rasmont, M. Kuhlmann, M. García Criado, J. C. Biesmeijer, P. Bogusch, H. H. Dathe, P. De la Rúa, T. D. De Meulemeester, M., A. Dewulf, F. J. Ortiz-Sánchez, P. Lhomme, A. Pauly, S. G. Potts, C. Praz, M. Quaranta, V. G. Radchenko, E. Scheuchl, J. Smit, J. Straka, M. Terzo, B. Tomozii, J. Window and D. Michez (2014). *European Red List of bees*. Luxembourg.
- Nijssen, M. and H. Siepel (2010). The characteristic fauna of drift sands. *Inland Drift sand Landscapes*. J. Fanta and H. Siepel, KNNV-Uitgeverij, Zeist: 255-278.
- Nijssen, M. E., M. F. WallisDeVries and H. Siepel (2017). Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212, Part B: 423-431.
- Nijssen, M., B. Wouters, J. Vogels, A. Kooijman, H. van Oosten, C. van Turnhout, M. Wallis de Vries, J. Dekkers and I. Janssen (2014). *Begrazingsbeheer in relatie tot herstel van faunagemeenschappen in droge duingraslanden : eindrapportage 2009-2013*. Driebergen, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren.
- Noordijk, J. (2009). *Arthropods in linear elements : occurrence, behaviour and conservation management Proefschrift Wageningen, s.n.*].
- Olf, H., D. Alonso, M. P. Berg, B. K. Eriksson, M. Loreau, T. Piersma and N. Rooney (2009). Parallel ecological networks in ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 364(1524): 1755-1779.
- Oliveira, M. O., B. M. Freitas, J. Scheper and D. Kleijn (2016). Size and Sex-Dependent Shrinkage of Dutch Bees during One-and-a-Half Centuries of Land-Use Change. *Plos One* 11(2).
- Oliver, T. H., H. H. Marshall, M. D. Morecroft, T. Brereton, C. Prudhomme and C. Huntingford (2015). Interacting effects of climate change and habitat fragmentation on drought-sensitive butterflies. *Nature Climate Change* 5(10): 941-+.
- Oliver, T. H., S. Gillings, J. W. Pearce-Higgins, T. Brereton, H. Q. P. Crick, S. J. Duffield, M. D. Morecroft and D. B. Roy (2017). Large extents of intensive land use limit community reorganization during climate warming. *Global Change Biology* 23(6): 2272-2283.
- Ollerton, J., H. Erenler, M. Edwards and R. Crockett (2014). Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346(6215): 1360-1362.
- Ollerton, J., R. Winfree and S. Tarrant (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120(3): 321-326.
- Ottens, H. J., M. W. Kuiper, H. Flins, J. van Ruijven, H. Siepel, B. J. Koks, F. Berendse and G. R. de Snoo (2014). Do field margins enrich the diet of the Eurasian Skylark *Alauda arvensis* on intensive farmland? *Ardea* 102(2): 161-174.
- Quin, A., J.-P. Sarthou, B. Bouyjou, M. Deconchat, J.-P. Lacombe and C. Monteil (2006). The species-area relationship in the hoverfly (Diptera, Syrphidae) communities of forest fragments in southern France. *Ecography* 29(2): 183-190.
- Ovaskainen, O. (2012). *Strategies for improving biodiversity conservation in the Netherlands: enlarging conservation areas vs. constructing ecological corridors*, Report University of Helsinki, Helsinki.

-
- Ovaskainen, O. and I. Hanski (2003). Extinction threshold in metapopulation models. *Annales Zoologici Fennici* 40(2): 81-97.
- Ozinga, W. A., C. Romermann, R. M. Bekker, A. Prinzing, W. L. M. Tamis, J. H. J. Schaminee, S. M. Hennekens, K. Thompson, P. Poschlod, M. Kleyer, J. P. Bakker and J. M. van Groenendael (2009). Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters* 12(1): 66-74.
- Ozinga, W. A., R. H. E. M. Geerts, S. M. Hennekens and J. H. J. Schaminée (2016). Milieufactoren en beschikbaarheid nectar en stuifmeel in graslanden. *Landschap* 33(1): 44-47.
- Paaijmans, K. P., R. L. Heinig, R. A. Seliga, J. I. Blanford, S. Blanford, C. C. Murdock and M. B. Thomas (2013). Temperature variation makes ectotherms more sensitive to climate change. *Global Change Biology* 19(8): 2373-2380.
- Palmquist, K. R., P. C. Jepson and J. J. Jenkins (2008). Impact of aquatic insect life stage and emergence strategy on sensitivity to esfenvalerate exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(8): 1728-1734.
- Paquette, S. R., D. Garant, F. Pelletier and M. Belisle (2013). Seasonal patterns in Tree Swallow prey (Diptera) abundance are affected by agricultural intensification. *Ecological Applications* 23(1): 122-133.
- Parnesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 37: 637-669.
- Parnesan, C., N. Ryrholm, C. Stefanescu, J. K. Hill, C. D. Thomas, H. Descimon, B. Huntley, L. Kaila, J. Kullberg, T. Tammaru, W. J. Tennent, J. A. Thomas and M. Warren (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399(6736): 579-583.
- Peeters en Reemer (2003). Bedreigde en verdwenen bijen in Nederland (Apidae s.l.)
- Peeters et al. (2012). De Nederlandse bijen. Naturalis Biodiversity Center Leiden.
- Peeters, E. T. H. M., B. T. M. J. Brugmans, J. A. J. Beijer and R. J. M. Franken (2006). Effect of Silt, Water and Periphyton Quality on Survival and Growth of the Mayfly *Heptagenia Sulphurea*. *Aquatic Ecology* 40(3): 373-380.
- Pickett, S. T. A. (1989). Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies. Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives. G. E. Likens. New York, NY, Springer New York: 110-135.
- Pisa, L., D. Goulson, E.-C. Yang, D. Gibbons, F. Sánchez-Bayo, E. Mitchell, A. Aebi, J. van der Sluijs, C. J. K. MacQuarrie, C. Giorio, E. Y. Long, M. McField, M. Bijleveld van Lexmond and J.-M. Bonmatin (in press). An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. Part 2: impacts on organisms and ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Potts, S. G., V. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, M. A. Aizen, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele and A. J. Vanbergen (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540(7632): 220-229.
- Potts, S., K. Biesmeijer, R. Bommarco, T. Breeze, L. Carvalheiro, Franze, Gonza, J. P. Iez-Varo, A. Holzschuh, D. Kleijn, A. M. Klein, Kunin, T. Lecocq, O. Lundin, D. Michez, P. Neumann, A. Nieto, L. Penev, P. Rasmont, Ratama, O. ki, V. Riedinger, S. P. M. Roberts, Rundlo, M. f, J. Scheper and P. Sørensen (2015). Status and trends of European pollinators : key findings of the STEP project. Sofia, Pensoft Publishers.
- Poyry, J., M. Luoto, J. Paukkunen, J. Pykala, K. Raatikainen and M. Kuussaari (2006). Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115(3): 401-412.
- Ramsay, S. L. and D. C. Houston (2003). Amino acid composition of some woodland arthropods and its implications for breeding tits and other passerines. *Ibis* 145(2): 227-232.
- Reemer, M. (2003). Zweefvliegen en veranderd bosbeheer in Nederland (Diptera, Syrphidae).
- Reemer, M., Renema, W., Steenis, W. van, Zeegers, Th., Barendregt, A., Smit, J.T., Veen, M.P. van, Steenis, J. van & Leij, L.J.J.M. van der (2009): De Nederlandse zweefvliegen. Nederlandse Fauna, 8. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey – Nederland
- Reemer, M., W. Renema, W. Van Steenis, A. Barendregt, J. T. Smit, M. P. Van Veen, J. Van Steenis and L. J. J. M. Van der Leij (2009). De Nederlandse zweefvliegen (Diptera: Syrphidae). Leiden, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij, EIS-Nederland.

-
- Renauld, M., Hutchinson, A., Loeb, G., Poveda, K., Connelly, H. (2016) Landscape simplification constrains adult size in a native ground-nesting bee. *PLoS ONE*, 11: e0150946.
- RIVM. (2018). from http://www.rivm.nl/rvs/Stoffen_producten/Gewasbeschermingsmiddelen.
- Roessink, I., L. B. Merga, H. J. Zweers and P. J. Van den Brink (2013). The neonicotinoid imidacloprid show high chronic toxicity to Mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(5): 1096-1100.
- Roessink, I., R. Gylstra, P. Heuts, B. Specken and F. Ottburg (2017). Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions* 12(3): 397-404.
- Rogers, H. A., T. S. Schmidt, B. L. Dabney, M. L. Hladik, B. J. Mahler and P. C. Van Metre (2016). Bifenthrin Causes Trophic Cascade and Altered Insect Emergence in Mesocosms: Implications for Small Streams. *Environmental Science & Technology* 50(21): 11974-11983.
- Rondeau, G., F. Sanchez-Bayo, H. A. Tennekes, A. Decourtye, R. Ramirez-Romero and N. Desneux (2014). Delayed and time-cumulative toxicity of imidacloprid in bees, ants and termites. *Scientific Reports* 4.
- Rosenzweig, M. L. (2005). Avoiding mass extinction: Basic and applied challenges. *American Midland Naturalist* 153(2): 195-208.
- Rossetti, M. R., T. Tschardtke, R. Aguilar and P. Batary (2017). Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters* 20(2): 264-272.
- Rundlof, M., G. K. S. Andersson, R. Bommarco, I. Fries, V. Hederstrom, L. Herbertsson, O. Jonsson, B. K. Klatt, T. R. Pedersen, J. Yourstone and H. G. Smith (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521(7550): 77-U162.
- Rybicki, J. and I. Hanski (2013). Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 16: 27-38.
- Rzanny, M. and W. Voigt (2012). Complexity of multitrophic interactions in a grassland ecosystem depends on plant species diversity. *Journal of Animal Ecology* 81(3): 614-627.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker and D. H. Wall (2000). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770-1774.
- Salafsky, N., D. Salzer, A. J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S. H. M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L. L. Master, S. O'Connor and D. Wilkie (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22(4): 897-911.
- Salafsky, N., S. H. M. Butchart, D. Salzer, A. J. Stattersfield, R. Neugarten, C. Hilton-Taylor, B. Collen, L. L. Master, S. O'Connor and D. Wilkie (2009). Pragmatism and Practice in Classifying Threats: Reply to Balmford et al. *Conservation Biology* 23(2): 488-493.
- Samsøe-Petersen, L., K. Gustavson, T. Madsen, B. B. Mogensen, P. Lassen, K. Skjernov, K. Christoffersen and E. Jørgensen (2001). Fate and effects of esfenvalerate in agricultural ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(7): 1570-1578.
- Sanchez-Bayo, F. (2014). The trouble with neonicotinoids. *Science* 346(6211): 806-807.
- Sanchez-Bayo, F., D. Goulson, F. Pennacchio, F. Nazzi, K. Goka and N. Desneux (2016). Are bee diseases linked to pesticides? - A brief review. *Environment International* 89-90: 7-11.
- Schaffers, A. P., I. P. Raemakers, K. V. Sykora and C. J. F. Ter Braak (2008). Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* 89(3): 782-794.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. London-Weinheim-New York-Tokyo-Melbourne-Madras, Chapman & Hall.
- Scheper, J., A. Holzschuh, M. Kuussaari, S. G. Potts, M. Rundlof, H. G. Smith and D. Kleijn (2013). Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecology Letters* 16(7): 912-920.
- Scheper, J., M. Reemer, R. van Kats, W. A. Ozinga, G. T. J. van der Linden, J. H. J. Schaminée, H. Siepel and D. Kleijn (2014). Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(49): 17552-17557.
- Scherber, C., N. Eisenhauer, W. W. Weisser, B. Schmid, W. Voigt, M. Fischer, E.-D. Schulze, C. Roscher, A. Weigelt, E. Allan, H. Beszler, M. Bonkowski, N. Buchmann, F. Buscot, L. W. Clement, A. Ebeling, C. Engels, S. Halle, I. Kertscher, A.-M. Klein, R. Koller, S. König, E. Kowalski, V. Kummer, A. Kuu, M. Lange, D. Lauterbach, C. Middelhoff, V. D. Migunova, A. Milcu, R. Müller, S. Partsch, J. S. Petermann, C. Renker, T. Rottstock, A. Sabais, S. Scheu, J. Schumacher, V. M. Temperton and

-
- T. Tschardtke (2010). Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468(7323): 553-556.
- Schiesari, L., M. A. Leibold and G. A. Burton (in press). Metacommunities, metaecosystems and the environmental fate of chemical contaminants. *Journal of Applied Ecology*.
- Schmidt, A.M. en R. Smidt (in prep.) Scientific analysis on the status of designated Natura 2000 areas and the need to protect ammonia sensitive nature. Wageningen Environment Research. Report nr. x, Wageningen.
- Schoukens, H. (2017). Nitrogen deposition, habitat restoration and the EU Habitats Directive: moving beyond the deadlock with the Dutch programmatic nitrogen approach? *Biological Conservation* 212, Part B: 484-492.
- Schouten, A.J., Rutgers, M. & Breure, A.M. (2001). Tussentijdse evaluatie van het project Bodembioologische Indicator. RIVM rapport 607604002, Bilthoven.
- Schrama, M. J. J. and A. L. D. Van der Plas (2013). Begrazing: een vloek of een zegen voor sprinkhanen? *De Levende Natuur* 114(5): 212-219.
- Schweiger, O., J. P. Malfait, W. Van Wingerden, F. Hendrickx, R. Billeter, M. Speelmans, I. Augenstein, B. Aukema, S. Aviron, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. Diekötter, J. Dirksen, M. Frenzel, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova and R. Bugter (2005). Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42(6): 1129-1139.
- Shortall, C. R., A. Moore, E. Smith, M. J. Hall, I. P. Woiod and R. Harrington (2009). Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity* 2(4): 251-260.
- Siemann, E., D. Tilman and J. Haarstad (1996). Insect species diversity, abundance and body size relationships. *Nature* 380(6576): 704-706.
- Siemann, E., D. Tilman and J. Haarstad (1999). Abundance, diversity and body size: patterns from a grassland arthropod community. *Journal of Animal Ecology* 68(4): 824-835.
- Siepel, H. (1990). The influence of management on food size in the menu of insectivorous animals. *Proceedings Experimental and Applied Entomology* 1: 69-74.
- Silva, V., L. Montanarella, A. Jones, O. Fernández-Ugalde, H. G. J. Mol, C. J. Ritsema and V. Geissen (in press). Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of The Total Environment*.
- Simon-Delso, N., V. Amaral-Rogers, L. P. Belzunces, J. M. Bonmatin, M. Chagnon, C. Downs, L. Furlan, D. W. Gibbons, C. Giorio, V. Girolami, D. Goulson, D. P. Kreutzweiser, C. H. Krupke, M. Liess, E. Long, M. McField, P. Mineau, E. A. D. Mitchell, C. A. Morrissey, D. A. Noome, L. Pisa, J. Settele, J. D. Stark, A. Tapparo, H. Van Dyck, J. Van Praagh, J. P. Van der Sluijs, P. R. Whitehorn and M. Wiemers (2015). Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research* 22(1): 5-34.
- Simons, N. K., W. W. Weisser and M. M. Gossner (2016). Multi-taxa approach shows consistent shifts in arthropod functional traits along grassland land-use intensity gradient. *Ecology* 97(3): 754-764.
- Soes, D. M. and P. B. Broeckx (2010). A risk analysis of exotic trout in the Netherlands, Bureau Waardenburg: 96.
- Southwood, T. R. E. (1996). The Croonian lecture, 1995 - Natural communities: Structure and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 351(1344): 1113-1129.
- Spikmans, F., N. Van Kessel, M. Dorenbosch, J. Kranenbarg, J. Bosveld and R. Leuven (2010). *Plaa Risico Analyses van tien exotische vissoorten in Nederland*, Nederlands Centrum voor Natuuronderzoek: 90.
- Spoelstra, K., R. H. A. van Grunsven, M. Donners, P. Gienapp, M. E. Huigens, R. Slaterus, F. Berendse, M. E. Visser and E. Veenendaal (2015). Experimental illumination of natural habitat - an experimental set-up to assess the direct and indirect ecological consequences of artificial light of different spectral composition. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 370(1667): 20140129.
- Stark, J. D., R. Vargas and J. E. Banks (2007). Incorporating Ecologically Relevant Measures of Pesticide Effect for Estimating the Compatibility of Pesticides and Biocontrol Agents. *Journal of Economic Entomology* 100(4): 1027-1032.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies and T. Tschardtke (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5): 1421-1432.

-
- Stehle, S. and R. Schulz (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(18): 5750-5755.
- STOWA (2018) Limnodata Neerlandica. STOWA/Planbureau voor de Leefomgeving/Rijkswaterstaat. URL:http://krw.stowa.nl/projecten/Limnodata_Neerlandica.aspx
- Sweeney, B. W., R. L. Vannote and P. J. Dodds (1986). The relative importance of temperature and diet to larval development and adult size of the winter stonefly, *Soyedina carolinensis* (Plecoptera: Nemouridae). *Freshwater Biology* 16(1): 39-48.
- Tack, A. J. M., T. Mononen and I. Hanski (2015). Increasing frequency of low summer precipitation synchronizes dynamics and compromises metapopulation stability in the Glanville fritillary butterfly. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 282(1806): 20150173.
- Tao, L. L. and M. D. Hunter (2012). Does anthropogenic nitrogen deposition induce phosphorus limitation in herbivorous insects? *Global Change Biology* 18(6): 1843-1853.
- Tappert, L., T. Pokorný, J. Hofferberth and J. Ruther (2017). Sublethal doses of imidacloprid disrupt sexual communication and host finding in a parasitoid wasp. *Scientific Reports* 7: 42756.
- Tennekes, H. A. and F. Sanchez-Bayo (2013). The molecular basis of simple relationships between exposure concentration and toxic effects with time. *Toxicology* 309: 39-51.
- Termaat, T., van Grunsven, R. H., Plate, C. L., & van Strien, A. J. (2015). Strong recovery of dragonflies in recent decades in The Netherlands. *Freshwater Science*, 34(3), 1094-1104
- Thomas, J. A. (2016). Butterfly communities under threat. *Science* 353(6296): 216-218.
- Thomas, J. A., M. G. Telfer, D. B. Roy, C. D. Preston, J. J. D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R. T. Clarke and J. H. Lawton (2004). Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* 303(5665): 1879-1881.
- Thompson, R. M., U. Brose, J. A. Dunne, R. O. Hall, S. Hladysz, R. L. Kitching, N. D. Martinez, H. Rantala, T. N. Romanuk, D. B. Stouffer and J. M. Tylianakis (2012). Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 27(12): 689-697.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman and M. A. Nowak (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371(6492): 65-66.
- Tinbergen, J. M. (1981). FORAGING DECISIONS IN STARLINGS (*STURNUS-VULGARIS* L.). *Ardea* 69(1): 1-67.
- 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(8): 857-874.
- Tscharntke, T., D. S. Karp, R. Chaplin-Kramer, P. Batary, F. DeClerck, C. Gratton, L. Hunt, A. Ives, M. Jonsson, A. Larsen, E. A. Martin, A. Martinez-Salinas, T. D. Meehan, M. O'Rourke, K. Poveda, J. A. Rosenheim, A. Rusch, N. Schellhorn, T. C. Wanger, S. Wratten and W. Zhang (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control - Five hypotheses. *Biological Conservation* 204: 449-458.
- Tsvetkov, N., O. Samson-Robert, K. Sood, H. S. Patel, D. A. Malena, P. H. Gajiwala, P. Maciukiewicz, V. Fournier and A. Zayed (2017). Chronic exposure to neonicotinoids reduces honey bee health near corn crops. *Science* 356(6345): 1395-+.
- Turlure, C., V. Radchuk, M. Baguette, M. Meijrink, A. van den Burg, M. WallisDeVries and G. J. van Duinen (2013). Plant quality and local adaptation undermine relocation in a bog specialist butterfly. *Ecology and Evolution* 3(2): 244-254.
- Tzanopoulos, J., R. Mouttet, A. Letourneau, I. N. Vogiatzakis, S. G. Potts, K. Henle, R. Mathevet and P. Marty (2013). Scale sensitivity of drivers of environmental change across Europe. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 23(1): 167-178.
- Valtonen, A., A. Hirka, L. Szocs, M. P. Ayres, H. Roininen and G. Csoka (2017). Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *Journal of Animal Ecology* 86(4): 730-738.
- Van Achterberg, K. (2009) Can Townes type malaise traps be improved? Some recent developments. *Entomologische Berichten* 69: 129-135.
- Van der Putten, W. H., L. E. M. Vet, J. A. Harvey and F. L. Wackers (2001). Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. *Trends in Ecology & Evolution* 16(10): 547-554.

-
- 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* 5(3-4): 293-305.
- Van Dijk, T. C., M. A. Van Staalduinen and J. P. Van der Sluijs (2013). Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *Plos One* 8(5).
- Van Dijk, T. C., Van Staalduinen, M. A., & Van der Sluijs, J. P. (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PloS one*, 8(5), e62374.
- Van Dyck, H., A. J. Van Strien, D. Maes and C. A. M. Van Swaay (2009). Declines in Common, Widespread Butterflies in a Landscape under Intense Human Use. *Conservation Biology* 23(4): 957-965.
- van Geffen, K. G. (2015). Moths in illuminated nights : artificial night effects on moth ecology. PhD thesis Wageningen University for the degree of doctor in the year 2015, Wageningen University.
- Van Grunsven, R. (2017). Achteruitgang insecten geldt niet voor libellen. Artikel in *Nature Today*: www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23999. Artikel gepubliceerd op 18 december 2017.
- van Klink, R., F. van der Plas, C. G. E. van Noordwijk, M. F. Wallis de Vries and H. Olf (2015). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* 90(2): 347-366.
- van Langevelde, F., M. Braamburg-Annegarn, M. E. Huigens, R. Groendijk, O. Poitevin, J. R. van Deijk, W. N. Ellis, R. H. A. van Grunsven, R. de Vos, R. A. Vos, M. Franzén and M. F. Wallis de Vries (in press). Declines in moth populations stress the need for conserving dark nights. *Global Change Biology*.
- van Langevelde, F., R. H. A. van Grunsven, E. M. Veenendaal and T. P. M. Fijen (2017). Artificial night lighting inhibits feeding in moths. *Biology Letters* 13(3).
- van Lenteren, J. C. and L. E. M. Vet (2017). Naar een ecologische gewasbescherming die natuur en mens respecteert.
- Van Noordwijk, C. G. E. (2014). Through arthropod eyes. Gaining mechanistic understanding of calcareous grassland diversity. Ph.D. thesis PhD thesis, Radboud University Nijmegen.
- van Noordwijk, C. G. E., L. Baeten, H. Turin, T. Heijerman, K. Alders, P. Boer, A. A. Mabelis, B. Aukema, A. Noordam, E. Remke, H. Siepel, M. P. Berg and D. Bonte (2017). 17 years of grassland management leads to parallel local and regional biodiversity shifts among a wide range of taxonomic groups. *Biodiversity and Conservation* 26(3): 717-734.
- van Noordwijk, C. G. E., W. Verberk, H. Turin, T. Heijerman, K. Alders, W. Dekoninck, K. Hannig, E. Regan, S. McCormack, M. J. F. Brown, E. Remke, H. Siepel, M. P. Berg and D. Bonte (2015). Species-area relationships are modulated by trophic rank, habitat affinity, and dispersal ability. *Ecology* 96(2): 518-531.
- van Oosten, H. H., A. B. van den Burg, R. Versluijs and H. Siepel (2014). Habitat selection of brood-rearing Northern Wheatears *Oenanthe oenanthe* and their invertebrate prey. *Ardea* 102(1): 61-69.
- Van Rijn, P. C. J. (2016). Landschapscompletering voor een betere plaagbeheersing. *Landschap* 33(1): 41-43.
- van Strien, A. J., C. A. M. van Swaay and M. Kery (2011). Metapopulation dynamics in the butterfly *Hipparchia semele* changed decades before occupancy declined in The Netherlands. *Ecological Applications* 21(7): 2510-2520.
- Van Swaay, C. A. M., A. J. Van Strien, K. Aghababayan, S. Åström, M. Botham, T. Brereton, B. Carlisle, P. Chambers, S. Collins, C. Dopagne, R. Escobés, R. Feldmann, J. M. Fernández-García, B. Fontaine, S. Goloshchapova, A. Gracianteparaluceta, A. Harpke, J. Heliölä, G. Khanamirian, B. Komac, E. Kühn, A. Lang, P. Leopold, D. Maes, X. Mestdagh, Y. Monasterio, M. L. Munguira, T. Murray, M. Musche, E. Öunap, L. B. Pettersson, J. Piqueray, S. Popoff, I. Prokofev, T. Roth, D. B. Roy, R. Schmucki, J. Settele, C. Stefanescu, G. Švitra, S. M. Teixeira, A. Tiitsaar, R. Verovnik and M. S. Warren (2016). The European Butterfly Indicator for Grassland species 1990-2015, Report VS2016.019, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Swaay, C. A. M., C. van Turnhout and L. Sparrius (2017). Naar een Living Planet Index voor de drukfactoren klimaat en stikstof., Rapport VS2017.06, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Swaay, C. A. M., T. Termaat, J. Kok, K. Huskens and M. Poot (2016). Vlinders en libellen geteld. Jaarverslag 2016., Rapport VS2017.001, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Swaay, C., A. Cuttelod, S. Collins, D. Maes, M. López Munguira, M. Šašić, J. Settele, R. Verovnik, T. Verstrael, M. Warren, M. Wiemers and I. Wynhof (2010). European red list of Butterflies. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

-
- Van Swaay, C.A.M. et al., (2016) The European Butterfly Indicator for Grassland species 1990-2015. (De Vlinderstichting, Wageningen)
- Verdonschot, P. (2009). Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving : flexibele toepassing van het 5B-concept in Peel en Maasvallei. Wageningen, Alterra.
- Vermeulen, H. J. W. (1995). Road-side verges : habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas. Proefschrift Universiteit Wageningen, Wageningen.
- Vidal, M. C. and S. M. Murphy (2018). Bottom-up vs. top-down effects on terrestrial insect herbivores: a meta-analysis. *Ecology Letters* 21(1): 138-150.
- Vijver, M. G. and P. J. van den Brink (2014). Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid: A Rebuttal and Some New Analyses. *PLoS ONE* 9(2): e89837.
- Villemey, A., W. E. Peterman, M. Richard, A. Ouin, I. Halder, V. M. Stevens, M. Baguette, P. Roche and F. Archaux (2016). Butterfly dispersal in farmland: a replicated landscape genetics study on the meadow brown butterfly (*Maniola jurtina*). *Landscape Ecology*: 1-13.
- Vogel, G. (2017). Where have all the insects gone? *Science* 356(6338): 576-579.
- Vogels, J. J., W. C. E. P. Verberk, L. P. M. Lamers and H. Siepel (2017). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation*.
- Vugteveen, P. & A. van Hinsberg (2017). Achteruitgang insecten. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Wahl, O. and K. Ulm (1983). Influence of pollen feeding and physiological condition on pesticide sensitivity of the honey bee *Apis mellifera carnica*. *Oecologia* 59(1): 106-128.
- Wallis de Vries, M. (2016). Vlinders en klimaatverandering. *Vlinders* 31(1): 4-7.
- Wallis de Vries, M. (2017). Vlinders als graadmeter voor verandering in onze omgeving. Position paper voor rondetafelgesprek Biodiversiteit, Tweede kamer, 29 november 2017. URL: <https://www.tweedekamer.nl/kamerstukken/detail?id=2017D33173&did=2017D33173>
- Wallis de Vries, M. F. (2014). Linking species assemblages to environmental change: Moving beyond the specialist-generalist dichotomy. *Basic and Applied Ecology* 15(4): 279-287.
- Wallis de Vries, M. F. (2015). Meer damherten in de Amsterdamse Waterleidingduinen: minder vlinders?, Rapport VS2015.012, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M. F. and C. A. M. Van Swaay (2006). Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biology* 12(9): 1620-1626.
- Wallis de Vries, M. F. and C. A. M. van Swaay (2017). A nitrogen index to track changes in butterfly species assemblages under nitrogen deposition. *Biological Conservation* 212, Part B: 448-453.
- Wallis de Vries, M. F. and R. Bobbink (2017). Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems: Mechanisms and perspectives for restoration. *Biological Conservation* 212, Part B: 387-389.
- Wallis de Vries, M. F., C. A. M. Van Swaay and C. L. Plate (2012). Changes in nectar supply: A possible cause of widespread butterfly decline. *Current Zoology* 58(3): 384-491.
- Wallis de Vries, M. F., J. Noordijk, E. O. Colijn, J. T. Smit and K. Veling (2016). Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 234: 72-80.
- Wallis de Vries, M. F., W. Baxter and A. J. H. Van Vliet (2011). Beyond climate envelopes: effects of weather on regional population trends in butterflies. *Oecologia* 167(2): 559-571.
- Wallis de Vries, M.F. & van Swaay C. A. M. (2013). Effects of local variation in nitrogen deposition on butterfly trends in The Netherlands. *Proceedings of the Netherlands Entomological Society meeting* 24: 25-33.
- Wallis de Vries, M.F. (2017). Vlinders als graadmeter voor verandering in onze omgeving. Position paper voor rondetafelgesprek Biodiversiteit, Tweede Kamer, 29 november 2017.
- Walters, D. M., K. M. Fritz and R. R. Otter (2008). The dark side of subsidies: adult stream insects export organic contaminants to riparian predators. *Ecological Applications* 18(8): 1835-1841.
- Wang, S. and U. Brose (2018). Biodiversity and ecosystem functioning in food webs: the vertical diversity hypothesis. *Ecology Letters* 21(1): 9-20.
- Warren, M. S., J. K. Hill, J. A. Thomas, J. Asher, R. Fox, B. Huntley, D. B. Roy, M. G. Telfer, S. Jeffcoate, P. Harding, G. Jeffcoate, S. G. Willis, J. N. Greatorex-Davies, D. Moss and C. D. Thomas (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414(6859): 65-69.

-
- Weeda, E. J., W. A. Ozinga and G. A. J. M. Jagers op Akkerhuis (2006). Diversiteit hoog houden: bouwstenen voor een geïntegreerd natuurbeheer. Wageningen, Alterra.
- West, G. B. and J. H. Brown (2005). The origin of allometric scaling laws in biology from genomes to ecosystems: towards a quantitative unifying theory of biological structure and organization. *Journal of Experimental Biology* 208(9): 1575-1592.
- Westoby, M. (1978). What are biological bases of varied diets. *American Naturalist* 112(985): 627-631.
- Whitehorn, P. R., S. O'Connor, F. L. Wackers and D. Goulson (2012). Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science* 336(6079): 351-352.
- Wilfert, L., G. Long, H. C. Leggett, P. Schmid-Hempel, R. Butlin, S. J. M. Martin and M. Boots (2016). Deformed wing virus is a recent global epidemic in honeybees driven by Varroa mites. *Science* 351(6273): 594-597.
- Wilson, E. O. (1987). The Little Things That Run the world (The Importance and Conservation of Invertebrates). *Conservation Biology* 1(4): 344-346.
- Wilson, J. D., A. J. Morris, B. E. Arroyo, S. C. Clark and R. B. Bradbury (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 75(1-2): 13-30.
- Winfree, R., J. W. Fox, N. M. Williams, J. R. Reilly and D. P. Cariveau (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology Letters* 18(7): 626-635.
- Woodcock, B. A., J. M. Bullock, R. F. Shore, M. S. Heard, M. G. Pereira, J. Redhead, L. Ridding, H. Dean, D. Sleep, P. Henrys, J. Peyton, S. Hulmes, L. Hulmes, M. Sarospataki, C. Saure, M. Edwards, E. Genersch, S. Knabe and R. F. Pywell (2017). Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* 356(6345): 1393-+.
- Woodcock, B. A., N. J. B. Isaac, J. M. Bullock, D. B. Roy, D. G. Garthwaite, A. Crowe and R. F. Pywell (2016). Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7: 7:12459.
- Wright, L. L. and J. S. Mattice (1981). Effects of Temperature on Adult Size and Emergence Success of *Hexagenia bilineata* Under Laboratory Conditions. *Journal of Freshwater Ecology* 1(1): 27-39.
- Yaacobi, G., Y. Ziv and M. L. Rosenzweig (2007). Habitat fragmentation may not matter to species diversity. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274(1624): 2409-2412.
- Zeegers, T. & van Steenis, W. (2009) Hoofdstuk 7 Verandering, bedreiging en bescherming. In: Reemer, M., W. Renema, W. van Steenis, Th. Zeegers, A. Barendregt, J.T. Smit, M.P. van Veen, J. van Steenis, L.J.J.M. van der Leij, 009. De Nederlandse zweefvliegen. (Diptera: Syrphidae). – Nederlandse Fauna, pp. 81-90. Leiden. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Uitgeverij, European Invertebrate Survey.
- Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J. & Wymenga, E. (2009). Living on the Edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.

Bijlage 1 Beschrijving aangeleverde Excellfile van de 63 meetlocaties

Naam file: Locations.xl

Attributen meetlocaties:

- place short (unieke code)
- area (ha)
- place – year
- protection status:
 - FFH
 - NSG
 - WS
 - Other
- name (naam gebied)
- location type
- place of mailaise trap / habitat (radius 5-10m)
- next habitats (radius 20-50 m)
- coordinates
 - N
 - E
- name (naam gebied)
- next city
- year
- location_state
- biomass (g)
- interval
 - start
 - end
- landscape configurations
 - arable 1991 and 2014
 - forest 1991 and 2014
 - grassland 1991 and 2014
 - water 1991 and 2014

Bijlage 2 Overzicht van de in Nederland beschikbare insectendatasets

nr	Naam onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	aantal Monitorings-locaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
1	Meetprogramma Vlinders (Netwerk Ecologische Monitoring)	Meetnet Vlinderstichting	Dagvlinders	Vlinderstichting / CBS	Landelijk, zowel natuurgebieden als er buiten	Zichtwaarnemingen gestandaardiseerd (trajecten)	Lucht	A, V	1990 - nu	Nu meer dan 800 transecten, meestal wekelijkse monitoring	Ongeveer 70.000 individuen (records) per jaar	Zeer bruikbaar	Vlinderstichting	Jaarlijkse statistieken CBS, Jaarverslag Vlinderstichting		Hoog
2	Meetprogramma Libellen (Netwerk Ecologische Monitoring)	Meetnet Vlinderstichting	Libellen	Vlinderstichting / CBS	Landelijk, zowel natuurgebieden als er buiten	Zichtwaarnemingen gestandaardiseerd (trajecten)	Lucht	A, V	1998 - nu	350-450 routes, meestal om de twee weken monitoring		Zeer bruikbaar	Vlinderstichting	Jaarlijkse statistieken CBS, Jaarverslag Vlinderstichting		Hoog
3	Analyse verspreiding-gegevens	position paper K. Biesmeijer	Bijen	Naturals (K. Biesmeijer) et al.	Landelijk, zowel natuurgebieden als er buiten	Diverse soorten waarnemingen	Lucht	V	1950 - 2009			Zeer bruikbaar	position paper K. Biesmeijer			Redelijk hoog
4	Database Noctua		(Macro-) nachtvlinders	Vlinderstichting	Landelijk, zowel natuurgebieden als er buiten	Zichtwaarnemingen, Lichtvallen, gestandaardiseerde dataverzameling	Lucht	A, V	1987 - 2017		meer dan 3.500.000 records	Bruikbaar	Roy van Grunsven (Vlinderstichting)			Redelijk hoog
5	Meetnet Nachtvlinders	Meetnet Vlinderstichting	(Macro-) nachtvlinders	Vlinderstichting / CBS	Landelijk, zowel natuurgebieden als er buiten	Zichtwaarnemingen, Lichtvallen, gestandaardiseerde dataverzameling	Lucht	A, V	2011 - nu	sinds 2014 jaarlijks op 50 locaties		Loopt nog te kort om bruikbaar te kunnen zijn.	Roy van Grunsven (Vlinderstichting)			Laag
5	Database Limnodata Neerlandica		Zoetwatermacrofauna waaronder aquatische insectengroepen	STOWA / Waterschappen, Sportvisserij Nederland	Landelijk vooral watergangen in beheer van Waterschappen en plekken voor sportvissers	Gestandaardiseerde dataverzameling	Water	A, V	1975 - 2012 (wordt regelmatig weer aangevuld met data)	Zeer veel	1.900.000 records	Nog veel discussie over bruikbaarheid voor trend-analysen; vergt nader onderzoek	http://krw.stowa.nl/projecten/Limnodata_Neerlandica.aspx	Verdonschot & Van Oosten - Siedlecka 2010; WOt 210; Van Dam 2009; AWW 708	Nog niet in relatie tot trends	Laag
6	Kaaloopgroep Tilburg		Nacht-actieve insecten	van Welick en Spijkers	1 gebied	Lichtvallen	Lucht	A	1995 - 2017	1	300.000 records; deel zit in dataset Noctua		Theo Zeegers (EIS)	Van Welick & Spijkers, 2013: Entomologische Berichten 73: 200-		Laag
7	Dwingelderveld en Hulleerland ("Wijster")	gericht onderzoek naar kevers	Loopkevers	biologisch station Wijster, Stichting WBBS	1 gebied	Potvallen	Bodem	A	1959 - 2016	vele "raaien"	429.225 records	Vergt nader onderzoek (gegevens zijn niet openbaar)	http://www.biologicstation.com/Historie.html		Nog niet in relatie tot trends	Laag
8	Lauwersmeer	Gestandaardiseerd onderzoek naar ontwikkeling arthropoden	Loopkevers (en vele soorten arthropoden)	Jan Meier, Aat Barendrecht	1 gebied	Vangbekers	Bodem	A	1969 - 2008		360.000 records	Sterk effect van ontwikkeling onderzoeksgebied	Theo Zeegers (EIS)			Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitorings-locaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
9	Kalkgraslanden Limburg	gericht onderzoek naar kevers	Kevers	Alterra, Stichting Bargerveen	1 terreintype	Potvallen	Bodem	A					Theodoor Heijerman		Nog niet in relatie tot trends	Laag
10	Monitoring muggen		Muggen	NVWA, Centrum Monitoring vectoren	Landelijk	CO2-vallen	Lucht	A, V	2010 - 2013 herhaling in 2018 of 2019	260 monster-locaties in natuur, landelijk en stedelijk gebied	1 monster-name per jaar	Potentieel	Arjan Stroo (NVWA)	Ibañez-Justicia, A., Stroo, A., Dik, M., Beeuwkes, J. & Scholte, E. J. (2015) National Mosquito (Diptera: Culicidae) Survey in The Netherlands 2010–2013. Journal of Medical Entomology, 2(2):185-198.	Nog niet in relatie tot trends	Laag
11	Database Carabidae		Loopkevers	Stichting Faunistisch Onderzoek Carabidae	Landelijk	Potvallen	Bodem	A, (V)	1953 - nu (inclusief "Wijster")	5600 series in meest voorkomende terreintypen nuv natte biotopen	3.000.000 records over 300 soorten	Potentieel	Theodoor Heijerman		Nog niet in relatie tot trends	Laag
12	Database Snuitkevers		Snuitkevers (en wat andere insectengroepen)	Theodoor Heijerman	Landelijk	Potvallen	Bodem	A	1953 (?) - nu	68.000 vindplaatsen	130.000 records/ 400.000 exemplaren over 700 soorten	Potentieel	Theodoor Heijerman		Nog niet in relatie tot trends	Laag
13	Texel	gericht onderzoek naar kevers	Loopkevers	IVN-Texel	1 gebied	Potvallen	Bodem	A	1984 - 2014		4000 records	Weinig bruikbaar, niet volcontinue gemeten	Theo Zeegers (EIS)			
14	Soesterberg		Vliegen, muggen	Theo Zeegers	1 locatie	Malaiseval	Lucht	A	2010 - 2017	1 val 1 locatie	10.000 records	Weinig bruikbaar, maar 1 val	Theo Zeegers (EIS)			Laag
15	Laagveenmoerassen	onderzoek naar insecten in laagveenmoerassen en netlanden.	Diverse insectengroepen en andere ongewervelden	Alterra	50 gebieden	Pyramidevallen, potvallen, malaisevallen	Bodem	A	1992	50	44.051 records	Maar 1 jaar	Deskstudie Wim Dimmers	de biomassa is bepaald en gepubliceerd in: D.R. Lammertsma et al, 2004. Moeras vogels op peil. Alterra rapport 828-4	geen	Laag
16	"Stad & Land"	onderzoek naar insecten in stedelijke gebieden en landelijke gebieden, elk deelgebied heeft tien gebiedstypen.	Vliegen, muggen, bijen, wespen, mieren	Alterra	Landelijk	Vangnetten, potvallen	Lucht, Bodem	A	1996 - 1999		15.600 records		Deskstudie Wim Dimmers		geen	Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	aantal Monitoringslocaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
17	Groene doorradering, groenblauwe doorradering	onderzoek naar entomofauna in vier habitats die het landschap doorraderen: houtwallen, bosranden, bermen en greppels i.v.m. duurzame plaagregulering.	vliegen, muggen, kevers, wantsen	Alterra	Achterhoek, Twente, Noord-Brabant	Vangnetten, potvallen	Lucht, Bodem	A	2001 - 2004	4 habitattypen meerdere monsterlocaties per type	14.751 records		Deskstudie Wim Dimmers	G. Jagers op Akkerhuis et al, 2004. De biodiversiteit in het agrarisch landschap. Ekoland 6-2004 p 20-22	geen	Laag
18	Vleiland	onderzoek naar effecten van runder- en schapebegrazing op entomofauna van een natte duinvallei.	Kevers, spinnen	Alterra	1 gebied	Potvallen	Bodem	A	1993 - 2001		9702 records	gericht op monitoring effect runder- en schapebegrazing	Deskstudie Wim Dimmers	W. van Wingerden et al., 2001. Evaluatie van zeven jaar runderbegrazing in duinvalleien op Vleiland, Alterra rapport 375; W. van Wingerden et al., 2002. Grazers in Vleilands Duin. Alterra rapport 626.		Laag
19	Waal en Jissel, Toreconuit	onderzoek naar de herkolonisatie van entomofauna in ontkeide uiterwaarden	Kevers, spinnen, viesvleugeligen, vliegen, muggen, wantsen	Alterra, Toreconuit	Waal en Jissel	Pyramidevallen, potvallen, handvangsten	Lucht, Bodem	B, A	1996 - 2000	?	20.187 records		Deskstudie Wim Dimmers	J. Faber et al, 1999, ontkeide uiterwaarden- monitoringsverslag 1999; Alterra rapport 39; J. Faber et al, 2001, ontkeide uiterwaarden- ontkeide uiterwaarden- monitoringsverslag 2000, Alterra rapport 287; J. Faber et al, 2002, ontkeide uiterwaarden, Alterra rapport 372.		Laag
20	Weidevogels	Onderzoek naar arthropodenfauna in grutto-grasland.	Vliegen, muggen, kevers, bijen, wespen, mieren, wantsen, cicaden	Alterra	Gerkesklooster, Ronde Hoep, Wormer- en Jisperveld	Piramidevallen	Lucht	B, A	2006 - 2007		4485 records	niet op soortsniveau gedetermineerd	Deskstudie Wim Dimmers	D. Kleijn et al, 2007. De voedselsituatie voor gruttokeiens bij agrarisch mazaakbeheer, Alterra rapport 1487; D. Kleijn et al, 2009. De relatie tussen gebruik- intensiteit en de kwaliteit van graslanden als fourageerhabitat voor gruttokeiens, Alterra rapport 1753.		Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitorings-locaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
21	Insectenaanbod weidevogels	Meten van voedselaanbod voor Grutto-kuikens en relatoren van insectenfenologie aan ei-leg van Grutto	"Vliegende insecten"	RU Groningen	Zuidwest-Friesland	Plakvallen, potvallen	Lucht, Bodem	B (?)	2013 - nu			Gegevensverzamelings nog niet opgezet in relatie tot trends	(verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017) Theunis Pietsma (RUG) https://www.rug.nl/research/geliffes/ceg/_education/can-insects-save-the-black-tailed-godwit			Laag
22	Reijerskamp	Onderzoek naar ontwikkeling gebied	Loopkevers, Snuitkevers	WUR	1 gebied Wolfheze	Potvallen	Bodem	A	2006, 2008, 2009, 2011, 2014, 2015		220.000 individuen over 135 soorten	Onderzoek toont vooral effect van beheer	Theodoor Heijerman		? Nog niet in relatie tot trends	Laag
23	De Blauwe Kamer		Loopkevers, Snuitkevers	WUR	1 gebied	Bodemvallen	Bodem	A	1989, 1990, 1992, 1993, 2002				Theodoor Heijerman		? Nog niet in relatie tot trends	Laag
24	Tellingen mierennesten		Rode bosmier	Alterra	Twente, Montferland	Tellingen	Bodem	(A)	Jaren '80, 2014, 2016	Diverse bosgebieden		Toont achteruitgang aantal nesten / kolonies	Bram Mabelis (Alterra)	Mabelis, A.A. & Korczyńska, J.J. Insect Conservy (2016) Long-term impact of agriculture on the survival of wood ants of the <i>Formica rufa</i> group (Formicidae) 20: 621-628; https://doi.org/10.1007/s10841-016-9893-7		Laag
25	Flevoploders	gericht onderzoek naar kevers	Loopkevers	WUR Kees Booij	Flevoploders	Potvallen (?)	Bodem	A	jaren'80		geen reeksen wel systematisch getelde locaties					Laag
26	Heidegebieden		Sprinkhanen	Vlinderstichting	diverse heidegebieden	Zicht / geluid	Lucht, Bodem	A, (V)	2011 - nu		geen reeksen wel systematisch getelde locaties					Laag
27	Bermen, Gelderland		Diverse insectengroepen	Vlinderstichting	bermen in Gelderland	Vangbakken, raamvallen	Bodem	A	2015 - nu		geen reeksen wel systematisch getelde locaties					Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitorings-locaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
28	Friesland	Inzicht in de effecten van 6 verschillende beheermaatregelen in graslanden in midden-Fryslân op bloembezoekende en bodembewonende insecten.	Diverse insectengroepen	Vlinderstichting, It Fryske Gea	Midden-Friesland	Loopvallen, slagnettrajecten	Bodem	A	2016 - nu		geen reeksen wel systematisch getelde locaties		mededeling Vlinderstichting (verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)		in voorbereiding	Laag
29	Beschikbaarheid insecten voor spreuwen en zwaluwen		Diverse insectengroepen	RU Nijmegen	Landelijk	Malaisevallen	Lucht	B	2016 - nu	51 locaties			mededeling - RU- Nijmegen (verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)	Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hoffland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one, 12(10)		Laag
30	Verspreidingsonderzoek "Insecten" Netwerk Ecologische Monitoring en insecten		Sprinkhanen, Kokerjuffers, Steenvliegen, Haften, Kevers	EIS	Landelijk	Zicht, diverse lokmethodes	Lucht, Bodem, Water	V	2013 - nu			Nog te kort lopend om trends uit op te maken	Rapportages CBS, EIS			Laag
31	Breedvogelonderzoek en insecten	Bevordering insecten (aantal en soorten). Meer aandacht voor ecologische rol insecten. Evaluatie natuurherstel.	Diverse insectengroepen	EIS	Waterland, Zaanstreek, Buitenland, Rhoon, Hoekse waard	Zicht, plakvallen, potvallen, lichtvallen	Lucht, Bodem, Water	A, V	2013 - nu				mededeling EIS (verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)		in voorbereiding	Laag
32	vochtige beekdalgraslanden	Het vaststellen van de effecten van sinusbeheer op flora en bloembezoekende insecten	?	Vlinderstichting, EIS, SBB	Midden Brabant	Potvallen, transecttellingen	Bodem	A (?)	2017 - nu				Mededeling Vlinderstichting, EIS (verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)		in voorbereiding	Laag
33	polder Oude Doorn	Vaststellen in welke mate de aanleg van "peetle banks" en bloemenranden de insectenrijkdom verhoogt in het naastgelegen gewas van akkerbouwbedrijven	Diverse insectengroepen	Vogelbescherming Nederland	gebied in Noord-Brabant	Potvallen, slagnetmonsters	Bodem	A	2017 - nu				Afstudeeronderzoek D. Maas en I. van der Arend (van Hall-Larenstein) (verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)		in voorbereiding april 2018	Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitoringslocaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
34	Splash monitor		"Vliegende insecten"	Alterra, Arnold van Vliet	Lucht	telling geplette insecten op autonummerborden	Lucht	0	2011				mededeling Arnold van Vliet (WENR)		geen	Laag
35	Akkerranden Groningen	Onderzoek naar insecten in akkers en akkerranden-faunarananden.	Elf insectengroepen	Alterra	Groningen / Dollard	Potvallen	Bodem	A	2004		3124 records		Deskstudie Wim Dimmers	R. Haveman et al., 2005. Evertbraten in faunarananden en natuurbraak. Alterra rapport 1076		Laag
36	Akkers	Onderzoek naar vliegende insecten in akkers en kruidenrijke versus kruiden arme akkerranden.	kevers, vliegen, muggen, wespen, bijen, mieren	Alterra	Strijen, Brouwershaven	Raamvallen	Bodem	A	2006		845 records		Deskstudie Wim Dimmers			Laag
37	Amerongsche Bosch	Onderzoek naar insecten in beheerd en niet meer beheerd bos, bosvakken met Zomereik en Grove den.	Diverse insectengroepen	Alterra	1 gebied	Piramidevallen, potvallen, Malaisevallen	Bodem	A	1999 - 2000	diverse opstanden	3504 records		Deskstudie Wim Dimmers			Laag
38	bossen Arnhem (koolmezen)		Wintervlinder	NIOO	1 gebied	meting uitwerpselen koolmezen	Bodem	(B)	1993 - nu	diverse locaties rond Arnhem		grote fluctuaties tussen jaren zonder systematische trend	Marcel Visser (NIOO)	Van Asch, M., Sallis, L., Holleman, L. J. M., van Lith, B., & Visser, M. E. (2013). Evolutionary response of the egg hatching date of a herbivorous insect under climate change. Nature Climate Change, 3(3), 244-248.		Laag
39	Amerongsche Bosch	Onderzoek naar insecten in bos met veel en weinig dood hout van diverse vereringsstadia.	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra	1 gebied	kistvallen (uitbroedsels dood hout)	Bodem	A	2001, 2003		1801 records		Deskstudie Wim Dimmers	L.G. Moraal et al, 2000. De entomofauna van een beheerd bos vergeleken met een niet (meer) beheerd bos. Vakblad Natuurbeheer 39 (2000) 9L.G. Moraal et al, 2005. Oriënterend onderzoek naar geleedpotigen in liggend dood hout van Zomereik en grove den. Alterra rapport 1101.		Laag
40	Spulderbosch bosreservaat	Onderzoek naar insecten in bos-reservaat met Beuk.	kevers, vliegen, muggen,	Alterra	1 gebied	piramidevallen, potvallen, malaisevallen	Bodem, Lucht	A	2002	Beukenbos	1547 records		Deskstudie Wim Dimmers			Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortgroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitorings-locaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
41	Monitoring eikenprocessierups		Eikenprocessierups	Kenniscentrum Eikenprocessierups	Landelijk	Feromonvallen	Bodem	A	2009 - nu	groot aantal locaties vooral Friesland, Gelderland, Drenthe, Groningen en Noord-Holland			Sylvia Hellingman (kenniscentrum Eikenprocessierups) https://www.nature.com/mt/nl/nature-reports/message?msg=23810			Laag
42	Meetnet Bodemkwaliteit		micro-organismen, micro-arthropoden	RIVM, WENR	Landelijk	Bodemmonsters	Bodem	?	1999 - nu	200 locaties in cyclus van 5 jaar			Ton Schouten (RIVM)	Schouten AJ, Rutgers M & Breure, A.M. 2001. Tussentijdse evaluatie van het project Ecologische Indicator. RIVM rapport 607604002, Bilthoven.		Laag
43	bossen Wageningen		Micro-arthropoden en andere soortgroepen	WUR	1 gebied	Bodemmonsters	Bodem	A	2004, 2009	3 locaties		Studenten-practicum	Ron de Goede (WUR)			Laag
44	Bestuiversonderzoek		Diverse insectengroepen	Vlinderstichting	diverse gebieden (dyles, vogelakkers, akkerranden)	transecttellingen	Lucht	A	2016 - nu							Laag
45	Bodemdierenmeetnet Maas Rijn		Macro-fauna (zeer weinig insecten)	RWS	Maas, Rijn	Monsters	Water	A	langjarig			gericht op signaleren effecten verontreiniging	Jaap Graveland, Gerrit Vossebelt (RWS)		iedere 3 - 6 jaar	Laag
46	Hoeksche Waard	Stimulering van natuurlijke vijanden van insectenplagen (FAB) d.m.v. (bloemrijke akkerranden langs akkerbouwpercelen. Aantonen dat natuurlijke vijanden toemenen en plagen afnemen door deze maatregelen	Diverse insectengroepen determinatie tot op orde / familie	WUR, praktijkonderzoek Plant & Omgeving	1 gebied	Potvallen, vangbakken	Bodem	A	2005 - 2011			gericht op signalering plagen / natuurlijke vijanden	(verslag overleg insecten-monitoring Vogelbescherming 27-11-2017)	Veel deelrapportages van deelonderzoeken. O.a.: Eindrapport FAB2: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/189339 Eindrapport FAB1: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/32058 + jaarrapportages 2005, 2006, 2008 en 2009.		Laag

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data zijn verzameld	aantal Monitoringslocaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
47	Flexoland, Nagele	Stimulering van natuurlijke vijanden van insectenplagen d.m.v. (bloemrijke) akkerranden langs akkerbouwpercelen. Aantonen dat natuurlijke vijanden toemenen en plagen afnemen door deze maatregelen	Diverse insectengroepen determinatie tot op orde / familie	WUR, praktijkonderzoek Plant & Omgeving	1 gebied	Potvallen, vangbakken	Bodem	A	2000 - 2007	70 bedrijven	gericht op signalering plagen / natuurlijke vijanden	(verslag overleg insectenmonitoring Vogelbescherming 27-11-2017)	Biodivers verslag 2005: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/20938 Artikel 2003: http://www.nv.vn/pages/publicaties/proceedings/nummers/14/109-113.pdf Artikel 2006: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/41899 Poster spinnen: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/35705 Poster loopkevers: http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/40171 Plus veel Powerpoint presentaties		Laag	
48	Duurzame zuivelketen		?	Louise Bolk Instituut, LEI	Landelijk	waarnemingen van publiek	?	A (dichtheid)		70 bedrijven						Laag
49	Muggenradar		muggen	WenR, Arnold van Vliet	Landelijk	waarnemingen van publiek	Lucht	(A)	zeer recent		Ongeschied voor trendanalyse, publiek reageert op overlast. Data correleren vooral met neerslagpatroon					Laag
50	Basismetnet waterkwaliteit		aquatische insecten	?	Hollands Noorderkwartier		Water		1984 - 2007				mededeling Theo Zeegers (EIS)	Dam, H. van, 2009. Evaluatie basismetnet waterkwaliteit Hollands Noorderkwartier. Water en Natuur.		
51	Graslanden	Ontwikkelen indicatorsysteem voor ongewervelden in graslanden op zandgrond: proefveldvarianten in bemesting en maai-beheer [3x3].	?	RIN	Veluwe / Wageningen	Bemonsterd met piramidevallen en potvallen	Bodem	A	1986		niet paraat		Deskstudie Wim Dimmers	H. Siepel et al. 1987. Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. Arnhem: RIN - 127 p.		

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment / leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding)	Meetperiode / periode waarin data verzameld zijn	aantal Monitoringslocaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
52	Donkse Laagten	Effectonderzoek van meso-soorten en waterstand in klei-op-veen-graslanden op arthropodenfauna	?	RIN	Alblasserwaard	Bemonstering met potvallen in hooiland (58) en hooiland met nabeweidings (12).	Bodem	A	1985 - 1987		niet paraat		Deskstudie Wim Dimmers	H. Siepel; P.A. Slim; W. Ma et al. 1990. Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie en fauna van klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard. RIN rapport 90/8 50 p.		
53	RIZA	Onderzoek naar insectenfauna in akkers en akkerranden in Zuidelijk Flevoland	?	IBN-DLO	Flevopolders		Bodem	A	1993 - 1995		niet paraat		Deskstudie Wim Dimmers	H. Siepel et al., 1996. De bijdrage van vervuilde akkerranden aan de biodiversiteit van het landelijk gebied in Zuidelijk Flevoland. Wageningen : IBN-DLO - 73 p.; H. Siepel et al., 1996. The importance of grassy field margins for biodiversity in rural areas. Proc. Exp. App. Entomol. vol-7: 135-140		
54	Liberation Flevopolders	Onderzoek in Flevoland naar predatore arthropodenfauna in akkers en akkerranden op klei [plaagonderdrukking op bladluizen].	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra	Flevopolders	Plot varianten in bemesting en insecticide	Bodem	A	2014		1226 records		Deskstudie Wim Dimmers			
55	Liberation Betuwe	Onderzoek in Betuwe naar predatore arthropodenfauna in akkers en akkerranden op klei [plaagonderdrukking op bladluizen].	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra	Betuwe	Plot varianten in bemesting en insecticide	Bodem	A	2014		345 records		Deskstudie Wim Dimmers			
56	Liberation predatoren bodem	Onderzoek in oostelijk Noord-Brabant naar predatore arthropodenfauna in akkers en akkerranden.	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra	Noord-Brabant	Bemonsterd met vangnetten en potvallen	Bodem, Lucht	A	2016		675 records (orde niveau)		Deskstudie Wim Dimmers			

nr	Naam onderzoek / onderzoeksgebied	Beschrijving onderzoek	Soortengroep (gerichte monitoring / bemonstering)	uitvoerende organisatie / onderzoeker	Geografische dekking	Type onderzoek	Compartment leefomgeving	Meetdoel (Biomassa, Aantallen, Verspreiding) / zijn verzameld	Meetperiode / periode waarin data verzameld	aantal Monitoringslocaties	Info over dataset	Opmerkingen over bruikbaarheid voor deelvraag 3	Bron	Literatuur / Publicaties	opmerkingen over publicaties	Relevantie
57	Liberation restant predatoren bodem	Onderzoek in oostelijk Noord-Brabant naar predatore arthropodenfauna in akkers en akkerranden.	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra	Noord-Brabant	Bemonsterd met vangnetten en potvallen	Bodem, Lucht	A	2016		105 records (soort-niveau)		Deskstudie Wim Dimmers			
58	BIOBIO-2010 Faunistische indicators in akkers en akkerranden			Alterra	Landelijk	?		A	2010		1274 records		Deskstudie Wim Dimmers	M.K. Schneider et al, 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level (Nature Communications)		
59	Veluwe - Utrechtse Heuvelrug	Onderzoek naar insecten in bos met veel en weinig dood hout van diverse verteringsstadia.	kevers, mieren, en andere arthropoden	Alterra		Bemonsterd met kistvallen	Bodem	A	2003				Deskstudie Wim Dimmers	L.G. Moraal et al, 2005. Oriënterend onderzoek naar geleedpotigen in liggend dood hout van Zomereik en grove den. Alterra rapport 1101:		

Legenda

1. Naam onderzoek / onderzoeksgebied
 2. Beschrijving onderzoek
 3. Soortengroep
 4. Uitvoerende organisatie / onderzoeker
 5. Geografische dekking
 6. Type onderzoek
 7. Compartment leefomgeving
 8. Meetdoel
 9. Meetperiode
 10. Aantal monitoringlocaties
 11. Info over dataset
 12. Opmerkingen over bruikbaarheid
 13. Relevantie voor deelvraag 3
- Samengevatte naam
 Samenvatting hoofddoel onderzoek
 Nederlandse benaming van orde of familie "insecten" dan wel geleedpotigen
 Zoals vermeld in publicaties
 Landelijk = meetpunten over gehele land
 1 Gebied = meetpunten beperkt tot een geografisch klein gebied Of specifiekere duiding
 Duiding van monitoringsmethode
 Lucht = bemonstering van vliegende insecten (bemonsterd met vallen gericht op deze insecten of zichtwaarnemingen)
 Bodem = bemonstering van insecten die zich in of op de bodem of vegetatie bevinden (bemonsterd met vallen in de bodem of op de vegetatie)
 Water = bemonstering van insecten die zich in het water bevinden (bemonsterd in het water, de waterbodem dan wel in de vegetatie in het water
 Voor zover bekend uit het onderzoek:
 B = Biomassa = gewicht
 A = Aantallen = aantal per monster of locatie;
 V = Verspreiding = aan- of afwezigheid per oppervlakte-eenheid
 Jaar / jaren waarin gemeten is
 aantal (voor zover bekend)
 Het aantal "records" = het aantal unieke data (per meting ingevoerde data over monsterpunt, datum, soort, aantal, enz.)
 Opmerkingen van informanten dan wel vanuit werkgroep nav de informatie over het project
 Inschatting werkgroep (zie schema in hoofdtekst)

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 2871
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.



To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 2871
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

