



MINSKA OCH SPÅRA RISKERNA MED VÄXTSKYDDSMEDELSANVÄNDNING FÖR POLLINERANDE INSEKTER I JORDBRUKSLANDSKAP



LUNDS
UNIVERSITET

MAJ RUNDLÖF, MARIA VON POST, BJÖRN KLATT, GEORG
ANDERSSON, CHARLIE NICHOLSSON & LINA HERBERTSSON

BIOLOGISKA INSTITUTIONEN, LUNDS UNIVERSITET

Lund, april 2024

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Summary	4
Bakgrund.....	6
Inledning	7
Syfte och avgränsning	9
Pollinatörers exponering för växtskyddsmedel.....	10
Pollinatörers aktivitet i tid och rum.....	10
Växtskyddsmedelsanvändning i tid och rum	13
Växtskyddsmedelsanvändning och pollinatörers aktivitet leder till exponering och risk....	14
Direkta och indirekta effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer	16
Effekter på bin.....	18
Effekter på fjärilar	20
Effekter på blomflugor	21
Sammanfattning direkta och indirekta effekter.....	22
Övervakning av exponering och risker för pollinatörer.....	23
Åtgärder för att minska exponering och effekter på pollinatörer	25
Anpassad användning för minskad exponering och risk.....	26
Blomresurser för minskad exponering och effekt.....	27
Halvnaturliga miljöer i landskapet för minskad exponering och resilienta populationer	28
Sammanställning av slutsatser, kunskapsluckor och rekommendationer	30
Tack.....	32
Referenser	32

Sammanfattning

Pollinerande insekter är viktiga för vår matproduktion eftersom de gynnar skördarna i 75% av de odlade grödorna, exempelvis många frukter och olje- och proteingrödor. Andra organismer, så kallade skadegörare, påverkar istället skördarna negativt, genom konkurrens, herbivori eller smittspridning. Dit hör bland annat ogräs och skadedjur. För att kontrollera skadegörare används olika former av växtskyddsmedel, det vill säga kemiska eller mikrobiologiska preparat, vars syfte är att skydda grödorna och därmed säkra produktionen. Dessa växtskyddsmedel påverkar dock inte bara målorganismerna och de utgör därför även en risk för pollinatörerna och deras viktiga pollineringsstjänster inom odlingen. Den här kunskapssammanställningen är framtagen på uppdrag av Växtskyddsrådet och är en av flera planerade insatser som syftar till att bidra till att öka kunskapsläget kring hur växtskyddsmedel påverkar pollinatörer i odlingslandskapet, samt vilka åtgärder som kan vidtas för att främja och skydda pollinatörer vid samtidig användning av växtskyddsmedel.

Pollinatörsgруппerna som är i fokus i den här rapporten är bin (honungsbin, humlor och solitärbin), fjärilar och blomflugor. Växtskyddsmedel kan påverka olika pollinatörsgруппer på olika sätt. Detta beror delvis på att deras exponering för växtskyddsmedel varierar, vilket är kopplat till de egenskaper som styr pollinatörernas aktivitet i tid och rum. Aktivitetsperiod, rörelsemönster, födopreferenser, typ av boplats och grad av socialitet har pekats ut som potentiellt viktiga egenskaper för att bedöma exponering. Denna kunskapssammanställning, som främst baseras på tidigare litteratursammanställningar, visar dock att kunskapsluckorna är för omfattande för att generella slutsatser ska kunna dras om vilka egenskaper som är att förknippa med hög exponering, risk och påverkan av växtskyddsmedelsanvändning.

Påverkan kan vidare ske genom både direkta och indirekta effekter. Direkta effekter uppstår genom exponering och upptag av toxiska ämnen som påverkar pollinatörers överlevnad, beteende eller reproduktion. Indirekta effekter uppstår via interaktion med andra organismer som exponeras och påverkas, med effekter såsom förändrad födotillgång eller konkurrens. För speciellt insekticider är direkta effekter relativt väl studerade jämfört med indirekta effekter, även om en övervägande del av studierna genomförts under kontrollerade laboratorieförhållanden och därmed är svåra att direkt översätta till effekter i verkliga jordbrukslandskap. Antalet studier skiljer sig även stort mellan pollinatörsgруппer, där bin, och särskilt honungsbin, är den mest välstuderade gruppen medan det finns betydligt färre studier av effekter på fjärilar och blomflugor.

Vi kan med god sannolikhet konstatera att exponering och potential för direkta effekter är extra hög under maj och juni när flera pollinatörsgруппers höga aktivitetsnivå sammanfaller med användningen av särskilt toxiska växtskyddsmedel (insekticider). Vidare visar ett antal studier på att honungsbiet samlar pollen som innehåller högre halter av växtskyddsmedel och med sammanlagd högre toxicitet jämfört med andra biarter. Detta är sannolikt kopplat till honungsbinas opportunistiska och generella födosöksbeteende som medför en attraktion till massblommade grödor och andra blomresurser i eller intill grödor som kan vara växtskyddsmedelsbehandlade.

För att kunna spåra växtskyddsmedelsexponering och effekter på pollinatörer, effektivitet hos åtgärder som införs för att minska växtskyddsmedelsrisker och för att följa relevant miljömålsuppfyllelse behövs någon form av miljöövervakning med avseende på växtskyddsmedel för pollinatörsrelevanta förhållanden. Ett sådant alternativ är riskindex som

bygger på summerade toxicitetsviktade halter av växtskyddsmedel i miljöer och material som är relevanta för organismgruppen. Riskindex av den typen har länge använts för vattenlevande organismer. Nyliga studier tyder på goda möjligheter för att använda liknande principer genom att kombinera halter av växtskyddsmedel i pollen insamlat av honungsbin med information om växtskyddsmedlens bitoxicitet. Denna metod för att skatta växtskyddsmedelsrisk för bin verkar vara konservativ, dvs ge en viss överskattning av risken för bin andra bin än honungsbiet, och vara landskapsberoende genom att risken för andra bin sannolikt överskattas i landskap med mer halvnaturliga miljöer. Dessa är viktiga egenskaper hos ett riskindex för pollinatörer eftersom det beaktar både försiktighetsprinciper och tillämpbarhet under verkliga förhållanden.

Trots fortsatt stora kunskapsluckor gällande exponering, risker och effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer, finns det en del studier gällande vilka åtgärder som skulle kunna tas för att minska spridning till miljön. Exempelvis kan man som ett första steg applicera minsta tillräckliga dos, och anpassa tidpunkten för denna applicering så att överlappet med pollinatörernas aktivitetsperiod minimeras. Vidare kan sprutfria buffert- eller kantzoner anläggas i eller utanför fältet för att fånga upp och därmed minska spridning av växtskyddsmedel till omgivningarna. Sådana buffert-/kantzoner skulle kunna innehålla blommande födoresurser för pollinatörerna, som, även om de innehåller växtskyddsmedelsrester, kan bidra med en netto nytta för pollinatörerna. På liknande sätt kan buffrande effekter uppnås i ett större landskapsperspektiv genom att öka andelen halvnaturliga habitat med alternativa och obesprutade födoresurser. En ökad andel halvnaturliga habitat kan även bidra till en snabbare återhämtning av populationer som gått förlorade lokalt på grund av växtskyddsmedelsanvändning. Det behövs dock studier för att klargöra om så är fallet även under svenska förhållanden. Välgrundad användning av växtskyddsmedel, lokala buffert-/kantzoner och mängden halvnaturliga miljöer i landskapet kan ingå som delar i integrerat växtskydd (IPM; integrated pest management) där hänsyn tas till behov av pollinatörer i produktionen liksom pollinatörshälsa (IPPM; integrated pest and pollinator management). IPPM som bygger på kunskap om vad som gynnar pollinatörer och hur växtskyddsmedelsanvändning kan påverka pollinatörer skulle därför kunna vara ett samlande konceptet för att arbeta vidare med att skydda och gynna pollinatörer under fortsatt användning av växtskyddsmedel.

Summary

Pollinating insects are important for our food production because they benefit the yields of 75% of the cultivated crops, for example many fruits and oil and protein crops. Other organisms, pests, instead affect crops negatively, through competition, herbivory or the spread of infections. This includes weeds and pest insects. To control pests, various forms of plant protection products are used, i.e. chemical or microbiological preparations, intended to protect crops and thereby secure yields. However, these plant protection products do not only affect the target organisms and therefore also pose a risk to pollinators and their important pollination services in crop cultivation. This knowledge synthesis has been commissioned by the Swedish Plant Protection Council and is one of several planned initiatives that aim to increasing the knowledge regarding how the use of plant protection products affect pollinators in the agricultural landscape, as well as what measures can be taken to promote and protect pollinators under continued use of plant protection products.

The pollinator groups included in this report are bees (honey bees, bumble bees and solitary bees), butterflies and hoverflies. Plant protection products can affect pollinator groups in different ways. This is partly because their exposure to plant protection products varies, which is largely linked to the ecological traits that determine the activity of pollinators in time and space. Activity period, movement patterns, food preferences, nesting habits and degree of sociality have been identified as potentially important traits for assessing exposure. This knowledge synthesis, which is mainly based on previous literature reviews, indicate that the knowledge gaps are too extensive for general conclusions on traits associated with high exposure, risk and impact of plant protection product use.

Plant protection products can affect pollinators both directly and indirectly. Direct effects occur through exposure and uptake of toxic substances that influence survival, behavior or reproduction of pollinators. Indirect effects occur via interaction with other organisms that are exposed and affected, with effects such as altered food supply or competition. For insecticides in particular, direct effects are relatively well studied compared to indirect effects, even if the majority of studies have been carried out under controlled laboratory conditions and are thus difficult to directly translate into effects in real agricultural landscapes. The number of studies also differs greatly between pollinator groups, with bees, and especially honey bees, being the most well-studied group, while there are substantially fewer studies of effects on butterflies and hoverflies.

We can with some confidence state that exposure and potential for direct effects are extra high during May and June in Sweden, when the high activity level of several pollinator groups coincides with the use of particularly toxic plant protection products (insecticides). Furthermore, a few studies show that honey bee collected pollen contains higher levels of and overall more toxic chemicals from plant protection products compared to pollen from other bee species. This is likely linked to the opportunistic and general foraging behaviour of honey bees which results in an attraction to mass flowering crops and other floral resources in or adjacent to crops that may be pesticide treated.

To track pesticide exposure and effects on pollinators, effectiveness of measures introduced to reduce pesticide risks and to monitor relevant environmental goal attainment, some form of environmental monitoring is needed for plant protection product residues under pollinator-relevant conditions. One such alternative is a risk metric which is based on summed toxicity-

weighted levels of plant protection products in environments and materials that are relevant to the group of organisms in focus. Such risk indicators have long been used for aquatic organisms. Recent studies suggest good possibilities for using similar principles for bees where pesticide residue levels in pollen collected by honey bees are combined with information on pesticide bee toxicity. This method of estimating pesticide risk to bees appears to be conservative, i.e. give some overestimation of the risk to bees other than the honey bee, and to be landscape independent in that the risk to other bees is likely to be overestimated in landscapes with more semi-natural areas. These are important features of a pollinator risk indicator because it considers both precautionary principles and applicability under real conditions.

Despite continuing large knowledge gaps regarding exposure, risks and effects of plant protection products on pollinators, there are some measures that could be implemented. For example, a first step could be to apply the smallest sufficient dose and adjust the application timing to reduce the overlap with pollinator activity. Furthermore, spray-free buffer or edge zones can be established in or outside the field to capture and thus reduce the spread of plant protection products to the surroundings. Such buffer/edge zones could contain flowering food resources for the pollinators, which, although containing pesticide residues, could contribute a net benefit to the pollinators. In a similar way, buffering effects can be achieved in a larger landscape perspective by increasing the proportion of semi-natural habitats with alternative and unsprayed food resources. An increased proportion of semi-natural habitats can also contribute to a faster recovery of populations that have been lost locally due to plant protection product use. However, studies are needed to clarify whether this is also the case under Swedish conditions. Well-motivated use of plant protection products, local buffer/edge zones and the amount of semi-natural environments in the landscape can be included as parts of integrated pest management (IPM) where the need of pollinators in the crop production as well as pollinator health (IPPM; integrated pest and pollinator management) are taken into account. IPPM, which is based on knowledge of what benefits pollinators and how plant protection product use can affect pollinators, could therefore be a unifying concept for working further to protect and benefit pollinators during continued use of plant protection products.

Bakgrund

Växtskyddsrådet arbetar bland annat med frågor som rör pollinatörer och risker förknippade med växtskyddsmedel. Växtskyddsrådet ska genom sitt uppdrag bidra till att uppnå kraven i hållbarhetsdirektivet 2009/128/EG, vilket bland annat omfattar krav på tillämpning av integrerat växtskydd (IPM). I Växtskyddsrådets nuvarande handlingsplan (2020-2025) finns åtgärder som specifikt berör pollinatörer och växtskyddsmedel: 1) att Växtskyddsrådet följer pågående forsknings- och utvecklingsprojekt kring växtskyddsmedel och påverkan på pollinatörer, som exempelvis vilda bin, honungsbin och fjärilar, och 2) att Växtskyddsrådet initierar en analys, i form av en workshop, kring hur pollinatörer bättre kan inkluderas och omfattas av jordbruks- och trädgårdsnäringsens IPM-arbete. Utifrån den övergripande analysen skulle det avgöras om Växtskyddsrådet ska verka för en fördjupande utredning om möjligheterna att öka fokus kring bekämpningsstrategier inom IPM för att både skydda och gynna pollinatörer.

Den i handlingsplanen planerade workshopen genomfördes den 10 november 2021 med deltagare från universitet, myndigheter och branschorganisationer. Baserat på resultatet från workshopen har Växtskyddsrådets sekretariat föreslagit en fördjupad analys enligt ovan (punkt 2) kring pollinatörer, vilket ingående medlemmar stödjer som en av de mest prioriterade insatserna i nuläget utifrån handlingsplanen.

Den resulterande kunskapssammanställningen är en av flera insatser som tillsammans kommer att bidra till att öka kunskapsläget kring hur växtskyddsmedel påverkar pollinatörer i jordbruket, samt åtgärder som kan främja och skydda pollinatörer vid samtidig användning av växtskyddsmedel. Sammanställningen ska omfatta följande faktorer, och redogöra för vad vi vet eller inte vet i dagsläget angående:

- Risker för honungsbin och vilda pollinatörer - direkta och indirekta effekter
- Åtgärder för att främja pollinatörer och buffra för negativa effekter, vid samtidig användning av växtskyddsmedel (exklusive åtgärder som handlar om tekniska lösningar eller precisionsodling).
- Möjligheter att spåra användning av, och risker med, växtskyddsmedel.
- Pollinatörernas aktivitet i tid och rum.

De i Växtskyddsrådet ingående organisationer ansvar inte för resultaten som presenteras i den här sammanställningen, utan det ansvaret är författarnas.

Inledning

Det finns tydliga indikationer på att det pågår en sjätte massutrotning av arter och att det är människan som orsakar denna (Cowie et al., 2022). En stor del av evidensen för storskalig utrotning och minskning av arter kommer från insekter och andra artropoder i terrestra miljöer (Hallmann et al., 2017; Seibold et al., 2019; Van Klink et al., 2020). I den här gruppen ingår pollinerande insekter. De huvudsakliga orsakerna som lyfts fram är habitatförlust, kemikalieförorening och klimatförändring (Vanbergen, 2021; Wagner et al., 2021). En förlust av pollinerande insekter och annan biologisk mångfald går inte bara emot det åtagande som Sverige och många andra nationer har gjort för att skydda biologisk mångfald (Konventionen om biologisk mångfald, 1992), utan innebär även ett hot mot ekosystemens funktion och förmåga att stödja jordbruksproduktionen (Dainese et al., 2019).

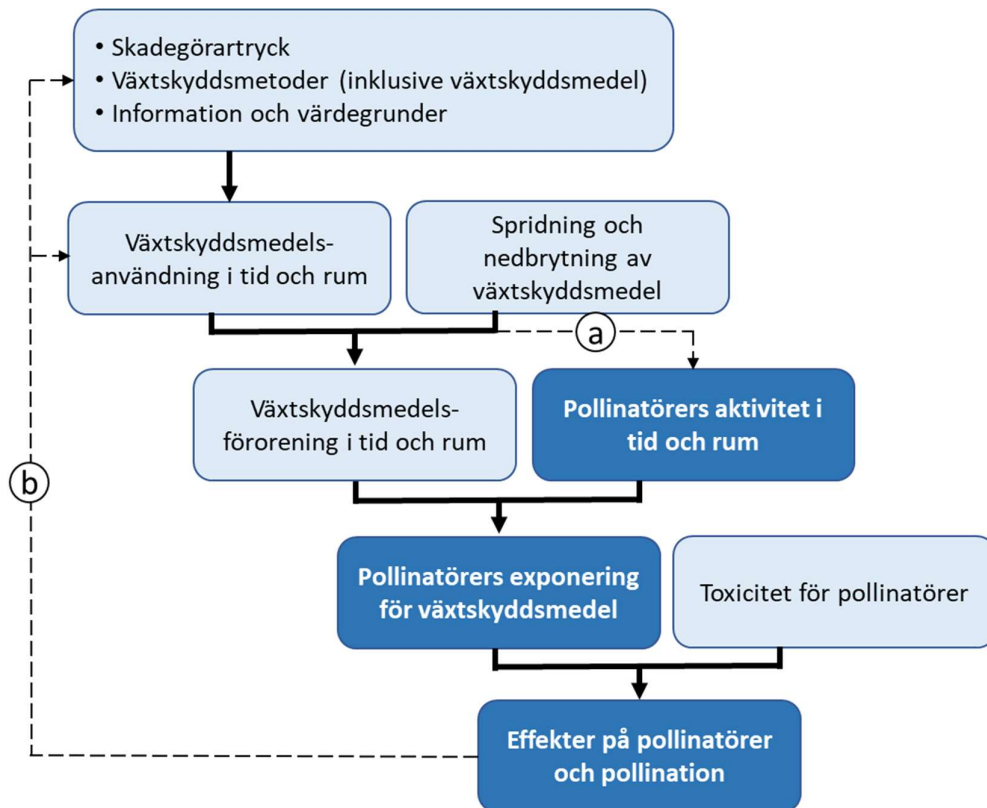
Pollinerande insekter, härefter pollinatörer, är insekter som pollinerar växter när de besöker blommor för att äta nektar och pollen eller samla föda till sin avkomma (Danforth et al., 2019; Wäckers et al., 2006). Pollineringen görs av pollinatörerna genom att de oavsiktligt överför pollen från växternas ståndare till deras pistill, vilket gynnar – och i vissa fall är nödvändigt – för växters reproduktion. Denna pollineringsfunktion är viktig för ungefär 90% av blomväxter (Ollerton et al., 2011) och bidrar till ökade skördar hos ungefär 75% av de odlade grödorna, däribland många frukter och protein- och oljeväxter (Klein et al., 2007).

I Sverige förekommer, liksom i resten av Europa, en mångfald av pollinatörer, vilken inkluderar bin, fjärilar, flugor, skalbaggar, getingar, myggor, med flera. I likhet med den föreslagna europeiska pollinerarövervakning (Potts et al., 2021) fokuserar vi här på följande taxonomiska grupper: bin (Anthophila), fjärilar (både äkta dagfjärilar, Papilionoidea, och nattfjärilar, alla Lepidoptera som inte är Papilionoidea) och blomflugor (Syrphidae). Dessa grupper överensstämmer med svenska grupper av blombesökande insekter som i hög grad livnär sig på nektar och pollen (Ahrné et al., 2022) och därmed kan antas vara pollinatörer. De flesta pollinatörer är vilda, men några arter kan köpas, hållas och skötas av människor för att producera honung och andra biprodukter och pollineringsstjänster. Dessa är i Sverige i huvudsak honungsbin (*Apis mellifera*), men även mörk jordhumla (*Bombus terrestris*) och rödmurarbi (*Osmia bicornis*) kan användas för pollinering.

Växtskyddsmedel är kemiska eller mikrobiologiska preparat som används för att skydda växter inom jord-, skog- och trädgårdsbruk mot skadegörare eller konkurrenter och regleras av EU:s växtskyddsmedelsförordning (EG) nr 1107/2009. I den här sammanställningen fokuserar vi på kemiska växtskyddsmedel som används inom jordbruket och till viss del inom trädgårdsbruket, samt på de vanligaste grupperna: ogräsmedel (herbicer), svampmedel (fungicider) och insektsmedel (insekticider).

Risken att pollinatörer och deras pollineringsstjänster påverkas negativt av växtskyddsmedelsanvändning drivs av flera samverkande faktorer som berör ekologi, toxikologi och socioekonomi (Sponsler et al., 2019) och som vi konceptuellt beskriver i figur 1. För att pollinatörer ska påverkas behöver de exponeras för ämnen som har toxiska effekter (direkta effekter) eller samverka med andra organismer som exponeras och påverkas (indirekta effekter) (Lindström et al., 2021; Sánchez-Bayo, 2021). I vilken utsträckning pollinatörer exponeras för växtskyddsmedel i jordbrukslandskap beror på hur pollinatörernas aktivitet, inklusive blombesök, sammanfaller med förekomst av växtskyddsmedel i deras miljö (Rundlöf et al., 2022). Förekomst av växtskyddsmedel i miljön beror på användandet av

växtskyddsmedel, samt hur dessa ämnen sprids i miljön och i vilken hastighet de bryts ned (Bonmatin et al., 2015). Användningen av växtskyddsmedel påverkas i sin tur av skadegörartryck, tillgång på växtskyddsmedel samt information och värdegrund (Sponsler et al., 2019).



Figur 1. Konceptualisering av hur växtskyddsmedelsanvändning kan leda till påverkan på pollinatörer och deras pollineringsstjänster (efter Sponsler et al., 2019). De bidragande fenomenen (blåa boxar) länkas ihop med pilar som visar på de kausala riktningarna – i huvudsak uppifrån och ner. Streckade linjer visar på **a**) potential för indirekta effekter genom att växtskyddsmedelsanvändning påverkar pollinatörernas näringsväxter och därmed deras aktivitet i tid och rum och **b**) potential för feedback från effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer och motivering för integrerat växtskydd med hänsyn till pollinatörer. Mörkblåa boxar indikerar de fenomen som i huvudsak täcks in av den här kunskapssammanställningen.

Det finns ingen sammanställning som systematiskt kartlagt litteraturen och syntetiserat kunskapen om hur pollinatörer exponeras för och påverkas av växtskyddsmedel, men däremot finns det sådana sammanställningar som täcker vissa kombinationer av pollinatörsggrupper och växtskyddsmedel (e.g. Braak et al., 2018; Cullen et al., 2019; Lehmann & Camp, 2021; Lundin et al., 2015). I projektet IPol-ERA, finansierat av europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA), är syftet att staka ut en väg mot en mer holistisk miljöriskbedömning av växtskyddsmedel för att skydda pollinatörer (Auteri et al., 2022; Williams et al., 2023). En av insikterna i projektet är att kunskapen kring pollinatörer och växtskyddsmedel är ojämnt fördelad mellan organismgrupper och typer av

växtskyddsmedel och inkluderar flertalet utmaningar för att förstå vägen mellan användning och påverkan (Williams et al., 2023). Dessa utmaningar har i projektet grupperats kring pollinatörers externa exponering för växtskyddsmedel¹, pollinatörers inneboende känslighet vid exponering och pollinatörers populationsresiliens² i jordbrukslandskap (Andersson et al., 2021; Kattwinkel et al., 2015; Rubach et al., 2011), samt de metoder och verktyg som behövs för att inkludera ett sådant systemperspektiv i riskbedömningen (Williams et al., 2023). Aktiviteter (publikationer, forskningsprojekt, initiativ, partnerskap) som täcker in dessa utmaningar har kartlagts och slutsatsen är att kunskapen generellt är sämre när det gäller fjärilar och blomflugor, om man jämför med bin (tabell 1). Speciellt är kunskapen dålig kring extern exponering och populationsresiliens, i jämförelse med inneboende känslighet, möjligen med undantag av fjärlars populationsresiliens (tabell 1). Det kan vara värt att notera att mängden aktiviteter inte har korrigerats för att antalet arter är olika inom de olika organismgrupperna, från en art honungsbi till ungefär 2680 arter av fjärilar i Sverige (tabell 1; Artdatabanken, 2020).

Tabell 1. *Aktiviteter (publikationer, forskningsprojekt, initiativ, partnerskap) som berör pollinatörers externa exponering för växtskyddsmedel, deras inneboende individuella känslighet och populationsresiliens, fördelat över olika grupper av pollinatörer – honungsbin, vildbin (humlor och solitärbin), fjärilar och blomflugor (IPol-ERA, december 2022; Williams et al., 2023) och hur många arter som är bofasta och reproducerande i Sverige för dessa grupper (Artdatabanken, 2020). Mörkare färg indikerar fler aktiviteter och därmed ett bättre kunskapsläge, medan ljusare färg indikerar potentiella kunskapsluckor. Notera att aktiviteterna redovisas i absolut omfattning och inte har relaterats till antalet arter inom en viss grupp av pollinatörer.*

	Honungsbin	Vildbin	Fjärilar	Blomflugor
Extern exponering				
Inneboende känslighet				
Populationsresiliens				
Antal arter	1	273	2680	378

Syfte och avgränsning

I den här sammanställningen rapporterar vi om kunskapsläget när det gäller:

1. Pollinatörers externa exponering genom att belysa hur pollinatörers aktivitet i tid och rum sammanfaller med växtskyddsmedelsanvändning i tid och rum.
2. Direkta och indirekta effekter av att pollinatörer exponeras för växtskyddsmedel.
3. Möjligheter att spåra riskerna med växtskyddsmedel för pollinatörer.

¹ Pollinatörers externa exponering för växtskyddsmedel omfattar i vilken utsträckning organismerna kommer i kontakt med växtskyddsmedel i sin miljö.

² Pollinatörers populationsresiliens omfattar deras förmåga att på populationsnivå motstå påverkan vid exponering för växtskyddsmedel och återhämta sig efter påverkan, genom antingen intern återhämtning (reproduktion, tillväxt) eller extern återhämtning (spridning från opåverkad/mindre påverkad källpopulation) (Andersson et al., 2021; Kattwinkel et al., 2015; Rubach et al. 2010).

4. Åtgärder som kan göras för att minska exponering och effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer, när växtskyddsmedel används.

På grund av tids- och resursbegränsning har vi inte använt oss av de metoder som används vid en formell systematisk litteratursammanställning, vilken ställer strikta krav på hur litteraturen söks, värderas och sammanställs (Haddaway et al., 2015). Vi har i hög grad förlitat oss på existerande översiktsartiklar och meta-analyser, där information inom ett område redan har syntetiserats. För att öka relevansen för pollinatörer i jordbrukslandskap har vi, i de fall det finns studier från fält- eller fältliknande förhållanden, lagt större vikt vid dessa jämfört med studier under laboratorieförhållanden. Arbetet har därmed resulterat i en narrativ sammanställning av den existerande kunskapen och kunskapsluckor i relations till växtskyddsmedlens påverkan på pollinatörer, samt hur denna kan mätas och begränsas.

Pollinatörers exponering för växtskyddsmedel

Pollinatörers exponering för växtskyddsmedel är resultatet av hur pollinatörers aktiviteter sammanfaller i tid och rum med växtskyddsmedelsanvändning och ämnens spridning och nerbrytning i miljön (figur 1; konceptualiserat av Sponsler et al., 2019). Därför redovisar vi först en översikt över pollinatörers aktivitet i tid och rum, följt av växtskyddsmedelsanvändning i tid och rum och avslutar med ett avsnitt som sammanför de två och redovisar resultatet i form av exponering och risk för pollinerande insekter.

Pollinatörers aktivitet i tid och rum

Pollinatörers aktivitet i tid och rum är en viktig drivkraft för att förstå exponering för växtskyddsmedel och därmed potentialen för effekter. Därför beskriver vi här några egenskaper som förenar och särskiljer de olika grupperna av pollinatörer, och hur dessa egenskaper påverkar deras aktivitet i tid och rum. Pollinatörers egenskaper kan beskrivas på flera olika sätt, men här lyfter vi fram de som Sponsler et al. (2019) har identifierat som särskilt relevanta för deras exponering för växtskyddsmedel: födosök, boplats, fenologi och socialitet. Pollinatörers födosöksbeteende uppvisar skillnader i lokalisering (om de har ett centralt bo som födosöket utgår från eller om de födosöker fritt), dietbredd (från specialister till generalister) och räckvidd (från under 100 m till över 10 000 m). Gemensamt för dem alla är att de i något livsstadium livnär sig på pollen och/eller nektar, vilket gör att förekomsten av blommande växter ofta är en stark drivkraft för deras aktivitet (t. ex. Öckinger & Smith, 2007) och att det ofta finns ett samband mellan artrikedomen av växter och artrikedomen av blombesökare (t. ex. Steffan-Dewenter & Tschardt, 2000).

Bin utgår från en fast boplats under större eller mindre del av sin livscykel. Honungsbin bygger fleråriga samhällen på en och samma plats, vanligen i de kupor vi människor placerar dem i. Humlor bygger ettåriga samhällen, under eller över marken beroende på art (Benton, 2006), och däremellan är drottningarna friflygande. Både humlor och honungsbin är sociala, med en drottning och många arbetare i ett samhälle, och de är aktiva under en stor del av växtsäsongen även om det finns variation mellan olika humlearter (Benton, 2006; Persson et al., 2015). Båda grupperna konstruerar sina larvceller av vax och matar avkomman kontinuerligt under larvernas utvecklingstid med en mer eller mindre processad blandning av pollen och nektar. Under humledrottningarnas solitära fas kan de förflytta sig långa sträckor upp till fler hundra kilometer (Fijen, 2021), medan alla bin under sin bofasta fas är mycket

mer spacialt begränsade. Utpräglat sociala bin, som honungsbin, uppvisar en realiserad medianfödosöksräckvidd från boplatsen på upp till 2 km, medan mer primitivt sociala bin, som humlor, har en realiserad medianfödosöksräckvidd på upp till 1 km (Kendall et al., 2022). Motsvarande avstånd för solitära bin är 300 m (Kendall et al., 2022). Solitära bin har, som namnet antyder, inga samhällen. Varje hona lägger sina egna ägg och samlar själv föda åt dem. Solitärbin uppvisar en diversitet av boplatser och levnadssätt, men majoriteten bor i marken. Larvcellerna kan konstrueras i redan befintliga hålrum eller grävas ut av honorna och avgränsas eller bekläds med allt från lera och växtdelar till harts och oljor och honorna lämnar ett matpaket med främst pollen till larverna (Danforth et al., 2019), till skillnad från humlor och honungsbin som kontinuerligt matar sina larver.

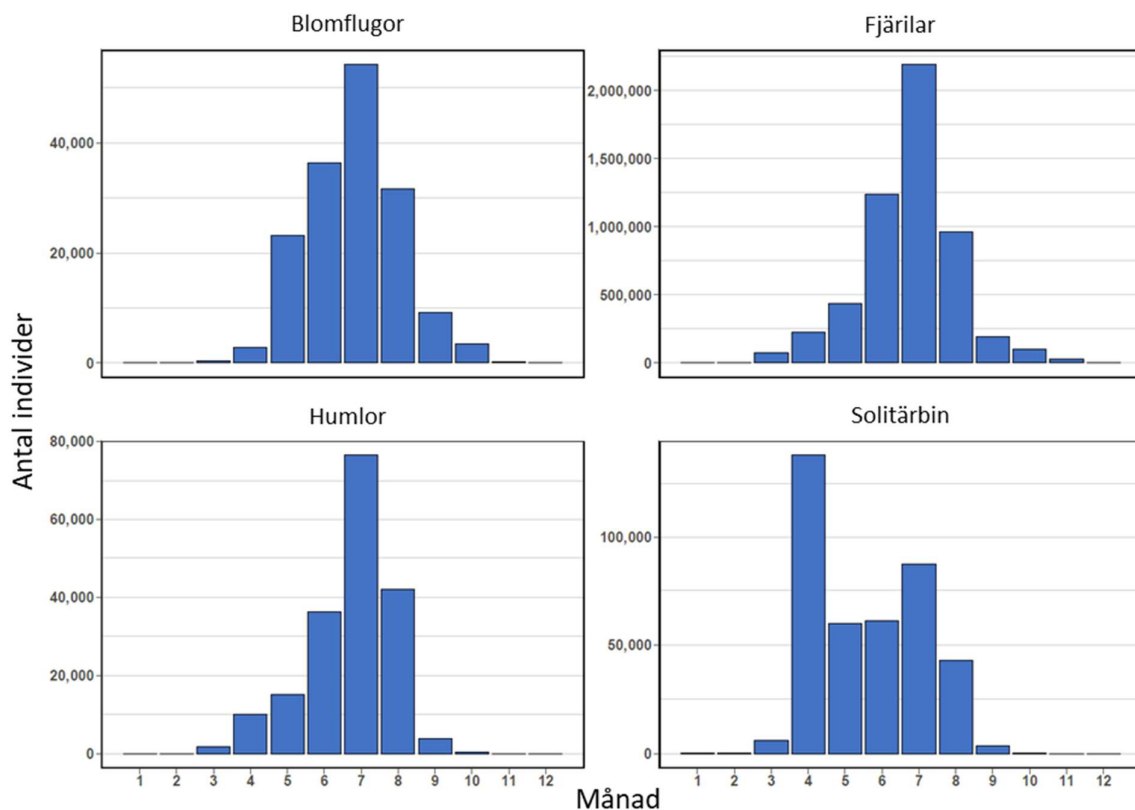
Bland solitärbin finns det både generalister, som nyttjar många olika växtarter när de söker föda, även grödor, och specialister, som bara födosöker på ett fåtal arter eller familjer av växter. Honungsbin och humlor är företrädesvis generalister och födosöker också gärna i blommande grödor. Det gör att olika arter och grupper av bin delvis väljer olika födosöksplatser i landskapet. Ett illustrativt exempel från Frankrike är förekomst och abundans av bin i olika födosöksmiljöer under växtsäsongen (Rollin et al., 2013). Alla arter av bin födosökte på blommor i trädbevuxna halvnaturliga³ miljöer tidigt på säsongen, särskilt solitärbiarter, medan honungsbin och humlor även använde rapsfält (Rollin et al., 2013). Senare under säsongen födosökte solitärbin mestadels från halvnaturliga miljöer och alfalfafält, medan honungsbin främst födosökte från solrosfält och humlor hade en intermediär födosöksstrategi (Rollin et al., 2013). Liknande mönster kan ses i olika bigrupperns pollenkällor, med honungsbin som ofta samlar en högre andel av sitt pollen från grödor som raps och fruktträd (Knapp et al., 2023; McArt et al., 2017; Végh et al., 2022), jämfört med solitära murarbin som samlar en större andel pollen från växter som inte odlas som grödor och gärna från blommande träd (Persson et al., 2018; Rundlöf et al., 2022; Yourstone et al., 2021). Dock finns det undantag och ett fåtal arter av solitärbin är specialiserade på att samla pollen från växter som vi odlar som grödor, exempelvis raps (*Osmia brevicornis*) och gurkväxter (*Eucera pruinos*).

Fjärilar och blomflugor är friflygande och konstruerar inte egna bon, även om det finns exempel på fjärilsarter som när de är larver bor tillsammans med myror i myrstackar (Pierce et al., 2002). Fjärilar har växtätande larver och liksom solitärbin finns det både generalister, vars larver kan livnära sig på många olika växtarter, och specialister där de mest specialiserade arterna livnar sig på en enda växtart (Ehrlich & Raven, 1964; Muto-Fujita et al., 2017; Steffan-Dewenter & Tschardt, 2000). Blomflugornas larver uppvisar en stor variation i livsstil och föda, med olika arter som livnar sig på t.ex. växter, bladlöss, svampar och organiskt material som är under nedbrytning (Doyle et al., 2020; Rader et al., 2020; Rodríguez-Gasol et al., 2020). Det gör också att de fördelar sig i många olika miljöer i jordbrukslandskapet, från dammar och diken till åkrar och gödselhögar (Rader et al., 2020). Följaktligen har larver av både blomflugor och fjärilar en annan diet än de vuxna, där fjärilar livnar sig på nektar, om de ens äter som vuxna, och blomflugor på mer eller mindre av nektar och pollen (Altermatt & Pearse, 2011; Rader et al., 2020). Fjärilar och blomflugor visar en stor variation i mobilitet mellan arter, från att vara mycket sedentära och knutna till särskilda

³ I ett svenskt sammanhang kan halvnaturliga miljöer vara naturbetesmarker, åker- och vägkanter och skogsbryn.

habitat lokalt, till att migrera mellan länder och till och med kontinenter (Chowdhury et al., 2021; Steffan-Dewenter & Tscharntke, 2000; Wotton et al., 2019).

Pollinatörer har olika fenologi och det finns därför en variation i arters förekomst och abundans över växtsäsongen och olika arter kan dels ha distinkta aktivitetsperioder av olika längd och ha olika många generationer under ett år. De sociala bina, honungsbin och humlor, är aktiva större delen av växtsäsongen, då deras samhällen tillväxer kraftigt och kan innehålla hundratals till tusentals arbetare när de är som störst. Hos solitärbin, fjärilar och blomflugor är arters aktivitetsperiod ofta kortare och avgränsad till en del av säsongen, även om det finns arter som förekommer i flera generationer under ett år. Tillsammans skapar individerna ett gemensamt aktivitetsmönster över säsongen, som visar på att antalet individer av pollinatörer tillsammans är flest under juli månad (figur 2), även om enskilda arter har andra förekomstmönster över säsongen. Mellan de olika grupperna av pollinatörer är detta också ett gemensamt mönster, med undantag av solitärbin som har sin största gemensamma förekomststopp i april (figur 2).



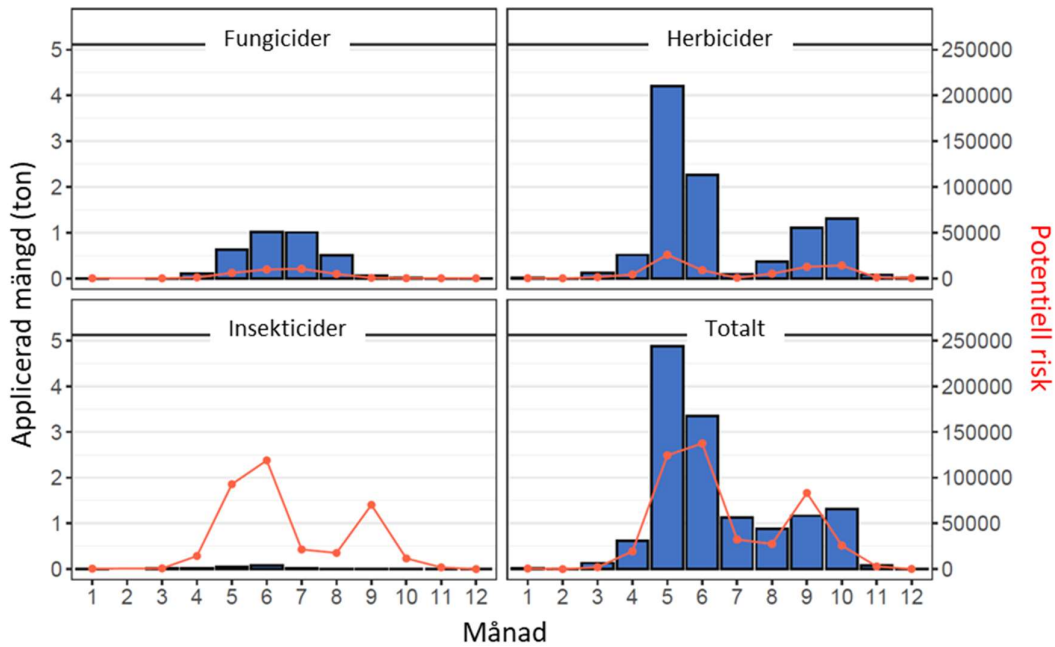
Figur 2. Månadsvis observationer av antal individer i olika grupper av pollinatörer (blomflugor, fjärilar, humlor och solitärbin) i Sverige baserat på data från *Analysisportal.se* för åren 1900-2022 (se vidare i Arnberg et al., 2022).

Jordbrukslandskapet innehåller livsmiljöer som är viktigt för många pollinatörer. Dock är det viktigt att notera att artrikedomen och abundansen av bin, fjärilar och blomflugor är ofta högre i

jordbrukslandskap som har en högre andel halvnaturliga miljöer och mindre dominans av åkermark. Detta mönster är särskilt tydligt vid konventionell odling (Holzschuh et al., 2007; Holzschuh et al., 2010; Meyer et al., 2009; Rundlöf et al., 2008; Rundlöf & Smith, 2006; Öckinger & Smith, 2007). Sådana landskap innehåller ofta många olika typer av livsmiljöer och tillgång på boplats- och näringsväxtresurser, vilket gör att habitatkraven för olika arter av pollinatörer uppfylls så att de kan upprätthålla livskraftiga populationer (Hodgson et al., 2011; Smith et al., 2014).

Växtskyddsmedelsanvändning i tid och rum

Målsättningen med växtskyddsmedelsanvändning är att kontrollera skadegörare för att minska skördeförlost (Oerke & Dehne, 2004). Växtskyddsmedelsanvändning drivs därför av förekomsten, nivån och upptäckten av skadegörare tillsammans med tillgången på växtskyddsmedel, samt möjligheten och viljan att använda alternativa växtskyddsmetoder (Sponsler et al., 2019). I jordbrukslandskapet är växtskyddsmedelsanvändning starkt knuten till grödan och dess specifika skadegörare, vilket skapar landskapsberoende användningsmönster (Meehan & Gratton, 2016). Detta gör att grödsammansättningen till stor del driver vilka växtskyddsmedel och hur stora mängder av dessa som används i landskapet. Användandet är exempelvis större i sockerbetor, potatis och trädgårdsgrödor jämfört med vall och grönfoder (SCB, 2011, 2018, 2022). I Sverige resulterar detta i stora regionala skillnader, med större användning av växtskyddsmedel i södra Sverige än i norra. Nationellt behandlades 45% av grödarealen (på friland) med någon typ av växtskyddsmedel under 2021; störst andel av grödarealen behandlades med växtskyddsmedel i produktionsområdet Götalands södra slättbygder (78%) och bland länen låg Skåne i toppen (68%) (SCB, 2022). Insekticider, som kan antas ha störst direkt påverkan på insektpollinatörer, användes i genomsnitt på 8% av grödarealen nationellt och på 26% i Götalands södra slättbygder och 24% i Skåne (SCB, 2022). Användningen av växtskyddsmedel variation kraftigt över året. För herbicider, fungicider såväl som insekticider används störst mängd under maj och juni (figur 3, se även appendix 1 för en figur med differentierad skala på y-axeln). För herbicider används även en stor mängd under september och oktober (figur 3).



Figur 3. Månadsvis användning av mängd aktiv substans inom olika grupper av växtskyddsmedel (fungicider, herbicider, insekticider och totalt för alla grupper) baserat på intervjuer med en representativ del av svenska jordbruksföretag för åren 2017 (SCB, 2018) och 2021 (SCB, 2022). Punkter och linjer visar på potentiell risk för bin baserat på användning viktad med akut toxicitet (LD_{50} – dosen då 50 procent av testpopulationen dör) för honungsbin (Lewis et al., 2016) och metoden för detta redovisas i Nicholson et al. (2024). Notera att herbiciden glyfosat inte finns med i sammanställning av mängd eller risk, eftersom den rapporteras separat från annan växtskyddsmedelsanvändning och inte knuten till en specifik gröda i den mikrodata som vi har använt för att skapa figuren.

Växtskyddsmedelsanvändning och pollinatörers aktivitet leder till exponering och risk

Pollinatörers externa exponering för växtskyddsmedel, d.v.s. i vilken utsträckning de kommer i kontakt med växtskyddsmedel i sin miljö, antas vara resultatet av hur pollinatörernas aktivitet sammanfaller i tid och rum med växtskyddsmedelsanvändning och medlens spridning och persistens i miljön. Därför är det intressant att jämföra pollinatörernas förekomst (figur 2) med växtskyddsmedelsanvändningen (figur 3, appendix 1) över årets månader. Flest pollinatörsobservationer sammanfaller med stor mängd använt växtskyddsmedel under främst maj-augusti, med undantag av solitärbina som har många observationer under april - en månad som inte heller har en försumbar användning av växtskyddsmedel (figur 3, appendix 1). Eftersom extern exponering inte säger så mycket om de potentiella effekterna av växtskyddsmedel på pollinatörer har vi räknat ut ett riskindex. Riskindexet bygger på att vi dividerat mängden av en viss substans med ämnets toxicitet för honungsbin och sedan summerat ihop dessa standardiserade riskenheter för olika typer av växtskyddsmedel och för respektive månad (figur 3), enligt samma princip som vi har använt tidigare för att skatta bins växtskyddsmedelsrisk baserat på halter i pollen (Knapp et al., 2023; Nicholson et al., 2023; Rundlöf et al., 2022). Detta riskindex lägger stor vikt vid inneboende toxicitet och därmed potential för direkta effekter, vilket ger stor vikt till insekticider (figur 3)

trots att de används i liten mängd jämfört med herbicider och fungicider (SCB, 2011, 2018, 2022). Riskindexet följer dock i stort den totala användningen av växtskyddsmedel och pekar ut juni, maj och september som potentiellt mest riskfyllda för pollinatörer (figur 3). Eftersom få pollinatörer är aktiva i september bör maj-juni vara den period då det finns störst risk för direkta effekter på pollinatörer från växtskyddsmedelsanvändning. Högst exponering torde de arter löpa som födosöker på och intill åkermark under maj och juni när användningen är hög. Denna risk är sannolikt högre för bin med en generalistisk diet, eftersom de kan anpassa sitt födosökande efter vad som finns tillgängligt och därmed attraheras av massblommade grödor som kan vara behandlade. Därför är det mer sannolikt att generalistiska bin med lång födosöksradie exponeras parallellt för multipla växtskyddsmedel som används i olika grödor. Dock är det viktigt att påpeka att pollinatörer även skulle kunna exponeras när de är i sina vilande livsstadier, men detta finns det ingen sammanställd kunskap kring.

Ökad växtskyddsmedelsrisk under maj-juni stämmer väl överens med rester av växtskyddsmedel och relaterad risk som har uppskattats baserat på pollen insamlat av honungsbin, mörk jordhumla och rödmurarbin i Skåne under maj-oktober (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023). Där konstaterades att störst risk kom från pollen insamlat av bin under maj-juni i närheten av äppelodlingar, även om pollenkornen kom från både växter som odlades som grödor och de som växer vilda (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023; Nicholson et al., 2023). En annan slutsats var att även om exponeringen omfattar många ämnen från olika växtskyddsmedel så drivs risken av insekticider och ofta även av enskilda ämnen (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023; Nicholson et al., 2023; Nicholson et al., 2024). Hur detta riskindex, baserat på biinsamlat pollen och toxicitet för honungsbin, relaterar till växtskyddsmedelsrisker för andra pollinerande insekter än bin är dock ännu okänt.

Även om pollinatörer kan exponeras för växtskyddsmedel när de är aktiva i miljöer där växtskyddsmedel används, som t. ex. i blommade grödor (Graham et al., 2021; Rundlöf et al., 2015), så kan växtskyddsmedel i viss utsträckning spridas utanför den behandlade grödan genom avdrift och läckage och förorena vilda växter, marken och luften (Botías et al., 2015; Brühl et al., 2021; Graham et al., 2024; Herbertsson et al., 2021; Jonsson et al., 2022; Long & Krupke, 2016). Till och med till insekter i skyddad natur om de ligger intill jordbruksmark (Brühl et al., 2021). Visserligen är användning, spridning och nedbrytning av växtskyddsmedel kopplade direkt till växtskyddsmedel som är lika för alla pollinatörer, men trots detta skapar deras olika boplatser och födosöksbeteenden en diversitet av exponeringsmönster och nivåer (Boyle et al., 2019; Knapp et al., 2023; Rundlöf et al., 2022; Uhl & Brühl, 2019). Genom att återkoppla till exemplet från Frankrike (Rollin et al., 2013), med olika födosöksmiljöer för olika grupper av bin, olika val av pollenkällor mellan biarter, och olika användning av växtskyddsmedel i grödor och relaterad avdrift blir det uppenbart att detta kombinerat kan skapa olikheter i växtskyddsmedelsexponering. Ett liknande resonemang skulle kunna användas för boplatser och livsstadier som har annan diet än de vuxna pollinatörerna. Exempelvis är det rimligt att anta att bin som använder lera till att mura sina bon, eller som bygger bo i marken – vilka utgör 75% av all världens biarter – löper högre risk att exponeras för ämnen som ackumulerats i jorden än vad bin gör som inte aktivt använder sig av jord (Sgolastra et al., 2019; Willis Chan & Raine, 2021). Tyvärr är okunskapen ännu stor kring de faktorer som styr hur pollinatörer exponeras för växtskyddsmedel, även om det är nödvändig kunskap för att både förutsäga eventuella

effekter och utveckla strategier för riskminimering (Knapp et al., 2023; Sponsler et al., 2019; Uhl & Brühl, 2019).

Det är välkänt att honungsbin vanligen exponeras för växtskyddsmedelsblandningar i jordbrukslandskap och det samma verkar gälla även för andra bin och fjärilar (David et al., 2016; Graham et al., 2021; Knapp et al., 2023; Main et al., 2020; Rundlöf et al., 2022; Ward et al., 2022). Sådana blandningar kan komma från avsiktliga blandningar av växtskyddsmedel vid applicering, men den största orsaken är troligen pollinatörers olika habitat- och materialanvändning (Thompson, 2012). Jordbrukslandskap med stor användning av växtskyddsmedel, och speciellt om det förekommer grödor som fruktodlingar och grönsaker som behandlas ofta och med flera olika växtskyddsmedel, leder till en högre och mer varierad exponering genom pollen, nektar och jord för bin jämfört med jordbrukslandskap med mer halvnaturliga miljöer (Graham et al., 2021; Knapp et al., 2023; Rondeau et al., 2022; Willis Chan et al., 2019). Dock är det värt att lyfta fram att jordbrukslandskap med hög växtskyddsmedelsanvändning ofta också domineras av jordbruksmark med få inslag av mer halvnaturliga miljöer, vilket samvarierar med en lägre biologisk mångfald jämfört med mer heterogena landskap (Geiger et al., 2010; Tschardt et al., 2005). Det skulle kunna innebära att det i mer intensivt brukade jordbrukslandskap med hög användning av växtskyddsmedel finns färre arter som kan exponeras för växtskyddsmedel och därmed potentiellt påverkas. Å andra sidan sker en viss spridning av pollinatörer, både inom och mellan säsonger. Unga humledrottningar kan exempelvis förflytta sig hundratals kilometer innan de anlägger ett bo (Fijen, 2021). Generellt påverkas dock artrikedomen och abundansen av pollinatörer och andra invertebrater av både det lokala brukandet på gårdsnivå och komplexiteten i det omgivande landskapet (Gonthier et al., 2014; Rundlöf et al., 2008; Rundlöf & Smith, 2006).

Sammanfattningsvis kan vi dra slutsatsen att pollinatörernas aktivitet delvis sammanfaller med växtskyddsmedelns användning, vilket leder till stor exponerings sannolikhet för pollinatörer. Exakt hur stor exponeringen är för enskilda arter varierar sannolikt beroende på hur mycket de använder sig av habitat och blomresurser i och intill behandlad åkermark, vilket beror på artspecifika egenskaper. Vi saknar idag i mycket stor utsträckning en förståelse för hur riskerna med att exponeras för växtskyddsmedel varierar i tid och rum för olika pollinatörer, vilket dels har att göra med brister i förståelsen av exponeringsmönster, och dels med hur exponeringen leder till direkta eller indirekta effekter.

Direkta och indirekta effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer

I följande avsnitt sammanfattar vi kunskapsläget när det gäller direkta och indirekta effekter av olika typer av växtskyddsmedel och för olika grupper av pollinatörer. Direkta effekter innebär att växtskyddsmedel direkt påverkar pollinatörerna, medan indirekta effekter är sådana som påverkar pollinatörerna genom samverkan med andra organismer som påverkas direkt eller indirekt av växtskyddsmedel, t.ex. genom konkurrens, predation, parasitism eller födotillgång (Brühl & Zaller, 2021; Lindström et al., 2021). Ett exempel på en sådan indirekt effekt är användandet av herbicider som kan ha negativa effekter på pollinatörer genom att minska förekomsten av blomväxter och därmed begränsa tillgången till föda och värdväxter (Brühl & Zaller, 2021; Damgaard et al., 2022; Dupont et al., 2018; Strandberg et al., 2021). Samverkan av multipla stressfaktorer sker när pollinatörer är exponerade för flera samtida

stressfaktorer, såsom mer än ett växtskyddsmedel, eller kombinerad effekt av växtskyddsmedel och andra stressfaktorer, inklusive födobrist, parasiter, klimat, etc.

Vi har framför allt hämtat kunskap från olika typer av sammanställningar och översikter (t.ex. litteraturgenomgångar och metaanalyser) och fokuserat på studier av växtskyddsmedelsanvändning i jordbrukslandskap och modellekosystem (mesokosmer) snarare än från studier i laboratorier. Den senare typen av studier är användbara för att tydligt koppla orsak-verkan och kan vara upplysande i kombination med mer realistiska studier eller om det saknas sammanställd kunskap eller kunskap från jordbrukslandskap. De effekter som har dokumenterats i litteraturen finns samlade i tabell 2 och appendix 2, där den citerade litteraturen finns sammanställd i appendixet. Det är viktigt att påpeka att även om det inte finns någon dokumenterad effekt av växtskyddsmedel på pollinatörer, utesluter det inte att det skulle kunna finnas sådana, eftersom det helt enkelt saknas studier för de flesta kombinationer av pollinatörsarter och typer av växtskyddsmedel (se resonemang nedan). På samma sätt är det viktigt att påpeka att studier där en skillnad har dokumenterats oftare blir publicerad jämfört med studier där ingen skillnad har kunnat påvisas, därför finns det en risk att slumpmässiga avvikelser i lågreplikerade studier tolkas som en effekt när det egentligen inte är bekämpningsmedlet som är orsaken.

Det finns ingen systematisk sammanställning som täcker in alla pollinatörsgrupper och typer av växtskyddsmedel. Det som däremot finns är sådana sammanställningar som täcker in olika kombinationer av pollinatörsgrupper och typer av växtskyddsmedel. Vanligast är sammanställningar som täcker in bin generellt eller för en viss grupp och neonicotinoider, andra insekticider eller växtskyddsmedel generellt (Dirilgen et al., 2023; Lehmann & Camp, 2021; Lundin et al., 2014; Tosi et al., 2022), men det finns även exempel på sammanställningar som fokuserar på till exempel bin och herbicider och fungicider (Cullen et al., 2019) och fjärilar och insekticider (Braak et al., 2018). Utifrån den senaste översikten, så beskrivs kunskapsbasen omfatta 80% studier av honungsbin och insekticider (Dirilgen et al., 2023). Det betyder att alla andra biarter täcks in av de resterande 20% studier och dessa fokuserar främst på ett fåtal arter som är kommersiellt tillgängliga (humlor *Bombus*, bladskärarbin *Megachile* och murarbin *Osmia*). För studier av insekticider är neonicotinoider fokuset i ungefär en tredjedel av studierna och därefter följer pyretroider och organofosfater. Sammanställningen fokuserade i detalj på bin utöver honungsbin och andra insekticider än neonicotinoider. Noterade kunskapsluckor för denna kombination av grupper och växtskyddsmedel var den begränsade taxonomiska bredden, få studier av subletala effekter så som beteende och reproduktion, och att stressfaktorer, såsom blandningar av växtskyddsmedel, sällan studerades tillsammans (Dirilgen et al., 2023). Majoriteten av studierna hade utförts i laboratorium och endast ett fåtal studier hade utförts i fält eller under fältliknande förhållanden (Dirilgen et al., 2023). Detta är bekymmersamt eftersom observerade effekter under kontrollerade förhållanden inte nödvändigtvis speglar utfallet i riktiga ekosystem (Köhler & Triebkorn, 2013), där pollinatörer exponeras för diverse parallella stressfaktorer, som förlust av habitat, brist på mat, smittor, föroreningar och klimatförändringar (Goulson et al., 2015; Potts et al., 2010; Vanbergen, 2021).

Tabell 2. Exempel på studerade och dokumenterade direkta och indirekta effekter av olika typer av växtskyddsmedel (insekticider, fungicider, herbicider) på olika grupper av pollinatörer (honungsbin, humlor, solitärbin, fjärilar, blomflugor). Se appendix 2 för detaljer och citerad litteratur. Effekterna kan antas vara negativa för pollinatörerna om inte annat anges.

	Honungsbin	Humlor	Solitärbin	Fjärilar	Blomflugor
Insekticider					
Direkta effekter	överlevnad, samhällsstorlek- och tillväxt, metabolism, parasitism, immunkompetens, födosök, inlärningsförmåga, minne, abundans	överlevnad, reproduktion, samhällsstorlek- och tillväxt, konsumtion, födosök, inlärningsförmåga, minne, blompreferens, abundans, populationsresistens	överlevnad, vinteröverlevnad, reproduktion, könkvot, vikt, utvecklingstid, födosök, flygförmåga, minne, sensorisk funktion, abundans, populationsresistens, diversitet	överlevnad, storlek, abundans, populationsresiliens- och storlek, artsammansättning	överlevnad, födosök, abundans, diversitet, artsammansättning
Indirekta effekter	känslighet för varroa med konsekvenser på tillväxt och överlevnad	känslighet mot vaxmal	immunkompetens	förekomst av naturliga fiender och kontroll av skadeinsekter	
Fungicider					
Direkta effekter	överlevnad, utvecklingstid, födosök, aktivitet, bopreferens	samhällsstorlek, biomassa, storlek, mikrobiom	navigering, aktivitet, abundans, diversitet		överlevnad
Indirekta effekter	Nosema-belastning, infektion med ascosporer, preferens för växter behandlade med pyretroider	känslighet mot vaxmal			
Herbicider					
Direkta effekter	överlevnad, acetylkolinesterasaktivitet, minne, navigering, lukt- och smakförmåga	överlevnad, färgseende, inläring, samhällstillväxt (+)			abundans, besök av behandlade växter
Indirekta effekter	blomresurser	blomresurser	blomresurser	jordkvalité, värd- och nektarväxter, naturliga fiender	blomresurser

Effekter på bin

De flesta studier av hur bin påverkas av växtskyddsmedel fokuserar på effekter av insekticider, trots att användningen av herbicider och fungicider är betydligt större (Lehmann & Camp, 2021). Generellt sett har flest studier gjorts under laboratorieförhållanden, med färre under semi-fältförhållande (t.ex. mesokosmer, tunnlar) och verkliga fältförhållanden (Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021; Lehmann & Camp, 2021; Pisa et al.,

2015). Litteraturen domineras av studier på honungsbin, medan studier på solitära bin och humlor är underrepresenterade (Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021; Lehmann & Camp, 2021). Gällande honungsbin har flest studier genomförts på det europeiska tambiet *Apis mellifera*, och enbart ett fåtal studier har genomförts på andra arter, som exempelvis det östasiatiska honungsbiet *Apis cerana*. Effekter på humlor har främst studerats på mörk jordhumla, *Bombus terrestris*, men det finns även ett fåtal studier på den nordamerikanska humlan *Bombus impatiens*. Bland solitärbin har flest studier fokuserat på det kommersiellt tillgängliga rödmurarbiet *Osmia bicornis* och andra arter av *Osmia*-släktet, samt på det europeiska buksammarbiet *Megachile rotundata*, som finns kommersiellt tillgängligt i Nordamerika.

Direkta effekter av insekticider på bin är flerfaldiga och har påvisats i tidiga utvecklingsstadier liksom hos vuxna individer samt både på individ- och samhällsnivå (för honungsbin och humlor). Insekticider kan både påverka överlevnad och orsaka andra typer av effekter, vilket över alla bigrupper inkluderar nedsatt reproduktion och fysiologi, påverkan på beteende, orienteringsförmåga och minne, samt negativ påverkan på populationer skattat genom minskad förekomst av bin i fält. För sociala bin, som honungsbin och humlor, har studier även visat på en minskad tillväxt av samhället. Störst fokus har lagt på effekter på beteende, orientering och minne i studier med sociala bin, och för humlor finns det även studier av samhällenas tillväxt och reproduktion. Studier på solitära bin inkluderar även effekter på reproduktion och fysiologi, inklusive förändrad immunkompetens. Några studier av reproduktionseffekter hos honungsbin har inte identifierats. Reproduktionseffekter hos honungsbin kan vara svårt att uppskatta då de har fleråriga samhällen och naturligt svärmar vid reproduktion - ett beteende som dämpas av biodlare genom att förhindra produktion av nya drottningar. **Indirekta effekter av insekticider på bin** har studerats betydligt mindre än de direkta effekterna, men man har konstaterat att insekticider kan minska motståndskraften mot sjukdomar och parasiter hos honungsbin och humlor. Dock kan det vara värt att påpeka att humlesamhällen i jordbrukslandskap som exponerades för neonikotinoiden klotianidin inte var mer drabbade av patogener än de som inte exponerades för klotianidin, trots att de exponerade humlesamhällena knappt tillväxte alls (Wintermantel et al., 2018) och i en studie där man visade på förändrad immunkompetens⁴ hos solitärbin, såg man inte heller att detta ledde till ökad sjukdomsprevalens eller parasitering.

Gällande **direkta effekter av herbicider** hade främst effekter på honungsbin studerats och bland uppmätta effekter förekom ökad dödlighet, och förändringar i fysiologi och beteende, såsom orienteringsförmåga och minne. Även bland humlor har man konstaterat att herbicider kan ha direkta effekter, såsom ökad dödlighet (Straw et al., 2021) och förändrat beteende (Helander et al., 2023; Nouvian et al., 2023). Det är viktigt att notera att den ökade dödlighet som uppmättes bland humlor var relaterad till andra ämnen i produkten, än den aktiva herbicida ingrediensen glyfosat, som i sig inte innebar någon ökad mortalitetsrisk för exponerade humlor. Dock visar preliminära resultat från fältstudier i tyska vinodlingar och spanska mandelodlingar inte på några negativa reproduktionseffekter hos varken honungsbin, humlor eller solitärbin (Wintermantel et al., 2023). **Indirekta effekter av herbicider** leder till minskad födoresurstillgång genom minskad mängd blommande växter, vilket bidrar till att begränsa binas tillgång till föda (Brühl & Zaller, 2021; Damgaard et al., 2022; Dupont et al.,

⁴ Immunförsvarets förmåga att hantera angrep från skadliga mikroorganismer och sjukdomar.

2018; Strandberg et al., 2021). Sannolikt är konsekvenserna för pollinatörspopulationer betydligt större via dessa indirekta jämfört med de direkta effekterna av herbicider (Brühl & Zaller, 2021)

Kunskapen om **direkta effekter av fungicider** omfattar dokumenterad påverkan på honungsbins och humlors fysiologi, honungsbins och solitärbins beteende samt honungsbins överlevnad och humlesamhällens tillväxt och reproduktion. **Indirekta effekter av fungicider** är mindre välstuderade, men visar att honungsbin och humlor får sämre förmåga att motstå parasiter.

Kombinerad exponering för multipla växtskyddsmedel eller stressfaktorer kan förstärka effekten jämfört med exponering för enskilda substanser eller stressfaktorer. Ett exempel på detta är att exponering för växtskyddsmedelsblandningar jämfört med enskilda substanser kan påverka humlornas förmåga att försvara samhällena mot parasiter och ha negativ inverkan på humlornas polleninsamling och samhällsutveckling. Vidare har laboratoriestudier visat att exponering för fungicider kan påverka detoxifieringsprocessen hos bin och därmed förstärka effekten av insekticider. Även i de fall då man inte har sett att samverkande stressfaktorer förvärrar varandras effekter kan deras sammanslagna effekt få allvarliga konsekvenser. Det finns ett fåtal studier som undersökt konsekvenserna av bins exponering för blandningar av växtskyddsmedel när de är aktiva i jordbrukslandskap men utan att testa skillnader mellan blandningar och enskilda substanser. Studierna visar att den tillåtna användningen av växtskyddsmedel som leder till parallell exponering för multipla växtskyddsmedel kan minska reproduktionsframgång hos humlor och solitärbin (Nicholson et al., 2023; Rundlöf et al., 2022) och minska diversitet och abundans av solitärbin (Park et al., 2015). Vidare kan kombinationen av växtskyddsmedelsexponering och brist på blomresurser additivt påverka reproduktionsframgången hos murarbin över flera generationer (Stuligross & Williams, 2020; Stuligross & Williams, 2021), vilket ledde författarna att dra slutsatsen att det behövs både god tillgång till blomresurser och låg exponering för växtskyddsmedel för att murarbinas populationer ska vara livskraftiga. Dock är kunskapsunderlaget här mycket begränsat kring multipla stressfaktorer och det är önskvärt med ytterligare studier under fält eller fältrealistiska förhållanden som fokuserar på relevanta växtskyddsmedelsblandningar och i olika sammanhang (biarter, andra stressfaktorer, olika landskapstyper etc.).

Effekter på fjärilar

Kemikalieförorening av miljön har tillsammans med habitatförlust har pekats ut som de främsta hoten mot fjärilar (Belsky & Joshi, 2018; Warren et al., 2021), men omfattningen av studier som specifikt fokuserar på växtskyddsmedel är begränsad (Warren et al., 2021). Precis som för bin, har hitintills endast ett fåtal av de globalt sett mer än 200 000 fjärilsarterna testats för påverkan av växtskyddsmedel, inkluderat studier i laboratorium (Pisa et al., 2015). Det finns mer kunskap om påverkan av växtskyddsmedel på fjärilar som är skadegörare på grödor, jämfört med övriga fjärilar. Vidare har en majoritet av studierna utförts på larvstadiet (Braak et al. 2018), vilket sannolikt hänger ihop med att det är under detta stadie som fjärilarna agerar skadegörare på grödor. Även om studier på skadegörare kan utgöra en vägledning även för effekter på andra fjärilsarter, så skiljer sig arternas känslighet för insekticider (Braak et al., 2018). Det behövs därmed ökad kunskap om påverkan på fjärilar som inte är skadegörare, och dessutom om hela fjärilens livscykel. Studier som gjorts

under semi-fältförhållanden är få till antalet, vilket framgår i de forskningssammanställningar som vi utgått ifrån i den här rapporten där samma citeringar förekommer upprepat. Detta belyser ytterligare en viktig kunskapslucka och understryker behovet av att utreda hur appliceringsmetod och växtskyddsmedelsblandningar påverkar effekten (Pisa et al., 2015).

Direkta effekter av insekticider har främst visats gällande minskad populationsstorlek och förändringar i organismsamhället sammansättning, och endast ett fåtal andra påverkansområden har studerats såsom dödlighet och fysiologi. Dock har det visats att exponering för växtskydd generellt kan leda till ökad dödlighet hos fjärilslarver och förändrad populationsstorlek. På grund av en generell brist på studier under fältförhållanden presenterar vi de övergripande effekter som rapporterats från studier under laboratorieförhållanden. Förutom en ökad dödlighet, för både ägg och vuxna, har studier även visat på subletala effekter på livslängd, reproduktion (minskad fertilitet eller infertilitet av ägg, misslyckad kläckning av ägg, minskad fekunditet⁵ och äggläggning), fysiologi (deformationer, minskad kroppsstorlek, minskad vikt, större huvudomfång, lägre vikt på larver, ökad bakkroppsbredd, minskat vingspann, minskad tillväxt hos larver, längre utvecklingsfas) och beteende, orientering och minne (minskad födosöksaktivitet, minskat födointag) (Braak et al., 2018). Dokumenterade effekter på fjärilar stämmer delvis överens med dokumenterade effekter på bin. **Indirekta effekter av insekticider** kan omfatta ökad täthet av fjärilar som är skadegörare som en följd av att deras naturliga fiender minskar (Sánchez-Bayo, 2021). Herbicider rapporteras ha både direkt och indirekt påverkan på fjärilar. Den översiktsstudie som rapporterar om **direkta effekter av herbicider** på fjärlars abundans särskiljer dock inte från samtida effekter av andra växtskyddsmedel (Braak et al., 2018). **Indirekta effekter av herbicider** omfattar indirekt påverkan på antalet fjärilar; ett flertal studier har rapporterat minskade populationer på grund av att fjärlarnas värdväxter minskat i antal och mångfald. Vi har inte hittat några studier om **direkta eller indirekta effekter av fungicider** på fjärilar under semi-fält eller fältliknande förhållanden. Vi har heller inte identifierat några experimentella studier av **samverkan mellan multipla stressfaktorer** på fjärilar.

Effekter på blomflugor

Vi har inte identifierat någon sammanfattande forskningsgranskning med fokus på effekter på blomflugor från någon grupp av växtskyddsmedel. Därför baseras detta avsnitt på ett urval av enskilda vetenskapliga publikationer, även dessa få till antalet. Liksom för bin och fjärilar är effekter av olika växtskyddsmedel (aktiva substanser) endast studerat på ett fåtal arter (Rodríguez-Gasol et al., 2020), varav ännu färre är genomförda under fältliknande förhållanden. Bland de försök som har utförts hittills – både i laboratorium och under fältliknande förhållanden – är det fler som har fokuserat på effekten av insekticider än övriga växtskyddsmedel. Försöken är begränsade till ett fåtal vanligare blomflugarter (Hautier et al., 2006; Hautier et al., 2004; Jansen, 2014; Rodríguez-Gasol et al., 2020). **Direkta effekter av insekticider på blomflugor** omfattar överlevnad hos både vuxna individer och larver, och förändrat beteende samt populationsminskning, där det senare även har påvisats som en **direkt effekt av herbicider**. Vidare har herbicider visat sig påverka blomflugor genom

⁵ En organisms potentiella fortplantningskapacitet, det vill säga så många avkommor som skulle kunna produceras under gynnsamma förhållanden.

dödlighet i larvstadiet, liksom genom effekter på vuxnas beteende, orientering och minne, vilket yttrar sig genom att vuxna individer i sin tur inte lägger ägg på behandlade växter (Tanke & Franz, 1978). Bland **direkta effekter av fungicider** kan nämnas ökad dödlighet hos vuxna individer och larver. Under laboratorieförhållanden fann Schweizer and Zebitz (1988) att svältande larver matade med föda som innehöll enskilda fungicider i olika koncentrationer hade ökad dödlighet samt försämrad utveckling, vilket minskade deras vikt, med påföljande liknande viktnedgång på dess puppor och slutligen de vuxna individerna jämfört med larver som fick mat *ad lib*. Toxicitetstest under laboratorieförhållanden bekräftar de effekter som dokumenterats i de fåtalet studier som genomförts under fältliknande förhållanden, med toxiska effekter från ett större antal insekticider och ett mindre antal herbicider och fungicider. Försöken är dock begränsade till ett fåtal vanligare blomflugorarter (Hautier et al., 2006; Hautier et al., 2004; Jansen, 2014; Rodríguez-Gasol et al., 2020).

Vi har inte identifierat några studier gällande **indirekta effekter på blomflugor från någon grupp av växtskyddsmedel**, men minskade antal och mångfald av blommande växter på grund av herbicider har sannolikt snarlika effekter på blomflugor som på vuxna fjärilar och bin, via minskad tillgång till föda. Liksom för fjärilar har vi inte hittat några studier specifikt kring **samverkan mellan multipla stressfaktorer**. Däremot har generell exponering för växtskyddsmedel i jordbrukslandskapet relaterats till förändringar i blomflugors populationsstorlek och sammansättning av populationer (Dormann et al., 2007; Schweiger et al., 2007). Man har även sett att blomflugornas antal och artrikedom gynnas av ekologiskt jordbruk och andra typer av extensiva odlingsmetoder jämfört med mer konventionella metoder (Andersson et al., 2013; Rodríguez-Gasol et al., 2020). Även om liten växtskyddsmedelansvändning i sådana odlingsystem har pekats ut som den möjliga förklaringen till de påvisade positiva effekterna så har effekter av exponeringsgrad inte testats explicit (Dib et al., 2016). Därmed är det heller inte möjligt att dra en säker slutsats om huruvida det är direkta effekter av olika typer av växtskyddsmedel, eller indirekta effekter av exempelvis herbiciders inverkan på blomförekomsten, som ligger bakom den lägre förekomsten av blomflugor i konventionella odlingsystem.

Sammanfattning direkta och indirekta effekter

Vi ser tydligt att växtskyddsmedel kan ha negativ inverkan på pollinatörer, genom direkta såväl som indirekta effekter, och att exponering för multipla stressfaktorer gemensamt kan sänka pollinatörernas välmående till sådan grad att det skadar deras populationer. Samtidigt kan vi konstatera att det saknas kunskap från fält eller fältliknande förhållanden inom ett flertal områden och kunskapsluckorna är stora när det gäller enskilda arters respons, såväl som enskilda substansers effekt. Generellt är vår kunskap om blomflugor och fjärilar sämre än om bin. När det gäller direkta effekter så har enskilda insekticider studerats mer än herbicider, fungicider och multipla stressfaktorer, inklusive samverkande växtskyddsmedel. Gällande indirekta effekter så är herbicider den mest studerade typen av växtskyddsmedel, och sannolikt även den som har den största betydelsen. Eftersom alla grupper av pollinatörer i något livsstadium är starkt beroende av växter (Danforth et al., 2019; Sánchez-Bayo, 2021; Wäckers et al., 2006) och ibland även på andra delar av växter eller djur i något livsstadium (Uhl & Brühl, 2019), finns en risk för indirekta effekter på pollinatörer via växterna när växter direkt påverkas av växtskyddsmedel, främst herbicider (Brühl & Zaller, 2021; Damgaard et al., 2022; Dupont et al., 2018; Strandberg et al., 2021). Vi har i denna rapport

sett exempel på att näringsstress – som skulle kunna uppkomma som en indirekt effekt av herbicidanvändning – i kombination med exponering för växtskyddsmedel kan bidra till försämrade reproduktionsframgång som spänner över flera generationer (Stuligross & Williams, 2020; Stuligross & Williams, 2021). Livskraftiga populationer av pollinatörer kräver tillräcklig förekomst av blommor och värdväxter, samtidigt som pollinatörerna inte exponeras för skadliga halter av växtskyddsmedel. Det skulle kunna indikera att en samtidig användning av herbicider som reducerar växtrikedomen och tillgången på blomresurser och insekticider som har en direkt negativ påverkan på insekter tillsammans leder till negativa populationstrender för insekter (Van Klink et al., 2020; Wagner et al., 2021) – något som har observerats till och med i skyddade områden (Hallmann et al., 2017).

Övervakning av exponering och risker för pollinatörer

För att kunna följa förändringar i växtskyddsmedelsrisk i tid och rum och bekräfta en eventuell minskad exponering och riskminskning för pollinatörer behövs metoder för att kunna spåra sådan exponering och risker. Detta skulle kunna göras med miljöövervakning av växtskyddsmedel i pollinatörsrelevanta material och genom riskindikatorer som relaterar till biologiska konsekvenser för pollinatörer (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023; Rundlöf et al., 2022). Med biologiskt relevanta konsekvenser avses här att det finns ett samband mellan riskindikatorn och något som kan mätas hos pollinatörerna och som har betydelse för deras fortlevnad, som exempelvis dödlighet eller reproduktionsframgång. Nationellt finns miljöövervakning av växtskyddsmedel i jordbrukslandskap sedan 2002 som inkluderar mätning av växtskyddsmedelhalter i ytvatten och sediment (Boye et al., 2019; Nanos et al., 2021). Halterna kombineras med toxicitetsinformation från standardiserade laboratorietest och detta används som underlag för att bedöma riskerna för vattenlevande organismer och följa upp det nationella miljömålet Giftfri miljö (Jonsson et al., 2022). I Sverige samlas data om växtskyddsmedel in i flera olika former med syfte att ge en överblick över försäljning, användning och risker för människor och miljö. Detta gör det möjligt att följa förändringar över tid och rum och att utvärdera politiska målsättningar (Dahlqvist et al., 2019). Insamlade data relaterar dock inte direkt till exponering, risker eller effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer.

Genom lärdomar från implementerad miljöövervakning och användning av riskindex för vattenlevande organismer, kan liknande ansatser användas för pollinerande insekter. Analys av halter av växtskyddsmedel i honungsbin, pollen och nektar från olika platser och tidpunkter har föreslagits som en metod för att övervaka växtskyddsmedel i terrestra miljöer (de Oliveira et al., 2016; Jonsson et al., 2013). Honungsbin är användbara eftersom de genom sitt födosök samlar in material från miljön kring sina boplatser och tar med det till sin centrala boplatz. Genom att samla in prover från den centrala kupan tas från ett större kringliggande område. Detta kan jämföras med att provta ett vattendrag där vatten från ett större avrinningsområde samlas, tillsammans med eventuella föroreningar som kan följa med vattnet.

Inom ramen för flera nationella och internationella projekt har arbete pågått de senaste åren med syfte att öka vår förståelse för hur honungsbin och andra pollinerande insekter exponeras för växtskyddsmedel, i tid och rum och hur detta skiljer sig mellan biarter, men även för att identifiera substanser och situationer som leder till en hög växtskyddsmedelsrelaterad risk för

bin. Vid provtagningarna korrelerar vanligtvis mängden växtskyddsmedel mellan pollen, nektar och bin (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023). Av dessa material anses pollen dock vara lämpligast för provtagning eftersom det fångar upp fler ämnen jämfört med nektar och bin (Jonsson et al., 2022). Därför föreslås honungsbiinsamlat pollen som potentiellt lämpligt vid övervakning av växtskyddsmedelsrester i ett pollinatörsrelevant material (Jonsson et al., 2022; Knapp et al., 2023). Jämförelser mellan pollen från de tre biarterna honungsbi, mörk jordhumla och rödmurarbi ledde till slutsatsen att halter och uppskattade risker korrelerade mellan de tre arterna, men att pollen insamlat av just honungsbin var särskilt lämpligt eftersom denna art samlar stora volymer av pollen och dessutom från större ytor och högre andel grödpollen (Knapp et al., 2023). Genom att använda pollen från honungsbin riskerar man därmed inte att underskatta förekomsten av och risken med växtskyddsmedel, eftersom risken i honungsbiipollen i genomsnitt är högre jämfört med de andra arternas. Dessutom har risken baserad på honungsbiinsamlat pollen inte något samband med mängden jordbruksmark i landskapet utan låg konstant högt (Knapp et al., 2023), vilket kan vara en fördel om övervakningen ska vara skyddande.

Halterna av växtskyddsmedel i biinsamlat pollen har använts tillsammans med toxicitetsinformation från standardiserade laboratorietest med honungsbin för att räkna fram ett additivt riskindex som bygger på summerade toxicitetsviktade halter (Knapp et al., 2023; Rundlöf et al., 2022):

$$\text{Riskindex} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{koncentration substans } (i)}{\text{medel LD}_{50} \text{ substans } (i), \mu\text{g/bi}}$$

En begränsning med indexet är att det antagligen fångar direkta effekter bättre än indirekta effekter, eftersom indirekta effekter inte kan mätas med LD₅₀. Exempelvis är det möjligt att en herbicid har extremt högt LD₅₀-värde för pollinatörer, det vill säga låg toxicitet, men ändå får negativa konsekvenser genom att begränsa deras födotillgång. Trots denna begränsning har indexet stora fördelar; det väger samman risken med växtskyddsmedelsblandningar och har i replikerade fältstudier visat sig användbart för att förklara minskad reproduktionsframgången hos humlor i Nordamerika (Rundlöf et al., 2022) så väl som i Europa (Nicholson et al., 2023). Ytterligare undersökningar skulle behövas för andra biarter och grupper av pollinatörer för att utvärdera hur generellt tillämpligt riskindexet är. Om det anses lämpligt skulle detta eller ett liknande riskindex kunna användas för att undersöka förändringar i växtskyddsmedelsrelaterade risker för pollinatörer, identifiera substanser och användningar som är extra riskfyllda och utvärdera målsättningar om att minska växtskyddsmedelsrelaterade risker för pollinerande insekter. För att på en bredare front fånga hur biologisk mångfald påverkas av växtskyddsmedelsanvändning skulle det behövas miljöövervakning som integrerar övervakningsansatser mot biologisk mångfald med sådana som fokuserar på växtskyddsmedelsrester i miljön (Sigmund et al., 2023). Idag finns det separat nationell dagfjärilsövervakning, pilotförsök till pollinatörsövervakning (Arnberg et al., 2022) och nationell miljöövervakning av växtskyddsmedelsrester i ytvatten och sediment (Boye et al., 2019; Nanos et al., 2021). Koordinering av dessa, eventuellt med honungsbiipollen som ytterligare provtaget material för växtskyddsmedelsrester, skulle kunna vara utgångspunkten för en sådan integrerad miljöövervakning av pollinatörer och växtskyddsmedelsrester i miljön. Det ger förutsättningar för att på längre sikt utvärdera samvariation mellan pollinatörers långsiktiga trender i ljuset av pollinatörsrelevant miljöförorening av växtskyddsmedel.

Sammanfattat är pollen som samlats in från honungsbin vid sin kupa ett lämpligt material att provta för att analysera och beräkna växtskyddsmedelsrelaterade risker för bin. Summerade toxicitetsviktade halter av växtskyddsmedel i sådant pollen har visat sig användbart för att skatta negativa effekter av växtskyddsmedel på humlors samhällstillväxt och reproduktion. I nuläget saknas kunskap om hur väl denna metod relaterar till populationseffekter bland andra pollinatörer. En potentiell begränsning är att känslighet för växtskyddsmedel varierar mellan arter och kunskapsluckorna är än så länge stora gällande växtskyddsmedlens toxicitet för andra grupper än honungsbin. Pågående internationella initiativ har dock som mål att ta fram jämförbara uppgifter om arters känslighet för växtskyddsmedel och inom några år bedömer vi det sannolikt att lämpligheten har utvärderats och möjligtvis anpassats till fler grupper. Vi belyser även behovet av en integrerad miljöövervakning av pollinatörer och växtskyddsmedelsrester i pollinatörsrelevanta material, för att på lång sikt kunna följa växtskyddsmedelsrelaterade risker.

Åtgärder för att minska exponering och effekter på pollinatörer

I den nya handlingsplanen för hållbar användning av växtskyddsmedel för perioden 2023-2027⁶ berörs pollinatörer i mål 3 ”Minska riskerna för pollinerande insekter och andra nyttoinsekter”. De huvudsakliga åtgärderna som föreslås är att:

1. ”gynna tillgången till livsmiljöer för pollinerande insekter och andra nyttoinsekter i både slättbygd och mellanbygd, samt”
2. ”användningen av växtskyddsmedel som är skadliga för pollinerande insekter minimeras.”

Jämfört med föregående periods handlingsplan finns det ett mindre uttalat fokus på att minimera de direkta riskerna (Dahlqvist et al., 2019) och ett ökat fokus på att generellt gynna pollinerande insekter och därmed mer holistiskt riskminimera⁸.

Här går vi ett steg vidare och kopplar ihop åtgärder som kan påverka pollinatörer genom att minska exponering och oönskade effekter av växtskyddsmedelsanvändning. Vi beskriver kunskapsläget när det gäller åtgärder för att minska exponering och effekter av växtskyddsmedel på pollinatörer, bland annat baserat på relevanta delar av den systematiska litteraturgenomgången i Andersson et al. (2021), rapporten från MAGPIE-workshopen (Alix et al., 2017) och relevanta enskilda studier (Ingwell et al., 2021; Klaus et al., 2021; Park et al., 2015; Rundlöf et al., 2022; Stuligross & Williams, 2020; Wintermantel et al., 2022). Avsnittet inkluderar inte åtgärder som handlar om tekniska lösningar eller precisionsodling.

Vi delar in åtgärder för att minska exponering och negativa effekter på pollinatörer i tre huvudsakliga kategorier:

- Anpassad användning för minskad exponering och risk
- Blomresurser för minskad exponering och effekt

⁶ Bilaga till Protokoll vid regeringssammanträde den 16 mars 2023 13, LI2023/02045. Nationell handlingsplan för hållbar användning av växtskyddsmedel för perioden 2023–2027 (<https://www.regeringen.se/informationsmaterial/2023/03/nationell-handlingsplan-for-hallbar-anvandning-av-vaxtskyddsmedel-for-perioden-20232027/>).

- Halvnaturliga miljöer i landskapet för minskad exponering och resilienta populationer

De olika åtgärderna är aktuella på olika rumsliga skalor, dels lokalt inom de brukade fälten, dels i det vidare landskapet, där olika åtgärders potential att minska exponering och effekter på pollinatörer är kopplat till egenskaper som styr arternas aktivitet i tid och rum och i vilken typ av jordbrukslandskap de tillämpas (Andersson et al., 2021).

Anpassad användning för minskad exponering och risk

Att minska användningen av växtskyddsmedel, det vill säga applicerad mängd och appliceringsfrekvens, innebär generellt en minskad risk för direkta och indirekta effekter på pollinatörer (Andersson et al., 2021; Brittain et al., 2010; Park et al., 2015) men detta antagande förutsätter så klart att man inte byter ut tidigare växtskyddsmedel mot mer effektiva ämnen. För att minska exponering kan man tillämpa minsta möjliga dos och anpassa frekvens och tidpunkt för applicering till pollinatörernas aktivitetsmönster i tid och rum (Alix et al., 2017). Appliceringen kan anpassas tidsmässigt för att undvika överlapp med pollinatörers aktivitetsperiod och viktiga resursers blomningstid, dels över säsongen, dels över dygnet (Alix et al., 2017). Exempelvis kan applicering utföras under natten för att undvika exponering för dagaktiva arter, däremot finns det under denna tidsperiod nattaktiva pollinatörer så som nattfjärilar som skulle kunna exponeras. Brittain et al. (2010) visade att upprepade appliceringar under säsongen kan leda till negativa effekter på artrikedomen av vilda bin i vinodlingar, men där endast en applicering under tidig säsong inte visade samma negativa påverkan. Antal appliceringar hade däremot inte samma negativa påverkan för fjärilar eller humlor (Brittain et al., 2010). Det behöver inte betyda att dessa grupper är mindre känsliga för upprepade exponering, utan skulle helt enkelt skulle kunna bero deras egenskaper, som att humlornas har en längre födosöksradie och att fjärilarnas saknar ett fast bo. Därmed kan dessa grupper röra sig över större områden, vilket gör att de påverkas på en annan rumslig skala (jämför med Knapp et al., 2023).

På en landskapskala har den växtskyddsmedelsrelaterade risken via pollen visat sig minska med minskande andel åkermark för solitära rödmurarbin och sociala jordhumlor (Knapp et al., 2023), eftersom åkermark mer sannolikt behandlas med växtskyddsmedel. Detta gäller dock inte för honungsbin. Det är sannolikt kopplat till honungsbinas generellt större preferens för massblommade grödor (Graham et al., 2022; Knapp et al., 2023; Persson et al., 2018; Rollin et al., 2013; Yourstone et al., 2021), i kombination med deras större födosöksområde (Kendall et al., 2022), som gör det möjligt att finna, kommunicera och fokusera på sådana resurser. Därmed är den växtskyddsmedelsrelaterade risk som beräknas utifrån pollen samlat av honungsbin, högre än för de andra biarternas och dessutom oberoende av landskapskontexten (Knapp et al., 2023). Det är dock oklart vad som gäller för andra grupper av pollinatörer som, till skillnad från bin, inte är bundna till en central boplats under stora delar av växtsäsongen eller har livsstadier som inte livnär sig på pollen och nektar.

Även appliceringsförhållanden är viktiga att ha i åtanke, exempelvis att följa de regler som finns kring vindförhållanden vid applicering för att i största möjliga utsträckning undvika vindorsakad spridning till intilliggande områden (Alix et al., 2017). Ytterligare åtgärder som syftar till att minska spridning kan göras inom fältets kantzoner eller buffertzoner. Sådana kantzoner kan bestå av en obesprutad yttre del av det odlade fältet, vilket ökar avståndet mellan det behandlade området och omgivningen eller utgörs av obrukade zoner strax

utanför fältkanten som anpassas för att hindra spridning av växtskyddsmedel till omgivningen (Andersson et al., 2021). Speciellt i spannmål verkar obesprutade kantzoner kunna skapa floristiska värden, med potential att gynna pollinatörer, utan att påverka grödans täckningsgrad (de Snoo, 1999). Kantzonerna kan utgöras av insådd eller underhåll av buskartad vegetation som skapar fysiska barriärer och hindrar att växtskyddsmedel sprids längre sträckor med vinden (Alix et al., 2017; Andersson et al., 2021). Kantzonerna kan även tillföras vegetation som kan utgöra viktiga resurser för pollinatörerna i form av boplatser och födokällor genom så kallade multifunktionella kantzoner, vilket beskrivs vidare under avsnittet om minskad exponering och mildrad effekt med blommor. Den rekommenderade bredden på buffertzonen varierar med växtskyddsmedlets egenskaper men är oftast mellan 5 och 50 meter bred (Alix et al., 2017). Den stora variationen i bredd på buffertzonen beror på att deras buffrande effekt är beroende på exempelvis växtskyddsmedel och appliceringsmetod. Detta skulle kunna innebära en kunskapslucka där ytterligare studier kunde identifiera lämplig bredd under svenska förhållanden.

Blomresurser för minskad exponering och effekt

Brist på födoresurser och exponering för växtskyddsmedel är två stressfaktorer med additiv eller samverkande påverkan på pollinatörer (Andersson et al., 2021; Rundlöf et al., 2022; Stuligross & Williams, 2020). Pollinatörer i odlingslandskap lider ofta brist på födoresurser på grund av intensifiering av jordbruket, som medfört en minskning av både mängd och variation av naturliga födoresurser, och en separation av de kvarvarande resurserna i tid och rum (Goulson et al., 2015; Potts et al., 2016; Woodcock et al., 2016). Denna minskning av halvnaturliga miljöer och associerade födoresurser innebär att pollinatörerna i högre grad blir beroende av grödor som födoresurs, och då samtidigt riskerar att öka sin exponering för växtskyddsmedel (Knapp et al., 2023). Ibland framförs förslag om att ta bort blomresurser i eller intill grödor som ska behandlas för att minska pollinatörers exponering för växtskyddsmedel (Alix et al., 2017; Graham et al., 2024; McDougall et al., 2021), med antagande om att detta även bidrar till minskad påverkan på dem. Detta är sannolikt ett missriktat råd (Nabaes Jodar et al., 2023) eftersom variationsrika resurser över tid och rum är viktiga för att pollinatörer ska få i sig näringsrik föda, vilket samtidigt kan motverka växtskyddsmedels negativa fysiologiska effekter, och påföljande populationseffekter (Klaus et al., 2021; Stuligross & Williams, 2021). Det finns nu en handfull semi-fält och fältstudier som tyder på att god tillgång på blommor kan minska, motverka eller kompensera negativa effekter vid samtidig användning av växtskyddsmedel (Ingwell et al., 2021; Nicholson et al., 2023; Rundlöf et al., 2022; Stuligross & Williams, 2020; Stuligross & Williams, 2021; Wintermantel et al., 2022). Klaus et al. (2021) visade exempelvis i en semi-fältstudie att reproduktionen var högre för det solitära rödmurarbiet i neonicotenoidbehandlad raps med insådd av alternativa födoresurser (motsvarande 50% av arealen), jämfört med fält utan sådan insådd. Liknande dämpande effekter genom ökade alternativa födokällor genom insådda vildblomremсор har även påvisats i en Nordamerikansk fältstudie på humlearten *Bombus vosnesenskii* (Rundlöf et al., 2022). Som vi redan har nämnt, förekommer det också fall där blomresurserna visserligen inte motverkar den negativa effekten av växtskyddsmedlen, men likväl bidrar med nödvändiga resurser för livskraftiga populationer av pollinatörer (Stuligross & Williams, 2020; Stuligross & Williams, 2021).

Att anlägga blomremсор är en relativt vanlig åtgärd för att gynna humlor, solitärbin och blomflugor genom ökad förekomst av blomresurser lokalt, antingen i fältet, eller mer vanligt förekommande i dess kantzón/buffertzón (inom fältet eller utanför fältet) (Jönsson et al., 2015; Klatt et al., 2020; Rundlöf et al., 2022). Blomremсорnas innehåll skulle kunna anpassas för att säkerställa tillgång till alternativa resurser för olika grupper av pollinatörer samtidigt som den växtskyddsbehandlade grödan blommar, och därigenom teoretiskt sett minska interaktionen mellan pollinatör och gröda, men detta finns det ännu inga studier av. Blomremсор i jordbrukslandskap där växtskyddsmedel används kan bli förorenade med växtskyddsmedel (Botías et al., 2015; Graham et al., 2024; Mogren & Lundgren, 2016). En studie visar dock att även om blomremсор är en källa för växtskyddsmedelsexponering så kan de extra blomresurserna göra att resultatet blir en positiv nettoeffekt på binas reproduktion (Rundlöf et al., 2022). Potentiellt skulle även blomresurstillförande och avdriftshindrande blommande träd och buskar kunna planteras i buffertzoner vid behandlade fält och därmed bidra med liknande nettoeffekter på pollinatörer. Likande studier skulle dock behövas för att fastställa hur generellt detta mönster är för olika pollinatörer och i olika typer av landskap. Eftersom det nästan helt saknas fältstudier på pollinatörer inom detta område är det i nuläget svårt att framföra mer än generella rekommendationer som bygger på grundläggande kunskap om vad som begränsar och gynnar pollinatörspopulationer.

Mängden blomresurser kan beaktas på både lokal och landskapsskala. Lokala blomresurser är viktiga för solitärbin som inte rör sig mer än några hundra meter i sitt födosök, medan blomresurser i landskapet, inklusive blommande grödor, är viktigare för humlor som födosöker över större områden (Persson et al., 2018; Rundlöf et al., 2014; Rundlöf et al., 2022). Blommande grödor som är behandlade med växtskyddsmedel behöver inte utgöra en sämre födoresurs än motsvarande gröda som inte är behandlad, utan det beror helt på hur toxiska växtskyddsmedlen är som används i grödan (Knapp et al., 2022). I en svensk studie var samhällstillväxten och reproduktionsframgången hos mörk jordhumla större i landskap med rödklöverfröodling, oavsett om fröodlingen hade behandlats med neonicotinoiden tiakloprid eller inte, jämfört med i landskap där rödklöverfröodling saknades (Knapp et al., 2022; Rundlöf & Lundin, 2019). I mycket intensivt brukade landskap med stor dominans av åkermark kan det dock finnas få pollinatörer kvar som kan svara på en tillförsel av blomresurser (Tschamtker et al., 2005). I sådana landskap kan det vara viktigare att skapa mer halvnaturliga miljöer som kan utgöra både bo- och födosöksplats för pollinatörer (Kleijn et al., 2011; Smith et al., 2014). Det är dock tveksamt om detta gäller under svenska förhållanden, där ökande dominans av jordbruksmark generellt ökar pollinatörers positiva respons till odlingsmetoder som innebär minskad användning av insatsmedel (Rundlöf et al., 2008; Rundlöf & Smith, 2006).

Halvnaturliga miljöer i landskapet för minskad exponering och resilienta populationer

Ökande andel av halvnaturliga miljöer kan minska växtskyddsmedelsexponering och relaterad växtskyddsmedelsrisk för solitära rödmurarbin och jordhumlor, men inte för honungsbin (Knapp et al., 2023). Det tyder på att tillgång till halvnaturliga områden, på en organismrelevant landskapsskala, skulle kunna minska vildbins exponering och därmed reducera potentialen för påverkan. Denna enda studie föreslår att bin som födosöker över stora områden och favoriserar blommande grödor som födosökshabitat, som exempelvis honungsbin, förväntas att exponeras mer för växtskyddsmedel jämfört med bin som har ett

mer begränsat födosöksområde, som exempelvis rödmurarbin (Knapp et al., 2023). Det är oklart hur generellt detta mönster är och okänt om det gäller för andra grupper av pollinatörer än bin.

Ett fåtal tillgängliga studier tyder på att halvnaturliga miljöer i jordbrukslandskapet har potentialen att buffra negativa effekter av växtskyddsmedel på solitärbins storlek, artrikedom och abundans (Centrella et al., 2020; Park et al., 2015). Det beror på de ekologiska processer som stöds av de (halv)naturliga habitaterna, där källhabitat med god habitatkvalité bebos av populationer med en hög reproduktionsframgång via spridning kan bidra med organismer till habitat av sämre kvalitet (sänkhabitat) där det föds färre individer (Dunning et al., 1992; Pulliam & Danielson, 1991). Detta skulle kunna innebära att även om det finns områden i jordbrukslandskapet där pollinatörer påverkas negativt av växtskyddsmedelsanvändning så blir populationseffekten inte så stor som förväntat om det finns kvalitativa källhabitat som kan bidra till att pollinatörspopulationen kan återhämta sig. Detta har inte studerats för pollinatörer och växtskyddsmedel, men en sådan återhämtningsmekanism är föreslagen i en litteraturöversikt som fokuserar på populationsåterhämtning vid växtskyddsmedelsanvändning (Kattwinkel et al., 2015). Dock tyder en modelleringsstudie av en skalbagge i jordbrukslandskap med växtskyddsmedelsanvändning på att samma flöde av individer från käll- till sänkhabitat kan ha en långsiktigt negativ påverkan på skalbaggspopulationen om växtskyddsmedel används i en stor del av landskapet (Topping et al., 2014). Det återstår att undersöka vad som gäller för olika pollinatörer under svenska förhållanden. Modeller är ett lovande verktyg för att förstå hur populationer påverkas av växtskyddsmedelsanvändning över större spatiala och temporala skalor, d.v.s. över landskap och flera år, eftersom det är mycket utmanande att genomföra sådana studier i verkliga jordbrukslandskap. Individbaserade modeller och ekonomisk-ekologiska modeller kan här till exempel användas för att undersöka hur honungsbisamhällen påverkas av växtskyddsmedelsexponering (Rumkee et al., 2015) och hur tillgången på tama bin kan göra att lantbrukare tar mindre hänsyn till vilda bin vid växtskyddsmedelsanvändning (Kleczkowski et al., 2017).

Sammanfattat finns det flera åtgärder att ta till för att minska riskerna med växtskyddsmedelsanvändning för pollinatörer. Först och främst kan man applicera minsta möjliga dos och anpassa tidpunkten till pollinatörernas aktivitetsmönster, för att i så stor mån som möjligt undvika att appliceringen sker när pollinatörer är aktiva i eller intill det behandlade området. Vid applicering kan risken för spridning i det vidare landskapet minimeras genom anläggning av bufferzoner eller sprutfria kantzoner och applicering ska enligt reglering undvikas i blåsig väder. Bufferzonerna kan dessutom användas för att skapa fysiska barriärer, som ytterligare begränsar spridningen, men även till specifika pollinatörsgynnande åtgärder, såsom insådd av blommor. För att gynna pollinatörerna i allmänhet så att populationerna har större sannolikhet för att klara av viss exponering för växtskyddsmedel är det viktigt att säkerställa att de har tillräckligt med blomresurser. Detta kan exempelvis ske genom att anlägga blomremсор i och runt grödorna. Även om det finns en risk att pollinatörer exponeras för växtskyddsmedel via dessa blommor verkar nettoeffekten av ökade blomresurser vara positiv. Slutligen finns det mycket som tyder på att ökad förekomst av halvnaturliga miljöer i landskapet minskar effekten av växtskyddsmedel, delvis genom att alternativa blomresurser kan minska pollinatörernas exponering för

växtskyddsmedel via behandlade grödor, men också genom att agera källhabitat för stabila pollinatörspopulationer, som sedan kan spridas ut i det kringliggande landskapet.

Välgrundad användning av växtskyddsmedel, lokala buffert-/kantzoner och mängden halvnaturliga miljöer i landskapet kan ingå som delar i integrerat växtskydd (IPM; integrated pest management) där hänsyn tas till behov av pollinatörer i produktionen liksom pollinatörshälsa (IPPM; integrated pest and pollinator management) (Biddinger & Rajotte, 2015; Egan et al., 2020; Lundin et al., 2021). IPPM som bygger på kunskap om vad som gynnar pollinatörer och hur växtskyddsmedelsanvändning kan påverka pollinatörer skulle därför kunna vara ett samlande konceptet för att arbeta vidare med att skydda och gynna pollinatörer under fortsatt användning av växtskyddsmedel. Exempelvis har en sådan ansats gjorts i rödklöverfröodling, med syfte att balansera skadegörarkontroll med pollinatörshälsa för att optimera fröskörden (Knapp et al., 2022).

Sammanställning av slutsatser, kunskapsluckor och rekommendationer

Det saknas idag en komplett sammanställning av växtskyddsmedlens effekter på de grupper av pollinatörer som vi fokuserar på i den här rapporten, vilket gör det svårt att skatta risken av exponering för olika grupper av pollinatörer och därmed även att dra slutsatser om hur exponeringen ska kunna minska. I avsaknad av en sådan sammanställning baserar vi våra slutsatser i första hand på sammanställningar som täcker in vissa kombinationer av pollinatörsggrupper och växtskyddsmedel, i andra hand på enskilda studier som är så fältrelevanta som möjligt och i sista hand på studier som genomförts i laboratorium. Baserat på denna kunskapssammanställning och uppdragets specifikationer är våra huvudsakliga slutsatser att:

- Exponeringen för växtskyddsmedel skiljer sig mellan arter och grupper av pollinatörer, vilket beror på deras ekologi. Exempelvis bedöms sannolikheten för exponering högre bland arter som besöker grödor och intilliggande områden som kan förorenas vid växtskyddsmedelsanvändning.
- Arters inneboende känslighet för växtskyddsmedel skiljer sig åt. En stor del av de studier som fokuserat på toxicitet bland pollinatörer har utförts med honungsbin eller skadegörande fjärilar.
- Den huvudsakliga appliceringen av växtskyddsmedel, samt den toxicitetsviktade risken av dessa växtskyddsmedel, sammanfaller till stor del med den tid på året då pollinatörerna är som allra flest. Detta utgör en stor potentiell risk för exponering.
- Direkta effekter har primärt studerats för enskilda insekticider, medan vi vet mindre om direkta effekter av herbicider, fungicider och multipla stressfaktorer, inklusive samverkande växtskyddsmedel.
- Indirekta effekter är däremot det vanligaste fokuset när det kommer till herbicider, vilket sannolikt speglar den största risken med herbicider för pollinatörer, då användandet av herbicider är associerat med födobrist och förlust av värdväxter.
- Blomresurser är viktiga för alla pollinatörer och en ökad tillgång och variationsrikedom på sådana gynnar pollinatörer. Dessutom kan blommor minska och motverka effekter av växtskyddsmedel på humlor och solitärbin.

I sammanställningen och i relation till slutsatserna har vi även identifierat följande kunskapsluckor:

- Då exponering för växtskyddsmedel under vilande delar av livscykeln är lite studerat är det idag oklart om marklevande bin exponeras för skadliga halter växtskyddsmedel via kontaminerad jord.
- Eftersom exponering och känslighet skiljer sig åt mellan arter är det problematiskt att en stor del av vår kunskap baseras på studier om honungsbin och betydligt mindre är känt om andra bin, fjärilar och blomflugor.
- Generellt är vår kunskap om blomflugor och fjärilar sämre än om bin. Exempelvis vet vi inte hur det pollenbaserade riskindexet relaterar till direkta effekter av växtskyddsmedel på andra pollinatörer än bin.
- Indirekta effekter är understuderade och det är oklart hur viktiga indirekta effekter är i relation till direkta effekter av växtskyddsmedelsanvändning.
- Det saknas ofta kunskap från fält eller fältliknande förhållanden och det är oklart hur väl resultat från mer kontrollerade studier kan översättas till verkliga förhållanden.
- Det är oklart hur stor roll växtskyddsmedelsanvändning spelar i den globala minskningen bland insekter.
- Det är oklart vilka strategier som skulle fungera bäst för att minska pollinatörers exponering för och påverkan av växtskyddsmedel även om det finns indikationer på att blommor och halvnaturliga miljöer på olika skalor är möjligheter.
- Det är oklart hur buffertzoner/kantzoner kan utformas och användas för att minska exponering och risker med växtskyddsmedel för pollinatörer.

Dessa slutsatser och kunskapsluckor gör att vi rekommenderar följande för att minska och spåra riskerna med växtskyddsmedelsanvändning för pollinerande insekter i jordbrukslandskap:

- Beakta aktiviteten hos alla pollinatörer och deras olika ekologi vid riskbedömning och rådgivning kring växtskyddsmedelsanvändning. Rådgivning kan göras som en del av integrerat växtskydd där hänsyn tas till pollinatörshälsa (IPPM).
- Öka tillgången på och variationsrikedomen av blomresurser. Detta har dessutom potential att minska, motverka och kompensera för negativa effekter av växtskyddsmedelsanvändning. Blommor bör inte tas bort i syfte att minska exponering.
- Öka förekomsten av halvnaturliga miljöer som är livsmiljöer för pollinerande insekter, exempelvis naturbetesmarker, åker- och vägkanter och skogsbryn. Detta ger pollinerande insekter en variation av mindre störda miljöer som kan bidra till deras långsiktiga överlevnad.

- En samövervakning av pollinatörer och växtskyddsmedelsrester i miljön skulle kunna möjliggöra långsiktig underökning av variation och samvariation. Inkludering av toxicitetviktad halt av växtskyddsmedel i pollen insamlat av bin ger en möjlighet att spåra direkta effekter av växtskyddsmedelsanvändning på humlor.
- Riktade fältundersökningar kan komplettera den långsiktiga övervakningen och ge svar på mer specifika frågeställningar kring hur olika åtgärder i jordbrukslandskapet kan minska riskerna för pollinatörer vid växtskyddsmedelsanvändning.
- Utforska hur buffertzoner/kantzoner kan användas för att minska exponering och risker med växtskyddsmedel för pollinatörer under svenska förhållanden.
- Utforskning och tillämpning av verktyg och modeller för att förstå pollinatörers exponering för växtskyddsmedel under hela deras livscykel, kopplingar mellan exponering och effekter och mellan (subletala) effekter på individer och långsiktig överlevnad av populationer där även indirekta effekter inkluderas.

Tack

Vi vill framförallt tacka Maria Björkman, Weronika Axelsson Linkowski, Mats Allmyr och Sunita Hallgren för den värdefulla feedback de har givit under arbetes gång och Växtskyddsrådet för att vi fick ta oss an detta uppdrag. Dessutom är vi tacksamma för de livliga diskussionerna om pollinatörer och växtskyddsmedel som pågår i den lundensiska landskapsekotoxikologiska gruppen, SESYNC-arbetsgruppen "Putting pesticides on the map to guide conservation of pollinators and their ecosystem services" och IPol-ERA-teamet som alla har format tankar relevanta i denna kunskapsammanställning. Vi är även tacksamma för finansiering från Naturvårdsverket (NV-10339-22), Formas (2018-02283, 2020-01768) och Vetenskapsrådet (2021-03194) som har möjliggjort arbetet med sammanställningen.

Referenser

- Ahrné, K., Johansson, N., Ljungberg, H., & Nordström, S. (2022). *Blombesökande insekter – pollen och nektar som föda hos steklar, fjärilar, tvåvingar och skalbaggar*. SLU Artdatabanken rapporter 27. Artdatabanken, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Alix, A., Brown, C., Capri, E., Goerlitz, G., Golla, B., Knauer, K., Laabs, V., Mackay, N., Marchis, A., & Poulsen, V. (2017). *Mitigating the risks of plant protection products in the environment: MAgPIE*. S. o. E. T. a. C. (SETAC).
- Altermatt, F., & Pearse, I. S. (2011). Similarity and Specialization of the Larval versus Adult Diet of European Butterflies and Moths. *The American Naturalist*, 178(3), 372-382. <https://doi.org/10.1086/661248>
- Andersson, G. K., Nilsson, L., Lindström, S., Smith, H. G., & Rundlöf, M. (2021). *PM 7/21: Resilience of biodiversity to plant protection product use—the modifying influence of landscape and interventions*. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- Andersson, G. K. S., Birkhofer, K., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2013). Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. *Basic and Applied Ecology*, 14(7), 540-546. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.08.003>
- Arnberg, H., Andersson, G. K. S., & Pettersson, L. B. (2022). *Pilotförsök för generell övervakning av pollinatörer – resultat fältsäsongen 2021*. L. universitet. Artdatabanken, S. (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

- Auteri, D., Devos, Y., Fabrega, J., Pagani, S., Rortais, A., de Seze, G., Heppner, C., & Hugas, M. (2022). Theme (concept) paper—Advancing the Environmental Risk Assessment of Chemicals to Better Protect Insect Pollinators (IPol-ERA). *EFSA Supporting Publications*, 19(5).
- Belsky, J., & Joshi, N. K. (2018). Assessing role of major drivers in recent decline of monarch butterfly population in North America. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 86.
- Benton, T. (2006). *Bumblebees: the natural history and identification of the species found in Britain*. Collins.
- Biddinger, D. J., & Rajotte, E. G. (2015). Integrated pest and pollinator management—adding a new dimension to an accepted paradigm. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 204-209. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.012>
- Bonmatin, J. M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E. A. D., Noome, D. A., Simon-Delso, N., & Tapparo, A. (2015). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 35-67. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>
- Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E., & Goulson, D. (2015). Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science & Technology*, 49(21), 12731-12740. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03459>
- Boye, K., Lindström, B., Boström, G., & Kreuger, J. (2019). Long-term data from the Swedish national environmental monitoring program of pesticides in surface waters. *Journal of Environmental Quality*, 48(4), 1109-1119.
- Boyle, N. K., Pitts-Singer, T. L., Abbott, J., Alix, A., Cox-Foster, D. L., Hinarejos, S., Lehmann, D. M., Morandin, L., O'Neill, B., & Raine, N. E. (2019). Workshop on pesticide exposure assessment paradigm for non-Apis bees: foundation and summaries. *Environmental Entomology*, 48(1), 4-11.
- Braak, N., Neve, R., Jones, A. K., Gibbs, M., & Breuker, C. J. (2018). The effects of insecticides on butterflies—A review. *Environmental Pollution*, 242, 507-518.
- Brittain, C. A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., & Potts, S. G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 106-115.
- Brühl, C. A., Bakanov, N., Köthe, S., Eichler, L., Sorg, M., Hörren, T., Mühlethaler, R., Meinel, G., & Lehmann, G. U. C. (2021). Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports*, 11(1), 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- Brühl, C. A., & Zaller, J. G. (2021). Indirect herbicide effects on biodiversity, ecosystem functions, and interactions with global changes. In *Herbicides* (pp. 231-272). Elsevier.
- Centrella, M., Russo, L., Moreno Ramírez, N., Eitzer, B., van Dyke, M., Danforth, B., & Poveda, K. (2020). Diet diversity and pesticide risk mediate the negative effects of land use change on solitary bee offspring production. *Journal of Applied Ecology*, 57(6), 1031-1042. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13600>
- Chowdhury, S., Fuller, R. A., Dingle, H., Chapman, J. W., & Zalucki, M. P. (2021). Migration in butterflies: a global overview. *Biological Reviews*, 96(4), 1462-1483. <https://doi.org/10.1111/brv.12714>
- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Cullen, M. G., Thompson, L. J., Carolan, J. C., Stout, J. C., & Stanley, D. A. (2019). Fungicides, herbicides and bees: A systematic review of existing research and methods. *PLoS ONE*, 14(12), e0225743. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225743>
- Dahlqvist, J., SHallgren, S., Gissén, C., Redner, A., Wahlstedt, G., Sahahinyan, E., Bergkvist, P., Allmyr, M., & Gönczi, M. (2019). *Statistik om kemiska växtskyddsmedel – bakgrund, beskrivning, och nuvarande insamling*. Jordburksverket, Jönköping.
- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L. G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L. A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D. S., Kennedy, C. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Letourneau, D. K., . . . Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5(10), eaax0121. <https://doi.org/doi:10.1126/sciadv.aax0121>

- Damgaard, C., Strandberg, B., Ehlers, B., Hansen, R. R., & Strandberg, M. T. (2022). Effect of nitrogen and glyphosate on the plant community composition in a simulated field margin ecosystem: Model-based ordination of pin-point cover data. *Environmental Pollution*, *315*, 120377.
- Danforth, B. N., Minckley, R. L., & Neff, J. L. (2019). *The solitary bee. Biology, ecology, Conservation*. Princeton University Press.
- David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E. L., Hill, E. M., & Goulson, D. (2016). Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environment International*, *88*, 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.011>
- de Oliveira, R. C., Queiroz, S. C. d. N., da Luz, C. F. P., Porto, R. S., & Rath, S. (2016). Bee pollen as a bioindicator of environmental pesticide contamination. *Chemosphere*, *163*, 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.022>
- de Snoo, G. R. (1999). Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning*, *46*(1-3), 151-160.
- Dib, H., Sauphanor, B., & Capowiez, Y. (2016). Effect of management strategies on arthropod communities in the colonies of rosy apple aphid, *Dysaphis plantaginea* Passerini (Hemiptera: Aphididae) in south-eastern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *216*, 203-206.
- Dirilgen, T., Herbertsson, L., O'Reilly, A. D., Mahon, N., & Stanley, D. A. (2023). Moving past neonicotinoids and honeybees: A systematic review of existing research on other insecticides and bees. *Environmental Research*, *235*, 116612. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116612>
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W. K. R. E., & Zobel, M. (2007). Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(6), 774-787. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x>
- Doyle, T., Hawkes, W. L., Massy, R., Powney, G. D., Menz, M. H., & Wotton, K. R. (2020). Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society B*, *287*(1927), 20200508.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 169-175.
- Dupont, Y. L., Strandberg, B., & Damgaard, C. (2018). Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in *Tanacetum vulgare* (Asteraceae). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *262*, 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.014>
- Egan, P. A., Dicks, L. V., Hokkanen, H. M. T., & Stenberg, J. A. (2020). Delivering Integrated Pest and Pollinator Management (IPPM). *Trends in Plant Science*, *25*(6), 577-589. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.01.006>
- Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (1964). Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution*, 586-608.
- Fijen, T. P. M. (2021). Mass-migrating bumblebees: An overlooked phenomenon with potential far-reaching implications for bumblebee conservation. *Journal of Applied Ecology*, *58*(2), 274-280. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13768>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamntke, T., & Winqvist, C. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, *11*(2), 97-105.
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A. L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschamntke, T., Cardinale, B. J., & Perfecto, I. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1791), 20141358. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, *347*(6229), 1255957.

- Graham, K. K., McArt, S., & Isaacs, R. (2024). High pesticide exposure and risk to bees in pollinator plantings adjacent to conventionally managed blueberry fields. *Science of The Total Environment*, 922, 171248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171248>
- Graham, K. K., Milbrath, M. O., Zhang, Y., Baert, N., McArt, S., & Isaacs, R. (2022). Pesticide risk to managed bees during blueberry pollination is primarily driven by off-farm exposures. *Scientific Reports*, 12(1), 7189.
- Graham, K. K., Milbrath, M. O., Zhang, Y., Soehnen, A., Baert, N., McArt, S., & Isaacs, R. (2021). Identities, concentrations, and sources of pesticide exposure in pollen collected by managed bees during blueberry pollination. *Scientific Reports*, 11(1), 16857. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96249-z>
- Haddaway, N., Woodcock, P., Macura, B., & Collins, A. (2015). Making literature reviews more reliable through application of lessons from systematic reviews. *Conservation Biology*, 29(6), 1596-1605.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., & Hörrn, T. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10), e0185809.
- Hautier, L., Jansen, J., Mabon, N., & Schiffers, B. (2006). Building a selectivity list of plant protection products on beneficial arthropods in open field: a clear example with potato crop. *IOBC WPRS BULLETIN*, 29(10), 21.
- Hautier, L., Jansen, J., Schiffers, B., Deleu, R., & Moreira, C. (2004). Drawing-up of pesticide selectivity lists to beneficial arthropods for IPM programmes in potato. *Communications in agricultural and applied biological sciences*, 69(3).
- Helander, M., Lehtonen, T. K., Saikkonen, K., Despains, L., Nyckees, D., Antinaja, A., Solvi, C., & Loukola, O. J. (2023). Field-realistic acute exposure to glyphosate-based herbicide impairs fine-color discrimination in bumblebees. *Science of The Total Environment*, 857, 159298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159298>
- Herbertsson, L., Jonsson, O., Kreuger, J., Smith, H. G., & Rundlöf, M. (2021). Scientific note: Imidacloprid found in wild plants downstream permanent greenhouses in Sweden. *Apidologie*, 52(5), 946-949.
- Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 148-152.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., & Tscharnkte, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 41-49.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tscharnkte, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491-500.
- Ingwell, L. L., Ternest, J. J., Pecenka, J. R., & Kaplan, I. (2021). Supplemental forage ameliorates the negative impact of insecticides on bumblebees in a pollinator-dependent crop. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1953), 20210785.
- Iwasaki, J. M., & Hogendoorn, K. (2021). Non-insecticide pesticide impacts on bees: A review of methods and reported outcomes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 314, 107423.
- Jansen, J. (2014). Selectivity list of plant protection products on beneficial arthropods in potato. *Pesticides and Beneficial Organisms IOBC-WPRS Bulletin*, 103, 67-71.
- Jonsson, O., Fries, I., & Kreuger, J. (2013). *Utveckling av analysmetoder och screening av växtskyddsmedel i bin och pollen*. Institutionen för vatten & miljö och KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Jonsson, O., Rundlöf, M., Svensson, G., Forsberg, M., Lindström, B., Koch, A., Eriksson, E., Boström, G., & Gönczi, M. (2022). Pollinatörers exponering för växtskyddsmedel via pollen, nektar och luft i jordbrukslandskapet. *CKB rapport*(1). Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Jönsson, A. M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G. K. S., Olsson, O., & Smith, H. G. (2015). Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the

- wider landscape. *Biological Conservation*, 184, 51-58.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.027>
- Kattwinkel, M., Liess, M., Arena, M., Bopp, S., Streissl, F., & Römbke, J. (2015). Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental reviews*, 23(4), 382-394.
- Kendall, L. K., Mola, J. M., Portman, Z. M., Cariveau, D. P., Smith, H. G., & Bartomeus, I. (2022). The potential and realized foraging movements of bees are differentially determined by body size and sociality. *Ecology*, 103(11), e3809.
- Klatt, B. K., Nilsson, L., & Smith, H. G. (2020). Annual flowers strips benefit bumble bee colony growth and reproduction. *Biological Conservation*, 252, 108814.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108814>
- Klaus, F., Tschardtke, T., Bischoff, G., & Grass, I. (2021). Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects—evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, 24(4), 668-675.
- Kleczkowski, A., Ellis, C., Hanley, N., & Goulson, D. (2017). Pesticides and bees: Ecological-economic modelling of bee populations on farmland. *Ecological Modelling*, 360, 53-62.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.06.008>
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tschardtke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), 474-481.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B*, 274(1608), 303-313.
- Knapp, J. L., Bates, A., Jonsson, O., Klatt, B., Krausl, T., Sahlin, U., Svensson, G. P., & Rundlöf, M. (2022). Pollinators, pests and yield—Multiple trade-offs from insecticide use in a mass-flowering crop. *Journal of Applied Ecology*, 59(9), 2419-2429. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14244>
- Knapp, J. L., Nicholson, C. C., Jonsson, O., de Miranda, J. R., & Rundlöf, M. (2023). Ecological traits interact with landscape context to determine bees' pesticide risk. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01990-5>
- Köhler, H. R., & Triebkorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341(6147), 759-765.
- Lehmann, D. M., & Camp, A. A. (2021). A systematic scoping review of the methodological approaches and effects of pesticide exposure on solitary bees. *PLoS ONE*, 16(5), e0251197.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251197>
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. J., & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064.
- Lindström, S. A. M., Andersson, G. K. S., Nilsson, L., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2021). Methods for assessing the effects of plant protection products on biodiversity. In (Vol. 2). Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.
- Long, E. Y., & Krupke, C. H. (2016). Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications*, 7(1), 1-12.
- Lundin, O., Rundlöf, M., Jonsson, M., Bommarco, R., & Williams, N. M. (2021). Integrated pest and pollinator management—expanding the concept. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(5), 283-291.
- Lundin, O., Rundlöf, M., Smith, H. G., Fries, I., & Bommarco, R. (2015). Neonicotinoid insecticides and their impacts on bees: a systematic review of research approaches and identification of knowledge gaps. *PLoS ONE*, 10(8), e0136928. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928>
- Main, A. R., Hladik, M. L., Webb, E. B., Goynes, K. W., & Mengel, D. (2020). Beyond neonicotinoids – Wild pollinators are exposed to a range of pesticides while foraging in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 742, 140436.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140436>

- McArt, S. H., Fersch, A. A., Milano, N. J., Truitt, L. L., & Böröczky, K. (2017). High pesticide risk to honey bees despite low focal crop pollen collection during pollination of a mass blooming crop. *Scientific Reports*, 7(1), 46554. <https://doi.org/10.1038/srep46554>
- McDougall, R., DiPaola, A., Blaauw, B., & Nielsen, A. L. (2021). Managing orchard groundcover to reduce pollinator foraging post-bloom. *Pest Management Science*, 77(7), 3554-3560. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ps.6409>
- Meehan, T. D., & Gratton, C. (2016). A landscape view of agricultural insecticide use across the conterminous US from 1997 through 2012. *PLoS ONE*, 11(11), e0166724. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166724>
- Meyer, B., Jauker, F., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10(2), 178-186.
- Mogren, C. L., & Lundgren, J. G. (2016). Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. *Scientific Reports*, 6(1), 1-10.
- Muto-Fujita, A., Takemoto, K., Kanaya, S., Nakazato, T., Tokimatsu, T., Matsumoto, N., Kono, M., Chubachi, Y., Ozaki, K., & Kotera, M. (2017). Data integration aids understanding of butterfly–host plant networks. *Scientific Reports*, 7(1), 1-14.
- Nabaes Jodar, D. N., Pérez-Méndez, N., Botías, C., Garibaldi, L. A., Hunicken, P. L., Velado-Alonso, E., & Zaragoza-Trello, C. (2023). Removing non-crop flowers within orchards promotes the decline of pollinators, not their conservation: A comment on McDougall et al. (2021). *Insect Conservation and Diversity*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/icad.12648>
- Nanos, T., Gutfreund, C., & Lindström, B. (2021). *Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2019*. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Nicholson, C. C., Knapp, J., Kiljanek, T., Albrecht, M., Chauzat, M.-P., Costa, C., De la Rúa, P., Klein, A.-M., Mänd, M., Potts, S. G., Schweiger, O., Bottero, I., Cini, E., de Miranda, J. R., Di Prisco, G., Dominik, C., Hodge, S., Kaunath, V., Knauer, A., . . . Rundlöf, M. (2023). Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature, online early*. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3>
- Nicholson, C. C., Lonsdorf, E. V., Andersson, G. K. S., Knapp, J. L., Svensson, G. P., Gönczi, M., Jonsson, O., de Miranda, J. R., Williams, N. M., & Rundlöf, M. (2024). Landscapes of risk: A comparative analysis of landscape metrics for the ecotoxicological assessment of pesticide risk to bees. *Journal of Applied Ecology, online early*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.14622>
- Nouvian, M., Foster, J. J., & Weidenmüller, A. (2023). Glyphosate impairs aversive learning in bumblebees. *Science of The Total Environment*, 898, 165527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165527>
- Oerke, E. C., & Dehne, H. W. (2004). Safeguarding production - losses in major crops and the role of crop protection. *Crop Protection*, 23(4), 275-285. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2003.10.001>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Park, M. G., Blitzer, E. J., Gibbs, J., Losey, J. E., & Danforth, B. N. (2015). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1809), 20150299. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0299>
- Persson, A. S., Mazier, F., & Smith, H. G. (2018). When beggars are choosers—How nesting of a solitary bee is affected by temporal dynamics of pollen plants in the landscape. *Ecology and Evolution*, 8(11), 5777-5791. <https://doi.org/10.1002/ece3.4116>
- Persson, A. S., Rundlöf, M., Clough, Y., & Smith, H. G. (2015). Bumble bees show trait-dependent vulnerability to landscape simplification. *Biodiversity and Conservation*, 24(14), 3469-3489.
- Pierce, N. E., Braby, M. F., Heath, A., Lohman, D. J., Mathew, J., Rand, D. B., & Travassos, M. A. (2002). The ecology and evolution of ant association in the Lycaenidae (Lepidoptera). *Annual Review of Entomology*, 47(1), 733-771.

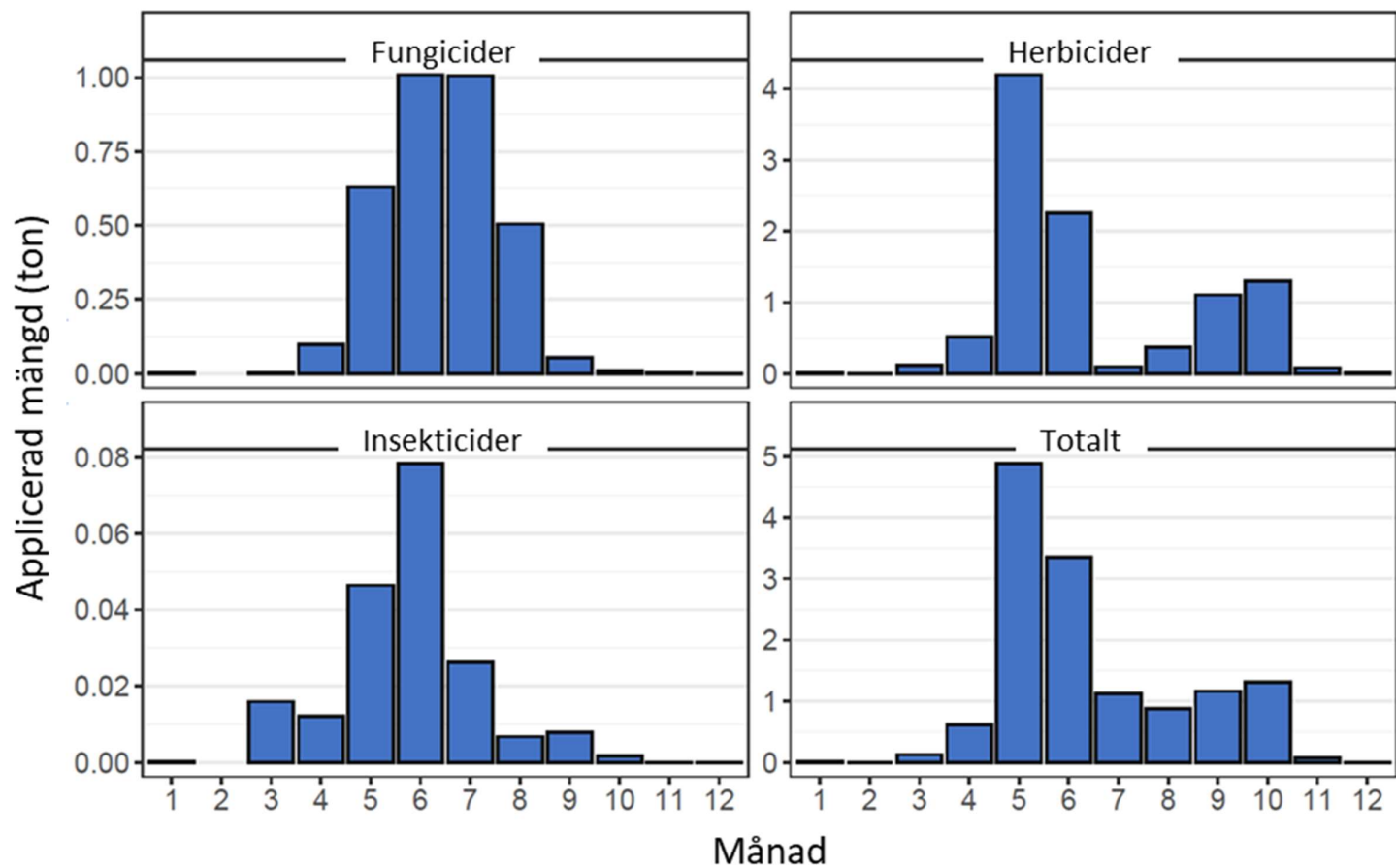
- Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C. A., Noome, D. A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J. D., Van der Sluijs, J. P., Van Dyck, H., & Wiemers, M. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 68-102.
- Potts, S., Dauber, J., Hochkirch, A., Oteman, B., Roy, D., Ahrné, K., Biesmeijer, K., Breeze, T., Carvell, C., Ferreira, C., FitzPatrick, Ú., Isaac, N., Kuussaari, M., Ljubomirov, T., Maes, J., Ngo, H., Pardo, A., Polce, C., Quaranta, M., . . . Vujić, A. (2021). *Proposal for an EU pollinator monitoring scheme*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/doi/10.2760/881843>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being [Review Article]. *Nature*, 540, 220. <https://doi.org/10.1038/nature20588>
- Pulliam, H. R., & Danielson, B. J. (1991). Sources, Sinks, and Habitat Selection - A Landscape Perspective on Population-Dynamics. *American Naturalist*, 137, S50-S66.
- Rader, R., Cunningham, S. A., Howlett, B. G., & Inouye, D. W. (2020). Non-Bee Insects as Visitors and Pollinators of Crops: Biology, Ecology, and Management. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 391-407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025055>
- Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020). The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. *Biological Control*, 151, 104405.
- Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B. E., & Henry, M. (2013). Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, 78-86.
- Rondeau, S., Baert, N., McArt, S., & Raine, N. E. (2022). Quantifying exposure of bumblebee (*Bombus* spp.) queens to pesticide residues when hibernating in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 309, 119722.
- Rubach, M. N., Ashauer, R., Buchwalter, D. B., De Lange, H. J., Hamer, M., Preuss, T. G., Töpke, K., & Maund, S. J. (2011). Framework for traits-based assessment in ecotoxicology. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2), 172-186.
- Rumke, J. C. O., Becher, M. A., Thorbek, P., Kennedy, P. J., & Osborne, J. L. (2015). Predicting Honeybee Colony Failure: Using the BEEHAVE Model to Simulate Colony Responses to Pesticides. *Environmental Science & Technology*, 49(21), 12879-12887. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03593>
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., & Smith, H. G. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 521(7550), 77-80. <https://doi.org/10.1038/nature14420>
- Rundlöf, M. & Lundin, O. (2019). Can costs of pesticide exposure for bumblebees be balanced by benefits from a mass-flowering crop? *Environmental Science & Technology*, 53, 14144-14151. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02789>
- Rundlöf, M., Nilsson, H., & Smith, H. G. (2008). Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation*, 141(2), 417-426.
- Rundlöf, M., Persson, A. S., Smith, H. G., & Bommarco, R. (2014). Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation*, 172, 138-145. (Not in File)
- Rundlöf, M. & Smith, H.G. (2006). The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43, 1121-1127.
- Rundlöf, M., Stuligross, C., Lindh, A., Malfi, R. L., Burns, K., Mola, J. M., Cibotti, S., & Williams, N. M. (2022). Flower plantings support wild bee reproduction and may also mitigate pesticide exposure effects. *Journal of Applied Ecology*, 59, 2117-2127.

- Sánchez-Bayo, F. (2021). Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, 9(8), 177.
- SCB. (2011). Växtskyddsmedel i jord-och trädgårdsbruket 2010. Användning i grödor. In. Stockholm: Statistiska centralbyrån.
- SCB. (2018). Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2017. Användning i grödor. In. Stockholm: Statistiska centralbyrån.
- SCB. (2022). Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2021. Användning i grödor. In. Stockholm: Statistiska centralbyrån.
- Schweiger, O., Musche, M., Bailey, D., Billeter, R., Diekötter, T., Hendrickx, F., Herzog, F., Liira, J., Maelfait, J.-P., Speelmans, M., & Dziock, F. (2007). Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), 461-472. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15372.x>
- Schweizer, M., & Zebitz, C. (1988). Influence of the stress factor "hunger" on susceptibility of syrphid larvae to pesticides. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft fuer Allgemeine und Angewandte Entomologie (Germany, FR)*.
- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574(7780), 671-674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- Sgolastra, F., Hinarejos, S., Pitts-Singer, T. L., Boyle, N. K., Joseph, T., Lückmann, J., Raine, N. E., Singh, R., Williams, N. M., & Bosch, J. (2019). Pesticide exposure assessment paradigm for solitary bees. *Environmental Entomology*, 48(1), 22-35.
- Sigmund, G., Ågerstrand, M., Antonelli, A., Backhaus, T., Brodin, T., Diamond, M. L., Erdelen, W. R., Evers, D. C., Hoffmann, T., & Hueffer, T. (2023). Addressing chemical pollution in biodiversity research. *Global Change Biology*, 29(12), 3240-3255.
- Smith, H. G., Birkhofer, K., Clough, Y., Ekroos, J., Olsson, O., & Rundlöf, M. (2014). Beyond dispersal: the role of animal movement in modern agricultural landscapes. In L.-A. Hansson & S. Kesson (Eds.), *Animal movement across scales* (pp. 62-87). Oxford University Press.
- Sponsler, D. B., Grozinger, C. M., Hitaj, C., Rundlöf, M., Botías, C., Code, A., Lonsdorf, E. V., Melathopoulos, A. P., Smith, D. J., Suryanarayanan, S., Thogmartin, W. E., Williams, N. M., Zhang, M., & Douglas, M. R. (2019). Pesticides and pollinators: A socioecological synthesis. *Science of The Total Environment*, 662, 1012-1027. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.016>
- Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2000). Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, 3(5), 449-456.
- Strandberg, B., Sørensen, P., Bruus, M., Bossi, R., Dupont, Y., Link, M., & Damgaard, C. (2021). Effects of glyphosate spray-drift on plant flowering. *Environmental Pollution*, 280, 116953.
- Straw, E. A., Carpentier, E. N., & Brown, M. J. F. (2021). Roundup causes high levels of mortality following contact exposure in bumble bees. *Journal of Applied Ecology*, 58(6), 1167-1176. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13867>
- Stuligross, C., & Williams, N. M. (2020). Pesticide and resource stressors additively impair wild bee reproduction. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1935), 20201390.
- Stuligross, C., & Williams, N. M. (2021). Past insecticide exposure reduces bee reproduction and population growth rate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(48), e2109909118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109909118>
- Tanke, W., & Franz, J. (1978). Nebenwirkungen von Herbiziden auf Nutzinsekten. *Entomophaga*, 23, 275-280.
- Thompson, H. M. (2012). Interaction between pesticides and other factors in effects on bees. *EFSA Supporting Publications*, 9(9), 340E.
- Topping, C. J., Kjær, L. J., Hommen, U., Høye, T. T., Preuss, T. G., Sibly, R. M., & Van Vliet, P. (2014). Recovery based on plot experiments is a poor predictor of landscape-level population impacts of agricultural pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(7), 1499-1507.

- Tosi, S., Sfeir, C., Carneseccchi, E., & Chauzat, M.-P. (2022). Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A meta-analysis and new risk assessment tools. *Science of The Total Environment*, 156857.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874.
- Uhl, P., & Brühl, C. A. (2019). The impact of pesticides on flower-visiting insects: A review with regard to European risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(11), 2355-2370.
- Van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., & Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368(6489), 417-420.
- Vanbergen, A. J. (2021). A cocktail of pesticides, parasites and hunger leaves bees down and out. *Nature*, 596, 351-352.
- Végh, R., Sörös, C., Majercsik, N., & Sipos, L. (2022). Determination of Pesticides in Bee Pollen: Validation of a Multiresidue High-Performance Liquid Chromatography-Mass Spectrometry/Mass Spectrometry Method and Testing Pollen Samples of Selected Botanical Origin. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 70(5), 1507-1515. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c06864>
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.
- Ward, L. T., Hladik, M. L., Guzman, A., Winsemius, S., Bautista, A., Kremen, C., & Mills, N. J. (2022). Pesticide exposure of wild bees and honey bees foraging from field border flowers in intensively managed agriculture areas. *Science of The Total Environment*, 831, 154697.
- Warren, M. S., Maes, D., van Swaay, C. A., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N. A., Wynhoff, I., Hoare, D., & Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002551117.
- Williams, J. H., Bordoni, A., Bednarska, A., Pinto, A., Martins, C. A. H., Henriques, D., Sgolastra, F., Knapp, J., Loureiro, J., Sousa, J. P., Gócs, K., Marcussen, L. K., Rundlöf, M., von Post, M., Castro, M., Mølgaard, N., Simon, N., Capela, N., Thomsen, P., . . . Topping, C. J. (2023). Roadmap for action on the environmental risk assessment of chemicals for insect pollinators (IPol-ERA). *EFSA Supporting Publications*, 20(11), 8431E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2023.EN-8431>
- Willis Chan, D. S., Prosser, R. S., Rodríguez-Gil, J. L., & Raine, N. E. (2019). Assessment of risk to hoary squash bees (*Peponapis pruinosa*) and other ground-nesting bees from systemic insecticides in agricultural soil. *Scientific Reports*, 9(1), 11870.
- Willis Chan, D. S., & Raine, N. E. (2021). Population decline in a ground-nesting solitary squash bee (*Eucera pruinosa*) following exposure to a neonicotinoid insecticide treated crop (*Cucurbita pepo*). *Scientific Reports*, 11(1), 4241. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83341-7>
- Wintermantel, D., Laskus, E., Hänn, A., Ureña González, Á., Martínez-López, V., Kiljanek, T., Fleites-Ayil, F., Osterman, J., Allan, J. M., Albrecht, M., Paxton, R., de La Rúa, P., & Klein, A.-M. (2023). *Manuscript on single and combined effects of key chemicals and other stressors on bees under field conditions across Europe. Deliverable 7.3*. G. a. N. EU Horizon 2020 PoshBee Project.
- Wintermantel, D., Locke, B., Andersson, G. K. S., Semberg, E., Forsgren, E., Osterman, J., Rahbek Pedersen, T., Bommarco, R., Smith, H. G., Rundlöf, M., & de Miranda, J. R. (2018). Field-level clothianidin exposure affects bumblebees but generally not their pathogens. *Nature Communications*, 9(1), 5446. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07914-3>
- Wintermantel, D., Pereira-Peixoto, M.-H., Warth, N., Melcher, K., Faller, M., Feurer, J., Allan, M. J., Dean, R., Tamburini, G., & Knauer, A. C. (2022). Flowering resources modulate the sensitivity of bumblebees to a common fungicide. *Science of The Total Environment*, 829, 154450.

- Woodcock, B. A., Isaac, N. J. B., Bullock, J. M., Roy, D. B., Garthwaite, D. G., Crowe, A., & Pywell, R. F. (2016). Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, *7*, 12459.
- Wotton, K. R., Gao, B., Menz, M. H., Morris, R. K., Ball, S. G., Lim, K. S., Reynolds, D. R., Hu, G., & Chapman, J. W. (2019). Mass seasonal migrations of hoverflies provide extensive pollination and crop protection services. *Current Biology*, *29*(13), 2167-2173. e2165.
- Wäckers, F. L., Romeis, J., & van Rijn, P. (2006). Nectar and pollen feeding by insect herbivores and implications for multitrophic interactions. *Annual Review of Entomology*, *52*(1), 301-323. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091352>
- Yourstone, J., Karlsson, M., Klatt, B. K., Olsson, O., & Smith, H. G. (2021). Effects of crop and non-crop resources and competition: High importance of trees and oilseed rape for solitary bee reproduction. *Biological Conservation*, *261*, 109249.
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, *44*(1), 50-59.

Appendix 1. Användning av växtskyddsmedel.



Figur S1. Månadsvis användning av mängd aktiv substans inom olika grupper av växtskyddsmedel (fungicider, herbicider, insekticider och totalt för alla grupper) baserat på intervjuer med en representativ del av svenska jordbruksföretag för åren 2017 (SCB, 2018) och 2021 (SCB, 2022). Notera att herbiciden glyfosat inte finns med i sammanställning, eftersom den rapporteras separat från annan växtskyddsmedelsanvändning. Se även figur 3.

Appendix 2. Exempel på studerade och dokumenterade direkta och indirekta effekter av olika typer av växtskyddsmedel på olika grupper av pollinatörer.

Insekticider – direkta effekter				
Honungsbin	Humlor	Solitära bin	Fjärilar	Blomflugor
<p>(Arena & Sgolastra, 2014; Cullen et al., 2019; Godfray et al., 2014; Godfray et al., 2015; Lehmann & Camp, 2021; Pisa et al., 2015; Siviter et al., 2018; Uhl & Brühl, 2019)</p> <p>dödlighet/livslängd (arbetare, drottningar)</p> <p>samhällets tillväxt (tillväxt)</p> <p>fysiologi (metabolism hos arbetarlarver, immunkompetens, parasitinfektion)</p> <p>beteende/orientering/minne (hitta födoresurser, återkomst till boplat, doftminne, inlärningsförmåga, visuell inlärningsförmåga, födosöksaktivitet, födosökssträcka, födosöksbesökstid, tid mellan födosök, födosöksavstånd, återbesök till födosölsplatser, nyttjande av landskapsstrukturer, mängd födosök)</p> <p>populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna)</p>	<p>(Arena & Sgolastra, 2014; Lehmann & Camp, 2021; Pisa et al., 2015; Siviter et al., 2021; Uhl & Brühl, 2019; Woodcock et al., 2016)</p> <p>dödlighet/livslängd (arbetare, drottningar)</p> <p>samhällets tillväxt (tillväxt, vikt, yngelproduktion, arbetarproduktion)</p> <p>reproduktion (drottningar, hanar, könkvot)</p> <p>fysiologi (samhällskonsumtion, individuell tillväxt)</p> <p>beteende/orientering/minne (insamlat pollen, individer som samlar pollen, arbetares pollenlaster, pollenfödosök, andel arbetare som födosöker, förmåga att hitta till boet, längre födosöksturer, lyckade födosöksturer, födosöksaktivitet, födosökseffektivitet över tid, blompreferens)</p> <p>populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna, populationsresistens)</p>	<p>(Arena & Sgolastra, 2014; Lehmann & Camp, 2021; Park et al., 2015; Siviter et al., 2021; Uhl & Brühl, 2019; Woodcock et al., 2016)</p> <p>dödlighet/livslängd (ägg, larver, puppor, vuxna, övervintringsöverlevnad)</p> <p>reproduktion (honor, hanar, total avkomma, utvecklade larver, yngelceller per hona, yngelcellsproduktion, antal bon, könkvot, antal bobyggande honor, boaktivitet, yngelceller per dag, bon per hona, tid för boproduktion, äggläggning, antal färdiga bon)</p> <p>fysiologi (vikt vuxna, vikt hanar, vikt vid eclosion, larvutveckling, kokongspinningstid, kokongsmörkning, utvecklingstid, eclosion)</p> <p>beteende/orientering/minne (födosöksaktivitet, födosökstid, polleninsamling, flygförmåga, flygaktivitet, igenkänning av bo, sensorisk funktion)</p> <p>populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna, populationsresistens, diversitet)</p>	<p>(Braak et al., 2018; Dover, 2019; Malcolm, 2018; Mulé et al., 2017; Pisa et al., 2015; Sánchez-Bayo, 2021; Warren et al., 2021)</p> <p>dödlighet/livslängd (larver, vuxna)</p> <p>fysiologi (vuxen storlek)</p> <p>populations- och samhällsresiliens (lokal utrotning, populationsstorlek, abundans av larver, abundans av vuxna, samhällssammansättning, årlig variation av arter, generationsvis abundans)</p>	<p>(Amin et al., 2014; Clem et al., 2020; Hossain et al., 2013; Jansen, 2000; Khan, 2017; Markova & Ljubenova, 1998; Rodríguez-Gasol et al., 2020; Smart et al., 1989; Smith et al., 2008)</p> <p>dödlighet/livslängd (vuxna)</p> <p>beteende/orientering/minne (födosök)</p> <p>populations- och samhällsresiliens (abundans av larver, abundans av vuxna, diversitet, artsammansättning)</p>
Insekticider – indirekta effekter				
<p>(Pisa et al., 2015; Sánchez-Bayo, 2021)</p>	<p>(Sánchez-Bayo, 2021)</p> <p>känslighet mot vaxmal</p>	<p>(Lehmann & Camp, 2021)</p> <p>immunkompetens</p>	<p>(Sánchez-Bayo, 2021)</p> <p>förekomst av naturliga fiender och kontroll av skadeinsekter</p>	

känslighet för varroa med efterföljande konsekvenser på kolonitillväxt och överlevnad				
Herbicer – direkta effekter				
(Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021; Wintermantel et al., 2023) dödlighet (arbetare) samhällellenas tillväxt (vikt, arbetarproduktion) – ingen effekt fysiologi (acetylkolinesterasaktivitet, parasitinfektion – ingen effekt) beteende/orientering/minne (rumslik igenkänning, navigering, lukt- och smakförmåga)	(Helander et al., 2023; Nouvian et al., 2023; Straw et al., 2021; Wintermantel et al., 2023) dödlighet (arbetare) samhällellenas tillväxt (arbetarproduktion – ingen effekt, samhällsvikt – positiv effekt) reproduktion (drottningar, hanar) – ingen effekt fysiologi (individuell storlek) – ingen effekt beteende/orientering/minne (färgseende, inläring)	(Wintermantel et al., 2023) reproduktion (bobyggande honor, yngelceller) – ingen effekt fysiologi (patogener) – ingen effekt	(Braak et al., 2018) populations- och samhällsresiliens (abundans – omöjligt att särskilja direkta och indirekta effekter, samt effekter av andra växtskyddsmedel)	(Bohnenblust et al., 2016; Cowgill et al., 1993; Cowgill, 1991; Felkl, 1988) beteende/orientering/minne (besök av behandlade växter) populations- och samhällsresiliens (abundans av larver, abundans av vuxna)
Herbicer – indirekta effekter				
(Freemark & Boutin, 1995; Johansen, 1977) blomresurser			(Belsky & Joshi, 2018; Braak et al., 2018; Dover, 1997; Longley & Sotherton, 1997; Malcolm, 2018; Pisa et al., 2015; Sánchez-Bayo, 2021; Uhl & Brühl, 2019) jordkvaliteten med konsekvenser för puppor och larver av nattfjärilar i övre jordlager populationsstorlek och samhällsammansättning (diversitet, abundans, äggläggning, larvföda) relaterade	(Cowgill et al., 1993) blomresurser

			till abundans och diversitet av värd- och nektarväxter	
			naturliga fiender till fjärilar som är skadedjur på grödor	
Fungicider – direkta effekter				
(Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021)	(Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021)	(Cullen et al., 2019; Iwasaki & Hogendoorn, 2021; Park et al., 2015)		(Rodríguez-Gasol et al., 2020)
dödlighet/livslängd (arbetare, larver)	samhällstillväxt (produktion av arbetare, antal arbetare, biomassa)	beteende/orientering/minne (navigering, aktivitet)		dödlighet/livslängd (larver, vuxna)
fysiologi (utvecklingstid för larver)	fysiologi (mikrobiellt samhälle, drottningstorlek, drottningvikt)	populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna, diversitet)		
beteende/orientering/minne (tid för att söka efter resurser, arbetshastighet och effektivitet hos arbetare, bopreferens)				
Fungicider – indirekta effekter				
(Sánchez-Bayo, 2021; Uhl & Brühl, 2019)	(Sánchez-Bayo, 2021)			
Nosema-belastning	känslighet mot vaxmal			
infektion med ascosporer				
preferens för växter behandlade med pyretroider				
Blandningar av växtskyddsmedel				
(Evans et al., 2018; Siviter et al., 2018)	(Godfray et al., 2014; Rundlöf et al., 2022; Sánchez-Bayo, 2021)	(Dormann et al., 2007; Evans et al., 2018; Park et al., 2015; Rundlöf et al., 2022; Sánchez-Bayo, 2021)	(Belsky & Joshi, 2018; Braak et al., 2018; Evans et al., 2018; Sánchez-Bayo, 2021)	(Dormann et al., 2007; Evans et al., 2018; Schweiger et al., 2007)
beteende/orientering/minne (inlärning, korttidsminne, långtidsminne)	samhällstillväxt (samhällstillväxt, samhällsförlust – blandning av två insekticider)	fysiologi (parasitering, infektion med <i>Ascospaera</i>)	dödlighet/livslängd (larver)	populations- och samhällsresiliens (artrikedom av specialister och sällsynta arter, artsammansättning, organismsamhällets jämnhet)
populationsresiliens (abundans av vuxna)	fysiologi (känslighet mot vaxmal – insekticid och fungicid)	reproduktion (bosättnings sannolikhet, yngelceller)	populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna, populationsstorlek,	

	reproduktion (drottningar)	populations- och samhällsresiliens (abundans av vuxna, populationsstorlek, artrikedom, organismsamhällets jämnhet)	förekomst, artsammansättning, diversitet)	
--	----------------------------	--	--	--

Referenser i appendix

- Amin, M. A., Hameed, A., Rizwan, M., & Akmal, M. (2014). Effect of different insecticides against insect pests and predators complex on Brassica napus L., under field conditions. *Int J Sci Res Environ Sci*, 2(9), 340-345.
- Arena, M., & Sgolastra, F. (2014). A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23(3), 324-334.
- Belsky, J., & Joshi, N. K. (2018). Assessing role of major drivers in recent decline of monarch butterfly population in North America. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 86.
- Bohnenblust, E. W., Vaudo, A. D., Egan, J. F., Mortensen, D. A., & Tooker, J. F. (2016). Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(1), 144-151.
- Braak, N., Neve, R., Jones, A. K., Gibbs, M., & Breuker, C. J. (2018). The effects of insecticides on butterflies—A review. *Environmental Pollution*, 242, 507-518.
- Clem, C. S., Sparbanie, T. M., Luro, A. B., & Harmon-Threatt, A. N. (2020). Can anthophilous hover flies (Diptera: Syrphidae) discriminate neonicotinoid insecticides in sucrose solution? *PLoS ONE*, 15(6), e0234820.
- Cowgill, S., Wratten, S., & Sotherton, N. (1993). The effect of weeds on the numbers of hoverfly (Diptera: Syrphidae) adults and the distribution and composition of their eggs in winter wheat. *Annals of Applied Biology*, 123(3), 499-515.
- Cowgill, S. E. (1991). *The foraging ecology of hoverflies (Diptera: Syrphidae) and the potential for manipulating their distribution on farmland* University of Southampton].
- Cullen, M. G., Thompson, L. J., Carolan, J. C., Stout, J. C., & Stanley, D. A. (2019). Fungicides, herbicides and bees: A systematic review of existing research and methods. *PLoS ONE*, 14(12), e0225743. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225743>
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W. K. R. E., & Zobel, M. (2007). Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 774-787. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x>
- Dover, J. W. (1997). Conservation headlands: effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 63(1), 31-49.
- Dover, J. W. (2019). The ecology of butterflies and moths in hedgerows and field margins. *The ecology of hedgerows and field margins*, 186-209.
- Evans, A. N., Llanos, J. E., Kunin, W. E., & Evison, S. E. (2018). Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 258, 40-48.
- Felkl, G. (1988). First investigations on the abundance of epigeal arthropods, cereal aphids and stenophagous aphid predators in herbicide-free border strips of winter wheat fields in Hesse. *Gesunde Pflanzen (Germany, FR)*.
- Freemark, K., & Boutin, C. (1995). Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(2-3), 67-91.
- Godfray, H. C. J., Blacquiere, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J., & McLean, A. R. (2014). A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B*, 281, 20140558.
- Godfray, H. C. J., Blacquiere, T., Field, L. M., Hails, R. S., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J., & McLean, A. R. (2015). A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1818), 20151821.
- Helander, M., Lehtonen, T. K., Saikkonen, K., Despains, L., Nyckees, D., Antinoja, A., Solvi, C., & Loukola, O. J. (2023). Field-realistic acute exposure to glyphosate-based herbicide impairs fine-color discrimination in bumblebees. *Science of The Total Environment*, 857, 159298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159298>

- Hossain, S., Baque, M., & Amin, M. (2013). Comparative effectiveness of seed treating and foliar insecticides against sucking pests of cotton and impact on their natural enemies. *Bangladesh Journal of Agricultural Research*, 38(1), 61-70.
- Iwasaki, J. M., & Hogendoorn, K. (2021). Non-insecticide pesticide impacts on bees: A review of methods and reported outcomes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 314, 107423.
- Jansen, J. P. (2000). A three-year field study on the short-term effects of insecticides used to control cereal aphids on plant-dwelling aphid predators in winter wheat. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 56(6), 533-539.
- Johansen, C. A. (1977). Pesticides and pollinators. *Annual Review of Entomology*, 22(1), 177-192.
- Khan, A. A. (2017). Effect of insecticides on biodiversity of aphidophagous syrphid flies in fruit ecosystem of Kashmir. *J Entomol Zool Stud*, 5(4), 117-125.
- Lehmann, D. M., & Camp, A. A. (2021). A systematic scoping review of the methodological approaches and effects of pesticide exposure on solitary bees. *PLoS ONE*, 16(5), e0251197. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251197>
- Longley, M., & Sotherton, N. W. (1997). Factors determining the effects of pesticides upon butterflies inhabiting arable farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 61(1), 1-12. (Not in File)
- Malcolm, S. B. (2018). Anthropogenic Impacts on Mortality and Population Viability of the Monarch Butterfly. *Annual Review of Entomology*, 63(1), 277-302. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043241>
- Markova, E., & Ljubenova, E. (1998). Influence of the synthetic pyrethroid insecticide alpha-cypermethrin on the structure of the syrphid coenosis (Syrphidae, Diptera) in a potato ecosystem. *Journal of Applied Entomology*, 122(1-5), 469-473.
- Mulé, R., Sabella, G., Robba, L., & Manachini, B. (2017). Systematic Review of the Effects of Chemical Insecticides on Four Common Butterfly Families [Mini Review]. *Frontiers in Environmental Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00032>
- Nouvian, M., Foster, J. J., & Weidenmüller, A. (2023). Glyphosate impairs aversive learning in bumblebees. *Science of The Total Environment*, 898, 165527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165527>
- Park, M. G., Blitzer, E. J., Gibbs, J., Losey, J. E., & Danforth, B. N. (2015). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1809), 20150299. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0299>
- Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A., Goulson, D., Kreutzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C. A., Noome, D. A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J. D., Van der Sluijs, J. P., Van Dyck, H., & Wiemers, M. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 68-102.
- Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020). The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. *Biological Control*, 151, 104405.
- Rundlöf, M., Stuligross, C., Lindh, A., Malfi, R. L., Burns, K., Mola, J. M., Cibotti, S., & Williams, N. M. (2022). Flower plantings support wild bee reproduction and may also mitigate pesticide exposure effects. *Journal of Applied Ecology*, 59, 2117-2127.
- Sánchez-Bayo, F. (2021). Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, 9(8), 177.
- SCB. (2018). Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2017. Användning i grödor. In. Stockholm: Statistiska centralbyrån.
- SCB. (2022). Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2021. Användning i grödor. In. Stockholm: Statistiska centralbyrån.
- Schweiger, O., Musche, M., Bailey, D., Billeter, R., Diekötter, T., Hendrickx, F., Herzog, F., Liira, J., Maelfait, J.-P., Speelmans, M., & Dziock, F. (2007). Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), 461-472. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15372.x>
- Siviter, H., Bailes, E. J., Martin, C. D., Oliver, T. R., Koricheva, J., Leadbeater, E., & Brown, M. J. F. (2021). Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature*, 596(7872), 389-392. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03787-7>
- Siviter, H., Koricheva, J., Brown, M. J. F., & Leadbeater, E. (2018). Quantifying the impact of pesticides on learning and memory in bees. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2812-2821. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13193>
- Smart, L. E., Stevenson, J., & Walters, J. (1989). Development of field trial methodology to assess short-term effects of pesticides on beneficial arthropods in arable crops. *Crop Protection*, 8(3), 169-180.

- Smith, H. A., Chaney, W. E., & Bensen, T. A. (2008). Role of syrphid larvae and other predators in suppressing aphid infestations in organic lettuce on California's Central Coast. *Journal of Economic Entomology*, *101*(5), 1526-1532.
- Straw, E. A., Carpentier, E. N., & Brown, M. J. F. (2021). Roundup causes high levels of mortality following contact exposure in bumble bees. *Journal of Applied Ecology*, *58*(6), 1167-1176. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13867>
- Uhl, P., & Brühl, C. A. (2019). The impact of pesticides on flower-visiting insects: A review with regard to European risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(11), 2355-2370.
- Warren, M. S., Maes, D., van Swaay, C. A., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N. A., Wynhoff, I., Hoare, D., & Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *118*(2), e2002551117.
- Wintermantel, D., Laskus, E., Hänn, A., Ureña González, A., Martínez-López, V., Kiljanek, T., Fleites-Ayil, F., Osterman, J., Allan, J. M., Albrecht, M., Paxton, R., de La Rúa, P., & Klein, A.-M. (2023). *Manuscript on single and combined effects of key chemicals and other stressors on bees under field conditions across Europe. Deliverable 7.3. G. a. N. EU Horizon 2020 PoshBee Project.*
- Woodcock, B. A., Isaac, N. J. B., Bullock, J. M., Roy, D. B., Garthwaite, D. G., Crowe, A., & Pywell, R. F. (2016). Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, *7*, 12459. <https://doi.org/10.1038/ncomms12459>