

Haalbaarheid van context-afhankelijke richtlijnen ter preventie van concurrentie tussen wilde en gehouden bijensoorten op basis van risicoschattingen

Arjen de Groot en Ivo Roessink



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Haalbaarheid van context-afhankelijke richtlijnen ter preventie van concurrentie tussen wilde en gehouden bijensoorten op basis van risicoschattingen

Arjen de Groot en Ivo Roessink – Wageningen Environmental Research

Met medewerking van:

Marten Schoonman – Naturalis Biodiversity Center

John Smit en Theo Zeegers – EIS Kennicentrum Insecten

Tjeerd Blacquièrè – Bijen@WUR, Wageningen Plant Research

David Kleijn en Jeroen Scheper – Wageningen University

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en gesubsidieerd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema 'Kennisimpuls Bestuivers' (projectnummer BO-43-101-02.002).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, augustus 2022

Gereviewd door:

Dianne Sanders, onderzoeker Entomologie (WENR)

Akkoord voor publicatie:

Marion Kluivers-Poodt, teamleider Dierecologie (WENR)

Rapport 3185

ISSN 1566-7197

ISBN 978-94-6447-321-6

De Groot, A., I. Roessink, 2022. *Haalbaarheid van context-afhankelijke richtlijnen ter preventie van concurrentie tussen wilde en gehouden bijensoorten op basis van risicoschattingen*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3185. 54 blz.; 10 fig.; 2 tab.; 79 ref.

In Nederland zien we dat honingbijen steeds vaker geweerd worden uit beschermde (natuur)gebieden. Het argument hierbij is veelal dat er concurrentie voor voedselbronnen optreedt tussen honingbijen en wilde bijen. De aanname is dat de wilde bij in deze concurrentiestrijd negatief beïnvloed wordt en daarom concurrentie voorkomen moet worden. Echter deze interactie is doorgaans gecompliceerder dan concurrentie op voedselbronnen alleen. Wat het uiteindelijke gevolg van de interactie is, is in belangrijke mate afhankelijk van het landschap waarin deze optreedt. Deze rapportage over de haalbaarheid van context-afhankelijke richtlijnen ter preventie van concurrentie tussen honingbijen en wilde bijen is opgesteld als onderdeel van onderzoeksprogramma Kennisimpuls Bestuivers. Het betreft een compilatie van wetenschappelijke bevindingen, verzameld en geïntegreerd door Wageningen Environmental Research, op basis van zowel literatuuronderzoek als diverse brainstormsessies met onderzoekers van andere wetenschappelijke instituten die zich bezighouden met bestuivende insecten en die tevens deelnemen in de Kennisimpuls Bestuivers: Wageningen Universiteit, Bijen@WUR, Naturalis Biodiversity Center en EIS Kenniscentrum Insecten.

Honeybees are more and more banned from protected (nature) areas in The Netherlands. The argument often used is that the presence of honeys results in food competition with wild bees. As wild bees are believed to be the ones being negatively impacted in this interaction, food competition should be avoided at all costs. However, interactions between wild bees and honeybees are usually more complex than food competition alone. What the ultimate outcome of such interaction is, is heavily impacted by the context, i.e. landscape, in which it occurs. This report on the feasibility of context-dependent guidelines to prevent competition between wild bees and honeybees is part of the research program 'Kennisimpuls Bestuivers'. It is compiled by Wageningen Environmental research and comprises a combination of reviews of scientific literature and several brainstorm sessions with researchers from other scientific institutes involved in pollinator research and which are part of the national 'Kennisimpuls Bestuivers' project, e.g. Wageningen University, Bees@WUR, Naturalis Biodiversity Center and EIS Kenniscentrum Insecten.

Trefwoorden: bestuivers, concurrentie, honingbij, wilde bijen, context-afhankelijke richtlijn, risicoschatting

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/574230> 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.

© 2022 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 werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.

Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3185 | ISSN 1566-7197 | ISBN 978-94-6447-321-6

Foto omslag: Een honingbij (*Apis mellifera*; onder) en twee akkerhommels (*Bombus pascuorum*) maken gelijktijdig gebruik van een zonnebloem. Foto: Jeroen Scheper, Wageningen UR.

Inhoud

Verantwoording	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding en probleemstelling	13
1.1 De Nationale Bijenstrategie en draagkracht	13
1.2 Bijen: gehouden en wild	14
1.2.1 Honingbijen	14
1.2.2 Wilde bijen	15
1.3 Interacties tussen honingbijen en wilde bijen	17
1.4 Context-afhankelijkheid	17
1.5 Doelstelling en werkwijze: haalbaarheid van context- afhankelijke richtlijnen	18
2 Potentiële oplossingsrichtingen	20
2.1 Risicovermijding via vaste maatstaven voor maximale dichtheden (volken/opp.)	21
2.2 Risicovermijding via bufferzones ten opzichte van kwetsbare plekken	23
2.3 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van ruimtelijke verschillen in voedselaanbod	24
2.4 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van voedselaanbod en waarde voor wilde bijensoorten	25
2.5 Kwantificeren van risico's via mechanistische modelberekening	26
3 Beschikbaarheid van informatie	27
3.1 Een breed scala aan onderliggende factoren	27
3.2 Voedselaanbod	29
3.2.1 Samenstelling en hoeveelheid bloemaanbod	29
3.2.2 Voedselaanbod per plantensoort	30
3.3 Ecologie van honingbijen	31
3.4 Ecologie van wilde bijensoorten	34
3.5 Lokale omstandigheden	40
3.6 Dichtheid-afhankelijkheid van interacties	42
4 Kansen per oplossingsrichting	43
4.1 Risicovermijding via vaste maatstaven voor maximale dichtheden (volken/opp.)	43
4.2 Risicovermijding via bufferzones ten opzichte van kwetsbare plekken	43
4.3 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van ruimtelijke verschillen in voedselaanbod en/of waarde voor wilde bijen	44
4.4 Kwantificeren van risico's via mechanistische modelberekening	45
5 Conclusies en aanbevelingen	47
5.1 Korte termijn	47
5.2 Lange termijn	48
Literatuur	50

Verantwoording

Rapport: 3185

Projectnummer: 5200047525

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Onderzoeker Entomologie

naam: Dianne Sanders

datum: 18 juli 2022

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Marion Kluivers-Poodt

datum: 21 juli 2022

Woord vooraf

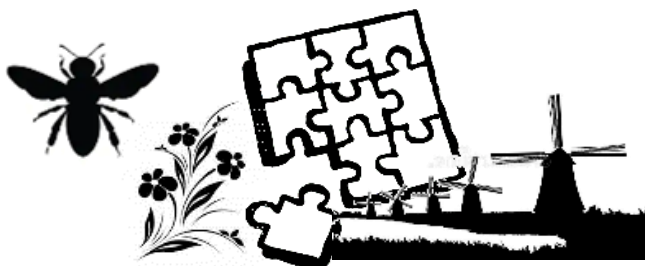
In Nederland zien we dat honingbijen steeds vaker geweerd worden uit beschermde (natuur)gebieden. Het argument hierbij is veelal dat er concurrentie voor voedselbronnen optreedt tussen honingbijen en wilde bijen. De aanname is dat de wilde bij in deze concurrentiestrijd negatief beïnvloed wordt en daarom concurrentie voorkomen moet worden. Het is inderdaad mogelijk dat honingbijen bij hoge dichtheden een negatieve impact hebben op wilde bijenpopulaties, alleen is de interactie doorgaans gecompliceerder dan concurrentie op voedselbronnen alleen. Wat het uiteindelijke gevolg van de interactie is, is in belangrijke mate afhankelijk van het landschap waarin deze optreedt. De kennis die de basis moet zijn voor de discussie en beslissing of honingbijen geweerd moeten worden, is op dit moment nog incompleet. Dit kan resulteren in een vastlopende discussie tussen betrokken partijen, zoals (honing)bijenhouders en terreinbeherende organisaties.

Het doel van deze rapportage is om beter in beeld te krijgen hoe de verschillende puzzelstukjes van deze problematiek geduid moeten worden en op basis daarvan op een rij te zetten welke oplossingsrichtingen mogelijk zijn. Hierbij is erop ingezet om met betrokken partijen te komen tot oplossingen waar de behoeften en eigenschappen van de verschillende bijen (zowel de gehouden als de wilde soorten) en de aanwezige landschappen meegenomen zijn. Tevens is – waar mogelijk – aangegeven op welke onderwerpen al wetenschappelijke onderbouwing bestaat of wat nog nodig is om die onderbouwing mogelijk te maken. Dit helpt om de discussie op een inhoudelijke basis te kunnen voeren, zowel over de mate waarin een concurrentieprobleem optreedt als hoe dat beperkt zou kunnen worden.

Met andere woorden, het voorliggende rapport probeert – op basis van wetenschappelijke bevindingen – te schetsen welke oplossingsrichtingen denkbaar zijn en wat nog nodig zou zijn om deze te implementeren. Daarmee vormt het een basis voor zowel nader overleg tussen de betrokken stakeholders, als voor nader onderzoek. Dit rapport geeft nadrukkelijk geen uitsluitsel over de mate waarin op specifieke locaties of momenten concurrentie bestaat en geeft geen oordeel over de mate waarin op specifieke locaties of momenten honingbijenvolken zouden moeten worden toegelaten.

Deze rapportage is opgesteld als onderdeel van onderzoeksprogramma Kennisimpuls Bestuivers. Dit programma, dat loopt sinds 2017 en wordt gesubsidieerd door het Ministerie van LNV, heeft als doel het ontwikkelen en delen van kennis over bestuivende insecten, om initiatiefnemers van maatregelen om bestuivers en bestuivingsdiensten te behouden en te bevorderen de mogelijkheid te geven hun acties zo effectief mogelijk uit te voeren. Het betreft een compilatie van wetenschappelijke bevindingen, verzameld en geïntegreerd door Wageningen Environmental Research, op basis van zowel literatuuronderzoek als diverse brainstormsessies met onderzoekers van andere wetenschappelijke instituten die zich bezighouden met bestuivende insecten en die tevens deelnemen in de Kennisimpuls Bestuivers: Wageningen Universiteit, Bijen@WUR, Naturalis Biodiversity Center en EIS Kenniscentrum Insecten.

De auteurs



Samenvatting

Aanleiding en doelstelling

Al een aantal jaren is het duidelijk dat actie nodig is om de Nederlandse bijen en andere bestuivende insecten te beschermen. Een kernthema in de meeste initiatieven in binnen- en buitenland ter behoud en bevordering van bestuivende insecten is het zorg dragen voor voldoende habitat. Dit betreft de beschikbaarheid van zowel voldoende nestelplekken als van voldoende voedselbronnen en het streven naar een beperkte afstand tussen deze twee elementen. Niet voor niets kreeg de Nederlandse Bijenstrategie de ondertitel "Bed and Breakfast for Bees" mee. Zowel gehouden honingbijen als wilde bijen maken gebruik van (deels) dezelfde nectar- en stuifmeelbronnen en beïnvloeden elkaar ook op andere vlakken wanneer ze gedwongen worden in elkaars nabijheid te foerageren. Waar dit in de vorige eeuw nog geen reden tot zorg gaf, is de context, te weten het Nederlandse landschap en het gebruik daarvan, sindsdien sterk veranderd. De draagkracht van het landschap (de hoeveelheid bloemen en daarmee de hoeveelheid voedselaanbod) is in de volle breedte beperkter geworden. Daardoor ontstaat het risico dat ook op plekken waar nog veel bloemen staan, deze draagkracht wordt overschreden en bijensoorten met elkaar gaan concurreren om dezelfde voedselbron.

Het is evident dat de ultieme oplossing voor het concurrentieprobleem zit in het verhogen van de draagkracht van het landschap door de beschikbaarheid van voedselbronnen en nestelplekken weer terug op peil te brengen. Ervaring in de praktijk leert echter dat dit een lange adem vergt. Sociale en ecologische veranderingen in het landschap kosten tijd, en in de tussentijd is het zaak om te zorgen dat zo veel mogelijk wilde soorten worden behouden en dus (te) sterke negatieve interacties tussen honingbijen en wilde bijen worden voorkomen. Duidelijk is wel dat dergelijke negatieve interacties niet altijd en overal optreden. Dit komt doordat de interacties tussen bijensoorten zeer context-afhankelijk zijn: of een bepaalde hoeveelheid bloemen op een bepaalde plek toereikend is, hangt onder meer af van het aantal bijensoorten, de voedselvoorkeur van deze soorten, het palet aan aanwezige bloemsoorten en interacties met weersomstandigheden. Andere factoren die het welzijn van populaties kunnen beïnvloeden, zoals de beschikbaarheid van nestgelegenheid, de aanwezigheid van parasieten of ziekten of het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, hebben op hun beurt weer invloed op de mate waarin voedselconcurrentie de overleving van populaties in gevaar kan brengen.

Al met al zijn deze relaties zodanig complex, dat een eenduidig oordeel over het effect van een bepaald aantal honingbijenvolken op een bepaalde locatie niet zomaar te geven is. Het gevolg van die onzekerheid is dat momenteel door verschillende betrokkenen verschillende handelingsperspectieven worden genomen en/of voorgesteld. Dit wordt het duidelijkst tijdens de massale bloei van bijvoorbeeld heidevelden in natuurgebieden. Veel bijenhouders zouden hier graag hun volken plaatsen, omdat het een van de plaatsen is waar voor de honingbijen het meeste voedsel te vinden is. Sommige beheerders hanteren echter een voorzorgsprincipe, waarbij geen plaats is voor gehouden honingbijen in hun natuurgebieden, omdat deze terreinen bij uitstek ook de laatste populaties herbergen van kwetsbare wilde soorten.

De sterke context-afhankelijkheid van risico's op concurrentie maakt het opstellen van vaste landelijke richtlijnen voor het plaatsen van honingbijenvolken, die recht doen aan de behoeften van alle betrokken partijen, zeer lastig. Evident is dat op sommige plekken meer honingbijenvolken kunnen staan dan op andere plekken. Idealiter wordt dus gestreefd naar maatwerk: richtlijnen die zijn afgestemd op de lokale situatie, op basis van een risicoschatting. De sleutel voor het maken van een dergelijke risicoschatting zit echter in de beschikbaarheid van voldoende informatie, op het juiste detailniveau. Daarbij geldt: hoe gedetailleerder het beoogde maatwerk, hoe gedetailleerder de informatiebehoefte. Dit betreft zowel informatie over de exacte situatie ter plaatse (parameters, zoals voedselaanbod) als wetenschappelijke kennis over de relaties tussen deze parameters. De vraag is hoe ver we hierin kunnen en willen gaan. Het voorliggende rapport betreft een verkennende studie van de haalbaarheid van verschillende oplossingsrichtingen voor het definiëren van context-afhankelijke richtlijnen.

Mogelijke oplossingsrichtingen

Een simpele aanpak betreft het vermijden van risico's door het vaststellen van maximale dichtheden honingbijenvolken per oppervlakte. Dit kan een standaardmaximumwaarde zijn op landelijke of regionale schaal, maar maatwerk is mogelijk voor verschillende landgebruikstypen, of zelfs locaties met verschillende typen massale dracht. De conservatiefste vorm van risicovermijding is het besluit om honingbijen in een bepaald gebied in het geheel niet toe te laten. Hoewel dit voorzorgsprincipe in eerste instantie een effectieve methode lijkt, zijn de betreffende terreinen in het Nederlandse landschap veelal dusdanig klein en de foerageerafstand die honingbijen kunnen afleggen dusdanig groot, dat bij massale plaatsing van bijenvolken net buiten het betreffende gebied de effectiviteit van deze maatregel alsnog beperkt kan zijn.

Een afgeleide aanpak die wat meer ruimte voor maatwerk biedt, maar waarbij indien gewenst het voorzorgsprincipe voor de kwetsbaarste soorten of habitats kan worden behouden, maakt gebruik van een schatting van de invloedssfeer per honingbijenvolk. Hoewel honingbijen ver kunnen vliegen, zullen ze uit energetisch oogpunt bij voorkeur hun voedsel dicht bij de kast zoeken en neemt de invloed die een honingbijenvolk heeft op wilde bijen af met afstand tot de kast. Deze geschatte invloedssfeer kan gebruikt worden om een bufferzone om een kast in te stellen, die niet mag overlappen met bepaalde locaties die men wil beschermen, omdat er bijvoorbeeld een kwetsbare soort is waargenomen of er een habitat aanwezig is die men wil 'reserveren' voor gebruik door kwetsbare bijensoorten. Voordeel van deze aanpak is dat men de buffer kan vergroten indien meerdere kasten geclusterd worden geplaatst, waarbij dit cluster zich dus op grotere afstand van de kwetsbare locatie moet bevinden.

Om tot breed gedragen oplossingen te komen, kan ook worden gedacht aan een benadering waarbij de bovengenoemde route gericht op risicovermijding (concurrentie uitsluiten) wordt vervangen door een route gericht op risicospreiding. In deze benadering wordt getracht te komen tot een verdeling van bijenvolken over het landschap die past bij de ruimtelijke verschillen in voedselaanbod en zo per locatie het risico op concurrentie minimaliseert. Risicospreiding is met name interessant op grotere schaalniveaus, zoals grotere natuurgebieden of complete regio's bestaande uit een combinatie van landgebruikstypen. Het achterliggende idee is een verdeling van het landschap in gridcellen (bijvoorbeeld kilometerhokken of uurhokken), waarbij per cel de draagkracht wordt bepaald en vervolgens honingbijkasten zodanig worden verdeeld dat ze deze ruimtelijke verschillen in draagkracht volgen. Deze werkwijze kan in theorie verder worden verfijnd door ook rekening te houden met ruimtelijke verschillen in de aanwezigheid van wilde bijensoorten. Op basis van deze aanwezigheid kan per gridcel een wegingsfactor worden ingesteld, waarbij een bepaald percentage van de lokale draagkracht wordt gereserveerd voor wilde bijen.

Een derde benadering, die de meeste flexibiliteit biedt in het maken van keuzes, is een mechanistische modelaanpak, die concrete voorspellingen doet over de resultaten van interacties tussen honingbijen en wilde bijen in verschillende situaties. In een mechanistisch model worden (zo veel mogelijk) interacties tussen wilde bijen, honingbijen, het voedselaanbod en omgevingsfactoren expliciet gekwantificeerd en met elkaar verbonden. Het ultieme resultaat zou een model zijn dat per locatie berekent hoeveel volken kunnen worden geplaatst zonder dat negatieve effecten optreden bij de lokale wilde bijenfauna.

Van theorie naar praktijk: wat is haalbaar op basis van de beschikbare kennis?

De discussie omtrent de concurrentie tussen bijensoorten is altijd sterk beïnvloed door de hoeveelheid informatie die er in de loop der tijd beschikbaar was. Waar in eerste instantie zeer weinig informatie beschikbaar was over het voorkomen van wilde bijensoorten en hun behoeften, was ook de noodzaak niet duidelijk om rekening te houden met eventuele negatieve interacties. Hierdoor werd de discussie eind twintigste eeuw puur gevoerd op het gebruik van drachtgebieden door honingbijen en de maximumaantallen kasten die daar geplaatst konden worden zonder de honinggoest nadelig te beïnvloeden. De eerder gestelde richtlijnen voor het vermijden van concurrentie van honingbijen onderling, gebaseerd op maximumaantallen bijkasten per hectare bloeiende dracht, werden na het verschijnen van de Rode Lijst van wilde bijensoorten in 2010 bijgesteld. Hoewel er hierin al een eerste melding gemaakt werd van ruimtelijke componenten die van belang zijn voor het voorkomen van wilde bijen, werden deze nog niet heel expliciet gemaakt.

Het beschikbaar komen van meer informatie resulteerde in de wens om tot een betere afstemming te komen tussen het gebruik van de beschikbare ruimte/voedselbronnen van honingbijen en wilde bijen. Zodra men deze wens wil omzetten in concrete vuistregels, blijkt echter hoe weinig we nog altijd weten over vrij basale onderwerpen, zoals de exacte kwantitatieve en kwalitatieve voedselbehoeften per (wilde) bijensoort. Hoofdstuk 3 van het voorliggende rapport beschrijft per oplossingsrichting welke kennis nodig is om deze aanpak praktisch te kunnen implementeren en in hoeverre deze kennis reeds beschikbaar is. Op basis daarvan wordt aangegeven welke (combinaties van) oplossingen haalbaar zouden kunnen zijn en wat nog nodig is om dat te realiseren. Daarbij maken we onderscheid tussen een relatief pragmatische aanpak die op korte termijn werkbaar is te maken en een aanpak die op lange termijn werkbaar is.

Pragmatische oplossingen op (relatief) korte termijn

Op korte termijn zouden op zowel lokaal als landelijk schaalniveau, inclusief agrarisch gebied en de daar voorkomende (nu nog) algemene soorten, flexibele richtlijnen kunnen worden geformuleerd op basis van een risicospreidingsmodel. Dit zou een doorontwikkeling kunnen betreffen van een relatieve benadering die gedeeltelijk al is ontwikkeld in project Beespot, op basis van ruimtelijke kaarten met een vast grid (GIS-gebaseerd). Deze basale methode voor risicospreiding geeft bijenhouders de mogelijkheid om zelf in onderling overleg te sturen en zo te komen tot een zo gunstig mogelijke verdeling van kasten over gridcellen. Wel is het aan te bevelen om aanvullend ook een maximum per cel of per regio in te stellen, om te voorkomen dat de verdeling weliswaar de verschillen in draagkracht volgt, maar alsnog de totale draagkracht overschrijdt. Hierbij kan een bepaald percentage van het voedselaanbod worden 'gereserveerd' voor wilde bijen en is dit percentage eventueel te schalen op basis van de waarde van het lokale landschap voor wilde bijensoorten. Het verdient aanbeveling om deze waarde niet slechts te baseren op de daadwerkelijk aangetroffen soorten, maar op een inschatting van de soortenrijkdom die er in potentie zou kunnen voorkomen. Dit biedt ruimte voor de gewenste uitbreiding van thans bedreigde soorten naar nieuwe geschikte plekken, zonder dat deze ruimte al bij voorbaat gereserveerd is voor honingbijen. Onder andere de 'species distribution models' – zoals ontwikkeld door Naturalis – kunnen hiervoor een basis vormen.

In bredere zin kunnen per regio bestuurlijke afwegingen worden gemaakt in het percentage voedselaanbod dat wordt gereserveerd voor bijen, op basis van een gekozen ambitieniveau voor behoud en bevordering van wilde bestuivers. Dat kan ertoe leiden dat uit voorzorg alle aanbod beschikbaar wordt gehouden voor wilde bestuivers, of dat juist veel ruimte wordt geboden aan honingbijen en slechts een beperkt aanbod voor een gericht aantal doelsoorten wordt gereserveerd. Uiteindelijk betreft dit een maatschappelijke en politieke keuze, waarbij het risicospreidingsmodel een tool vormt voor implementatie van de gekozen strategie. Het toevoegen van een registratiesysteem voor aantallen en locaties van honingbijenvolken per bijenhouder maakt het mogelijk om henzelf te laten sturen en plekken te selecteren waar zij het liefst hun kasten plaatsen. Omdat het voedselaanbod op een locatie sterk fluctueert gedurende het jaar, wordt idealiter gewerkt met meerdere tijdsperiodes in het jaar, waarbij per periode een nieuwe verdeling wordt gemaakt op basis van een voor die periode relevante voedselkaart. Hiermee wordt automatisch ook rekening gehouden met massale bloei in een bepaalde periode. Aanvullend op deze basismethode kan worden gewerkt met bufferzones rond bijenkasten, die niet mogen overlappen met als (te) kwetsbaar beoordeelde bijenhabitats (waardevolle landschapselementen of plekken met bekende populaties van kwetsbare soorten) en waarvan de grootte afhankelijk is van het aantal geplaatste honingbijenvolken. Deze methode maakt nadere sturing mogelijk ter bescherming van specifieke natuurwaarden. Hiermee blijft tot op zekere hoogte een voorzorgsprincipe gelden, waarbij bijenkasten op een gepaste afstand dienen te blijven om een negatieve interactie tussen honingbijen en wilde bijen te voorkomen. De omvang van bufferzones kan worden aangepast aan het gewenste ambitieniveau met betrekking tot bescherming van wilde soorten, maar dient ten minste te schalen met het totaal aantal geplaatste kasten.

Naar meer mechanistisch begrip in de toekomst

Op de langere termijn kan gewerkt worden aan een nadere uitwerking van een mechanistische modelaanpak. De hoeveelheid informatie die nodig is om een dergelijke modelaanpak werkbaar te maken met een betrouwbaarheid die het meerwaarde geeft ten opzichte van de hierboven beschreven pragmatische aanpak, is enorm. Het beschikbaar maken van die informatie vereist nog een hoop aanvullend onderzoek, bijvoorbeeld naar de exacte behoeften per bijensoort, de minimale levensvatbare populatieomvang per bijensoort en de wijze waarop bepaalde omgevingsfactoren elkaars effect beïnvloeden.

Vooralsnog schatten wij de informatiebeschikbaarheid voor het werkbaar maken van deze tool in als zodanig ontoereikend dat dit zou leiden tot te grote onzekerheden. Het best haalbare binnen enkele jaren lijkt een model dat zich baseert op een selectie van modelsoorten (indicatorsoorten, bijvoorbeeld op basis van de recentelijk opgestelde 'ecoprofielen' voor bestuivers). De inzet van een model als 'decision support'-tool, waarin de exacte effecten van interacties tussen honingbijen en wilde bijen worden voorspeld voor een specifiek beheersscenario, lijkt vooralsnog niet realistisch. Tegelijkertijd neemt de beschikbaarheid van informatie, en methoden om deze snel en gericht te vergaren, in rap tempo toe en sluiten we niet uit dat deze balans in de toekomst verschuift. Daarnaast biedt een mechanistische modelaanpak wel waardevolle ondersteuning voor het formuleren van hypothesen voor nader onderzoek en voor globale adviezen (o.a. scherper stellen van gebruikte waarden voor bed & breakfast gebieden et cetera). Ook kan een versimpelde versie van een dergelijk model in de vorm van een onlinespel een belangrijk instrument zijn voor de vergroting van de bewustwording van het publiek voor deze problematiek en voor het vergroten van draagkracht. Het lijkt dan ook wel degelijk waardevol om deze route nader te verkennen, mits de juiste voorbehouden voor toepassing ervan in acht worden genomen.

1 Inleiding en probleemstelling

1.1 De Nationale Bijenstrategie en draagkracht

Al een aantal jaren is het duidelijk dat actie nodig is om de Nederlandse bijen en andere bestuivende insecten te beschermen. Waar eerst een focus lag op het wel en wee van de honingbij, bijvoorbeeld in het Actieprogramma Bijengezondheid (Rottenberg, 2013), richt sinds 2017 de Nationale Bijenstrategie zich op alle 'bestuivers', in het bijzonder de vele wilde bijensoorten (LNV, 2018). Deze focus is aangebracht, omdat meer dan de helft van de ongeveer 360 wilde bijensoorten die in Nederland voorkomen op de Rode Lijst staat, wat aangeeft dat er zorg is over hun voortbestaan in Nederland (Reemer, 2018). Het hoofddoel van de Nationale Bijenstrategie is om dit te veranderen: ingezet wordt op het duurzaam behouden en bevorderen van populaties van bestuivers, met de meetbare doelstelling om in 2030 50% minder soorten met negatieve trend en 50% meer soorten met positieve trend te hebben ten opzichte van de situatie in 2012 (LNV, 2018).

Om dit te bewerkstelligen, zijn er binnen de Nationale Bijenstrategie verschillende thema's benoemd: 1) biodiversiteit, 2) wisselwerking landbouw en natuur en 3) honingbij. Onder deze thema's hangen verschillende initiatieven die door de maatschappelijke partners van de strategie zijn aangedragen en worden uitgevoerd. Tevens is er – naast de Nationale bijenstrategie – een onderzoeksprogramma opgestart genaamd 'Kennimpuls Bestuivers' (looptijd 2017-2022), waarbinnen de kennisinstellingen Wageningen UR, Naturalis Biodiversity Center en Stichting EIS Kenniscentrum Insecten wetenschappelijke ondersteuning van de Nationale bijenstrategie en haar onderliggende initiatieven leveren.

Een kernthema in zowel de Bijenstrategie als in overige initiatieven in binnen- en buitenland ter behoud en bevordering van bestuivende insecten is het zorg dragen voor voldoende habitat. Dit betreft de beschikbaarheid van zowel voldoende nestelplekken als van voldoende voedselbronnen en het streven naar een beperkte afstand tussen deze twee elementen. Niet voor niets kreeg de Bijenstrategie de ondertitel "Bed and Breakfast for Bees" mee (LNV, 2018). Behoeftes aan nestelplekken in het landschap speelt vooral een rol bij de wilde bijen, aangezien honingbijenvolken in de praktijk worden gehouden in door de mens gemaakte bijenkasten. Zowel honingbijen als wilde bijen hebben echter behoefte aan voldoende voedselaanbod gedurende hun gehele vliegseizoen, in de vorm van een diverse bloemdragende vegetatie. In deze context wordt wel gesproken over de 'draagkracht van het landschap' voor het in stand houden van bijenpopulaties.

In recente jaren is dit onderwerp eens te meer belangrijk geworden vanwege een opkomende discussie over het gebruik van de beschikbare voedselbronnen door zowel honingbijen als wilde bijen. Deze discussie kwam in de zomer van 2019 tot een hoogtepunt door het in groten getale plaatsen van honingbijenkasten rondom Nationaal Park de Biesbosch, om daar gebruik te maken van de massale bloei van de reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*). Aan het daaropvolgende conflict tussen voor- en tegenstanders van dit bijplaatsen van kasten ontsproot een discussie in het parlement over de bescherming van onze nationale biodiversiteit, specifiek de diverse bedreigde wilde bijensoorten, die in natuurgebieden zoals de Biesbosch een laatste refugium hebben gevonden. Zowel gehouden honingbijen als wilde bijen maken gebruik van (grotendeels) dezelfde nectar- en stuifmeelbronnen en beïnvloeden elkaar ook op andere vlakken wanneer ze gedwongen worden in elkaars nabijheid te foerageren. Waar dit vorige eeuw nog geen reden tot zorg gaf, is de context, te weten het Nederlandse landschap en het gebruik daarvan, sterk veranderd. De draagkracht van het landschap in termen van bloemaanbod is in de volle breedte beperkter geworden, waardoor het risico ontstaat dat ook op plekken waar nog veel bloemen staan, deze draagkracht wordt overschreden en bijensoorten met elkaar gaan concurreren om dezelfde voedselbron.

Onder wetenschappers, natuurbeschermers en bijenhouders bestaat dan ook een brede consensus dat het verhogen van de draagkracht uiteindelijk de beste manier is om zowel de imkerij als de wilde bijenpopulaties duurzaam naast elkaar te laten bestaan (Kleijn et al., 2018). Daarbij gaat het zowel om het op peil houden van een jaarrond en divers bloemaanbod in natuurgebieden als om het vergroten van het bloemaanbod in het agrarisch gebied en de openbare ruimte. Dit kost echter de nodige tijd en moeite en ondanks de vele

lopende initiatieven op dit thema voor allerlei terreintypen, is het weer volledig op peil brengen van de draagkracht een kwestie van de lange adem. Tot dat dit gerealiseerd is, is het daarom relevant om na te denken over keuzes waar voorheen geen noodzaak toe was: hoe verdelen we de beschikbare draagkracht? In de recentelijk gepubliceerde *Theory of Change* (ToC 2020) stellen de partners van de Bijenstrategie dat het voor het halen van de doelen onder meer van belang is dat op regionaal niveau beleid wordt ontwikkeld gericht op spreiding van honingbijenvolken en dat imkersverenigingen en terreinbeherende organisaties gezamenlijk beheerlijnen maken voor specifieke gebieden om te zorgen dat plaatsing van honingbijenvolken aldaar geen schade toebrengt aan het lokale ecosysteem. Gezien de tegengestelde belangen van verschillende partijen en de emotioneel geladen discussies die daarvan het gevolg zijn, is het van belang om dergelijke afwegingen te maken op basis van feiten, zodat transparante conclusies kunnen worden getrokken die voor alle partijen inzichtelijk zijn.

Om hieraan bij te dragen, is binnen het onderzoeksprogramma Kennisimpuls Bestuivers ruimte gemaakt voor nader onderzoek naar de relatie tussen de draagkracht van het landschap en de kans op concurrentie tussen honingbijen en wilde bijen en oplossingsrichtingen om deze concurrentie te beperken. Het voorliggende rapport vormt hiertoe een eerste verkenning, waarin verschillende bestaande en toekomstige oplossingsrichtingen worden geëvalueerd op basis van de beschikbaarheid van de wetenschappelijke kennis die nodig is om oplossingen in de praktijk handen en voeten te geven.

Uiteraard maken ook andere insecten, zoals zweefvliegen en vlinders, gebruik van deels dezelfde voedselbronnen als de bijen. Om de complexiteit te beperken, is ervoor gekozen om deze verkennende studie toe te spitsen op de interactie tussen honingbijen en wilde bijen.

1.2 Bijen: gehouden en wild

1.2.1 Honingbijen

Van alle bijen die in Nederland voorkomen, worden alleen honingbijen (*Apis mellifera* spp) gehouden door bijenhouders, ook wel imkers genoemd. Het overgrote deel van de ca. 10.000 Nederlandse bijenhouders doet dit hobbymatig (Tom en Cornelissen, 2020) en er is maar een zeer gering aantal beroepsimkers in Nederland actief. De Beroeps Vereniging Nederlandse Imkers telt zo'n 16 praktiserende leden op haar website (www.beroepsimkers.nl). Breeze et al. (2019) becijferden op basis van getallen uit tien EU-landen, waaronder Nederland, dat een beroepsimker gemiddeld 95,5 volken beheert, tegenover gemiddeld 11,7 volken per hobbyimker. Hoewel de huidige waarden in Nederland mogelijk iets afwijken, is duidelijk dat in ons land het totaal aantal hobbymatig gehouden volken vele malen groter is dan het aantal beroepsmatig gehouden volken.

Honingbijen zijn volledig afhankelijk van planten voor hun voedsel: uit de bloemen winnen ze zowel nectar als stuifmeel (ook wel 'pollen' genoemd, maar om verwarring te voorkomen, spreken we hier consequent over stuifmeel). Het foerageergedrag en de voorkeur voor welke bloemen bezocht worden, hangt af van de behoefte in het volk en de aantrekkelijkheid van de nectar- en stuifmeelbron. Het foerageergedrag wordt voortdurend aangepast aan de beschikbare dracht en de behoeften van het bijenvolk. Honingbijen overwinteren als volk en leggen voorraden aan om de koude wintermaanden door te komen. Met veel dracht en genoeg fysieke opslagruimte, worden deze voorraden gemaximaliseerd, wat onder andere het oogsten van honing mogelijk maakt.

Van nature hebben bijna alle bestuivende insecten een lokale basis. Vanuit één vast punt, het nest/de bijenkast, wordt een omliggend areaal benut voor het verwerven van voedsel (nectar, honingdauw, stuifmeel), nestmateriaal (harsen) en water. In het wild vestigt een bijenvolk zich na het zogenaamde zwermen op een gunstige locatie en opereert daarna jarenlang vanuit die vaste basis. Omdat de honingbijenvolken tegenwoordig door imkers beheerd worden, vindt het zwermen op grote schaal niet meer plaats en bepaalt de imker de locatie van het bijenvolk in het landschap. Doorgaans is dit een vaste plek (bijenstand), maar door met bijenvolken te reizen, kan het evenwicht van de bijenkast met de lokale basis door imkers worden doorbroken, waardoor honingbijen 'opeens' aanwezig kunnen zijn in een landschap waar ze van tevoren ontbraken of in veel lagere aantallen voorkwamen.

Verplaatsing van honingbijkasten vindt bijvoorbeeld op grote schaal plaats ten behoeve van bestuiving van landbouwgewassen. Daarbij worden kasten tijdens de gewasbloeitijd tijdelijk in boomgaarden, akkers of tuinderijen geplaatst om daar bij te dragen aan de bestuiving (Figuur 1). Ook buiten de bloeiperiode van deze gewassen heeft het honingbijenvolk echter behoefte aan nectar en stuifmeel. Veel imkers verhuizen daarom hun volken graag in de loop van het seizoen naar andere locaties met een massale bloemdracht, zoals bloeiende heidevelden. Ongeveer 49% van de imkers verplaatst kasten op jaarlijkse basis (Breeze et al., 2019). Daarbij betreft het ongeveer 87% van de beroepsimkers en 45% van de hobbymatige imkers. Op basis van de bovengenoemde geschatte aantallen volken, betekent dit dat jaarlijks tienduizenden kasten worden verplaatst door hobbyimkers, tegenover een ruime 1000 kasten door beroepsimkers.



Figuur 1 Honingbij op aardbei. Honingbijen zijn belangrijke bestuivers van landbouwgewassen. Foto: Wim Dimmers, Wageningen UR.

1.2.2 Wilde bijen

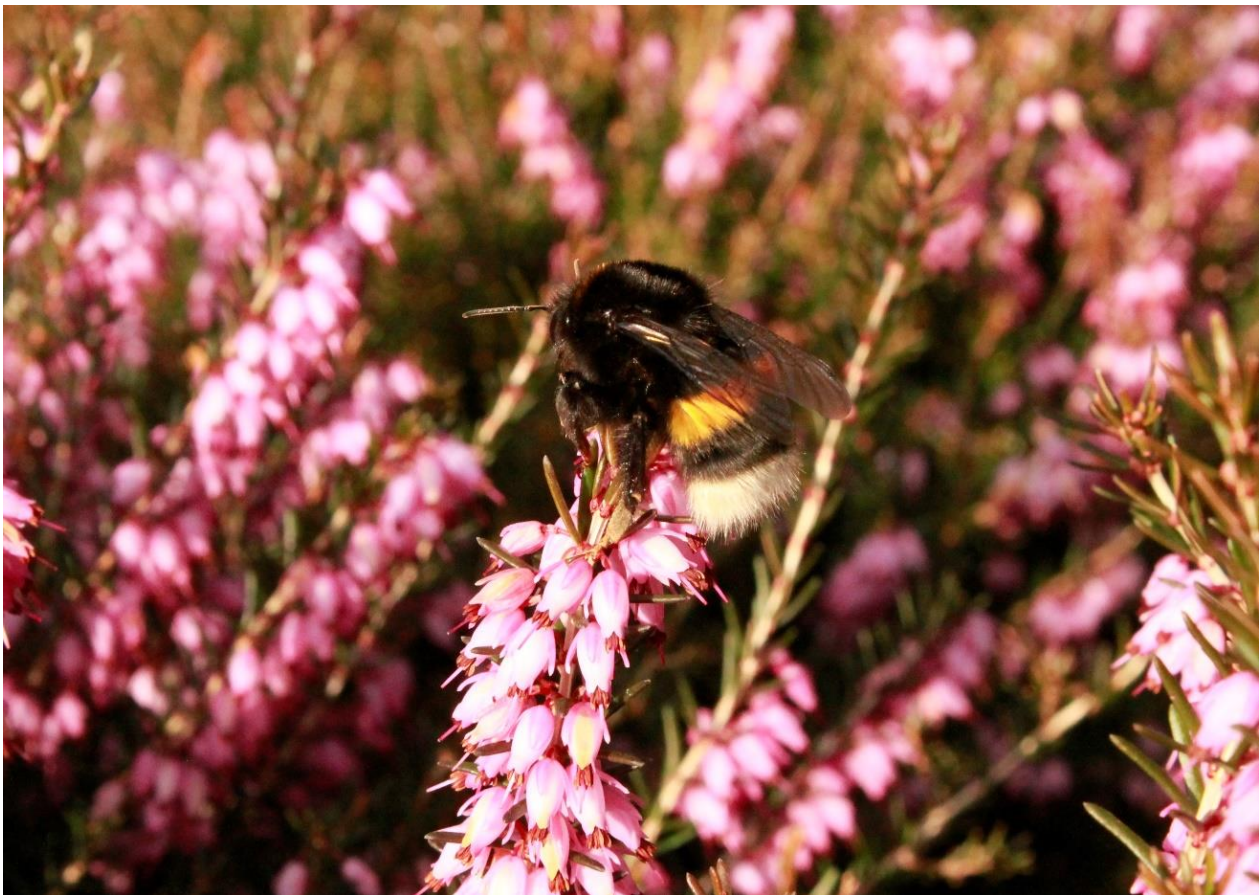
Hoewel de honingbij de bekendste bij is bij het grote publiek, komen er nog veel meer bijensoorten in Nederland voor. Omdat deze niet gehouden worden door bijenhouders, spreken we daarmee van 'wilde bijen'. Hoewel het op basis van de naamgeving wellicht niet meteen helder is, worden onder deze term ook de hommels gerekend. Ons land kent circa 360 soorten wilde bijen, waarvan een groot deel op de Rode Lijst staat, wat aangeeft dat het in ons land niet goed gaat met de populaties van die betreffende soorten (Reemer, 2018). De meeste van de 29 hommelsorten in Nederland zijn, net als honingbijen, sociaal georganiseerd in een volk onder leiding van een koningin. In deze volken zijn het niet de individuele werksters, maar de koningin die de reproductie verzorgt. De meeste andere wilde bijensoorten leven echter solitair, al dan niet in een aggregatie van meerdere zelfstandige individuen, en alle vrouwelijke exemplaren doen mee aan de reproductie (Peeters et al., 2012).

Hoewel wilde bijen, net als honingbijen, ook afhankelijk zijn van bloemen voor nectar en stuifmeel, is er binnen deze groep een veel grotere mate van specialisatie aanwezig. Er zijn soorten (waaronder enkele algemene hommels zoals de aardhommel (*Bombus terrestris*)) die net als honingbijen redelijk opportunistisch zijn in hun voedselkeuze. Er zijn echter ook soorten die veel verder gespecialiseerd zijn in

het type bloem dat ze bezoeken en soms maar op enkele of maar één voedselplant(en) vliegen (Peeters et al., 2012). Ook is de actieradius van veel wilde bijen een stuk kleiner dan die van honingbijen. Dit betreft met name de solitaire bijen, waarvan veel soorten zich normaliter maar binnen een straal van enkele honderden meters van hun nestelplek bewegen (Peeters et al., 2012).

Een ander groot verschil met honingbijen is dat de periode waarin wilde bijen gedurende het seizoen in het veld aanwezig zijn doorgaans korter is. Het grootste deel van het jaar brengt de wilde bij door in een larvaal of popstadium en heeft het dier geen interactie met andere soorten bijen. Deze interactie vindt doorgaans alleen plaats in de korte periode waarin het dier aanwezig is als volwassen bij (imago) en rondvliegt op zoek naar stuifmeel en nectar. Deze afgebakende vliegperiode is onder natuurlijke omstandigheden afgestemd op de bloei van hun specifieke drachtplanten, waarbij sommige soorten jaarlijks één generatie doormaken en andere soorten twee generaties, resulterend in twee vliegperiodes per jaar met soms verschillende drachtplanten. Doordat de vliegperiode doorgaans relatief kort is, kan een verstoring in bijvoorbeeld het verzamelen van genoeg stuifmeel voor de nieuwe generatie niet op een later tijdstip gecompenseerd worden.

Doordat het Nederlandse landschap en het gebruik ervan veranderd is, zijn veel populaties van wilde bijen in het reguliere landschap sterk achteruitgegaan of zelfs verdwenen (Reemer, 2018). Met name de meer zeldzame soorten komen tegenwoordig vooral nog voor in geïsoleerde natuurgebieden.



Figuur 2 Een aardhommel (*Bombus terrestris*) op winterheide (*Erica carnea*), een tuinplant die van oorsprong uit Midden- en Zuid-Europa komt, maar in het vroege voorjaar door zowel hommels als honingbijen graag wordt bezocht. Foto: Arjen de Groot, Wageningen UR.

1.3 Interacties tussen honingbijen en wilde bijen

Uit wetenschappelijke studies, zoals samengevat in de review van Mallinger en collega's (Mallinger et al., 2017), blijkt dat – afhankelijk van de landschappelijke context – er weliswaar studies zijn waar geen negatief effect van de aanwezigheid van honingbijkasten op lokale populaties van bestuivers wordt waargenomen, maar dat er een groter aantal studies is waar wel een negatief effect wordt gevonden. Een zeer recent voorbeeld is het onderzoek op Tenerife (Valido et al., 2019), waar op basis van een 3-jarige studie werd aangetoond dat de introductie van honingbijen in een voorheen honingbij-vrije omgeving leidde tot een vermindering van het aantal wilde bijensoorten. In tegenstelling tot het onderzoek op Tenerife waar bijen actief werden bijgeplaatst op plekken waar deze eerst niet voorkwamen, is de honingbij in het Nederlandse landschap een bestaande component van de gemeenschap van bestuivers (Moritz et al., 2005). Echter wat de Tenerife-studie goed aangeeft, is dat honingbijen een deel van de draagkracht van een systeem benutten dat anders door andere bijen gebruikt wordt. Onderzoek in het Verenigd Koninkrijk (Goulson en Sparrow, 2009) liet zien dat hoewel de aanwezigheid van honingbijen de lokale hommelpopulaties binnen een straal van 100 m van het bijenvolk niet deed verdwijnen, de lichaamsgrootte van de hommels afnam, wat als een verminderde vitaliteit van deze populaties mag worden beschouwd. Een recente studie van Henry en Rodet (2018) laat zien dat een te hoge dichtheid van honingbijen binnen een afstand van 600 tot 1100 m om het bijenvolk niet alleen wilde bijen negatief beïnvloedt, maar ook de honingbijen zelf benadeelt, omdat hun foerageerefficiëntie op stuifmeel en nectar sterk afneemt.

1.4 Context-afhankelijkheid

Duidelijk is wel dat dergelijke negatieve effecten niet altijd en overal optreden. Negatieve effecten zijn vooral te verwachten als de draagkracht van het systeem onvoldoende is. Daarbij gaat het om de hoeveelheid bloemen, maar ook om de lokale diversiteit van het aanbod (o.a. Herbertsson et al., 2016). Hoeveel bestuivers een landschap van voedsel kan voorzien zonder dat verdringing optreedt, hangt af van de totale hoeveelheid bloemen en welke soorten planten en bestuivers er lokaal aanwezig zijn. Op basis van de huidige kennis is het echter lastig om precies per locatie en tijd van het jaar aan te geven wat de draagkracht van een gebied is.

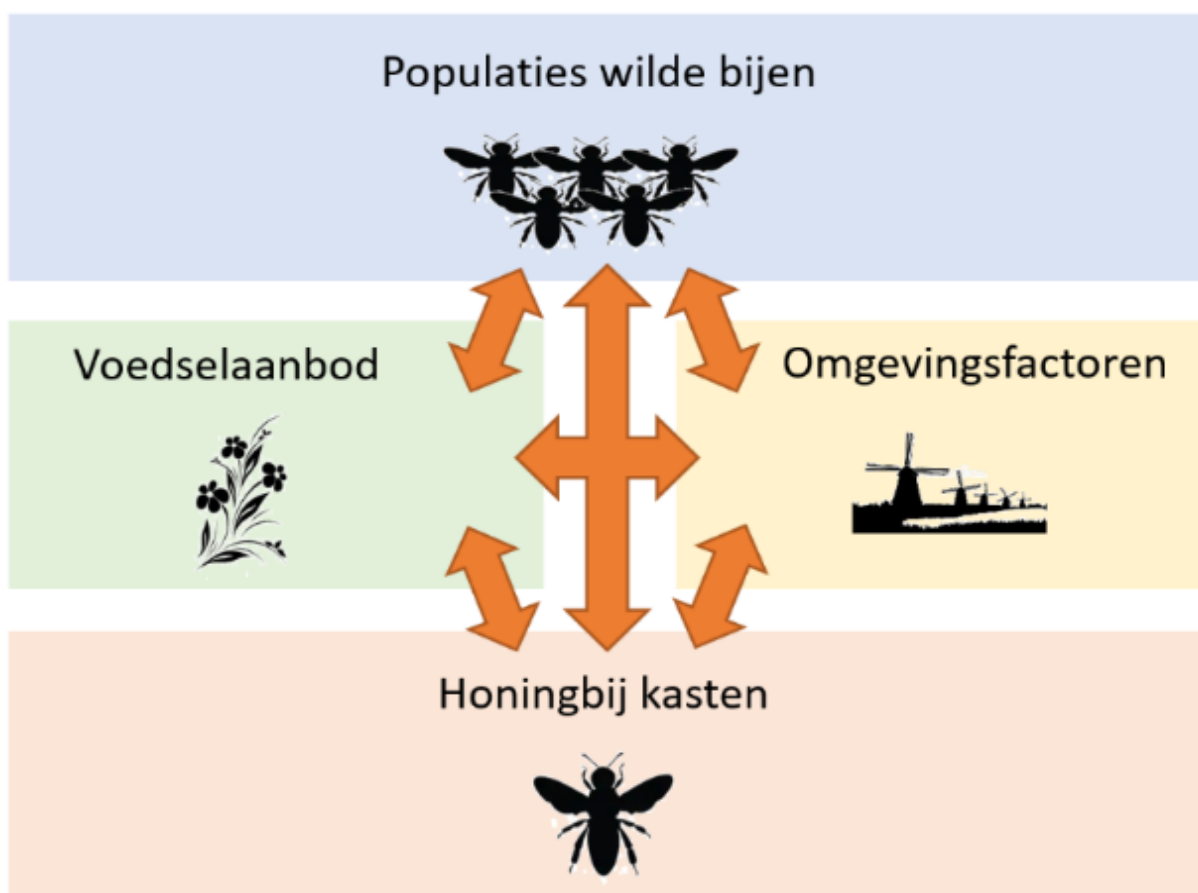
Als gevolg hiervan worden er door de verschillende betrokkenen verschillende handelingsperspectieven gehanteerd. Sommige terreinbeheerders houden aan dat er in principe geen plaats is voor gehouden honingbijen in natuurgebieden, vanwege de mogelijk negatieve effecten op de kwetsbare flora en fauna. Dit voorzorgsprincipe komt voort uit het feit dat veel Rode Lijstsoorten (circa 55% van de wilde bijen) grotendeels afhankelijk zijn van de kleine natuurgebieden die we nog hebben en hier zo veel mogelijk ongestoord moeten blijven om nog een redelijke kans te hebben om in Nederland te overleven.

Bijenhouders daarentegen zoeken tijdens de massale bloei van bijvoorbeeld de heidevelden in natuurgebieden juist graag deze arealen op. Een door imkers opgestelde richtlijn hierbij is dat in het geval van massale dracht in natuurgebieden aangeraden wordt niet meer dan drie volken per hectare te plaatsen (Cornelissen en Visser, 2011). De crux lijkt te zitten in de vraag wat op een bepaald moment in het seizoen de draagkracht van het landschap in kwestie is en welke hoeveelheid bestuivers, waaronder zowel wilde bijen als honingbijen, nog door deze draagkracht kan worden ondersteund. Daar dit van veel factoren afhankelijk is, is daarover op dit moment nog geen generiek beeld te schetsen.

De reden dat negatieve effecten niet altijd optreden, is dat de interactie tussen honingbijen en wilde bijen sterk context-afhankelijk is. Als in het ene landschap een bepaalde aantalsverhouding tussen honingbijen en wilde bijen niet tot negatieve effecten leidt (zoals o.a. gevonden door Steffan-Dewenter en Tschardt, 2000), hoeft dat niet te betekenen dat deze zelfde aantalsverhouding in andere landschappen ook niet voor problemen zorgt. Dit is afhankelijk van het voedselaanbod in het landschap, maar daarnaast ook van de exacte combinatie van bijensoorten die ter plaatse voorkomt en het type voedselbronnen dat zij nodig hebben. Zeer belangrijk is hierbij ook dat, zelfs als deze relaties bekend zijn, deze niet constant blijven, omdat ze onder invloed van omgevingsfactoren weer kunnen veranderen. Zo hebben weersomstandigheden grote invloed op de beschikbare voedselhoeveelheid, waarbij er bijvoorbeeld in een zeer droog jaar minder

bloei is. Naast de hoeveelheid beschikbare bloei is ook het ruimtelijke aspect hiervan belangrijk. Omdat de bloei van relevante planten doorgaans niet homogeen over een gebied verdeeld is, is zeer lokale beschikbaarheid van bloemen rond het nest voor wilde bijen veel belangrijker dan voor honingbijen. Daarnaast hebben weerscondities ook een rechtstreeks effect op de vitaliteit, bijvoorbeeld via een gedwongen verkorting van de vliegduur bij slecht weer.

Omgevingsfactoren fungeren in potentie als een snelkookpan, waarbij situaties die normaliter geen negatieve interactie tussen honingbijen en wilde bijen zouden opleveren, toch suboptimaal kunnen worden. Zoals weergegeven in Figuur 3, hangen deze vier hoofdfactoren (voedselaanbod, ecologie van honingbijen, ecologie van wilde bijen en lokale condities) sterk met elkaar samen. Hun exacte onderlinge dynamiek en de gevolgen daarvan in termen van overlevingskansen voor wilde bijen hangt sterk af van een groot aantal onderliggende factoren. Deze onderliggende factoren en de mate waarin deze wetenschappelijk zijn onderzocht, worden in Hoofdstuk 3 nader uitgewerkt.



Figuur 3 Schematische weergave van de verschillende invloeden op de interactie tussen wilde bijen en honingbijen.

1.5 Doelstelling en werkwijze: haalbaarheid van context-afhankelijke richtlijnen

De sterke context-afhankelijkheid van risico's op concurrentie maakt het opstellen van vaste, landelijke richtlijnen voor het plaatsen van honingbijenvolken, die recht doen aan de behoeften van alle betrokken partijen, zeer lastig. Evident is dat op sommige plekken meer honingbijenvolken kunnen staan dan op andere plekken. Idealiter wordt dus gestreefd naar maatwerk: richtlijnen die zijn afgestemd op de lokale situatie. In de *Theory of Change* van de Nationale Bijenstrategie (<https://www.bestuivers.nl/nationalebijenstrategie>), die

in 2020 werd opgesteld om in beeld te brengen welke combinatie van acties nodig is voor het bepalen van de gestelde doelen, wordt dan ook voorgesteld op een regionale aanpak: voedselconcurrentie kan worden voorkomen via beleid op gemeentelijk niveau en beheerlijnen opgesteld door imkerverenigingen en terreinbeherende organisaties (idealiter in onderlinge samenwerking). Idealiter wordt voor een begrensd gebied of regio een risico-inschatting gemaakt, die wordt getoetst tegen lokale beheerdoelstellingen, om te komen tot een richtlijn voor plaatsing van kasten die past bij het geaccepteerde risiconiveau.

De sleutel voor het maken van een dergelijke risicoschatting zit echter in de beschikbaarheid van voldoende informatie, op het juiste detailniveau. Daarbij geldt: hoe gedetailleerder het beoogde maatwerk, hoe gedetailleerder de informatiebehoefte. Dit betreft zowel informatie over de exacte situatie ter plaatse (parameters, zoals voedselaanbod) als wetenschappelijke kennis over de relaties tussen deze parameters. De vraag is hoe ver we hierin kunnen en willen gaan.

Het voorliggende rapport betreft een verkennende studie van de haalbaarheid van verschillende oplossingsrichtingen voor het definiëren van context-afhankelijke richtlijnen. Daartoe zetten we allereerst verschillende potentiële oplossingsrichtingen op een rij, inclusief hun informatiebehoefte (Hoofdstuk 2). Vervolgens onderzoeken we de informatiebeschikbaarheid op verschillende deelonderwerpen (Hoofdstuk 3), waarna we per oplossingsrichting een balans opmaken van de praktische haalbaarheid (Hoofdstuk 4). Dit resulteert in een aantal aanbevelingen voor haalbare vervolgstappen op korte en lange termijn (Hoofdstuk 5).

Naast wilde bijensoorten komen in Nederland ook ruim 350 wilde soorten zweefvliegen voor, die eveneens een belangrijke bijdrage leveren aan de bestuiving van zowel voedselgewassen als natuurlijke vegetatie. Ook veel van deze zweefvliegsoorten staan onder druk. In de Bijenstrategie wordt dan ook weliswaar gesproken over 'wilde bijen', maar wordt benadrukt dat hiermee in feite alle belangrijke wilde bestuivers, waaronder zweefvliegen, worden bedoeld. In het voorliggende rapport is echter wel gekozen voor een focus op de relaties tussen honingbijen en wilde bijen (hommels en solitaire bijen), om twee redenen. Ten eerste geldt dat de meeste zweefvliegsoorten grotere afstanden kunnen afleggen en minder kieskeurig zijn in hun voedselkeuze dan wilde bijensoorten, waarmee de kans op negatieve invloed door honingbijen vermoedelijk kleiner is. Ten tweede geldt dat detailinformatie over de exacte behoeften van specifieke zweefvliegsoorten (nog) vele malen kleiner is dan het geval is voor wilde bijensoorten. Een pragmatische aanpak om toch oplossingsrichtingen te kunnen uitwerken en beoordelen, is daarom om deze te baseren op de wilde bijen en de aanname te doen dat de meeste zweefvliegen hier afdoende van zullen meeprofiten. Daarbij moet meteen worden benadrukt dat het belangrijk is om in een vervolgstadium, bij de uitwerking van een specifieke oplossingsrichting, alsnog te toetsen of deze aanpak ook voor zweefvliegen afdoende bescherming biedt.

2 Potentiële oplossingsrichtingen

Dat er een mogelijke overexploitatie door honingbijen van een voedselbron kan optreden, is een feit dat al langer wordt onderkend. In eerste instantie werd deze discussie eind jaren negentig van de vorige eeuw voornamelijk onder imkers zelf gevoerd, nadat er situaties ontstonden waarbij er dusdanig veel honingbijenvolken naast velden met rijke dracht werden geplaatst dat zelfs daar de honinggoogst achteruitliep (Kuypers, 1997). Hierop werden per veelvoorkomende drachten aanbevelingen gedaan voor het maximaal aantal volken voor een aanvaardbare honingopbrengst (Kuypers, 1997). Hierbij wordt eventuele overexploitatie voorkomen door vooraf vastgestelde maximale dichtheden aan te houden. In 2010 werd deze discussie breder getrokken naar de interactie tussen honingbijen en wilde insecten in natuurterreinen en werden de eerdergenoemde maxima naar beneden bijgesteld (Van der Spek, 2010). Deze aanpak werd in 2019 verder verfijnd in de voorgestelde (voorlopige) richtlijnen van Slikboer en Smit (2019) en Slikboer et al. (2019).

De conservatiefste vorm van het stellen van maximale dichtheden is het besluit om honingbijen in het geheel niet toe te laten. Dit strikte voorzorgsprincipe wordt door sommige beheerders van natuurgebieden gehanteerd, mede vanwege een gebrek aan (algemeen beschikbare) kennis over hoe de interactie tussen honingbijen en wilde bijen precies in elkaar steekt. Omdat daardoor niet kan worden nagegaan wanneer er een grens wordt overschreden, tracht men de kwetsbaarste groep (in dit geval de wilde bijen) in bescherming te nemen. Hoewel dit voorzorgsprincipe in eerste instantie een effectieve methode lijkt, zijn de betreffende terreinen in het Nederlandse landschap veelal dusdanig klein en de foerageerafstand die honingbijen kunnen afleggen dusdanig groot, dat bij massale plaatsing van bijenvolken net buiten het betreffende gebied de effectiviteit van deze maatregel mogelijk beperkt kan zijn. Een methode die ook op regionaal niveau werkt kan daarmee waardevol zijn, maar op dit schaalniveau is het volledig uitsluiten van honingbijen minder wenselijk en haalbaar.

Om tot breed gedragen oplossingen te komen, kan worden gedacht aan een benadering waarbij de bovengenoemde routes gericht op risicovermijding (concurrentie uitsluiten) worden vervangen door een route gericht op risicospreiding. In deze benadering wordt getracht te komen tot een verdeling van bijenvolken over het landschap die per locatie het risico op concurrentie minimaliseert. Dat kan door gebruik te maken van ruimtelijke informatiebestanden (GIS-kaarten) met daarin data over de aanwezigheid van drachtplanten, honingbijenkasten en (potentiële) aanwezigheid van wilde bijensoorten of waardevolle habitat voor wilde bijen. Risicospreiding is met name interessant op grotere schaalniveaus, zoals grotere natuurgebieden of complete regio's bestaande uit een combinatie van landgebruikstypen.

Een derde benadering, die de meeste flexibiliteit biedt in het maken van keuzes, is een mechanistische modelaanpak, die concrete voorspellingen doet over de resultaten van interacties tussen honingbijen en wilde bijen in verschillende situaties. In een mechanistisch model worden interacties tussen wilde bijen, honingbijen, het voedselaanbod en omgevingsfactoren expliciet gekwantificeerd en met elkaar verbonden. Het einddoel is om op basis van enkele ingevoerde kengetallen voor bijvoorbeeld beschikbare voedselhoeveelheid en aantal bijenvolken, het model te laten berekenen of geen negatieve effecten optreden op populaties wilde bijen (of andersom, op de geplaatste honingbijenvolken). Hiermee ontstaat in feite een 'decision support tool', die inzicht geeft in de effecten van specifieke beheersscenario's en die de resultaten toetst tegen bepaalde doelstellingen (welke risico's worden als aanvaardbaar beschouwd).

Hieronder wordt de redenering achter elk van deze drie oplossingsrichtingen nader toegelicht, waarbij tevens benoemd wordt welk type informatie nodig is om deze oplossing toe te passen. Een inschatting van informatiebeschikbaarheid en praktische haalbaarheid volgt in Hoofdstuk 3 en 4.

2.1 Risicovermijding via vaste maatstaven voor maximale dichtheden (volken/opp.)

Een aanpak op basis van vaste maximale dichtheden per oppervlakte is per definitie vrij statisch, met alle voordelen (duidelijkheid bieden) en nadelen (gebrek aan flexibiliteit) van dien. Deels is dit te ondervangen door een onderscheid te maken tussen een aantal typen situaties, zoals massale drachten (al dan niet uitgesplitst voor verschillende plantensoorten) en gebieden zonder massale dracht.

Massale drachten

Doordat er op locaties met massale drachten zo veel bijenkasten geplaatst werden dat de honingopbrengst per kast achteruitliep, leidde dit tot discussie onder imkers over druk op drachtgebieden en de overbelasting van drachtweiden. In het maandblad voor imkers is hierop een discussiestuk geplaatst met daarin een tabel met een maximumaantal volken per ha voor een acceptabele honingopbrengst (zie Tabel 1).

Tabel 1 *Maximumaantal volken per ha voor een aanvaardbare honingopbrengst (Kuypers, 1997).*

Drachtplant	m ² per volk	Volken/ha
Linde, grote bomen	1.600	6
Koolzaad, aaneengesloten gezaaid	2.000	5
Witte klaver, aaneengesloten gezaaid	2.500	4
Phacelia, aaneengesloten gezaaid	2.500	4
Wilgenkatjes	3.300	3
Acacia	3.300	3
Prunus	3.300	3
Witte klaver, massaal tussen gras	5.000	2
Distel, massaal tussen jonge aanplant	5.000	2
Distel met koolz. tussen jonge aanplant	5.000	2
Fruitbomen	5.000	2
Struikheide	5.000	2
Distel, wilgenroosjes tussen jonge aanplant	10.000	1
Dopheide	10.000	1
Bosbessen	10.000	1
Distel, wilgenr. tussen jonge bomen	20.000	0.5
Bos met rest distel, wilgenr. klaver	100.000	0.1
Woonwijk rijtjes huizen met tuinen	100.000	0.1
Villawijk	70.000	0.14
Ouder bos met restjes dracht	500.000	0.02

Hoewel hier het mogelijk optreden van concurrentie tussen honingbijen en andere insecten al aangestipt werd, is dit verder niet expliciet meegenomen in de bovenstaande tabel. Hier is voornamelijk gekeken naar concurrentie van honingbijenvolken onderling.

In de benadering van Van der Spek (2010) wordt voor natuurterreinen wel een deel van de beschikbare nectar expliciet voor wilde insecten gereserveerd. In de benadering van Van der Spek, die in beginsel gebaseerd is op die van Kuypers (1997), wordt verondersteld dat gedurende de looptijd van een dracht een rijk drachtveld 110 kg honing/ha kan leveren. Een bijenvolk dat op dat veld 25 kg honing haalt, gebruikt hiervan 50% voor het operationele onderhoud en van de resterende 12,5 kg wordt 80% daadwerkelijk omgezet in oogstbare honing, wat de imker derhalve 10 kg honing zou opleveren. Op 1 ha kunnen daarmee dus vier bijenvolken geplaatst worden. Om ook een significant deel te reserveren voor wilde insecten, wordt door Van der Spek voorgesteld om maar 25% van het maximumaantal kasten dat geplaatst kan worden zonder concurrentie tussen honingbijen onderling toe te staan (zie Tabel 2).

Ook worden hier enkele additionele suggesties gedaan ter bescherming van wilde insecten. Zo wordt opgeroepen om:

- Plaatsing van honingbijen alleen in gebieden toe te staan waar dit in het verleden ook plaatsvond en daarmee tot een stukje cultuurhistorie behoort.
- Plaatsing alleen tijdens de hoofdbloei van massaal voorkomende drachtplanten, en dus niet al vanaf het begin van de bloei of nog wanneer al veel planten zijn uitgebloeid.
- Plaatsing aan één (korte) zijde van het gebied, ver van nestgelegenheid voor solitaire bijen, of aan de zijde waar de meeste kasten op aangrenzend terrein staan. De oppervlakte moet zo groot zijn dat een belangrijk gedeelte van het gebied verder dan 1000 m van de standplaats van de honingbijen af ligt.
- Geen plaatsing in jaren met een beperkte bloei, door bijvoorbeeld aantasting van heidehaantje in struikheide.

Deze benadering is uiteraard naar wens nader te specificeren door onderscheid te maken tussen gebieden met verschillende typen beleidsdoelstellingen. Voor natuurgebieden met een specifieke natuur-instandhoudingsdoelstelling (zoals o.a. Natura 2000-gebieden, maar ook bijvoorbeeld defensierreinen), kunnen nog strengere eisen worden gesteld. Slikboer en Smit (2019) stelden een voorlopige richtlijn op voor heideterreinen van defensie, waarin zij adviseerden om voor die terreinen de getallen van Van der Spek (2010) met een factor 3 te verkleinen en tevens afhankelijk te maken van onder andere het type massale dracht dat op een bepaald moment bloeit, aangezien verschillende drachtplanten voor verschillende (meer of minder gevoelige) wilde soorten van belang zijn en daarmee verschillen in kans op negatieve interacties tussen honingbijen en wilde soorten. In de voorlopige richtlijn van Slikboer en Smit (2019) resulteerde dit in de conservatievere waarden in de tweede kolom in Tabel 2.

Echter, in de definitieve richtlijn zoals gepresenteerd door Smit et al. (2021) zijn deze verschillende maximumwaarden per type massale dracht weer losgelaten en vervangen door een algemene maximumwaarde per ha bloeiende heide, die gebaseerd is op de invloedssfeer van een bijenkast en schaalst met de totale oppervlakte van het heideterrein. Dit resulteert in een waarde van 0,19 volken/ha voor heidevelden van 1600 ha, maar slechts 0,03 volken/ha voor heidevelden van 100 ha. Belangrijk is ook het dringende advies om per terrein alle volken geclusterd op één locatie te plaatsen, om zo de totale oppervlakte die onder invloed van honingbijen staat te verkleinen. Bovengenoemde waarden gaan uit van toepassing van dat advies.

Tabel 2 *Maximumaantal volken per ha, rekening houdend met wilde insecten, zoals voorgesteld voor natuurgebieden door Van der Spek, 2010) en specifiek voor defensierreinen door Slikboer en Smit (2019).*

Drachtplant	Volken/ha (Van der Spek, 2010)	Volken/ha (Slikboer & Smit, 2019)
Wilg	0.75	0.25
Struikheide	0.50	0.15
Dopheide	0.25	0.10
Bosbes	0.25	0.10
Wilgenroosje	-	0.01
Overige rijke dracht	-	0.15

Geen massale bloei

Een studie in 15 Centraal-Europese kalkgraslanden zonder massale bloei, waarin onder andere onderzocht werd of honingbijen dezelfde voedselbronnen gebruikten als wilde bijen en of er negatieve effecten waren op de wilde bijengemeenschap, vond geen negatieve effecten van de aanwezigheid van honingbijen. De hoeveelheid honingbijen was relatief laag, omdat ze afkomstig waren van kasten die niet op, maar in de omgeving van de onderzochte velden stonden. Hieruit werd geconcludeerd dat de resulterende dichtheid van 0,03 kast per hectare geen negatieve effecten op wilde bijen tot gevolg had (Steffan-Dewenter en Tschardtke, 2000). Deze dichtheden werden bevestigd en overgenomen als vuistregel van drie kasten per 100 ha (Van der Spek, 2012). Deze dichtheden zijn later nogmaals experimenteel bevestigd (3,5 volk/100ha = 3,5 volk/km²) in een studie in een Nationaal park in Spanje (Torné-Noguera et al., 2016).

Ook in gebieden zonder massale dracht is een nader onderscheid te maken, afhankelijk van specifieke natuurdoelstellingen. Van der Spek (2012) stelt voor om voor gebieden zonder massale dracht waarin

soorten voorkomen die volgens de Rode Lijst ernstig bedreigd zijn, een buffer van 1,5 km rond dit gebied in te stellen waarbinnen geen honingbijen geplaatst mogen worden. Onduidelijk is hierbij echter hoe de grenzen van dit gebied met zeldzame soorten insecten exact te definiëren. Ook is onduidelijk of en hoe de gewenste verdeling van kasten kan worden vormgegeven en of en hoe de verantwoordelijke beleidsinstantie kan worden geverifieerd of de werkelijke aantallen per oppervlakte ook met deze verdeling overeenkomen, met name waar het gaat om particuliere terreinen buiten natuurgebied.

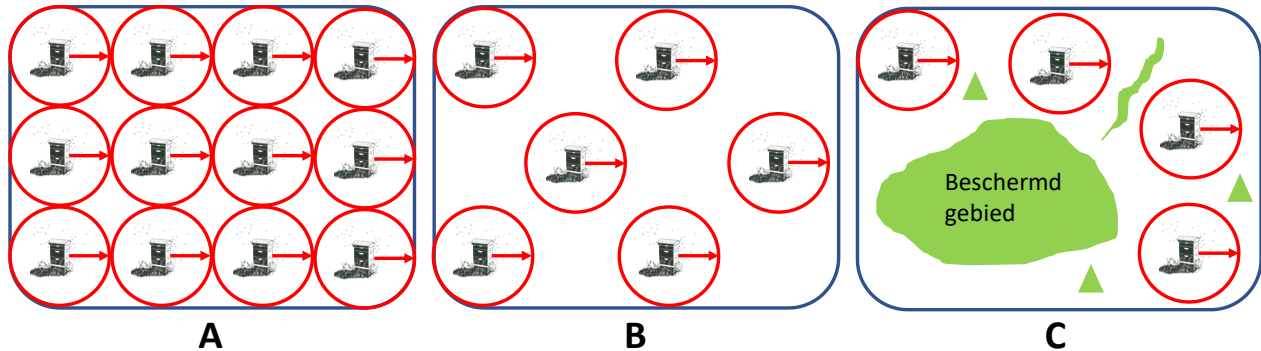
2.2 Risicovermijding via bufferzones ten opzichte van kwetsbare plekken

Het belang van een buffer tussen belangrijke 'hotspots' voor wilde bijen en te plaatsen honingbijenvolken wordt onderschreven door verschillende onderzoeken die de impact van honingbijen rondom de bijenkast hebben onderzocht. Zo werd in Canadees onderzoek tot 600 m vanaf de bijenkast een negatieve impact op hommenvolken gevonden (Thomson, 2006) en vonden Franse onderzoekers een negatieve invloed op wilde bijen 600 tot 1100 m vanaf de bijenkast (Henry en Rodet, 2018). Daarnaast lieten Smit et al. (2021) zien dat de invloedssfeer schaalt met het aantal kasten dat wordt geplaatst, omdat volken onderlinge concurrentie vermijden door hun zoekgebied te vergroten.

Het gebruik van buffers is verder uitgewerkt in de richtlijn van EIS Kenniscentrum Insecten voor het plaatsen van bijenkasten in natuurgebieden (Smit et al., 2021). Hierin wordt niet alleen gewerkt met een maximumaantal bijenkasten per oppervlakte dat is gebaseerd op de invloedssfeer van een bijenkast (zie vorige paragraaf), maar wordt tevens aangeraden de geschatte invloedssfeer (als functie van het totaalaantal geplaatste kasten, maar met een minimumafstand van 1 km) aan te houden als bufferzone tussen de te plaatsen bijenkasten en (potentieel) kwetsbare plekken. Daaronder worden zowel landschapselementen verstaan die (in potentie) kunnen dienen als nestel- en/of foerageerplekken als locaties waar met zekerheid bepaalde bijzondere (Rode Lijst)soorten zijn aangetroffen. Een definitie van deze 'bijzondere' doelsoorten, en de potentieel door hen gebruikte landschapselementen, wordt echter niet gegeven.

In de eerdere studie binnen Eindhoven (Raemakers en Faasen, 2017), gericht op het bepalen van een zonerings van plekken waar prioriteit moet worden gegeven aan wilde bijen die gevoelig zijn voor concurrentie met honingbijen, zijn wel concretere handvatten uitgewerkt voor het selecteren van kwetsbare plekken. Interessant hierbij is dat dit een situatie betrof buiten een natuurgebied, zonder massale dracht. Hierbij hebben de auteurs zich gebaseerd op eerdere inventarisaties van de aanwezige wilde bijenpopulaties in de stad (Raemakers en Faasen, 2016; Reemer et al., 2016), waarna deze gekarakteriseerd zijn op hun gevoeligheid voor verstoring door honingbijen. Hierbij is onder andere gekeken naar mogelijke overlap van voedselbronnen, het type habitat waar de bijen voorkomen, de grootte van de bijensoort en de beschermingsstatus van de betreffende soort (Rode Lijstsoorten werden in deze benadering anders behandeld dan meer algemene soorten). Dit resulteerde in een kaart met (potentieel) belangrijke leefgebieden van wilde bijen die laat zien waar het plaatsen van honingbijen ten koste kan gaan van de wilde bijendiversiteit. Een dergelijke kaart kan een hulpmiddel vormen bij enerzijds het bepalen van de landschapselementen of gebieden waarvoor het uit oogpunt van biodiversiteitsbehoud het effectiefst is om wilde bijen centraal te stellen en anderzijds het bepalen van plekken waar het plaatsen van honingbijen naar verwachting relatief weinig effect heeft op de regionale wilde bijendiversiteit. Deze benadering biedt flexibiliteit, in de zin dat een beleidsmaker ervoor kan kiezen wat het minimale gevoeligheidsniveau is waarbij een bufferzone wordt ingesteld (bijvoorbeeld alle bijenhabitat of alleen habitats aangemerkt als gevoelig of zeer gevoelig). De informatiebehoefte van deze aanpak zit echter in de definitie van habitatlocaties en hun gevoeligheidsniveau. Dit vereist informatie over met name: 1) de exacte overlap tussen soorten in voedselbronnen, 2) hun exacte habitateisen (met name voor nestelplekken), 3) kennis over de aanwezigheid van deze habitats in het terrein en 4) kennis over de aanwezigheid van specifieke bijenpopulaties. Voor een brede toepassing van een selectiesystematiek voor verschillende gebieden in Nederland is dan ook aanvullend onderzoek vereist. Tevens is de systematiek van Raemakers en Faasen (2017) specifiek gericht op het stedelijk gebied en is het waarschijnlijk waardevol om voor natuurgebieden of agrarisch gebied een iets aangepaste systematiek te maken, die bijvoorbeeld meer focust op respectievelijk bedreigde en algemene (wilde) doelsoorten.

Waar zowel de aanpak van EIS (Smit et al., 2021) als in Eindhoven (Raemakers en Faasen, 2017) uitgaat van de populaties wilde bijen en hier een buffer van een bepaalde grootte omheen trekt (Raemakers en Faasen, 2017; Slikboer en Smit, 2019), gaat de abstractere aanpak van Henry en Rodet (2020) uit van een bepaalde invloedscirkel met een bepaalde straal (in de originele publicatie de Apiary Influence Range-AIR genoemd). Deze AIR bedraagt voor een enkel honingbijenvolk 600 tot 1100 m (Henry en Rodet, 2018; 2020). Uiteraard zal de invloedssfeer in de praktijk afhangen van het moment in het seizoen en de hoeveelheid voedselaanbod.



Figuur 4 Schematische weergave van een AIR-gestuurde verdeling van honingbijen over het landschap. (a) Geen bescherming voor wilde bijen, honingbijkasten staan op maximale nabijheid van elkaar. Er blijven maar geringe oppervlaktes over voor wilde bijen. (b) Een grotere afstand tussen bijkasten zorgt voor meer ruimte voor wilde bijen en een afgenomen concurrentie. (c) Geavanceerd ruimtelijk expliciet gereguleerd plaatsingsbeleid, wat zowel concurrentie in als buiten beschermde gebieden mogelijk maakt (vrij naar Henry en Rodet, 2020).

In een landschap dat intensief door honingbijen gebruikt wordt, resteert maar een zeer geringe hoeveelheid ruimte voor wilde bijen (Figuur 4A). Hoewel er veel factoren meespelen in de interactie tussen wilde bijen en honingbijen, kan gesteld worden dat wanneer de afstand tussen bijenvolken vergroot wordt er meer ruimte voor wilde bijen beschikbaar komt, waardoor er minder makkelijk concurrentie zal optreden (Figuur 4B). Wanneer er habitats (puntlocaties, landschapselementen of gehele natuurgebieden, afhankelijk van de afgesproken natuurdoelstellingen) met een bepaalde beschermingsstatus aanwezig zijn, kan besloten worden dat de invloedscirkels van de honingbijkasten niet mogen overlappen met dergelijke 'waardevolle habitats' (Figuur 4C). Hiertoe kan bijvoorbeeld een aanpak vergelijkbaar met die van Raemakers en Faassen (2017) worden gebruikt.

Het voordeel van deze methode boven het instellen van bufferzones rond de te beschermen habitats zelf, is dat de invloedscirkel van de honingbijkasten te schalen is indien op één locatie meerdere kasten staan. Als er meerdere bijkasten op dezelfde plek geplaatst worden, geeft dit een andere dichtheid en daarmee een andere verdeling van de bijen over het landschap. Omdat de dichtheid van bijen dicht bij de kast hoger is en hierdoor een grotere druk op de beschikbare voedselbronnen gelegd wordt, zullen de honingbijen ook verder vanaf de kasten gaan foerageren. De effecten hiervan zijn te ondervangen door de AIR te vergroten, dusdanig dat per bijkast hetzelfde bevliegbare oppervlak overblijft. Eén kast heeft dan een AIR van 1100 m, twee kasten een AIR van 1556 m, drie kasten een AIR van 1905 m et cetera.

2.3 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van ruimtelijke verschillen in voedselaanbod

Spreiding van concurrentierisico's is te realiseren door het optimaliseren van de verdeling van honingbijkasten over het landschap, door deze zo goed mogelijk aan te passen aan ruimtelijke verschillen in voedselaanbod. Dit is praktisch te realiseren door gebruik te maken van een GIS-gebaseerde tool die deze ruimtelijke verschillen in voedselaanbod op kaart weergeeft. Een eerste aanzet daartoe is het ontwerp van de webapplicatie Bijen op de Kaart, in 2016 opgezet door studenten van de HAS Hogeschool, in opdracht van

Food4Bees (Ter Horst et al., 2016). Zij ontwierpen een indexkaart bestaande uit drie lagen met toenemend detailniveau: de TOP10NL kaart, Natuurtypekaart en de BRP Gewaspercenten. Door aannames te doen over de vegetatietypen en soortensamenstelling per landgebruikstype en natuurdoeltype en deze te combineren met gegevens over de nectar- en stuifmeelwaarde per plantensoort, berekenden zij een totale voedselwaarde voor honingbijen per gridcel per maand op de kaart. Het resultaat is een kaart die met verschillende kleuren weergeeft in welke gridcellen relatief veel of weinig voedsel door het jaar heen beschikbaar is. Het projectidee Beespot (<https://www.vaa.com/projecten/optimale-plaatsing-bijenkasten-beespot/>), geïnitieerd door Naturalis, BEEP en VAA, pakt dit idee verder op door de voedselkaart te integreren in een tool waarin bijenhouders de locatie van hun bijenkast kunnen invoeren. Dit voegt een kaartlaag toe die aangeeft in welke gridcellen de beschikbare hoeveelheid voedsel in meer of minder mate reeds wordt benut. Combinatie van deze twee kaartlagen geeft een beeld van de plekken in het landschap waar nog relatief veel voedsel over is. Dit geeft bijenhouders de mogelijkheid in te zien waar de dichtheid te hoog is en te bepalen hoe daarin bijgestuurd kan worden en bijenhouders die een nieuwe kast willen plaatsen, de mogelijkheid om een plek te selecteren waar de kans op concurrentie met andere volken het kleinst is. Ook geeft het een beeld waar bloemrijkdom beperkt is en middels zaaien en/of beheer versterkt kan worden voor alle bestuivers.

De tool richt zich nu nog geheel op honingbijen en hun behoeften. Basisvereisten zijn in dat geval een zo compleet mogelijk beeld van de lokale voedselbeschikbaarheid in termen van stuifmeel- en nectaraanbod van voor honingbijen aantrekkelijke drachtplanten. Daarnaast is een zo compleet mogelijk beeld gewenst over de aanwezigheid van kasten. Hoe beter deze beide datasets, hoe beter het beeld van de plekken waar vraag en aanbod van voedsel in balans zijn en de plekken waar dit niet het geval is. De relatieve benadering biedt bijenhouders de kans om onderling te streven naar een zo goed mogelijke balans en zo overexploitatie te voorkomen. De huidige Beespot-tool is hiermee vooral bedoeld ter ondersteuning van groepsdiscussies (onder bijenhouders en/of met diverse andere actoren) over besluitvorming rond het plaatsen van bijenkasten. In principe is het mogelijk om vanuit de huidige relatieve benadering toe te werken naar meer absolute waarden voor de hoeveelheid overgebleven voedsel per gridcel, gegeven een bepaald aantal aanwezige kasten. Dat vereist betrouwbare gegevens over de hoeveelheid voedsel die wordt benut per bijgeplaatst honingbijenvolk en vergroot het belang van een zo exact mogelijke en up-to-date inschatting van zowel voedselaanbod als de locaties van honingbijenkasten. Een goede uitvoering hiervan legt dan ook een flinke verantwoordelijkheid bij de gebruikers van het landschap, en niet in de laatste plaats bij de bijenhouders, om informatie te verzamelen en te delen. Het voordeel zou echter zijn dat het dan daadwerkelijk mogelijk wordt om flexibele richtlijnen te hanteren: een maximaal aantal kasten per km², dat verschilt per gridcel van 1x1 km en schaalte met het voedselaanbod ter plaatse gedurende het seizoen. Dit maakt in theorie, indien nodig, ook handhaving mogelijk.

2.4 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van voedselaanbod en waarde voor wilde bijensoorten

De hierboven beschreven benadering helpt om een potentiële onbalans tussen voedselvraag en -aanbod rond massale plaatsing van kasten te vermijden. Dat kan op de betreffende locaties ook de wilde bijen ten goede komen, maar hierover bestaat geen zekerheid. De huidige opzet is primair gericht op het vermijden van concurrentie tussen honingbijenvolken onderling. Om ook concurrentie met wilde bijen tegen te gaan, is het nuttig om ook de behoeften van wilde bijen expliciet op te nemen. Daarvoor bestaan verschillende opties. Een eerste mogelijkheid is om simpelweg de verdeling van kasten over het landschap te baseren op ruimtelijke verschillen in drachtplanten voor honingbijen. Men kijkt dan dus puur naar de relatieve verhoudingen, zonder een absolute limiet te stellen aan het totaal aantal kasten of het aantal kasten per gridcel. Een risico hiervan is dat als de totale aantallen honingbijen te groot worden dit ertoe kan leiden dat wilde bijenpopulaties op een groot aantal plekken onder druk komen te staan en gaan kwakkelen. In een dergelijk geval is het nog maar de vraag of het niet wenselijker is dat sommige populaties excessief worden benadeeld, terwijl andere worden ontzien. Het antwoord daarop hangt af van de zeldzaamheid en de omvang van het verspreidingsgebied per wilde (doel)soort.

Een tweede mogelijkheid – die dit risico kan ondervangen – is om per gridcel een bepaald percentage van de voedselvoorraad te reserveren voor wilde bijen. Dit komt overeen met de bovenbeschreven aanpak van

Van der Spek (2010) en Slikboer & Smit (2019), met het verschil dat nu per gridcel wordt berekend hoeveel volken kunnen worden geplaatst op basis van het niet-gereserveerde deel van de voorraad. Een tweede mogelijkheid is om dit voor wilde bijen gereserveerde percentage ook te laten variëren. Dat kan op basis van natuurdoelstellingen voor het betreffende terrein, al dan niet naar aanleiding van bekende aanwezigheid van bedreigde/gevoelige bijensoorten, of waardevolle habitat voor wilde bijen. Op die manier kan in gebieden met een relatief hoge waarde voor het behoud van wilde bijensoorten een hoger percentage van de voedselvoorraad gereserveerd worden. Dat vereist echter wel een uitwerking van concrete doelstellingen per gridcel en dus nauwe betrokkenheid van alle terreinbeheerders en/of nauwkeurige(re) gegevens over (potentiële) aanwezigheid van wilde bijensoorten per gridcel.

Hoewel veel planten die voor honingbijen van belang zijn ook van belang zijn voor bijvoorbeeld hommels, geldt dit niet voor alle wilde bijen. Idealiter zou een dergelijke benadering dan ook niet alleen gebaseerd worden op de voedselbeschikbaarheid (stuifmeel- en nectarwaarde) voor honingbijen, maar zou ook informatie moeten worden opgenomen over andere plantensoorten die een alternatieve voedselbron bieden voor andere wilde bijensoorten. Dit voorkomt een overschatting van de benodigde reserve voor wilde bijen indien de relevante soorten primair vliegen op een plantensoort die honingbijen niet interessant vinden. Zodra men deze informatie op juiste wijze wil opnemen in een model, komt echter een complexiteit aan interacties aan het licht, en uitwerking daarvan gaat al snel in de richting van een mechanistische modelberekening.

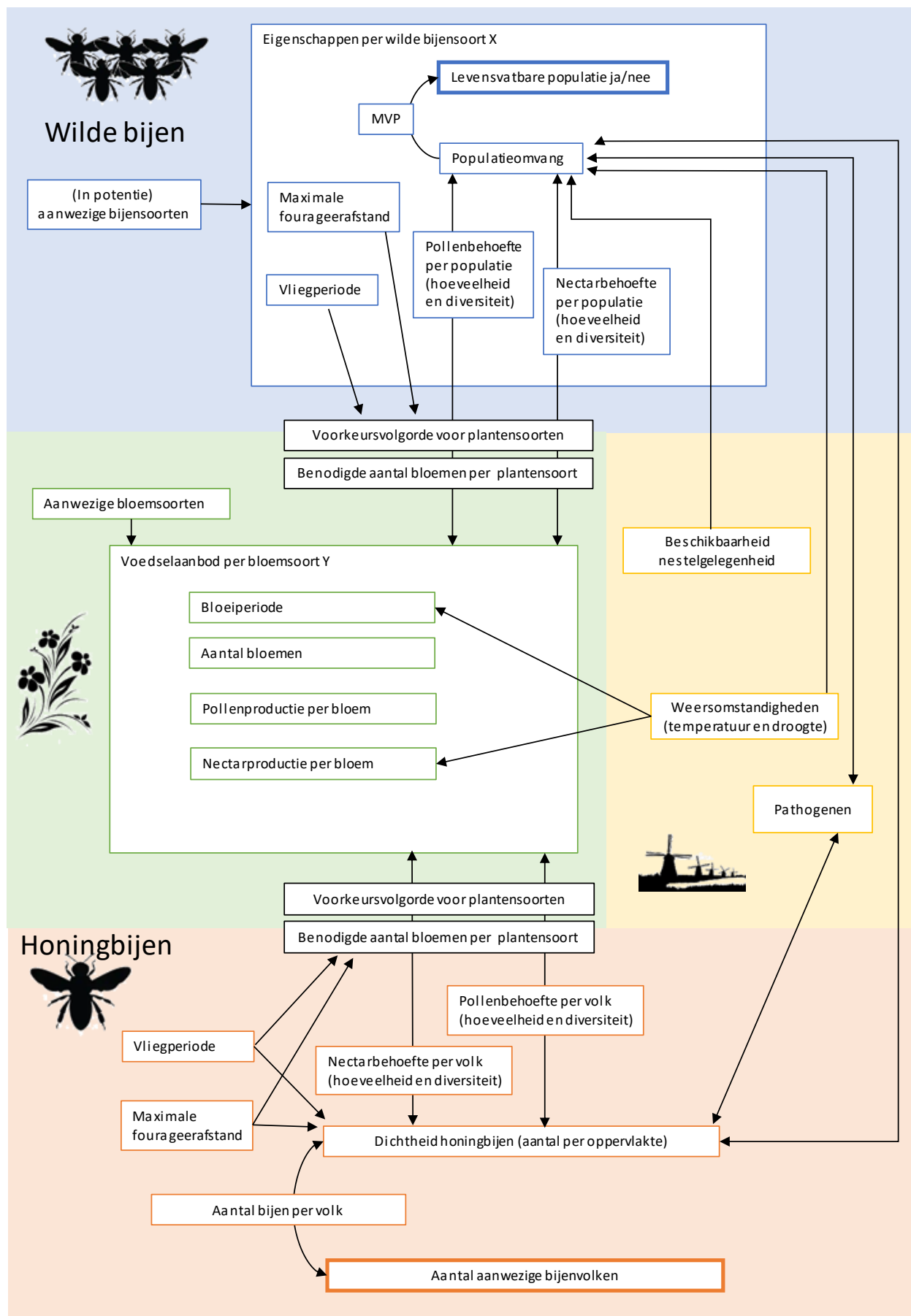
2.5 Kwantificeren van risico's via mechanistische modelberekening

Een integrale modelbenadering die rekening houdt met zowel de behoeften van honingbijen als wilde bijen én met de beschikbare voedselvoorraad en overige lokale omstandigheden, is op dit moment nog niet beschikbaar. Doordat er de laatste jaren erg veel onderzoek is gedaan naar modelbenaderingen voor honingbijen (Becher et al., 2014; Baveco et al., 2016; Becher et al., 2016; Becher et al., 2018) ligt al wel een deel van het raamwerk klaar, dat zich concentreert op de voedselkeuze van honingbijen en ruimtelijke modellering van de intensiteit waarmee zij (afhankelijk van de lokale condities) bloemen bezoeken rond hun nest. In aanvulling hierop presenteerden Sørensen et al. (2020) recentelijk een model dat expliciet bedoeld is om risico's voor wilde bijen rond honingbijkasten in te schatten (en is daarmee feitelijk een modelmatige uitwerking van de eerdergenoemde AIR van Henry en Rodet (2020)). Dit model is op zichzelf vrij simpel en beperkt zich tot een berekening van de straal rond honingbijkasten waarbinnen wilde bijen negatieve effecten kunnen ondervinden. Het vereist het invoeren van een parameter voor de 'no effect foraging intensity', oftewel het maximaal aantal bloembezoeken per locatie waarbij geen effect optreedt op de wilde bijen (Sørensen et al., 2020). Voor het berekenen van die parameter zijn ten minste kwantitatieve gegevens vereist over het voedselaanbod per locatie en de waarde daarvan voor de ter plaatse (in potentie) aanwezige wilde bijensoorten. De waarde voor deze parameter zal verschillen per locatie in het landschap. Om vanuit dit type modellen, dat de invloedssfeer van honingbijenvolken rond een kast berekent, te komen tot een berekening van het effect van geplaatste kasten op de levensvatbaarheid van wilde bijenpopulaties binnen een afgebakend landschap, zijn aanvullende modellen nodig die aanmerkelijk data-intensiever zijn. In aanvulling op de parameters voor het gedrag van honingbijen die in bovengenoemde modellen van o.a. Sørensen et al. (2020) en Baveco et al. (2016) worden gebruikt, vereist dit ten minste kwantitatieve gegevens over het bloemaanbod per plantensoort, de voedselkwantiteit en kwaliteit per plantensoort per wilde bijensoort, de minimale voedselbehoeften per bijensoort voor het behoud van een levensvatbare populatie en idealiter ook een kwantificering van de invloed van overige omstandigheden, zoals weerscondities, pathogendruk en beschikbaarheid van nestelplekken.

3 Beschikbaarheid van informatie

3.1 Een breed scala aan onderliggende factoren

In eerste instantie lijkt de informatiebehoefte voor het inschatten van het risico op concurrentie tussen bijen wellicht beperkt. Immers, als bekend is hoeveel voedsel er in totaal aanwezig is en hoeveel voedsel er per bijensoort nodig is om diens populatie minimaal levensvatbaar te houden, is snel uit te rekenen in hoeverre de beschikbare voorraad beperkend is. Zodra men echter deze hoeveelheden concreet wil gaan inschatten, blijkt dat zij elk worden bepaald door een groot aantal onderliggende factoren, die ook nog eens sterk met elkaar samenhangen. De schematische weergave in Figuur 5 maakt de complexiteit van deze dynamiek in één oogopslag duidelijk. In hoeverre seizoens- en plaatsgebonden risico-inschattingen daadwerkelijk haalbaar zijn, hangt dus af van de mate waarin informatie beschikbaar is over elk van deze onderliggende factoren en over hun relatieve impact. In dit hoofdstuk wordt deze informatiebeschikbaarheid systematisch per onderwerp uitgewerkt.



Figuur 5 Schematische weergave van onderliggende factoren die een rol kunnen spelen in de interacties tussen wilde bijen en honingbijen. MVP = Minimal Viable Population size; minimale populatieomvang.

3.2 Voedselaanbod

3.2.1 Samenstelling en hoeveelheid bloemaanbod

Een bepaling van de draagkracht in een gebied in termen van voedselaanbod vereist in de basis een inventarisatie van zowel de diversiteit als de hoeveelheid beschikbare bloemen. Hiervoor zijn reeds verschillende informatiebronnen beschikbaar, met elk hun eigen voor- en nadelen.

Wat betreft het aanbod van massale bloei van landbouwgewassen op agrarische percelen, kan een goede en actuele indicatie worden verkregen op basis van de Basisregistratie Percelen (BRP Gewaspercelenkaart). Gegevens over gewassoort, perceeloppervlakte en bloemaanbod per plant (voor de meeste landbouwgewassen goed bekend) geven samen een goed beeld van het totale bloemaanbod.

Voor de publieke ruimte en voor natuurgebieden kan een goede eerste indicatie van de lokale soortensamenstelling door de tijd heen worden verkregen middels de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF), waarin gegevens van een groot aantal waarnemers zijn gebundeld (primair vrijwilligers van soortenorganisaties, particulieren (via waarneming.nl) en overheden (op basis van inventarisaties door beheerders of adviesbureaus). Soortidentificaties worden gevalideerd en zijn dus redelijk betrouwbaar. Aandachtspunt is de volledigheid van de soortenlijst voor een specifiek gebied, als gevolg van verschillen in aantal waarnemers, inspanning per waarnemer en gebruikte protocollen. De NDFF biedt daarom op basis van statistische modellen inzicht in de meetdichtheid en trefkansen per locatie, op basis waarvan te beoordelen is of en welk aanvullend onderzoek nog moet worden uitgevoerd om een volledige soortenlijst te verkrijgen. Via het initiatief "Mijn berm bloeit" van FLORON en de Vlinderstichting is voor een flink aantal bermen in ons land informatie beschikbaar over specifiek de aanwezigheid van voor insecten relevante bloemplanten. Een overzicht hiervan is in kaartvorm publiek beschikbaar in de NDFF via <https://www.verspreidingsatlas.nl/projecten/floron/bermen/>. Zowel bij deze overzichten als ook de overige gegevens in de NDFF is een belangrijke ontbrekende factor de abundantie per plantensoort, wat een berekening van het totale stuifmeel- of nectaraanbod onmogelijk maakt. Wat feitelijk nodig is voor een bepaling van dit aanbod, is informatie over de totale hoeveelheid bloemen per soort per oppervlakte in het lokale landschap.

In sommige gevallen is meer detailinformatie beschikbaar. Voor boomsoorten in de publieke ruimte kan gebruik worden gemaakt van zogenaamde 'bomenkaarten' op gemeentelijk niveau, waarin vaak alle bomen staan ingetekend, inclusief soort en soms kroonoppervlakte (op basis waarvan een inschatting van de hoeveelheid bloemen zou kunnen worden gemaakt).

Ook is voor veel natuurgebieden regelmatige betrouwbare floristische informatie beschikbaar (zowel kruiden als houtige opstand); op basis van periodieke inventarisaties worden door de betreffende natuurbeheerder floristische inventarisaties uitgevoerd die in meer detail de aanwezige plantensoorten benoemen, en in veel gevallen ook een indicatie geven van aantallen of bedekking per soort. Op basis van bestaande kennis over de Nederlandse kruidachtige plantensoorten valt op basis daarvan een globale inschatting te maken van de hoeveelheid bloemen per plantensoort.

Een belangrijk aandachtspunt is echter de dekking van deze inventarisatiegegevens in zowel ruimte als tijd. Dit is vooral belangrijk in verband met lokale verschillen in het lokale (maai)beheer, dat bepalend is voor de mate waarin relevante plantensoorten ook daadwerkelijk tot bloei komen, en of dit ook daadwerkelijk gebeurt in het gehele lokale verspreidingsgebied van de plantensoort en gedurende de vliegperiode van de (relevante doelsoorten onder) wilde bijen. In bijvoorbeeld intensief begraaasd of gemaaid grasland komen de aanwezige bloemplanten vaak nauwelijks tot bloei en bij extensief maai-beheer is de timing daarvan van cruciaal belang. Tenzij op basis van beheersplannen een degelijke inschatting kan worden gemaakt van de mate waarin daadwerkelijk bloei optreedt per locatie, zijn dus inventarisatiegegevens gewenst die verzameld zijn tijdens de vliegperiode van de doelsoorten en die lokale verschillen in habitatype en het beheer daarvan afdoende afdekken.

Indien de beschikbare informatie uiteindelijk ontoereikend blijkt, zijn twee oplossingsrichtingen denkbaar:

1. Gerichte aanvullende inventarisaties van het bloemaanbod, in termen van soortenrijkdom en bedekking van bloemdragende vegetatie. Binnen de Kennisimpuls Bestuivers wordt hiertoe een standaardprotocol gehanteerd gebaseerd op Scheper en collega's (Scheper et al., 2015), waarbij per meting binnen een vast oppervlak van 150 m² wordt genoteerd welke planten in bloei staan en per soort een schatting van de hoeveel bloemoppervlak wordt gemaakt. Timing en replicatie in ruimte en tijd van deze metingen hangt af van de reeds beschikbare kennis en exacte vraagstelling.
2. Een inschatting van bloemaanbod gebaseerd op remote sensing-data. Verschillende studies hebben verkend in hoeverre zogenaamde 'hyperspectral imaging data' (opnames van de lichtreflectie van het landoppervlak en de verdeling daarvan over het lichtspectrum) verzameld met camera onder een vliegtuig of satelliet bruikbaar zouden zijn voor het maken van vlakdekkende inventarisaties van het bloemaanbod voor bestuivers (Abdel-Rahman et al., 2015; Landmann et al., 2015; John et al., 2020). De resultaten zijn hoopgevend, met name op basis van opnames van relatief kleine gebieden, verzameld via gerichte vluchten met vliegtuigen met HS-apparatuur. Het lijkt haalbaar om vegetatietypen te herkennen inclusief verschillen in bloemkleur (Abdel-Rahman et al., 2015). Landmann en collega's (2015) konden op deze wijze een 85% accuraat beeld krijgen van het totale bloemaanbod in Afrikaans savannelandschap, en wisten tot op zekere hoogte ook de abundantie te schatten voor specifieke plantengroepen zoals 'wit-bloeiende kruiden'). Satellietbeelden geven een minder hoge resolutie, maar lijken wel voldoende om de variatie in bloemaanbod gedurende het seizoen te vangen (John et al., 2020). Hoewel de kosten nog aanzienlijk zijn en het detailniveau nog verder moet worden verbeterd, lijkt het zinvol om verder te verkennen welke mogelijkheden deze methoden bieden voor toekomstige snelle en grootschalige bepalingen van het bloemaanbod in het Nederlandse landschap.

3.2.2 Voedselaanbod per plantensoort

Bloemen bieden voedsel voor bestuivers in de vorm van stuifmeel en nectar. De hoeveelheid stuifmeel en nectar die per bloem en per plant worden aangeboden, verschilt echter aanzienlijk tussen plantensoorten. Over het stuifmeel en nectaraanbod per plantensoort is een aanzienlijke hoeveelheid kennis beschikbaar, zowel voor gewassen als tuinplanten en wilde planten. Vaak betreft het daarbij echter een relatieve maat in de vorm van een zogenaamde 'drachtwaarde' (of specifiek 'nectarwaarde' en 'stuifmeelwaarde'), die meestal is gebaseerd op een combinatie van de hoeveelheid aanwezig stuifmeel en nectar en de aantrekkelijkheid van de plant voor specifiek honingbijen (of tot op zekere hoogte vlinders).

Daarmee is deze informatie maar zeer beperkt geschikt voor het daadwerkelijk kwantificeren van de absolute hoeveelheid aan stuifmeel- en nectarvoorraad per landoppervlakte. Wel geeft dit type informatie de mogelijkheid om verschillen in drachtaanbod in tijd en ruimte in beeld te brengen en op die manier een beeld te krijgen van het relatieve aanbod op een bepaalde plek en tijd.

Reeds bestaande voorbeelden daarvan zijn:

- De nectarindex van FLORON en de Vlinderstichting (<https://www.floron.nl/bermen>), een maat voor de potentie van een wegberm (schaal 1-5) als bron van nectar voor boerenlandvlinders. Door deze index voor een groot aantal inventarisaties van wegbermen verspreid over het land op kaart te zetten, wordt een beeld verkregen van ruimtelijke verschillen in voedselwaarde.
- De Bijenbomenvoedselkaart van ingenieursbureau Cobra Adviseurs (<https://bignieuws.nl/cobras-bijenbomenvoedselkaart/>), die middels een honingraat-grid op kaart de ruimtelijke verschillen weergeeft in het stuifmeelaanbod geleverd door voor bijen relevante bomen, op basis van gemeentelijke bomenkaarten. Per gridcel wordt daarbij tevens rekening gehouden met de bloeiperiode per boomsoort en de daaruit volgende verdeling van het stuifmeelaanbod gedurende het seizoen.

Nectar wordt door de bloem in principe voortdurend geproduceerd, en opgebruikte voorraden worden over het algemeen 's nachts weer aangevuld. De hoeveelheid beschikbare nectar per bloem per 24 uur is daarmee de relevantste parameter voor berekening van het voedselaanbod (Hicks et al., 2016). Deze dagelijkse nectarvoorraad is experimenteel vast te stellen. Hicks en collega's (2016) bepaalden het nectaraanbod per 24 uur voor een groot aantal bloemsoorten in stedelijke bloemrijke graslanden en lieten zien dat meerjarige bloemsoorten gemiddeld 20 keer meer nectar produceerden dan eenjarige bloemsoorten. De totale hoeveelheid voedsel die een bloem biedt, is mede afhankelijk van de levensduur van de bloem. De gemiddelde levensduur van bloemen is voor een flink aantal bijenplanten reeds bekend (zie o.a. Hicks et al.,

2016) en voor overige soorten in principe te bepalen. Een complicerende factor is echter dat bij sommige soorten het verwelken van de bloem wordt getriggerd door de bestuiving ervan. Voor populaties van deze bloemsoorten geldt dus dat een groter aantal bloembezoekende bijen ter plaatse de hoeveelheid beschikbare nectar in de daaropvolgende dagen beperkt. Daarnaast wordt de hoeveelheid nectar beïnvloed door weersomstandigheden (zie paragraaf 3.5).

Stuifmeelkorrels worden eenmalig geproduceerd en de voorraad is dus eindig. Voor een beperkt aantal plantensoorten zijn gedetailleerde waarden beschikbaar over de gemiddelde hoeveelheid stuifmeel per bloem. Dit geldt met name voor veel geteelde gewassoorten, maar tot op zekere hoogte ook voor wilde plantensoorten. Onder andere Müller en collega's (Müller et al., 2006) bepaalden voor enkele tientallen planten die als waardplant voor wilde bijen dienen het gemiddelde aantal en volume stuifmeelkorrels per bloem en per bloemtros. Dit is een tijdrovende bezigheid, maar het verzamelen van dit type informatie voor bijvoorbeeld de top 50 van meest door wilde bijen bezochte planten (Fijen et al., 2018) zou een grote stap voorwaarts zijn om beschikbaarheid van stuifmeel nader te kwantificeren op basis van de standaardinventarisaties van bloemaanbod zoals hierboven beschreven.

3.3 Ecologie van honingbijen

Op basis van vele jaren onderzoek en ervaring in de imkerij is veel kennis beschikbaar over het gedrag en de behoeften van honingbijen. Hieronder worden de belangrijkste aspecten samengevat.

Aantal foeragerende honingbijen per volk

Het aantal honingbijen per volk is enigszins variabel en verschillende getallen doen de ronde. In natuurlijke omstandigheden en bij natuurlijke grootte van het honingbijenvolk bleken volken in New York State bij hun piekgrootte (net voor het zwermen) uit ongeveer 15000-17000 individuen te bestaan (Smith et al., 2016). Volken waar gericht honingproductie mee bedreven wordt, zijn vaak groter. Seeley (Seeley, 1985; 1995) noemt voor dergelijke productievолken in Noord-Amerika en Europa een aantal van 30.000 individuen. Een artikel in *Bijennieuws* van 2011 (Andriessen, 2011) relateert dit aantal: het is waarschijnlijk dat juist de maximale aantallen van 20-25.000 bijen (Winston, 1987; Moritz en Southwick, 1992) redelijk representatief zijn voor de Nederlandse volken. Dit honingbijenvolk is niet in zijn geheel actief in het landschap. Het volk bestaat voor ongeveer 25-40% (gemiddelde een derde; Van der Steen en Cornelissen, 2015) uit haalbijen, die uitvliegen om te foerageren. Tijdens de piek van het bijenseizoen vliegen, zo rond de langste dag, zorgt een gemiddeld productievolk in Nederland dus voor zo'n 7000 foeragerende bijen in het omringende landschap. Daarvan vliegt ongeveer 70% (5000 bijen) op nectar, 15% (1000 bijen) op stuifmeel en de overige 15% op water.

Vliegperiode

Verder zijn deze foerageerbijen niet allemaal jaarrond actief. De vliegperiode onder Nederlandse condities is goed bekend. In Nederland zijn honingbijen grofweg actief vanaf begin maart tot eind oktober, al kunnen ze vroeger (januari en februari) en later (november en december) actief zijn als de weersomstandigheden daartoe uitnodigen (zonnig, >10°C). Deze vliegperiode overlapt dus bij benadering de gehele bandbreedte van vliegperiodes van wilde bijen.

Toch zijn honingbijen tijdens deze periode niet altijd met dezelfde aantallen aanwezig in het landschap. De foerageeractiviteit van honingbijen wordt sterk bepaald door de lokale omstandigheden. Een samenvatting van deze factoren is beschikbaar in Van der Steen en Cornelissen (2015). De hoeveelheid beschikbare dracht en de voedingswaarde daarvan, spelen een belangrijke rol. In de zomermaanden juli en augustus, wanneer massale bloei optreedt van een aantal belangrijke drachtplanten in Nederland (o.a. zomerkoolzaad, linde, eerste heideplanten), wordt meer gevlogen dan in de maanden ervoor. Dit patroon valt samen met de toename in omvang van het broednest (Van der Steen en Cornelissen, 2015). Daarnaast zijn ook de weersomstandigheden van belang. Dit betreft met name neerslag, temperatuur en zonintensiteit, en het effect van deze twee factoren is voldoende nauwkeurig bekend om effectieve modelmatige voorspellingen te doen van de foerageeractiviteit (Clarke en Robert, 2018). Tot slot zijn ook intrinsieke eigenschappen van het volk bepalend (grootte van het volk, hoeveelheid broed, aanwezige voorraden). De activiteit van bijenvolken in een bepaalde periode in het jaar kan gevoed zijn door foerageeractiviteit in een veel eerdere periode: honingbijen broeden van januari tot maart eigenlijk grotendeels op de voorraad eiwit (in de voedsterbijen), stuifmeel en honing van het vorige jaar (Seeley, 1985).

Vliegbereik en oppervlakte van het drachtgebied

Over de afstanden van de bijenkast waarop honingbijen foerageren, bestaan veel data in de literatuur. Van der Steen en Cornelissen (2015) geven een samenvatting van wetenschappelijke literatuur, zowel over maximale afstanden als over de gemiddelde/gangbare afgelegde afstanden. Daaruit komen de volgende afstanden naar voren: voor water maximaal 2 km, voor stuifmeel maximaal 6 km, voor nectar maximaal 12-14 km. In theorie beslaat het drachtgebied van één honingbijenvolk dus een aanzienlijke oppervlakte, met een straal van maximaal 14 km. In uitzonderlijke gevallen, waarbij alle profijtelijke dracht op grote afstand ligt, kan de invloed van een honingbijenvolk dus tot deze afstand reiken.

De gemiddelde vliegafstanden zijn echter veel kleiner, omdat de bijen het liefst zo min mogelijk energie verbruiken door te vliegen en dus een afweging maken tussen de drachtwaarde van de vegetatie en de afstand tot het nest. Van der Steen en Cornelissen (2015) noemen een gemiddelde vliegafstand gedurende het jaar van 4,5 km, wat resulteert in een drachtgebied van ongeveer 64,5 km². Door de kwispeldansen van bijen af te lezen, kan een beeld worden verkregen waar bijen uit het volk hun nectar en stuifmeel oogsten. Uit dergelijke onderzoeken blijkt dat bij optimale drachtbeschikbaarheid rond het nest verreweg het meeste wordt gehaald op 500 m rond het nest, wat onder deze omstandigheden resulteert in een drachtgebied van 0,78 km².

Dichtheden in het landschap

Op basis van de bovenstaande gegevens over het aantal foeragerende bijen, hun taakverdeling en de omvang van hun drachtgebied bij gemiddelde en optimale dracht, zijn dichtheidsberekeningen te maken. Daarbij moeten ook het aantal vluchten en de vluchtduur in ogenschouw worden genomen.

De gemiddeld 5000 werksters die nectar halen als het volk het grootst is, maken gemiddeld 10 vluchten elk, van ongeveer een uur lang. Eigenlijk zijn ze de hele dag op pad (hoewel op lange junidagen met mooi weer iets korter). Bij optimale dracht verdelen deze bijen zich over een oppervlakte van naar schatting 0,78 km². Gemiddeld (afgezien van verschillen door verandering in weersomstandigheden) zul je op basis van bovengenoemde schattingen per moment op de dag dan een dichtheid nectar-haalbijen aantreffen van ongeveer 64 bijen per hectare per bijenkast). Voor stuifmeel is het sommetje iets anders: 1000 werksters doen gemiddeld elk 10 vluchten per dag, maar van slechts 10 minuten; kortom, elk moment is gemiddeld slechts 1/6 deel van 1000 in het veld aanwezig. Op een willekeurig moment op de dag resulteert dat in iets meer dan 2 bijen per hectare die stuifmeel verzamelen. In werkelijkheid verschilt het aantal vluchten afhankelijk van de beschikbare dracht, en melden Van der Steen en Cornelissen (2015) tot 47 vluchten per werkster per dag op klaproos. In dat geval is de dichtheid hoger, maar nog altijd gering in verhouding tot de nectar-haalbijen.

Als de dracht minder goed is, verdelen de bijen zich over een veel groter areaal. Echter, in dit geval verdelen de bijen zich ook minder homogeen en aggregeren ze zich op basis van de bijendans gezamenlijk op de plek waar zich een bepaalde profijtelijke drachtstand bevindt. In deze situatie is de lokale dichtheid binnen het drachtgebied sterk afhankelijk van de omvang en kwaliteit van de drachtstanden. Op basis van inventarisaties van onder meer bloemranden en koolzaad- en zonnebloemvelden in diverse onderzoeksprojecten, weten we dat de dichtheden daar kunnen oplopen tot honderden honingbijen binnen een gestandaardiseerde oppervlakte van 150 m².

Voedselbehoefte per volk (kwantitatief)

Over de totale voedselbehoefte van een bijenvolk op jaarbasis bestaat een goede consensus. Een review van Brodschneider en Crailsheim (2010) gaat uit van een jaarlijkse behoefte van in totaal ~ 25 liter water, 20-30 kg stuifmeel en 125 kg nectar (uitgaande van een suikergehalte van 40%). Seeley (1985, 1995) en Van der Steen en Cornelissen (2015) noemen vergelijkbare hoeveelheden. Wanneer een volk jaarrond op dezelfde plek staat, geven deze waarden een indicatie van de totale hoeveelheid stuifmeel en nectar die een volk uit zijn omgeving betreft en dus het totale voedselaanbod (ofwel de draagkracht) dat per honingbijenvolk beschikbaar moet zijn in het omringende landschap (het gemiddelde drachtgebied met straal van 4,5 km). In de praktijk worden volken vaak verplaatst en voor een relatief korte periode op een locatie gezet waar op dat moment een massale dracht beschikbaar is. In dat geval is het dus de vraag hoeveel stuifmeel en nectar het volk op dat moment consumeert uit het landschap. Dit is op verschillende manieren te berekenen: vanuit behoefte en vanuit aanlevercapaciteit.

Omdat geen grote stuifmeelvoorraden worden aangelegd, schaalt de stuifmeelbehoefte met het aantal bijen dat per tijdseenheid wordt grootgebracht, dat weer verband houdt met de totale volksgrootte. Bekend is dat

gemiddeld 130 mg stuifmeel nodig is voor de productie van 1 honingbij. Op basis daarvan kan worden ingeschat hoeveel stuifmeel bij een bepaalde gegeven volksgrootte (bijvoorbeeld bij een piekgrootte in de zomer van 25000 bijen) per tijdseenheid moet worden binnengehaald (Roessink en Van der Steen, 2021). Berekenen van de nectarbehoefte is iets complexer. De hoeveelheid nectar die per dag moet worden opgehaald om te voorzien in de energiebehoefte van het volk op dat moment, is te berekenen op basis van de volksgrootte en de energiebehoefte per bij. Deze behoefte zal fluctueren afhankelijk van de weerscondities, de behoefte om het broednest op temperatuur te houden en verschilt ook nog eens tussen verschillende typen werksters, maar is desalniettemin vrij goed te schatten. De nectarverzamelaars gebruiken de meeste energie, daar tegenover staat een heel lage behoefte van de voedsterbijen in het nest. Daarnaast wordt echter ook nectar binnengehaald voor de productie van een honingvoorraad voor de winter. Wanneer en hoe snel deze voorraad wordt aangelegd, hangt af van de beschikbare dracht en de mate waarin honing tussentijds wordt geslingerd door de imker.

Makkelijker is wellicht om te rekenen met een maximale aanlevercapaciteit. Van der Steen en Cornelissen (2015) geven aan dat een honingbij gemiddeld 25-40 mg nectar per vlucht kan binnenbrengen. Bij gemiddeld 7000 nectar-halende bijen die elk 10 vluchten per dag maken, kan daarmee de maximale nectar-intake per dag worden berekend. Op basis van een dergelijke capaciteit is het in principe mogelijk om bij ideale omstandigheden te berekenen hoeveel stuifmeel en nectar een bijenvolk, dat bijvoorbeeld gedurende twee weken op een heideveld wordt geplaatst, aan dit heideveld onttrekt.

Voedselbehoefte van het volk (kwalitatief)

Van honingbijen is vrij nauwkeurig bekend aan welke drachtplanten zij de voorkeur geven voor het verzamelen van respectievelijk nectar en stuifmeel. Een uitgebreid overzicht op basis van diverse referenties is beschikbaar in Van der Steen en Cornelissen (2015), in de vorm van uitgebreide tabellen met drachtwaarden voor nectar en stuifmeel per plantensoort, uitgesplitst naar de aanwezige plantensoorten in diverse habitattypen (o.a. openbaar groen, sierteelt, natuurterreinen). Indien bekend is welke plantensoorten in bloei staan binnen het drachtgebied van een volk, is op basis van dergelijke drachtvoorkeurslijsten met enige redelijkheid een rangorde te maken van de plantensoorten waarop als eerste zal worden gevlogen. Dat maakt het mogelijk om tot op zekere hoogte een inschatting te maken van welke plantensoorten het meest zullen worden bezocht om in de totale voedselbehoefte te voorzien, en welke planten waarschijnlijk in hoofdzaak zullen worden genegeerd indien planten met een hogere drachtwaarde al voldoende aanbod bieden. Zo'n lijst van bezochte planten zal echter altijd een inschatting blijven; in werkelijkheid maakt het volk een complexe afweging waarin ook afstand tot het nest en de bloembedekking per plantensoort worden meegewogen.

De voorkeur voor het bezoeken van bepaalde bloemsoorten hangt samen met zowel het gemak waarmee nectar of stuifmeel uit de bloem kan worden verzameld (energie-efficiëntie) als met de kwaliteit van het voedsel. In geval van nectar is vooral het suikergehalte van belang. Bij het stuifmeel gaat het voornamelijk om de hoeveelheid eiwit die de korrels bevatten. Onderzoek laat zien dat het type stuifmeel waarop wordt gevlogen effect heeft op onder andere de gezondheid en levensduur van honingbijen (Di Pasquale et al., 2013). Zolang een hoogwaardige stuifmeelbron beschikbaar is (rijk aan de juiste eiwitten), lijkt de diversiteit van het stuifmeeldieet echter niet bepalend voor de gezondheid van honingbijenvolken (Di Pasquale et al., 2013; Barroso-Arévalo et al., 2019). Ook met betrekking tot nectar lijkt vooral het totale aanbod aan energiewaarde van belang, en speelt diversiteit in nectaraanbod geen bewezen rol.



Figuur 6 Honingbij op Korenbloem (*Centaurea cyanus*), een bloemsoort die tevens door veel solitaire bijen wordt bezocht en in de top 25 van meest belangrijke voedselbronnen voor Rode Lijst-bijensoorten staat. Foto: Arjen de Groot, Wageningen UR.

3.4 Ecologie van wilde bijensoorten

In ons land leven circa 360 wilde bijensoorten, die onderling sterk verschillen in verspreidingsgebied, levenswijze, vliegafstanden en voedselvoorkeur. Hoewel we op hoofdlijnen al veel weten over de resulterende eisen die wilde bijen stellen aan het landschap, blijft de detailinformatie die kwantitatieve uitspraken mogelijk maakt, voor veel soorten incompleet. Hieronder geven we een overzicht van de beschikbaarheid van verschillende soorten informatie die nodig is om uit te rekenen welke draagkracht in het landschap vereist is.

(In potentie) aanwezige bijensoorten

Verspreidingsgegevens van wilde bijensoorten in ons land worden primair verzameld via een beperkt aantal experts van onderzoeksinstituten, waaronder EIS, Naturalis, Vlinderstichting en Wageningen UR, aangevuld met een aantal adviesbureaus, zoals Ecologica. Jaarlijks worden door deze instituten op vele plekken in het land inventarisaties uitgevoerd middels netvangsten. Echter, deze inventarisaties worden uitgevoerd binnen een breed scala aan verschillende projecten met verschillende doelstellingen, met als gevolg dat de gehanteerde protocollen verschillen qua timing, duur en aantal herhalingen van meetrondes. Ook zijn de bezochte locaties dus projectgebonden. Een gestandaardiseerde monitoringsstrategie met landelijke dekking (zoals het NEM) ontbreekt voor wilde bijen, al wordt hier wel over nagedacht (Schmidt en Meij, 2020). Daarmee ontbreekt momenteel ook een totaaloverzicht (database) van waarnemingen van wilde bijen per locatie en tijdstip. De compleetste database van verspreidingsgegevens, die de basis vormde voor de verspreidingskaartjes in de atlas De Nederlandse Bijen (Peeters et al., 2012) en voor trendanalyses zoals toegepast ten behoeve van de Rode Lijst Bijen (Reemer, 2018) en de Nulmeting Bijenstrategie (Reemer en de Groot, 2019), wordt beheerd door EIS Kenniscentrum Insecten, maar is uitsluitend gebaseerd op gegevens in eigendom bij EIS. Aanvullende waarnemingsgegevens zijn in toenemende mate, tegen vergoeding, beschikbaar via NDFF (waarneming.nl), maar de dekkingsgraad (en vermoedelijk ook de betrouwbaarheid) wisselt sterk per gebied. Kortom, landelijk beschikbare verspreidingsgegevens voor wilde bijen zijn nog altijd onderhevig aan een flinke waarnemersbias.

Wanneer het doel is om voor een bepaald gebied een zo compleet mogelijk beeld te krijgen van de ter plaatse aanwezige bijensoorten, kan ter plekke een doelgerichte inventarisatie worden uitgevoerd. Voor een zo compleet mogelijk beeld vereist dit meerdere inventarisatierondes in voorjaar en zomer (zie onderdeel vliegperiode) en de beschikbaarheid van een expert. Indien de focus gericht is op bedreigde soorten, geldt dat deze vaak (hoewel zeker niet altijd) in lage aantallen en in een beperkte tijdsperiode voorkomen en dus relatief veel arbeid vergen om uitputtend te inventariseren. Een veelbelovende methode die in de toekomst veel arbeid zou kunnen schelen, is het gebruik van camera's gekoppeld aan automatische beeldherkenning (Naturalis, 2020). Toepasbaarheid in de huidige context hangt echter wel af van hoe betrouwbaar een dergelijke methode een beeld geeft van de lokale soortensamenstelling. Bij de huidige methode hangt het sterk van het lokale bloemaanbod af in hoeverre bijen door het gekleurde oppervlak van de cameraval worden aangetrokken, wat de uitkomsten sterk kan beïnvloeden (zie vergelijkbare resultaten voor bijvoorbeeld pan-vallen, Westerberg et al., 2021). Los van de gebruikte methode zijn voor een goede indruk van de aanwezige soorten metingen vereist gedurende een geheel vliegseizoen, wat betekent dat bruikbare data voor een risicoschatting pas nadien beschikbaar zijn.

Voor het in deze studie beoogde doeleinde, bepalen met welke soorten rekening te houden bij het bepalen van de minimaal beschikbare draagkracht van het landschap voor wilde bijen, is het ook denkbaar om uit te gaan van een lijst van soorten waarvan de kans bestaat dat ze in het gebied zouden kunnen voorkomen. Een landelijke kaart van de potentiële bijenrijkdom per gridcel is beschikbaar via Naturalis, en is gebaseerd op zogenaamde 'species distribution models' waarbij inventarisatiedata van EIS zijn gekoppeld aan landgebruik-data en klimaatdata (o.a. Marshall et al., 2015). De nauwkeurigheid van de voorspellingen uit dergelijke modellen is nog voor verbetering vatbaar, maar deze modellen zijn momenteel nog volop in ontwikkeling en maken interessante vorderingen. Het resultaat is een model dat per bijensoort per gridcel voorspelt of de soort op basis van het leefgebied ter plaatse daar in potentie zou kunnen voorkomen. Het voordeel van deze methode is dat het genereren van aanvullende inventarisatiedata niet meer noodzakelijk is of dat hiermee aangegeven wordt dat gericht onderzoek nodig is. Een nadeel van gebruik van dit type data voor het huidige doeleinde kan zijn dat de benodigde draagkracht (hoeveelheid voedsel) voor wilde bijen wordt overschat ten opzichte van de hoeveelheid die op dat moment daadwerkelijk nodig is voor de bijen ter plaatse. Dit kan echter in sommige situaties ook juist als wenselijk worden beschouwd, als het doel is om voldoende draagkracht te reserveren om ook de groei van populaties en de vestiging van aanvullende wilde bijensoorten niet in de weg te staan (bijvoorbeeld voor natuurgebieden met een belangrijke 'refugiumfunctie' in een kaal landschap). Welke aanpak het meest geschikt is en hoeveel aanvullend werk nodig is om deze aanpak toe te passen, hangt dus sterk af van de lokale beheerdoelstellingen.

Werkelijke populatieomvang en gewenste populatieomvang

In hoeverre naast waarnemingen van aangetroffen soorten ook hun aantallen (talrijkheid) worden vastgelegd, hangt sterk af van het type waarnemer en de doelstelling van het project. In de meeste gevallen wordt bij inventarisatierondes door onderzoeksinstituten zowel de soortenrijkdom als het aantal waargenomen exemplaren per soort genoteerd. Echter, dit geeft slechts een beeld van relatieve aantallen binnen een bepaald onderzoeksgebied. Gegevens over de populatieomvang per aanwezige soort zijn zelden beschikbaar, afgezien van anekdotische gevallen waar voor een bepaalde soort alle aanwezige nesten in kaart zijn gebracht. Indien gebruik wordt gemaakt van de bovengenoemde modelmatige aanpak (potentiële bijenrijkdom), zijn gegevens over talrijkheid geheel afwezig. Al met al weten we dus bijna niks over de omvang van populaties van wilde bijensoorten in ons land en het is dus momenteel praktisch onhaalbaar om uitspraken te doen over het aantal bijen per soort dat ter plaatse op zoek is naar voedsel.

Het is echter de vraag of het wel noodzakelijk en wenselijk is om te berekenen hoeveel voedsel er exact nodig is voor het aantal wilde bijen dat er op een bepaald moment per soort aanwezig is in een gebied. Belangrijker is wellicht om de voedselbehoefte te baseren op streefwaarden voor de populatiegrootte per soort. De definitie van die streefwaarde hangt af van de doelstelling en is daarmee uiteindelijk een maatschappelijke en/of politieke keuze. Als minimale ambitie kan worden gesteld dat lokale populaties niet uitsterven. Een relevante streefwaarde is in dit geval het minimale aantal individuen waaruit een populatie moet bestaan om zichzelf duurzaam in stand te kunnen blijven houden. In de wetenschappelijke literatuur wordt dit aantal aangeduid met de term 'minimal viable population size' (MVP). De Bijenstrategie hanteert een ambitieuzere doelstelling, waarbij populaties niet alleen behouden moeten blijven, maar waar ook sprake is van een positieve populatietrend. Juist omdat we zo weinig weten over de aantallen per lokale populatie,

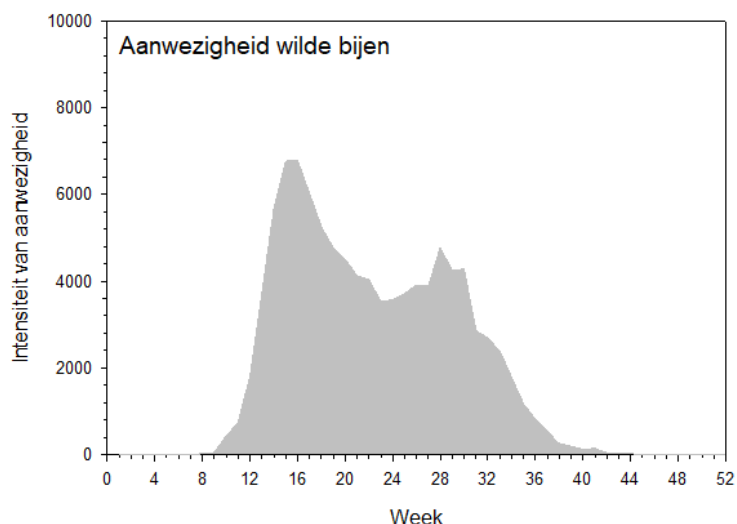
wordt deze trend echter gedefinieerd in termen van aantal bezette kilometerhokken, waarbij dus feitelijk sprake is van een uitbreiding van het aantal populaties. Echter, op lokaal niveau betekent dit wel dat een specifieke populatie niet alleen moet kunnen overleven, maar ook moet kunnen groeien om zich vervolgens te verspreiden naar de omgeving. Een logische aanpak zou dan zijn om een hogere streefwaarde te kiezen die hoger is dan, maar wel in verhouding staat tot de MVP (bijvoorbeeld anderhalf of tweemaal de MPV).

Vuistregels uit de dier-ecologische literatuur voor het bepalen van deze MVP-waarde zijn met name gericht op het behoud van genetische variatie op korte en lange termijn (o.a. Lande et al., 2003). Deze aantallen (variërend van 50/500 tot 500/5000 voor respectievelijk korte/lange termijn) zijn echter gebaseerd op een aantal aannames over de genetische structuur en voortplantingspatronen (waaronder gelijke kansen voor alle mannen en vrouwen om nageslacht te produceren) die voor de meeste insecten per definitie niet opgaan. In de literatuur zijn enkele voorbeelden beschikbaar voor insectensoorten waarvoor modelmatig een minimale populatieomvang kon worden geschat op basis van nauwkeurige langjarige meetreeksen van aangetroffen aantallen individuen (met name vlinders, zie o.a. Schultz en Hammond, 2003). Waarschijnlijk zou dit ook mogelijk zijn voor wilde bijensoorten, echter dit vergt per soort intensieve meerjarige monitoring van meerdere populaties in verschillende typen habitattypes. Op korte termijn lijkt dit voor de 360 soorten in ons land niet haalbaar. Een uitzondering vormen wellicht enkele soorten die ook commercieel worden gekweekt zoals de aardhommel (*Bombus terrestris*) en enkele metselbijen (*Osmia cornuta* en *Osmia bicornis*).

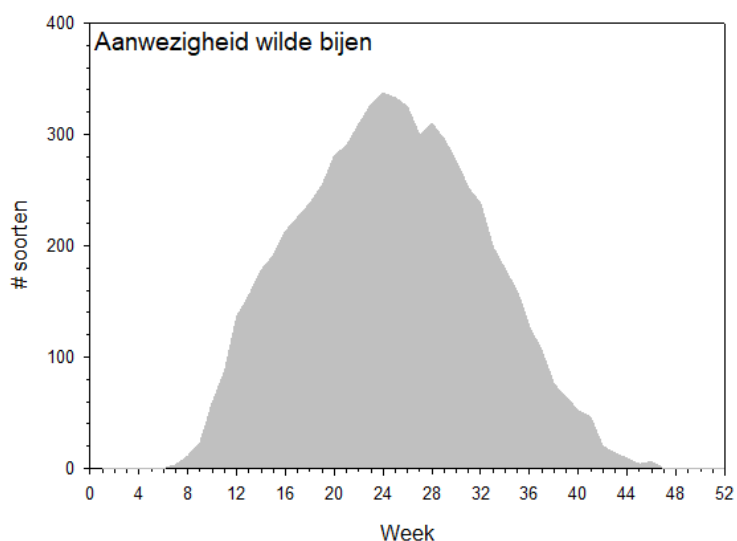
Vliegperiode

Met uitzondering van hommels hebben de meeste wilde bijensoorten niet, zoals de honingbij, een langdurige vliegperiode die zich uitstrekt van het vroege voorjaar tot in de herfst. Hoewel er gedurende de gehele periode dat honingbijen actief zijn ook wilde bijensoorten actief zijn, verschilt de vliegperiode sterk per soort en is gemiddeld veel korter. Deze seizoensgebonden patronen zijn voor de Nederlandse bijensoorten goed bekend. Het boek *De Nederlandse Bijen* (Peeters et al., 2012) bevat per soort een duidelijke grafiek met de aanwezigheid en talrijkheid per moment in het jaar, waaruit blijkt dat veel solitaire bijen slechts een heel korte periode vliegen, die per soort anders is (en zelfs tussen mannelijke en vrouwelijke leden van dezelfde soort). Zo zijn veel zandbijen bijvoorbeeld al vroeg in het jaar actief met een piek in april/mei, terwijl de Pluimvoetbij voornamelijk actief is in juli/augustus. Sommige soorten hebben twee generaties in een jaar, resulterend in twee piekperioden qua aanwezig aantallen individuen.

Wanneer inventarisatiegegevens zoals gebruikt in het boek *De Nederlandse Bijen* (Peeters et al., 2012) van alle Nederlandse soorten worden samengevoegd, ontstaat een beeld van de verdeling van aanwezige aantallen wilde bijen en aantallen soorten wilde bijen over het jaar. Daarbij valt op dat er twee perioden in het jaar zijn waarin het absolute aantal wilde bijen dat actief rondvliegt het hoogst is (Figuur 7): in april en in augustus. Deze pieken worden echter veroorzaakt door een beperkt aantal soorten die in vrij hoge aantallen voorkomen (o.a. *Osmia* en enkele zandbijen). Dit blijkt ook uit de vergelijking met Figuur 8, die laat zien dat het aantal actieve soorten juist gelijkmatig oploopt gedurende het voorjaar, met een piek in het begin van de zomer (juni) en daarna weer langzaam afneemt. In deze zomerperiode is een vrij groot aantal soorten actief, met elk wat lagere aantallen.



Figuur 7 Totale talkrijkheid van actieve wilde bijen (solitaire bijen en hommels) per week in het jaar. Gebaseerd op Peeters et al., 2012.



Figuur 8 Aantal actieve wilde bijensoorten (solitaire bijen en hommels) per week in het jaar. Gebaseerd op Peeters et al., 2012.

Foerageerafstanden

Er bestaat de nodige informatie over bijensoorten en hun mobiliteit en de vliegafstand vanaf het nest (Gathmann en Tschardt, 2002; Zurbuchen et al., 2010b). In het algemeen geldt hoe groter, hoe mobieler. Een kleine soort (zoals een maskerbij, *Hylaeus* spp.) vliegt maximaal 150 m vanaf het nest, terwijl een middelgrote bij (zoals de Pluimvoetbij, *Dasypoda hirtipes*, Figuur 9) tot 400 m kan afleggen voor een bezoek aan geschikte bloemen. Grotere soorten, zoals veel hommels, kunnen 1000 tot 2000 m overbruggen tijdens het foerageren. Ook binnen deze groep is er echter veel variatie. Zo is binnen de hommels de aardhommel veel mobieler dan de moshommel (actieradius tot respectievelijk 2000 m en 200 m; Peeters et al., 2012). En van lang niet alle soorten zijn gedetailleerde gegevens beschikbaar. Dit beperkt de mogelijkheid tot harde uitspraken over foerageerafstanden, maar indien soortspecifieke indicatiewaarden vereist zijn, lijkt het redelijkerwijs haalbaar om deze te berekenen op basis van de relatie tussen vluchtafstand en gemiddelde lichaamsgrootte (Greenleaf et al., 2007).

Belangrijk is echter dat voor het bepalen van vuistregels voor de voedselbehoefte van wilde bijenpopulaties de maximale foerageerafstand van beperkte waarde is. Het overbruggen van grotere afstanden kost veel meer tijd en energie; hierdoor kunnen de solitaire bijen minder broedcellen van voedsel voorzien (Zurbuchen

et al., 2010a). Bij sociale bijen (hommels) leiden te grote foerageerstanden in het voorjaar tot een sterke afkoeling van het nest en een langzamere ontwikkeling van de larven (Goulson, 2009). En voor beide groepen geldt dat een langere afwezigheid van het nest leidt tot een grotere kans dat ongenode gasten schade veroorzaken. Kortom, wanneer een wilde bijenpopulatie genoodzaakt wordt om de foerageerstand tot het maximum op te rekken om voldoende voedsel binnen te halen (bijvoorbeeld omdat bloemen dicht bij huis worden vermeden omdat daar een groot aantal honingbijen foerageert), kan dit dus leiden tot minder nageslacht en een kwetsbaardere populatie. Bij berekeningen van de voedselbeschikbaarheid voor een wilde bijenpopulatie is het dan ook van belang om terughoudend te zijn met de gehanteerde radius waarbinnen het voedsel beschikbaar moet zijn.

Welke radius als veilig beschouwd mag worden, zal wederom verschillen per soort. Bij onderzoek met gemarkeerde individuen van zes soorten kleine solitaire bijen met nesten in smalle bloemstroken, werd een gemiddelde afstand tussen nest en bezochte bloemen gevonden die circa zeven keer kleiner was dan de maximale afstand (Hofmann et al., 2020). Het zou waardevol zijn om dit soort informatie voor meer wilde soorten te verzamelen en zo na te gaan in hoeverre ook de gemiddelde vliegafstand (onafhankelijk van voedselcompetitie) schaalt met lichaamsgrootte.



Figuur 9 Aggregatie van nesten van een pluimvoetbij (*Dasypoda hirtipes*) op een zandpad door een bloeiend heideveld (links) en een pluimvoetbij die terugkeert naar haar nest (rechts). Foto's: Arjen de Groot, Wageningen UR.

Voedselbehoefte per populatie (kwantitatief)

Muller en collega's (Müller et al., 2006) verzamelden broedcellen uit diverse natuurlijke nesten van veertien verschillende solitaire bijensoorten, en bepaalden het gemiddelde aantal en volume aan stuifmeelkorrels per broedcel per soort. Dergelijk onderzoek maakt het mogelijk om de hoeveelheid stuifmeelkorrels te kwantificeren die nodig is voor de ontwikkeling van een individuele bij en daarmee, gegeven een bepaalde gewenste populatieomvang, een voortzetting van de populatie. Het betreft wel zeer tijdrovend onderzoek dat lastig te realiseren is voor alle wilde bijensoorten. Binnen de veertien onderzochte bijensoorten bleek het volume stuifmeelkorrels per broedcel echter sterk gerelateerd aan het gemiddelde lichaamsgewicht van een volwassen individu van een soort. Muller en collega's (2006) stellen dat het door hen ontwikkelde regressiemodel voor het verband tussen lichaamsgewicht en benodigde hoeveelheid stuifmeel een betrouwbare schatting mogelijk maakt van de stuifmeelbehoefte die een solitaire bijensoort heeft voor diens voortplanting. Bij sommige, maar niet alle, solitaire bijensoorten kan er wel een duidelijk verschil optreden tussen de hoeveelheid stuifmeel die nodig is voor de ontwikkeling van een vrouwtje of een mannetje (Neff, 2008).

Een complicerende factor bij het berekenen van de voedselbehoefte per populatie is dat de hoeveelheid geproduceerd stuifmeel per bloem in de praktijk niet gelijk is aan de hoeveelheid stuifmeel die ook daadwerkelijk beschikbaar is als voedsel. Muller en collega's (2006) melden op basis van onderzoek bij 16 planten bezocht door 41 bijensoorten dat bijensoorten gemiddeld slechts 40% van het stuifmeel uit een bloem weten te bemachtigen; de rest blijft onbereikbaar voor gebruik. Ze geven echter ook aan dat deze waarde slechts indicatief is en sterk verschilt voor specifieke combinaties van bijensoorten en drachtplanten. Dit bemoeilijkt het berekenen van de effectieve hoeveelheid beschikbaar stuifmeel per bloem. Feitelijk

verschilt, bij een gelijkblijvende vegetatie, het beschikbare stuifmeelaanbod dus, afhankelijk van de bijensoort die ernaar op zoek is. Het lijkt dan ook effectiever om bij berekeningen te werken met het aantal bloemen van een bepaalde plantensoort dat een specifieke bijensoort nodig heeft om de populatie van voldoende voedsel te voorzien.

Het werk van Muller en collega's (2006) laat zien dat het in principe mogelijk is om te berekenen hoeveel bloemen van een bepaalde plantensoort bezocht moeten worden voor het verzamelen van voldoende stuifmeel om één bijenlarve, of een bijenpopulatie van een bepaalde omvang, groot te brengen. Dat vergt echter veel gedetailleerde informatie, waarvan met name de hoeveelheid stuifmeel die een bepaalde bijensoort uit een bepaalde bloemsoort kan verwijderen, nog onbekend is voor een groot aantal combinaties van bestuivers en hun drachtplanten. Daarbij komt nog dat solitaire bijen hun eieren voorzien van een mengsel van stuifmeel en nectar. Naast stuifmeel moet dus ook nectar worden verzameld voor het vullen van de broedcellen. Bekend is dat de verhouding tussen de hoeveelheid stuifmeel en nectar die wordt toegevoegd, sterk verschilt tussen soorten, maar in tegenstelling tot schattingen van de stuifmeelbehoefte, zijn in de literatuur weinig tot geen voorbeelden te vinden van schattingen van de nectarbehoefte voor het grootbrengen van bijenlarven van solitaire bijensoorten. Ook over de hoeveelheid nectar die de solitaire bijen nodig hebben voor hun eigen metabolisme tijdens het aanvoeren van voedsel naar het nest is weinig bekend, en deze hoeveelheid neemt waarschijnlijk toe naarmate de bijen grotere afstanden moeten afleggen tussen nest en voedselbron.

Al met al maakt dit het erg onzeker hoeveel extra bloemen nodig zijn voor het verzamelen van voldoende nectar voor het grootbrengen van een wilde bijenpopulatie en hoe dit verschilt tussen soorten. Daarmee moeten we helaas concluderen dat een veelvoorkomende vraag aan bijenonderzoekers, namelijk hoeveel bloemaanbod (aantal bloemen of oppervlakte aan bloemenveld) er nodig is om een bepaalde lokale gemeenschap van wilde bijen duurzaam van voedsel te voorzien (wanneer is het aanbod voldoende), nog altijd zeer slecht te beantwoorden is. Hoewel de bovengenoemde benaderingen hoop geven dat dit in de toekomst wel mogelijk zal zijn, is er nog veel werk te verzetten om dit te realiseren.

Voedselbehoefte per populatie (kwalitatief)

Bekend is dat de bezochte voedselplanten per wilde bijensoort sterk verschillen, waarbij sommige soorten een breed scala aan bloemsoorten bezoeken (polylecten) en andere soorten zich beperken tot het bezoek van slechts één (monolecten) of enkele plantensoorten binnen hetzelfde geslacht of dezelfde familie (oligolecten). Niet voor niets laat onderzoek keer op keer zien dat een meer diverse vegetatie (in termen van aantal bloeiende soorten) door een groter aantal bijensoorten wordt bezocht, en dus meer bijensoorten van voedsel voorziet (Papanikolaou et al., 2017). Kennis over het bloembezoek van Nederlandse bijensoorten is beschikbaar uit verschillende bronnen, waaronder bij Wageningen UR en EIS Kenniscentrum Insecten. Deze databases zijn samengesteld door het jarenlang verzamelen van waarnemingen van bijensoorten op bepaalde bloemsoorten in diverse onderzoeksprojecten. Deze bloembezoek-databases zijn zeer waardevol om gericht advies te leveren over het bloemaanbod dat het best kan worden ontwikkeld (door het juiste beheer en/of gericht inzaaien of aanplanten) ter ondersteuning van een bepaalde gemeenschap van wilde bijensoorten en wordt door onderzoekers van diverse onderzoeksinstituten ook al veelvuldig voor dat doel gebruikt (o.a. in de webtools Hulp voor Bestuivers en Bloebogen). Desondanks zijn er nog ten minste twee onvolkomenheden wanneer men deze informatie wil gebruiken om de exacte behoeften van bijensoorten te bepalen: 1) voor diverse bijensoorten is de informatie over hun bloembezoek t.b.v. nectar en/of stuifmeel nog incompleet door een gebrek aan waarnemingen; en 2) de informatie geeft aan welke bloemen werden bezocht gegeven het beschikbare aanbod op dat moment, wellicht in de afgelopen decennia regelmatig 'bij gebrek aan beter'. De vraag is dus of deze bloembezoekgegevens ook een complete en correcte weergave vormen van het assortiment aan bloemen dat een soort daadwerkelijk nodig heeft.

Dit voorbehoud is met name van belang waar het gaat om de stuifmeelbehoefte, de belangrijkste bron van essentiële eiwitten voor de ontwikkeling van de larven. Onderzoek duidt erop dat de absolute eiwit-inhoud van de stuifmeelkorrels geen duidelijke relatie heeft met de hoeveelheid stuifmeel die wordt verzameld, wat erop duidt dat de eiwitsamenstelling wellicht belangrijker is (Neff, 2008). Hoewel bekend is dat bijen doorgaans meerdere type stuifmeel nodig hebben, is voor de meeste soorten echter onduidelijk welke eiwitten in welke hoeveelheden nodig zijn en uit welke bloemsoorten ze deze verkrijgen. Hoewel de beste manier om bijen te voorzien van een voldoende voedzaam stuifmeeldieet, dus het aanbieden van een divers

bloemaanbod is, is het lastig om zeker te weten of het ontbreken van stuifmeel van een bepaalde bloemsoort (bijvoorbeeld doordat een ander bijensoort deze heeft opgebruikt) geen grote gevolgen heeft voor de ontwikkeling van een populatie. Zeer waarschijnlijk is dit voorbehoud minder aan de orde bij de nectarbehoefte, die vooral bedoeld is als bron van koolhydraten die worden verbrand als energiebron.

3.5 Lokale omstandigheden

Hoewel voedsel een belangrijke hulpbron vormt waarop honingbijen en wilde bijen concurreren, zijn er nog meer lokale condities die bepalend kunnen zijn voor de sterkte van deze concurrentie, of die op een andere wijze zorgen voor interacties tussen bijensoorten die van negatieve invloed kunnen zijn.

Nestelplekken

Een van deze factoren, die in feite kan worden gezien als onderdeel van de 'draagkracht' van het landschap, is de beschikbaarheid van nestelgelegenheid. Vanwege de geringe foerageerafstand van bijen en de noodzaak om deze afstand zo beperkt mogelijk te houden, heeft het aanbod van nestelplekken en voedsel een direct effect op elkaar. Onderzoek naar voedselconcurrentie tussen honingbijen en wilde bijen binnen een Duits heidegebied (Hudewenz en Klein, 2013) suggereerde dat de afstand tot een honingbijenkast geen effect had op de kans dat solitaire bijen een nest aanlegden, maar dat de keuze van een nestplek primair werd bepaald door de beschikbaarheid van geschikte habitatcondities. Echter, dit betekent niet dat er geen tekorten kunnen optreden als het nest er eenmaal is. Wanneer het aanbod van geschikte nestelplekken zeer beperkt is, of sterk geconcentreerd op enkele locaties, is alleen het voedselaanbod in de directe omtrek van deze nestellocaties (binnen een straal gelijk aan de gemiddelde actieradius) daadwerkelijk beschikbaar voor wilde bijen. Inschattingen van het aanbod van nestelplekken hangen af van de wensen van ter plaatse te verwachten soorten. Tot op zekere hoogte zijn deze wensen bekend, en zal een expert op het gebied van ecologie van wilde bijen deze locaties in het veld kunnen herkennen. Daarbij valt onder andere te kijken naar de beschikbaarheid van holtes in bomen of gebouwen (voor holte-nestelaars) en een combinatie van bodemtype, openheid van de vegetatie en hellingshoek van de bodem (voor bodemnestelaars). Het in kaart brengen van nestelplekken in een specifiek gebied zal dus een veldbezoek vereisen van een expert. Daarbij moet worden opgemerkt dat voor veel soorten de exacte nest-eisen nog steeds onbekend zijn en dat het goed mogelijk is dat de potentie van een specifieke locatie wordt onder- of overschat. Meer onderzoek is nodig, onder meer naar de invloed van de aanwezigheid van voedselaanbod op de keuze van nestelplekken door solitaire bijen (Sanders et al., 2020).

Pathogenen en parasieten

Een tweede factor betreft de aanwezigheid en verspreiding van nieuwe pathogenen en parasieten (Figuur 10). Er zijn sterke aanwijzingen dat deze hebben bijgedragen aan de achteruitgang van bijenpopulaties in recente jaren, met name voor de sociale soorten, waaronder naast honingbijen ook de hommels (Goulson, 2015; Cameron en Sadd, 2020). Voor sommige van deze parasieten kunnen bloemen dienen als een doorgeefluik, waarbij de ene soort de parasiet op de bloemen afzet en een volgende soort deze weer oppikt (Piot et al., 2019). Graystock en collega's (Graystock et al., 2015) toonden experimenteel aan dat op deze manier parasieten van honingbijen kunnen worden overgedragen op hommels en omgekeerd. Nu er meer onderzoek naar niet-honingbijen plaatsvindt, blijkt dat parasieten die traditioneel werden beschouwd als typisch voor honingbijen ook voor diverse hommelssoorten een belangrijke bedreiging vormen. McNeil et al. (2020) vonden een hogere aanwezigheid van diverse virussen bij hommels in gebieden met meer honingbijkasten. Het toevoegen van een zeer mobiele soort als de honingbij aan een lokaal ecosysteem kan op deze wijze dus grote gevolgen hebben voor de vitaliteit van de reeds aanwezige wilde bijenpopulaties.

Weerscondities

De impact van de weerscondities is zeer sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden. Zo lieten McNeil en collega's (2020) zien dat in landschappen met een betere voedselbeschikbaarheid, de aanwezigheid van pathogenen bij hommels lager was. Andersom wijst dit erop dat een matig voedselaanbod, en de daaruit voortkomende hogere concurrentie om voedsel, dus kan resulteren in een verhoogde pathogendruk. Een vergelijkbaar effect werd gevonden voor bepaalde weerscondities: meer regen in het voorjaar correleerde met een hogere pathogendruk, waarschijnlijk omdat de hommels in een zwakkere conditie verkeerden en

duus vatbaarder waren. Ook in meer algemene zin kunnen langdurige slechte weersomstandigheden en lage temperaturen een uitermate negatieve invloed hebben, omdat ze bijvoorbeeld de beschikbare vliegtijd van wilde bijen sterk verkort. Omdat de voortplanting voor deze soorten in een paar weken moet gebeuren, is er weinig ruimte in de reserves van de meeste wilde bijen om dit te compenseren, wat tot een negatief effect op hun voortplanting kan leiden (Radmacher en Strohm, 2010). Ook perioden van droogte kunnen een effect hebben op de vitaliteit van bijen, bijvoorbeeld via een afname van de nectarproductie bij planten. Honingbijen worden ook door dergelijke factoren beïnvloed (Becher et al., 2014; Henry et al., 2014), maar gevestigde volken kunnen dergelijke periodes makkelijker overbruggen door gebruik te maken van hun opgebouwde nectar- en stuifmeelreserves om daarna weer goed uit de spreekwoordelijke startblokken te komen als de omstandigheden dat weer toelaten.

Samenhangende effecten

Al met al is de afgelopen jaren steeds duidelijker geworden dat een aantal verschillende stressoren, waaronder naast bloem(voedsel)beschikbaarheid in het landschap ook weerscondities, gewasbeschermingsmiddelen en parasietendruk, sterk met elkaar samenhangt. Deze complexe interacties zijn speerpunt in lopend onderzoek. Voor hommels presenteren McNeil en collega's (2020) een uitgebreide correlatiematrix, waaruit blijkt dat enorm veel negatieve en positieve interacties tussen factoren aanwezig zijn, waarbij de sterkte van die interacties ook nog weer eens wordt bepaald door weer andere factoren (drie- of vierweg-interacties). Voor de brede diversiteit aan solitaire bijen ontbreekt het zicht op deze relaties nog grotendeels en het is zeer de vraag in hoeverre we deze effecten ooit volledig kunnen ontrafelen (Kleijn et al., 2018). In experimentele proeven is het tot op zekere hoogte mogelijk om specifieke verbanden te meten, maar op landschapsniveau zijn de complexiteit en variabiliteit zodanig dat zelfs grootschalige meerjarige studies op landschapsniveau maar beperkt in staat blijken om het effect van een bepaalde factor op de populatiegroei vast te stellen. Dit beperkt vooralsnog in hoge mate de mogelijkheid om echt mechanistisch te rekenen aan de effecten van bijvoorbeeld de aanwezigheid van honingbijen op wilde bijenpopulaties.



Figuur 10 Aardhommel op krokus, met naast stuifmeel ook meerdere parasitaire mijten op de rug.
Foto: Barbara Veelwaard (Eyemaze).

3.6 Dichtheid-afhankelijkheid van interacties

Uit de hiervoor beschreven beschikbare informatie over voedselaanbod, ecologie van honingbijen en wilde bijen en effecten van lokale condities, blijkt dat op verschillende punten sprake is van dichtheidsafhankelijke interacties. Met andere woorden: de sterkte van de interacties hangt af van de lokale abundantie van bijensoorten, hun hulpbronnen en de ruimtelijke verdeling daarvan.

Een simpel voorbeeld daarvan is dat de verspreiding van honingbijen rond hun kast niet homogeen verdeeld is over het totale beschikbare drachtgebied (cirkel rond de kast met een straal gelijk aan de maximale foerageerafstand. De honingbijen maken gebruik van hun bijendans om gezamenlijk te kunnen foerageren op de meest profijtelijke dracht, wat in de praktijk betekent dat een groot deel van de foerageersters van een volk zich op een klein oppervlakte van het totale drachtgebied bevindt (Van der Steen en Cornelissen, 2015). Waddington en collega's vermelden dat wanneer een tweede honingbijenvolk aanwezig is in hetzelfde gebied, de beide volken elkaar uit de weg gaan en beide op een andere locatie, en daarmee waarschijnlijk op een andere plantensoort, zullen foerageren (Waddington et al., 1994). Dezelfde dynamiek vindt ook plaats tussen soorten. De concurrentie tussen honingbijen en wilde bijen uit zich voor een belangrijk deel in het feit dat wilde bijen uitwijken naar een alternatieve plek om te foerageren (Lindström et al., 2016; Mallinger et al., 2017). Of zij dit vrijwillig doen of daadwerkelijk weggeconcentreerd worden, zal afhangen van de exacte aantallen van beide soorten ter plaatse, de hoeveelheid beschikbare bloemen en de dichtheid van deze bloemen in de vegetatie ter plaatse (Smit et al., 2021). Met andere woorden: niet alleen de absolute hoeveelheden bijen en bloemen zijn bepalend, ook de exacte verdeling daarvan in ruimte en tijd en de drempelwaarden die bijen aanzetten tot het aanpassen van hun gedrag. Met name over deze drempelwaarden is nog maar zeer beperkte kennis beschikbaar.

4 Kansen per oplossingsrichting

Op basis van de kennisbehoefte per oplossingsrichting zoals beschreven in Hoofdstuk 2 en de kennisbeschikbaarheid beschreven onder Hoofdstuk 3, maken we hieronder per oplossingsrichting een balans op: wat is nu al mogelijk, wat ligt binnen handbereik en wat is daar nog voor nodig?

4.1 Risicovermijding via vaste maatstaven voor maximale dichtheden (volken/opp.)

De maximale dichtheden voor het plaatsen van honingbijen bij massale drachten is gebaseerd op de behoeften van honingbijen zelf en de aanname dat wanneer hier een lagere dichtheid gehanteerd wordt, de 'vrijvallende' ruimte in evenredige mate beschikbaar komt voor wilde bijen. Hoewel hier een zekere logica in zit, gaat dit voorbij aan de afwijkende nectar- en stuifmeelbehoeften van verschillende soorten wilde bijen. Bovendien wordt geen rekening gehouden met andere dichtheidsafhankelijke effecten, zoals de overdracht van pathogenen of het fysiek verstoren van wilde bijen, waardoor het niet duidelijk is of een dergelijke aanpak daadwerkelijk het gewenste effect bereikt wanneer het op drachten wordt toegepast waar ook wilde bijen op vliegen.

Op gebieden zonder massale dracht wordt een dichtheid van 3 volken/100 ha of 3 volken per km² aangehouden, die in ten minste twee studies als niet-nadelig voor wilde insecten wordt gezien (Steffan-Dewenter en Tschardt, 2000; Torné-Noguera et al., 2016). Daar dit wederom een vaste maat is, houdt dit verder geen rekening met de verdeling van voedselbronnen in het landschap, de kwaliteit en diversiteit hiervan en de precieze locaties van de honingbijen en eventueel aanwezige wilde bijenpopulaties.

Al met al zijn vaste maatstaven hoogstens geschikt om de grootste excessen – d.w.z. het plaatsen van evident veel te hoge aantallen kasten in één gebied – te voorkomen (door een vrij stringent maximum te zetten) of voor het toepassen van een voorzorgsprincipe (door bijvoorbeeld het maximum op nul te zetten). Een poging tot een meer realistische schatting van een standaardmaat voor bijvoorbeeld alle natuurgebieden met of zonder massale dracht, zal zeer waarschijnlijk op sommige plaatsen alsnog tot ongewenste interacties leiden en op andere plekken de mogelijkheden tot plaatsing van kasten onderschatten.

4.2 Risicovermijding via bufferzones ten opzichte van kwetsbare plekken

Het gebruik van bufferzones introduceert het gebruik van ruimtelijke aspecten die voor het voorkomen van wilde bijen van belang zijn. Zo kunnen populaties van wilde bijen en voor wilde bijen belangrijke landschapselementen in kaart gebracht worden en kan een minimale afstand worden ingesteld tussen honingbijkasten en deze habitat, om overmatige invloed van honingbijen te voorkomen. Daarbij is het verstandig om te werken met een bufferafstand die schaalbaar is met de invloedssfeer van de honingbijen (bijvoorbeeld 1000 m voor een enkele kast; zie Slikboer en Smit, 2019; Henry en Rodet, 2020) en niet met de actieradius van de wilde bijen (gemiddeld ongeveer 500 m, terwijl dit voor hommels veelal groter is). Vervolgens kan ervoor gekozen worden om deze cirkel rond de habitat zelf te trekken of rond de honingbijkasten (zie Hoofdstuk 2). Het laatste verdient de voorkeur, omdat het de mogelijkheid biedt om de bufferafstand aan te passen indien meerdere kasten binnen een bepaalde oppervlakte worden gezet (aangezien de invloedssfeer per kast dan toeneemt (zie Smit et al., 2021)). Indien vaste bufferzones rond de kwetsbare habitats worden geplaatst, bestaat tevens het risico dat als direct buiten deze zone een groter aantal kasten wordt geplaatst, de invloed op de habitat alsnog te groot wordt. Door een wegingsfactor in te stellen voor de mate van kwetsbaarheid van de gedefinieerde habitat (zoals in Raemakers en Faasen, 2017)

kan flexibiliteit worden geboden in beheerlijnen, waarbij overlap van de invloedscirkel van de honingbijkasten al dan niet wordt toegestaan voor de minder gevoelige habitat.

Uit paragraaf 3.4 komt het beeld naar voren dat de informatie die vereist is voor het definiëren van gevoeligheidsniveaus van habitats (overlap tussen soorten in voedselvoorkeur en de habitateisen per soort) weliswaar incompleet is, maar door experts goed genoeg kan worden ingeschat om in de praktijk een groot deel van de habitats te kunnen beschermen. Omdat niet van alle soorten de behoeften exact bekend zijn (en ze dus soms op onverwachte plekken kunnen opduiken), kan het waardevol zijn om onder 'kwetsbare habitats' zowel landschapselementen te verstaan met een potentiële waarde als nestelplek of voedselbron, als locaties waar een doelsoort daadwerkelijk is waargenomen. Raemakers en Faasen (2017) geven een goede aanzet voor de definitie van doelsoorten en landschapselementen als 'kwetsbare habitats' in het stedelijk gebied in Brabant. Het kan waardevol zijn om voor agrarische gebieden en/of natuurgebieden een iets aangepaste systematiek te hanteren. Daarnaast geldt dat per landschapstype met een andere lijst doelsoorten zal moeten worden gewerkt, wat mogelijk ook tot een iets andere lijst met relevante landschapselementen leidt. Beschikbare lijsten met indicatorsoorten (Ozinga et al., 2018) en ecoprofielen (Ozinga et al., 2022) per landschapstype vormen daarvoor een goed startpunt.

Zelfs wanneer een standaardssystematiek beschikbaar is om kwetsbare habitats aan te wijzen, zal echter nog steeds per gebied waar deze wordt toegepast de benodigde basisinformatie moeten worden vergaard om daadwerkelijk plekken aan te kunnen wijzen, waaronder gegevens over het voorkomen van doelsoorten en de aanwezigheid en locatie van landschapselementen. Aangezien bestaande kaartgegevens van veel terreineigenaren incompleet zullen zijn (Raemakers en Faasen, 2017), zal dit regelmatig aanvullende veldbezoeken vereisen. Een standaardssystematiek geeft de expert die deze bezoeken uitvoert echter houvast welke elementen wel en niet te scoren.

Een praktische uitdaging voor het implementeren van een bufferzonebeleid treedt op wanneer potentiële bufferzones gebieden van meerdere grondeigenaars beslaan of wanneer een accuraat overzicht van aanwezige kasten ontbreekt. Tevens wordt er bij het gebruik van bufferzones rond honingbijkasten geen rekening gehouden met de hoeveelheid en verdeling van voedselaanbod binnen de buffer, waardoor bij gebrek aan voedsel de honingbijen alsnog gericht buiten hun gemiddelde invloedscirkel kunnen gaan foerageren en elders te hoge dichtheden ontstaan.

4.3 Risicospreiding via verdeling van volken op basis van ruimtelijke verschillen in voedselaanbod en/of waarde voor wilde bijen

De belangrijkste informatiebehoefte voor een applicatie die streeft naar verdeling van honingbijenvolken op basis van een geschatte draagkracht per gridcel in een GIS-informatiesysteem (zoals in project Beespot), is een zo compleet mogelijk beeld van de voedselbehoefte van honingbijen en de ruimtelijke verdeling van het voedselaanbod. Kennis over de kwalitatieve en kwantitatieve voedselbehoefte van honingbijen is in hoge mate beschikbaar. Informatie over het beschikbare voedselaanbod is tot op zekere hoogte beschikbaar of aanvullend beschikbaar te maken, afhankelijk van het gewenste schaalniveau en de gestelde ambitie. Voor een landsdekkende voedselkaart die een indeling in categorieën mogelijk maakt (weinig tot veel kansen voor plaatsen volken), kan gebruik worden gemaakt van bestaande bestanden zoals de NDFF en de gemeentelijke bomenkaarten. Dit maakt de applicatie breed toepasbaar. Echter in de praktijk zullen vragen rond concurrentierisico's juist lokaal spelen op de plekken waar voor bijen het meest te halen valt (zoals in en rond een specifiek natuurgebied) en bestaat de wens om te komen tot richtlijnen in termen van exacte aantallen kasten per oppervlakte. Voor een hoge resolutie kunnen kaarten naar wens worden aangevuld met inventarisaties door vrijwilligers en/of experts. Het benutten van 'remote sensing' (o.a. drone of satellietbeelden) voor geautomatiseerde, periodieke inventarisaties van bloembeschikbaarheid lijkt het verkennen waard om de benodigde arbeid in te toekomst te beperken. Een uitdaging zit nog in het standaardiseren en combineren van verschillende databronnen tot één indexkaart. Om het voor bijenhouders mogelijk te maken om te anticiperen op de draagkracht van bestaande bronnen, is het een vereiste dat een registratiesysteem door bijenhouders zo compleet mogelijk wordt ingevuld, waarmee inzichtelijk wordt

wanneer overexploitatie van een bron dreigt. Onzeker is in hoeverre dit in de praktijk zal gebeuren en in hoeverre bijenhouders uit eigen beweging dan wel in verenigingsverband zullen kiezen voor de meest wenselijke verdeling. Dit zal zich middels pilots in de praktijk moeten bewijzen.

Voor het toevoegen van een informatielaag betreffende de locaties met een speciale waarde voor wilde bijen, is op grof schaalniveau gebruik te maken van ofwel verspreidingskaarten per bijensoort (van onderzoeksinstituten en/of de NDFF) of kaarten van de potentiële diversiteit per locatie op basis van 'species distribution models', beschikbaar bij Naturalis. Voor spreiding op grotere schaalniveaus (agrarisches gebied, grote natuurgebieden) biedt dit de mogelijkheid om voor gridcellen met een hoger (potentieel) aantal wilde soorten of specifieke beschermde soorten een grotere veiligheidsmarge (lager aantal kasten) te hanteren. Ook hier geldt echter dat de grootste meerwaarde naar verwachting zit in risicospreiding op basis van een nauwkeuriger grid in en rond een specifiek (natuur)gebied. In dat geval is hetzelfde type data vereist als voor het instellen van gerichte bufferzones (zie boven): gerichte inventarisaties van habitatkenmerken en/of aanwezigheid van bijensoorten door een expert. Dat is uitvoerbaar, maar tijdrovend. Een belangrijk nadeel van het omzetten van deze informatie in waarden per gridcel is dat een binair beeld ontstaat met harde grenzen, die niet past bij de dichtheidsafhankelijke effecten waar bij bijen gericht vliegen naar de meest profijtelijke voedselbron. Het gevolg is dat een cel die net naast een zeer waardevol landschapselement ligt mogelijk ten onrechte wordt aangemerkt als een geschikte plek om honingbijen te plaatsen. Kansrijker is dan ook wellicht om een verdeling van kasten volledig te baseren op voedselaanbod en een registratie van geplaatste kasten en dit te combineren met het instellen van bufferzones rond waardevolle locaties voor wilde bijen.

4.4 Kwantificeren van risico's via mechanistische modelberekening

Een gedegen mechanistisch model vereist feitelijk informatie over alle parameters en interacties besproken in Hoofdstuk 3 en schematisch samengevat in Figuur 5. Duidelijk is dat over sommige onderwerpen, zoals voedselaanbod en ecologie van honingbijen, veel informatie beschikbaar is of beschikbaar te maken is, maar dat informatie met betrekking tot de soortspecifieke behoeften van de wilde bijen zeer incompleet is en informatie over de variatie in deze behoeften in ruimte en tijd als gevolg van veranderende condities nog grotendeels ontbreekt.

Gaten in de informatie per soort met betrekking tot de voedselbehoefte voor het onderhouden van een levensvatbare populatie zitten met name in gegevens over de gewenste minimale populatieomvang, gemiddelde foerageerafstanden en het vereiste aantal bloemen per bloemsoort voor onderhoud van een bepaalde populatiegrootte. Deze soortspecifieke kenmerken zijn in principe vast te stellen via gerichte meerjarige veldstudies of gerichte experimenten (Schultz en Hammond, 2003; Müller et al., 2006; Hofmann et al., 2020), echter dit betreft zodanig tijdrovend onderzoek dat dit slechts mogelijk zal zijn voor een beperkt aantal soorten. Het verzamelen van dit type informatie voor een gerichte selectie van soorten lijkt waardevol. Dit maakt het wellicht mogelijk om een modelaanpak te realiseren op basis van parameters voor een aantal modelsoorten die elk een bepaalde groep van bijen vertegenwoordigt met enigszins vergelijkbare behoeften (in lijn met de door Ozinga en collega's (2021) ontwikkelde ecoprofielen) of op basis van parameters geschat voor een groter aantal soorten via benaderingen zoals lichaamsgewicht (Greenleaf et al., 2007). Kennis over met name de complexe interacties tussen de invloed van voedselbeschikbaarheid en andere stressoren zoals weerscondities en parasieten zal de komende jaren toenemen, hoewel het de vraag blijft in welke mate hun effecten volledig te ontrafelen zijn (Kleijn et al., 2018).

Al met al is wel duidelijk dat bij elke vorm van een mechanistische modelbenadering een aanzienlijk aantal extrapolaties of generalisaties gedaan zal moeten worden om alle benodigde parameters te kunnen schatten en aannames moeten worden gedaan over de werking van interacties tussen bepaalde factoren. Dat maakt dat elk mogelijk model per definitie een zekere, en waarschijnlijk aanzienlijke, mate van onzekerheid blijft houden. Op dit moment is deze onzekerheid te groot om een mechanistisch model te kunnen inzetten als een daadwerkelijke 'decision support tool'. Daarnaast gaat een dergelijke toepassing ook voorbij aan het belang van een goede verstandhouding en regionale consensus tussen bijenhouders en natuurbeschermers (Kleijn et al., 2018).

Een belangrijke meerwaarde van een mechanistisch model is echter dat de onzekerheden die in eerdergenoemde oplossingsrichtingen onvermeld blijven, in een modelbenadering expliciet gemaakt en tot op zekere hoogte gekwantificeerd kunnen worden. Het op deze manier inzichtelijk maken van de interacties en onzekerheden kan een nieuwe veelbelovende invalshoek zijn in de discussie over het optreden van concurrentie tussen honingbij en wilde bij. Verder maakt het opstellen van een model, al is het nooit mogelijk voor alle soorten, het mogelijk om de effecten van verschillende beheeropties door te rekenen in de tijd. Zo kan een meerjarig beheerplan vooraf op mogelijke valkuilen en/of succesfactoren doorgerekend worden en hoeft men die ervaringen niet in de praktijk op te doen, met alle mogelijke gevolgen van dien. Ook kan het opstellen van een mechanistisch model wel van waarde zijn vanuit een wetenschappelijk perspectief, om te komen tot nieuwe hypothesen voor de werking van bepaalde interacties, die vervolgens experimenteel kunnen worden getoetst.

5 Conclusies en aanbevelingen

De discussie omtrent de concurrentie tussen bijen is sterk beïnvloed door de hoeveelheid informatie die er in de loop der tijd beschikbaar was. Waar in eerste instantie geen goede informatie beschikbaar was van het voorkomen van wilde bijen, was ook de noodzaak niet duidelijk om hen in deze discussie te betrekken. Hierdoor werd de discussie eind twintigste eeuw puur gevoerd op het gebruik van drachtgebieden door honingbijen en de maximaal aantal kasten die daar geplaatst konden worden zonder de honinggoest nadelig te beïnvloeden. Dit veranderde toen er een Rode Lijst voor wilde bijen werd opgesteld en deze groep een bredere belangstelling ging genieten. Het feit dat de eerste Rode Lijst al veel van de in Nederland voorkomende soorten bevatte, gaf aan dat er behoefte was aan een gerichte bescherming van deze groep. Hierbij werd de mogelijke concurrentie met honingbijen als een van de drukfactoren geïdentificeerd. De eerdere gestelde richtlijnen voor het vermijden van concurrentie van honingbijen onderling, gebaseerd op maximaal aantal bijenkasten per hectare bloeiende dracht, werden hierop in 2010 bijgesteld. Hoewel er hierin al een eerste melding gemaakt werd van ruimtelijke componenten die van belang zijn voor het voorkomen van wilde bijen, werden deze nog niet heel expliciet gemaakt. Dit gebeurde in 2017 met de introductie van het concept van zogenaamde bufferzones om populaties van wilde bijen en landschapselementen die voor deze groep van belang zijn. Het beschikbaar komen van meer informatie geeft de noodzaak aan om tot een betere afstemming te komen tussen het gebruik van de beschikbare ruimte/voedselbronnen van honingbijen en wilde bijen. En op haar beurt maakt de noodzaak om tot een betere afstemming te komen tussen het gebruik van de beschikbare ruimte/voedselbronnen van honingbijen en wilde bijen het beschikbaar komen van meer informatie noodzakelijk. Met de kennis die in de voorgaande hoofdstukken is gebundeld, zijn op verschillende schaalniveaus kansrijke oplossingsrichtingen te formuleren. Daarbij maken we onderscheid tussen een relatief pragmatische aanpak die op korte termijn werkbaar is te maken en een aanpak die op lange termijn werkbaar is.

5.1 Korte termijn

Kansrijke oplossingsrichtingen

Op zowel lokaal als landelijk schaalniveau, inclusief agrarisch gebied en de daar voorkomende (nu nog) algemene soorten, kunnen flexibele richtlijnen geformuleerd worden op basis van een risicospreidingsmodel. Deze maakt gebruik van een ruimtelijke kaart met een vast grid (GIS-gebaseerd) en betreft een doorontwikkeling van de relatieve benadering zoals ontwikkeld in project Beespot, waarbij niet alleen wordt gestreefd naar een zo gunstig mogelijke verdeling van kasten over gridcellen, maar per cel ook een maximum wordt gesteld, afgestemd op de draagkracht van het landschap ter plaatse. Dit biedt een basismethode om een gebalanceerde verdeling te waarborgen. De gebruikte richtlijnen zijn daartoe gebaseerd op het voedselaanbod ter plaatse, minus een percentage daarvan dat wordt gereserveerd voor wilde bijen. Met name bij gebruik van dit model op grote schaalniveaus is dit percentage eventueel te schalen op basis van de waarde van het lokale landschap voor bijen. Het verdient aanbeveling om deze waarde niet slechts te baseren op de daadwerkelijk aangetroffen soorten, maar op een inschatting van de soortenrijkdom die er in potentie zou kunnen voorkomen. Dit biedt ruimte voor de gewenste uitbreiding van thans bedreigde soorten naar nieuwe geschikte plekken, zonder dat deze ruimte al bij voorbaat gereserveerd is voor honingbijen. Onder andere de 'species distribution models' zoals ontwikkeld door Naturalis kunnen hiervoor een basis vormen.

In bredere zin kunnen per regio bestuurlijke afwegingen worden gemaakt in het percentage voedselaanbod dat wordt gereserveerd voor wilde bijen, op basis van een gekozen ambitieniveau voor behoud en bevordering van wilde soorten. Dat kan ertoe leiden dat uit voorzorg alle aanbod beschikbaar wordt gehouden voor wilde bestuivers of dat juist veel ruimte wordt geboden aan honingbijen en slechts een beperkt aanbod voor een gericht aantal doelsoorten wordt gereserveerd. Uiteindelijk betreft dit een maatschappelijke en politieke keuze, waarbij een risicospreidingsmodel een tool vormt voor implementatie van de gekozen strategie. Het toevoegen van een landelijk registratiesysteem voor bijenhouders maakt het

mogelijk om henzelf te laten sturen en plekken te selecteren waar zij het liefst hun kasten plaatsen. Omdat het voedselaanbod op een locatie sterk fluctueert gedurende het jaar, wordt idealiter gewerkt met meerdere tijdperiodes in het jaar, waarbij per periode een nieuwe verdeling wordt gemaakt op basis van een voor die periode relevante voedselkaart. Hiermee wordt automatisch ook rekening gehouden met massale bloei in een bepaalde periode.

Aanvullend op deze basismethode kan worden gewerkt met bufferzones rond bijenkasten, die niet mogen overlappen met als (te) kwetsbaar beoordeelde bijenhabitats (waardevolle landschapselementen of plekken met bekende populaties van kwetsbare soorten) en waarvan de grootte afhankelijk is van het aantal geplaatste honingbijenvolken. Deze methode maakt nadere sturing mogelijk ter bescherming van specifieke natuurwaarden. Hiermee blijft tot op zekere hoogte een voorzorgsprincipe gelden, waarbij bijenkasten op een gepaste afstand dienen te blijven om een negatieve interactie tussen honingbijen en wilde bijen te voorkomen. De omvang van bufferzones kan worden aangepast aan het gewenste ambitieniveau met betrekking tot bescherming van wilde soorten, maar dient ten minste te schalen met het totaal aantal geplaatste kasten.

Vervolgstappen

Om dit op een optimale manier te doen, zijn er nog enkele vervolgstapen nodig, waaronder:

- De doorontwikkeling van de redelijk grove voedselkaarten die nu onder het risicospreidingsmodel liggen. Daar dit nu veelal door middel van een handmatige inventarisatie van de betreffende arealen moet gebeuren, is het zeker de moeite waard om hier de mogelijkheden te verkennen die de huidige 'remote sensing'-technieken bieden.
- Omdat het van belang is om tot een goede verdeling van bijenkasten in het landschap te komen, is het van belang te weten waar de kasten precies staan. Hiervoor is het belangrijk om imkers in eerste instantie in eigen beheer pilots te laten houden met de registratie van bijenkastlocaties en hun verdeling in het landschap.
- Om een strategie van bufferzones toe te kunnen voegen aan een risicospreidingsmodel, is een nadere uitwerking nodig van criteria voor het vaststellen van de grootte van deze zones, die afhangt van de invloedssfeer rond een kast en voor het vaststellen van de ruimtelijke plaatsing ervan. Daarbij moet rekening gehouden worden met het type terrein (urban, agrarisch en natuur; met en zonder massale dracht). Afhankelijk daarvan kan geclusterde plaatsing wel of niet zinvol zijn.
- Tevens lijkt het zinvol om gestandaardiseerde systematiek uit te werken van habitattypen en doelsoorten die leidend zijn voor het selecteren van 'kwetsbare habitats' waar de invloedssfeer van de bijenkast(en) niet mee mag overlappen. Met deze standaardisatie kunnen verschillende partijen tot eenzelfde beoordeling van een en hetzelfde element of populatie komen. Ook hier zullen keuzelijsten van doelsoorten en landschapselementen waarschijnlijk moeten verschillen per type terrein en het landschapstype.
- De flexibele richtlijnen moeten in de praktijk gevalideerd worden door voor diverse gebiedstypen (urban, agrarisch, natuur, complex) pilots uit te voeren (ten minste 'in silico') om o.a. na te gaan in hoeverre de aanpak met bufferzones realistische oppervlakten bloemaanbod overlaat voor plaatsing van bijenkasten. Afhankelijk van de resultaten daarvan kan gedacht worden aan het vaststellen van verschillende ambitieniveaus die meer of minder interactie tussen honingbijen en wilde doelsoorten toelaten.
- Daarnaast zijn praktijkpilots noodzakelijk om de praktische implementatie van de hierboven beschreven methodiek te toetsen. Dit omvat ten minste ook een evaluatie van rollen van verschillende (besluitvormende en uitvoerende) actoren.

5.2 Lange termijn

Kansrijke oplossingsrichtingen

Nadere uitwerking van een mechanistische modelaanpak op basis van enkele geselecteerde modelsoorten. Dit zal (voorlopig) niet als een zogenaamd 'decision support'-tool ingezet kunnen worden, waarin de exacte effecten van interacties tussen honingbijen en wilde bijen worden voorspeld voor een specifiek beheerscenario. Vooralsnog schatten wij de informatiebeschikbaarheid voor het werkbaar maken van deze tool in als zodanig ontoereikend dat dit zou leiden tot te grote onzekerheden. Tegelijkertijd neemt de beschikbaarheid van informatie en methoden om deze gericht te vergaren in rap tempo toe en sluiten we niet uit dat deze balans in de toekomst verschuift. Daarnaast biedt een mechanistische modelaanpak wel waardevolle ondersteuning voor het formuleren van hypothesen voor nader onderzoek en voor globale

adviezen (o.a. scherper stellen van gebruikte waarden voor bed & breakfast-gebieden etc.). Ook kan een versimpelde versie van een dergelijk model in de vorm van een onlinespel een belangrijk instrument zijn voor de vergroting van de bewustwording van het publiek voor deze problematiek en voor het vergroten van draagkracht. Het lijkt dan ook wel degelijk waardevol om deze route nader te verkennen, mits de juiste voorbehouden voor toepassing ervan in acht worden genomen.

Vervolgstappen

Om een dergelijke modelbenadering goed te kunnen gebruiken, zijn nog enkele vervolgstapen nodig. Dit betreft met name:

- Een discussie in de vorm van een workshop met experts over wat geschikte modelsoorten kunnen zijn waarmee een relevante dekking verkregen wordt van de mogelijke interacties tussen honingbijen en wilde bijen.
- Nadere uitwerking van een modelstructuur. Dit betreft het definiëren van alle op te nemen parameters en hun onderlinge relaties. Figuur 3 geeft hiervoor een voorzichtige aanzet, maar is ongetwijfeld incompleet in termen van opgenomen factoren en hun relaties en bevat nog geen expliciete definities van hoe deze relaties verlopen. Workshops met een interdisciplinair team van wetenschappers zijn ook in deze fase van meerwaarde.
- Onderbouwing van enkele sleutelparameters voor deze geselecteerde soorten middels (meerjarige) veld- en experimentele studies om meer data te genereren speciaal gericht op:
 - Minimale populatieomvang die nodig is voor een levensvatbare populatie, waarbij een moleculaire benadering mogelijk het effectiefst is.
 - De gemiddelde vliegafstanden die deze soorten hebben, zodat op basis hiervan een geoptimaliseerde bufferstrook gedefinieerd kan worden.
 - De stuifmeel- en nectarbehoefte van dergelijke soorten en hun verzamelefficiëntie per bloem.

Literatuur

- Abdel-Rahman, E., D. Makori, et al. (2015). "The Utility of AISA Eagle Hyperspectral Data and Random Forest Classifier for Flower Mapping." *Remote Sensing* 7(10): 13298-13318.
- Andriessen, L. (2011). "Hoe groot wordt een bijenvolk?" *Bijennieuws* dec 2011.
- Barroso-Arévalo, S., M. Vicente-Rubiano, et al. (2019). "Does pollen diversity influence honey bee colony health?" *Spanish Journal of Agricultural Research* 17(3): e0504.
- Baveco, J. M., A. Focks, et al. (2016). "An energetics-based honeybee nectar-foraging model used to assess the potential for landscape-level pesticide exposure dilution." *PeerJ* 4.
- Becher, M. A., V. Grimm, et al. (2016). "BEESCOUT: A model of bee scouting behaviour and a software tool for characterizing nectar/pollen landscapes for BEEHAVE." *Ecological Modelling* 340: 126-133.
- Becher, M. A., V. Grimm, et al. (2014). "BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure." *Journal of Applied Ecology* 51(2): 470-482.
- Becher, M. A., G. Twiston-Davies, et al. (2018). "Bumble-BEEHAVE: A systems model for exploring multifactorial causes of bumblebee decline at individual, colony, population and community level." *Journal of Applied Ecology* 55(6): 2790-2801.
- Breeze, T. D., V. Boreux, et al. (2019). "Linking farmer and beekeeper preferences with ecological knowledge to improve crop pollination." *People and Nature* 1(4): 562-572.
- Brodtschneider, R. and K. Crailsheim (2010). "Nutrition and health in honey bees." *Apidologie* 41(3): 278-294.
- Cameron, S. A. and B. M. Sadd (2020). Global Trends in Bumble Bee Health. *Annual Review of Entomology, Vol 65*. A. E. Douglas. 65: 209-232.
- Clarke, D. and D. Robert (2018). "Predictive modelling of honey bee foraging activity using local weather conditions." *Apidologie* 49(3): 386-396.
- Cornelissen, B. and A. Visser (2011) "Concurrentie tussen honingbijen en wilde bijen (1)." *Bijenhouden: maandblad voor bijenhouders* 5, 16-17.
- Di Pasquale, G., M. Salignon, et al. (2013). "Influence of Pollen Nutrition on Honey Bee Health: Do Pollen Quality and Diversity Matter?" *PLoS ONE* 8(8): e72016.
- Fijen, T. P. M., J. A. Scheper, et al. (2018). "Insect pollination is at least as important for marketable crop yield as plant quality in a seed crop." *Ecology Letters* 21(11): 1704-1713.
- Gathmann, A. and T. Tscharrntke (2002). "Foraging ranges of solitary bees." *Journal of Animal Ecology* 71(5): 757-764.
- Goulson, D. (2015). "Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers." *Science* 6229: 1435-1435.
- Goulson, D. and K. R. Sparrow (2009). "Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size." *Journal of Insect Conservation* 13(2): 177-181.
- Graystock, P., D. Goulson, et al. (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).
- Greenleaf, S. S., N. M. Williams, et al. (2007). "Bee foraging ranges and their relationship to body size." *Oecologia* 153(3): 589-596.
- Henry, M., C. Bertrand, et al. (2014). "Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent." *Nature Communications* 5(1): 4359.
- Henry, M. and G. Rodet (2018). "Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas." *Scientific Reports* 8(1): 9308.
- Henry, M. and G. Rodet (2020). "The apiary influence range: A new paradigm for managing the cohabitation of honey bees and wild bee communities." *Acta Oecologica* 105: 103555.
- Herbertsson, L., S. A. M. Lindström, et al. (2016). "Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context." *Basic and Applied Ecology* 17(7): 609-616.
- Hicks, D. M., P. Ouvrard, et al. (2016). "Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows." *PLOS ONE* 11(6): e0158117.

-
- Hofmann, M. M., A. Fleischmann, et al. (2020). "Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances." *Journal of Hymenoptera Research* 77: 105-117.
- Hudewenz, A. and A.-M. Klein (2013). "Competition between honey bees and wild bees and the role of nesting resources in a nature reserve." *Journal of Insect Conservation* 17(6): 1275-1283.
- John, A., J. Ong, et al. (2020). "Detecting Montane Flowering Phenology with CubeSat Imagery." *Remote Sensing* 12(18): 2894.
- Kleijn, D., K. Biesmeijer, et al. (2018). "Bee conservation: Inclusive solutions." *Science* 360(6387): 389-390.
- Kuypers, A. (1997). "Druk op drachtgebieden." *Bijenhouden: maandblad voor bijenhouders* 1.
- Lande, R., S. Engen, et al. (2003). *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford; Oxford University Press.
- Landmann, T., R. Piironen, et al. (2015). "Application of hyperspectral remote sensing for flower mapping in African savannas." *Remote Sensing of Environment* 166: 50-60.
- Lindström, S. A. M., L. Herbertsson, et al. (2016). "Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1843).
- LNV (2018). Nationale Bijenstrategie: Bed & Breakfast for Bees: 83.
- Mallinger, R. E., H. R. Gaines-Day, et al. (2017). "Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature." *PLOS ONE* 12(12): e0189268.
- Marshall, L., L. G. Carvalheiro, et al. (2015). "Testing projected wild bee distributions in agricultural habitats: predictive power depends on species traits and habitat type." *Ecology and Evolution* 5(19): 4426-4436.
- McNeil, D. J., E. McCormick, et al. (2020). "Bumble bees in landscapes with abundant floral resources have lower pathogen loads." *Scientific Reports* 10(1): 22306.
- Moritz, R. F. A., S. Härtel, et al. (2005). "Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity." *Écoscience* 12(3): 289-301.
- Moritz, R. F. A. and E. E. Southwick (1992). *Communication Network of the Superorganism*, Springer Berlin Heidelberg: 110-151.
- Müller, A., S. Diener, et al. (2006). "Quantitative pollen requirements of solitary bees: Implications for bee conservation and the evolution of bee-flower relationships." *Biological Conservation* 130(4): 604-615.
- Naturalis (2020). Project DIOPSIS - Beeldherkenning voor Monitoring van Insecten.
- Neff, J. L. (2008). "Components of nest provisioning behavior in solitary bees (Hymenoptera: Apoidea)." *Apidologie* 39(1): 30-45.
- Ozinga, W. A., G. A. d. Groot, et al. (2022). *Ecoprofielen voor wilde bijen en zweefvliegen: handvaten voor inrichtingsmaatregelen op landschapsschaal*. Wageningen, Wageningen Environmental Research.
- Ozinga, W. A., J. A. Scheper, et al. (2018). *Wilde bijen en zweefvliegen per landschapstype*. Wageningen, Wageningen Environmental Research.
- Papanikolaou, A. D., I. Kühn, et al. (2017). "Wild bee and floral diversity co-vary in response to the direct and indirect impacts of land use." *Ecosphere* 8(11): e02008.
- Peeters, T. M. J., H. Nieuwenhuijsen, et al. (2012). *De Nederlandse bijen (Hymenoptera: Apidae S.L.)*. Leiden, Nederland, Naturalis Biodiversity Center & European Invertebrate Survey.
- Piot, N., I. Meeus, et al. (2019). "Establishment of wildflower fields in poor quality landscapes enhances micro-parasite prevalence in wild bumble bees." *Oecologia* 189(1): 149-158.
- Radmacher, S. and E. Strohm (2010). "Factors affecting offspring body size in the solitary bee *Osmia bicornis* (Hymenoptera, Megachilidae)*." *Apidologie* 41(2): 169-177.
- Raemakers, I. and T. Faasen (2016). *Monitoring wilde bijen in Eindhoven belangrijke biotopen voor bijen*, Ecologica: 46.
- Raemakers, I. and T. Faasen (2017). *Zonering gevoelige wilde bijen Eindhoven*, Ecologica: 30.
- Reemer, M. (2018). *Basisrapport voor de Rode Lijst Bijen*. Leiden, EIS Kenniscentrum Insecten: 174.
- Reemer, M. and G. A. de Groot (2019). *Nulmeting Nationale Bijenstrategie*, Stichting EIS: 20.
- Reemer, M., I. Raemakers, et al. (2016). *De bijenfauna van Noord-Brabant: trends, prioritaire soorten en beheertypen*. [Leiden], EIS Kenniscentrum Insecten en andere ongewervelden.
- Roessink, I. and J. J. M. van der Steen (2021). "Beebread consumption by honey bees is fast: results of a six-week field study." *Journal of Apicultural Research*: 1-6.
- Rottenberg, F. (2013). *Actieprogramma Bijengezondheid*: 11.
- Sanders, D., A. d. Groot, et al. (2020). *Nestelmogelijkheden voor solitaire bijen in bodems van bloemrijke bermen: Een vergelijkend onderzoek tussen ingezaaide en niet-ingezaaide bermen in de gemeente Sint Anthonis*. Wageningen, Wageningen Environmental Research.

-
- Scheper, J., R. Bommarco, et al. (2015). "Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries." *Journal of Applied Ecology* 52(5): 1165-1175.
- Schmidt, A. M. and T. v. d. Meij (2020). Monitoring van insectenpopulaties in Nederland: Visie en aanpak voor de realisatie van een monitorings- en onderzoeksprogramma naar de ontwikkelingen van insectenpopulaties in Nederland. Wageningen, Wageningen Environmental Research.
- Schultz, C. B. and P. C. Hammond (2003). "Using Population Viability Analysis to Develop Recovery Criteria for Endangered Insects: Case Study of the Fender's Blue Butterfly." *Conservation Biology* 17(5): 1372-1385.
- Seeley, T. D. (1985). *Honeybee ecology: a study of adaptation in social life*. Princeton, N.J, Princeton University Press.
- Seeley, T. D. (1995). *The wisdom of the hive: the social physiology of honey bee colonies*. Cambridge, Mass., Harvard University Press.
- Slikboer, L. and J. T. Smit (2019). Voorlopige richtlijn plaatsing bijenkasten op defensierterreinen, Stichting EIS: 16.
- Slikboer, L., J. T. Smit, et al. (2019). Honingbijen & wilde bestuivers in defensierterreinen Deel I: Doornspijkse Hei, Stichting EIS: 36.
- Smit, J., T. Zeegers, et al. (2021). Definitieve richtlijn plaatsing bijenkasten op heideterreinen van Defensie: 30.
- Smith, M. L., M. M. Ostwald, et al. (2016). "Honey bee sociometry: tracking honey bee colonies and their nest contents from colony founding until death." *Insectes Sociaux* 63(4): 553-563.
- Sørensen, P. B., B. Strandberg, et al. (2020). "Modelling risk of competitive effects from honeybees on wild bees." *Ecological Indicators* 118: 106749.
- Steffan-Dewenter, I. and T. Tschamntke (2000). "Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe." *Oecologia* 122(2): 288-296.
- Ter Horst, K., J. Van Gemert, et al. (2016). Bijen op de kaart. Den Bosch, HAS Hogeschool.
- Thomson, D. M. (2006). "Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between *Apis* and *Bombus*." *Oikos* 114(3): 407-418.
- Tom, J. and B. Cornelissen (2020). Wintersterfte van bijenvolken 2018-2019 Resultaten enquête wintersterfte bijenvolken in Nederland in de winter van 2018 – 2019: 24.
- Torné-Noguera, A., A. Rodrigo, et al. (2016). "Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities." *Basic and Applied Ecology* 17(3): 199-209.
- Valido, A., M. C. Rodríguez-Rodríguez, et al. (2019). "Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks." *Scientific Reports* 9(1): 4711.
- Van der Spek, E. (2010). "Honingbijen en wilde insecten samen in natuurterreinen." *Vakblad Natuur Bos Landschap* 7(6): 12-15.
- Van der Spek, E. (2012). "Effecten van honingbijen, *Apis mellifera*, op insecten in natuurterreinen." *Entomologische Berichten* 72(1-2): 103-111.
- Van der Steen, S. and B. Cornelissen (2015). Factoren die het foerageergedrag van honingbijen bepalen (deel I) / Dracht in Nederland (cultuurgewassen en wilde planten) (deel II). Wageningen, Plant Research International, onderdeel van Wageningen UR, Business Unit Bio Interacties & Plantgezondheid.
- Waddington, K. D., T. J. Herbert, et al. (1994). "Comparisons of forager distributions from matched honey bee colonies in suburban environments." *Behavioral Ecology and Sociobiology* 35(6): 423-429.
- Westerberg, L., H. L. Berglund, et al. (2021). "Color pan traps often catch less when there are more flowers around." *Ecology and Evolution* 11(9): 3830-3840.
- Winston, M. L. (1987). *The biology of the honey bee*. Cambridge, Mass., Harvard University Press.
- Zurbuchen, A., S. Cheesman, et al. (2010a). "Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees." *Journal of Animal Ecology* 79(3): 674-681.
- Zurbuchen, A., L. Landert, et al. (2010b). "Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances." *Biological Conservation* 143(3): 669-676.




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

Wageningen Environmental Research
Rapport 3185
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, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers 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 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3185
ISSN 1566-7197
ISBN 978-94-6447-321-6

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, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers 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.

