



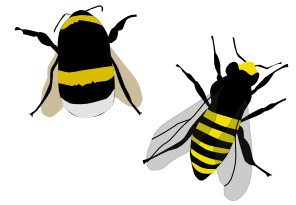
Länsstyrelsen
Skåne



VILDA BIN I SKÅNE



Titel: Vilda bin i Skåne
Utgiven av: Länsstyrelsen i Skåne län
Författare: Sandra A.M. Lindström, Pernilla Borgström, Henrik G. Smith
Beställning: Länsstyrelsen Skåne
Miljöavdelningen
205 15 Malmö
Telefon 010-224 10 00
www.lansstyrelsen.se/skane
Copyright: Länsstyrelsen Skåne
Diarienummer: 511-6948-21
ISBN: 978-91-7675-233-3
Rapportnummer: 2021:23
Layout: Mats Runvall
Tryckår: 2021
Omslagsbild: Sandra Lindström



Förord

Under åren 2020-2022 har Sveriges länsstyrelser och centrala myndigheter fått ett regeringsuppdrag om att stärka förutsättningarna för vilda pollinatörer i landskapet. Naturvårdsverket ska nationellt samordna och vägleda de myndigheter som har verksamheter som direkt eller indirekt påverkar förutsättningarna för vilda pollinatörer medan länsstyrelserna har motsvarande roll i länet. En viktig del i uppdraget är att sprida information och upplysa om hot och möjligheter, men även att förmedla ny kunskap om status för pollinerande insekter i samhället. Som ett led i detta arbete har Länsstyrelsen Skåne gett Lunds universitet i uppdrag att sammanställa relevant vetenskaplig information och kunskap om vilda bin, som kan fungera som bakgrund och underlag för att arbeta vidare med kraftfulla åtgärder för att gynna pollinatörernas förutsättningar och bevarande i Skåne.

Sammanställningen bygger på genomgång av vetenskaplig litteratur och, i viss mån, rapporter från myndigheter. När det har varit möjligt har studier som bedrivits i Skåne lyfts för att exemplifiera samband och teorier, i övrigt har relevanta svenska, europeiska och ibland internationella studier använts. I sammanställningen har även förekomsten av rapporterade fynd av vilda bin i Skåne län illustrerats i kartform.

Rapporten har sammanställts av Dr. Sandra Lindström, Dr. Pernilla Borgström och professor Henrik Smith vid Centrum för Miljö- och Klimatvetenskap vid Lunds universitet, på uppdrag av Länsstyrelsen i Skåne. Gudrun Berlin (Länsstyrelsen Skåne) har varit behjälplig med artpoolsanalyserna och kontaktpersoner har varit Gabrielle Rosquist och Måns Bruun (Länsstyrelsen Skåne).

Länsstyrelsen Skåne 3 september 2021

Cecilia Backe, *Chef, Naturskyddsenheten*

Innehållsförteckning

FÖRORD.....	3
INLEDNING.....	5
VILDA BINS EKOLOGI.....	6
Föda.....	8
Boplatser.....	8
Övervintringsmiljöer.....	10
Vad påverkar vilda bins populationer?.....	10
Andra faktorer som påverkar vilda bin.....	15
SKÅNSKA FÖRHÅLLANDEN FÖR VILDA BIN.....	19
Det skånska landskapet.....	19
Jordbrukslandskapet.....	20
Andra blomrika områden i jordbrukslandskapet.....	27
Bin i den skånska skogen.....	30
Urbana miljöer.....	31
Infrastruktur.....	33
Sandiga miljöer.....	34
BIARTER I SKÅNE.....	36
De vanligaste arterna.....	37
Nya arter.....	38
Hotspots för bin.....	39
STATUS FÖR VILDA BIN I SKÅNE.....	41
Hotade arter.....	41
Arter vars svenska förekomst är begränsad till Skåne.....	45
Utgångna arter.....	45
Globalt och europeiskt perspektiv.....	46
Trender och övervakning.....	47
SLUTSATS OCH SAMMANFATTNING.....	48
WILD BEES IN SCANIA, SWEDEN - SUMMARY.....	50
REFERENSER.....	52
APPENDIX.....	74

Inledning

Pollinatörer är djur som besöker blommor för att samla pollen och nektar och samtidigt bidrar till växters frö- och fruktsättning genom att förflytta pollen från hanliga till honliga blomdelar. I vår del av världen utgörs de huvudsakligen av insekter: bin och andra steklar, dag- och nattfjärilar, blomflugor och andra flugor samt skalbaggar (Ollerton, 2021). Eftersom bin anses vara den viktigaste och samtidigt är den mest välbeforskade gruppen av pollinatörer, fokuserar rapporten på dessa. I Skåne finns ett stort antal biarter, vissa med god bevarandestatus och andra hotade. Dessutom finns en odlad art: honungsbiet *Apis mellifera*. Det odlade honungsbiet och de vilda biarterna delar en rad problem såsom brist på föda, patogener och parasiter, växtskyddsmedel och klimatförändringar. Samtidigt finns viktiga skillnader dem emellan, inte minst att det tama honungsbiet får hjälp av biodlare med boplats, sjukvård, transport till blomrika landskap och stödutfodring under perioder när födoresurserna är knappa. Honungsbiet hotas heller inte av utrotning.

Under de senaste åren har hot mot pollinatörer och framför allt bin fått mycket uppmärksamhet. Det är viktigt att uppmärksamma och åtgärda dessa hot. Bara i Skåne uppskattas insektpollineringsbidrag till livsmedelsproduktionen vara värt 111–316 miljoner kronor årligen genom ökade skördar av exempelvis raps, klöver, åkerbönor, äpplen och hallon (Dänhardt m.fl., 2013). Tama honungsbin och vilda insekter kompletterar ofta varandras pollineringsbidrag till odlade grödor och honungsbin kan ofta inte helt ersätta vilda bins pollinering (Garibaldi m.fl., 2013). Vidare är majoriteten (ca 90%) av de vilda växterna i världen helt eller delvis beroende av insektpollinering (Ollerton m.fl., 2011). Bland de vilda biarterna finns en variation av egenskaper som gör att de kan tillgodose pollinering av växtarter med olika pollineringssegenskaper, utseende och blomningstid. Eftersom växter bildar livsmiljöer och utgör föda för många organismer är pollinerings betydelse för världens ekosystem stor, och pollinatörernas samspel med växter – format under miljontals år – har en central roll för de terrestra ekosystemens mångfald av organismer, födovävar och funktion. Pollinatörerna har också stor social och kulturell betydelse genom att de bidrar till människors naturupplevelser, till pollinering av hobbyodlingar och av bär som plockas i skogen. Sverige har dessutom enligt Konventionen om biologisk mångfald ett moraliskt ansvar att bevara arter för framtiden, inklusive pollinatörer. Bin har uppskattats bidra till 15 av FN:s 17 hållbarhetsmål (Patel m.fl., 2021).

Hoten mot bin är flera. För att säkra stabil och god pollinering av både vilda växter och odlade grödor i framtiden behöver mångfalden av pollinerande insekter bevaras (Rader m.fl., 2016; Woodcock m.fl., 2019; Senapati m.fl., 2021). En kombination av minskande blomresurser, spridning av patogener och parasiter och exponering för växtskyddsmedel har lett till att vilda biarters antal och utbredning har minskat (Wagner, 2020). Kunskapsläget när det gäller populationsutveckling, krav på livsmiljöer och vilka hot som finns mot deras fortlevnad för pollinatörer som inte är bin (t.ex. blombesökandeflugor) är mer begränsat (IPBES, 2016).

Syftet med denna rapport är att belysa statusen för vilda bin i Skåne, mänsklig påverkan på deras livsmiljöer och möjliga förbättringar ur ett regionalt perspektiv, samt att beskriva ny forskning som har bäring på insatser som kan gynna pollinatörer i Skåne. En liknande rapport med fokus på värdering av insatser för pollinatörer har nyligen producerats i Danmark (Strandberg m.fl. 2021). Tidigare har den internationella panelen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), publicerat en omfattande rapport som sammanfattade den vetenskapliga litteraturen kring pollinering och pollinatörer (IPBES, 2016). I ett underlag till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag ”Kartlägga och föreslå insatser för pollinering”, sammanfattades kunskapsläget för pollinatörer och pollinering ur ett svenskt perspektiv (Borgström m.fl., 2018).

Vilda bins ekologi

Bin *Apiformes* är insekter som utgör en egen grupp i ordningen steklar *Hymenoptera*. Bin uppvisar en fantastisk variation av levnadssätt som finns beskrivna i en rad excellenta arbeten (Benton, 2006; Goulson m.fl., 2008; Danforth m.fl., 2019; Ollerton, 2021). Vi har inte ambitionen att här ge en heltäckande beskrivning av denna variation, utan beskrivningen här syftar till att ge den bakgrund som behövs för att förstå bedömningar av bins status i Skåne och vilka åtgärder som kan vidtas för att stärka mångfalden av bin.

Bin är växtätare och lever nästan undantagslöst av pollen och nektar. Beroendet av nektar och pollen har lett till en fascinerande samevolution med anpassningar i binas morfologi och beteende för att komma åt blomresurserna och hos blommor för att locka till sig bin och bli pollinerade.

Det finns en stor variation av livsstrategier bland bina. Vissa arter är sociala, vilket innebär att de lever i samhällen som kollektivt tar hand om larverna. Hos humlorna, som är välutvecklade sociala bin, finns det dels äggläggande honor dels huvudsakligen sterila arbetare som samlar in föda och tar hand om boet. Deras samhällen är aktiva från vår till höst (figur 1). Andra arter är solitära, där honorna både lägger ägg och samlar in föda till boet. Dessa är ofta aktiva under en begränsad del av säsongen, på våra breddgrader normalt med en generation per år men ibland flera. Det finns också arter med flexibla livsstrategier, som både kan leva som solitära och i

enkla samhällen. Ytterligare en livsstrategi, som finns både bland sociala och solitära arter, är boparasitism. Boparasiter är arter som lägger ägg i en annan arts bo (till exempel gökbin) eller tar över en annan arts samhälle (snylthumlor).

Arternas olika egenskaper avgör hur de påverkas av förändringar i miljön och därmed deras förmåga att anpassa sig till nya omständigheter. Eftersom arter påverkas på olika sätt av förändringar i livsmiljön kommer också sammansättningen av egenskaper i pollinatörssamhället, dvs. de samlade egenskaperna bland de arter som finns inom ett område, att förändras. Ett sådant exempel är att biarter med långa tungor, som är anpassade till att söka nektar från djupa blommor, kan missgynnas om förekomsten av djupa blommor (t.ex. klöver), minskar kraftigt (Goulson m.fl., 2005). Ett annat exempel är biarternas mobilitet, ofta positivt relaterad till kroppsstorlek, som påverkar på vilka skalor de kan utnyttja ett landskap för att söka föda och därmed deras känslighet för landskapsförändringar (Jauker m.fl., 2013). När vissa arter pollinater gynnas eller missgynnas av miljöförändringar på grund av att de har vissa egenskaper, kan samtidigt detta leda till förändringar i förekomsten av de egenskaper som har betydelse för pollination av växter och därmed hur det samlade pollinatörssamhället uppfyller landskapets totala pollineringsbehov. Det är därför viktigt att förstå hur miljöförändringar påverkar sammansättningen av egenskaper hos pollinatörer som en grund för att bedöma hur väl olika naturvårdsåtgärder kan uppfylla syftet att både bevara pollinatörer och deras funktion.



Figur 1. Humlans livscykel. Säsongen börjar på våren då den övervintrande drottningen kommer fram från sin övervintringsplats i marken. Drottningen letar upp en boplats, samlar ihop ett litet lager föda och lägger ägg som hon ruvar. När de första arbetarna har utvecklats övertar de insamlingen av pollen och nektar och hjälper drottningen att ta hand om nya ägg och larver. Under högsommaren är samhället stort och så småningom producerar samhället hanar och nya drottningar. Till slut kollapsar samhället och endast de nya, parade drottningarna letar upp övervintringsplatser där de hamnar i diapaus (vintervila) tills nästa vår. Illustration och design: Johanna Yourstone

Föda

Biarterna skiljer sig åt när det gäller vilka växter de föredrar att besöka och kan utnyttja. Många arter samlar pollen och nektar från ett stort antal växtfamiljer med varierande egenskaper (polylektiska arter), medan andra arter är specialiserade på att samla pollen till sin avkomma från ett fåtal växtfamiljer eller arter (oligolektiska arter). Varför vissa bin är specialiserade är inte helt känt, men kan vara kopplat till pollenets fysiologiska egenskaper (Rasmussen m.fl., 2020). Även bin som i princip kan föda upp sina larver på olika sorters pollen, kan i verkligheten utnyttja ett mindre antal arter som de har tillgång till och/eller som de effektivt kan söka föda från. Eftersom bin är olika specialiserade när det gäller vilka blommor de kan utnyttja eller utnyttjar mest effektivt, innebär det att en mångfald av blommande arter gynnar en mångfald av bin (Potts m.fl., 2003; Papanikolaou m.fl., 2017).

Födovalen påverkas också av bins reproduktionstid och växternas blomningstid. Det finns en stor fenologisk (säsongsmässig) variation i bins reproduktionstid som spänner från arter som är aktiva några veckor tidigt på våren till arter som är aktiva under hela sommarhalvåret, till exempel flera av humlorna. Flygtiden sammanfaller ofta med blomningen av den huvudsakliga pollenkällan. För att det ska finnas föda till en mångfald av arter som varierar i vilka växter de är beroende av behöver det därför finnas en mångfald av pollen- och nektarproducerande växter som matchar binas variation. Det innebär t.ex. att det behöver finnas växter med djupa respektive grunda blommor, som växer på olika platser och som blommar under olika perioder. En mångfald av miljöer i ett landskap ger en större chans att olika miljöer kompletterar varandras blomningsfenologi, och därmed ger ett kontinuerligt utbud av föda för vilda bin under hela deras säsong (Martins m.fl., 2018).

Boplatser

Alla bin som inte är boparasiter anlägger ett bo där de med mer eller mindre avancerade metoder tar hand om sin avkomma. Detta innebär att all föda de behöver måste finnas inom vad man kan kalla ekonomiskt flygavstånd från lämpliga boplatser, dvs. ett avstånd där det lönar sig att samla resurser till avkomman utan att tids- och energiåtgången i att samla föda blir för stor. Det finns en fascinerande variation i bins val av boplatser och utformning av bon (se sammanfattningar för humlor: Liczner och Colla, 2019; för solitära bin: Danforth m.fl., 2019; speciellt för marklevande bin: Antoine och Forrest, 2021; och för vedlevande bin: Falk, 2021). Variationen gör att det är svårt att klassificera boplatstrategierna, men generellt delas de upp i ovanjordiska respektive underjordiska bon. Arter av humlor som placerar sina bon ovan jord lägger dem ofta bland viss vegetation eller i skyddade håligheter. De solitära bin som placerar sina bon ovan jord använder gärna solexponerad ved som redan har håligheter, till exempel utgångs-



Figur 2. Hona av stengnagbi *Hoplitis anthocopoides* vid sin boplats, en fördjupning i en sten.

FOTO: Göran Holmström

hål gjorda av vedlevande skalbaggar, men några arter gör också egna hål (Danforth m.fl., 2019; Falk, 2021). Veden kan utgöras av helt eller delvis döda träd, stockar eller stubbar, ofta i brynmiljöer med varmt mikroklimat. Torra förhållanden verkar vara avgörande för att vilda bin ska använda död ved som boplats (Falk, 2021). Vissa arter använder andra håligheter som boplatser: till exempel i rotvältor, ihåliga växtstammar, lerfogar på husfasader, halmtak eller i snäckskal. Vissa arter klär in väggarna av håligheten med växtmaterial, till exempel rosentapeterarbi *Megachile centuncularis* som gärna använder utskurna bladbitar av rosor (Raw, 1988).

De arter av humlor som bygger bon under jord använder gärna övergivna gnagarbon eller tuvor av dött gräs och mossa. Majoriteten av solitära bin är marklevande och placerar ofta sina bohål i varm blottad jord, ofta i sand (se Svensson m.fl., 2000; samt sammanfattning i Liczner och Colla, 2019; och Danforth m.fl., 2019). Marklevande bin kan placera celler med ägg och pollen på mellan en decimeter och ett par meters djup (Danforth m.fl., 2019). Boplatserna kan ibland användas i flera generationer. Hos vissa arter är boplatserna aggregerade, vilket innebär att det förekommer väldigt många bohål på samma plats. Olika arter av marklevande bin föredrar olika egenskaper på sina boplatser, t.ex. när det gäller jordens textur, fukthalt, hur kompakt marken är, temperatur, markytans egenskaper och närheten till blomresurser. Stengnagbi *Hoplitis anthocopoides* kan till exempel bygga bo i fördjupningar eller sprickor i stenblock (figur 2) eller foga ihop små stenar och putsa insidan med lera (Danforth m.fl., 2019; Cederberg m.fl., 2021), medan fibblesmalbi *Lasioglossum leucozonium* bygger en liten låg kulle av jord kring ingångshålet till sitt bo och stänger till hålet på natten (Holmström och Hall, 2016). För många arter är vår kunskap om boplatsernas egenskaper och placering fortfarande ofullständig (Liczner och Colla, 2019; Antoine och Forrest, 2021).

Övervintringsmiljöer

Under vintern är förhållandena svåra för vilda bin. Alla bin som finns i Sverige går därför in i diapaus för att klara vinterhalvåret. Diapaus innebär att binas aktivitet och utveckling avstannar. De solitära biarterna går in i diapausen som larver och/eller färdigutvecklade adulta individer i boplatsen (Antoine och Forrest, 2021), medan det enbart är drottningen i de sociala humlornas samhälle som övervintrar. Hos humlor styrs uppvaknandet av temperaturen på våren. Diapausen kan därmed vara i sex till nio månader. Få studier har undersökt humlors övervintringsmiljöer (Alford, 1969; Liczner och Colla, 2019). Det är dock känt att humlor gräver sig ned under markytan eller bland dött växtmaterial för att övervintra. Miljöerna de väljer är varierande, men ofta påträffas de i väl-dränerad jord och i skuggiga områden, i närheten av träd eller höjder eller i sluttingar i norrläge (Alford, 1969; Liczner och Colla, 2019). Det är dåligt känt om arter har olika preferenser på övervintringsmiljöer.

Vad påverkar vilda bins populationer?

Det lokala landskapet

Bins populationer påverkas av det lokala landskapets utbud av föda och boplatser, men även av förekomsten av konkurrenter och andra antagonister. Bin är så kallade "central place foragers", vilket innebär att de har sin boplatz som utgångspunkt när de söker föda. För sociala bin är det stället där samhället finns och för solitära bin där honan lägger sina larver. Därför är det nödvändigt att boplatserna och födan finns nära varandra (Zurbuchen m.fl., 2010). Vad "nära" betyder i praktiken beror på arten och dess mobilitet. Den relevanta rumsliga skalan på det lokala landskapet där insatser för att stärka tillgången till föda varierar alltså med vilken eller vilka arter man vill gynna. Vissa arter söker sin föda på korta avstånd, där till exempel små solitära bin i allmänhet bara flyger upp till 100 meter från boet (Gathmann och Tscharrntke, 2002; Greenleaf m.fl., 2007; Zurbuchen m.fl., 2010; Hofmann m.fl., 2020). Detta innebär att det lokala landskapets skala för dessa arter är litet. Andra arter, ofta de som har större kroppsstorlek eller socialt levnadssätt, flyger längre sträckor för att samla in föda. Mörk jordhumla *Bombus terrestris* är en stor humla vars arbetares födosöksavstånd i genomsnitt uppgår till ca 500 m, men som när det krävs kan flyga flera kilometer för att samla in föda (Redhead m.fl., 2016). För sådana mobila arter är det lokala landskapet mycket större. Mindre arter med begränsad förmåga att flyga längre sträckor för att samla föda är därför mer beroende av den lokala landskapskvaliteten än det större landskapets heterogenitet, medan långflygande arter kan nyttja resurser som mer eller mindre tillfälligt uppstår i ett större landskap så som massblommande grödor (Steffan-Dewenter m.fl., 2002). Att arter utnyttjar resurser på olika skalor i landskapet och är specialiserade på olika resurser gör att många arter kan samexistera inom samma landskap (Heinrich, 1976; Westphal m.fl., 2006).

Bristperioder

Vilda bins populationer regleras ofta av tillgången till föda inom flygavstånd från boplatsen under den tid då arten är aktiv (Goulson m.fl., 2008; Roulston och Goodell, 2011). Humlor, som har ett växande samhälle att ta hand om, är inte bara beroende av en god tillgång till pollen och nektar utan också att det finns att tillgå kontinuerligt från våren till hösten.

Våren är en känslig period i humlors livscykel, när den övervintrade drottningen ska hitta boplats och föda för att kunna etablera ett nytt samhälle, men även när de första arbetarna har kläckts men fortfarande är få (Suzuki m.fl., 2007). Stor tillgång på resurser, särskilt pollen, tidigt på säsongen gynnar humlesamhällets tillväxt (Westphal m.fl., 2003) och överlevnad från vår till sommar (Goulson m.fl., 2010), men leder inte till högre reproduktion om det inte finns resurser senare på säsongen (Westphal m.fl., 2009).

I många miljöer fluktuerar utbudet av födoresurser för vilda bin kraftigt över säsongen, särskilt i jordbrukslandskap som domineras av åkermark. Här uppstår det kraftiga blommande pulser när pollen- och nektarproducerande grödor såsom raps och åkerböna blommar, medan tillgången på blommor kan vara låg både före och efter dessa pulser. Studier av olika humlearter i Nordamerika och Europa, har visat att ojämn resurstillgång försämrar reproduktionen (Hemberger m.fl., 2020) och att landskap med hög resurskontinuitet har högre täthet av samhällen (Nicholson m.fl., 2021) med många humlearbetare (Westphal m.fl., 2003; Williams m.fl., 2012).

Vilda bin behöver också nektar. I en brittisk studie jämfördes tre humlearters nektarbehov över säsongen med utbudet av nektar i fyra områden som dominerades av jordbruk (Timberlake m.fl., 2019). Studien visade på kraftig variation i utbudet av nektar, och identifierade flera perioder när tillgången på nektar inte matchade humlornas behov; särskilt i mars, i mitten av juni och i övergången mellan augusti och september (Timberlake m.fl., 2019).

Med några undantag är detaljerna kring hur födoresurser begränsar populationsstorleken okända, men för vissa arter finns det goda kunskaper. Populationer av väddsandbi *Andrena hattorfiana*, ett solitärt bi som är specialiserat på att samla pollen från vädd, har i en småländsk studie visat sig vara starkt relaterat till populationsstorleken hos blommande åkervädd *Knautia arvensis* (Larsson och Franzén, 2007). En population med tio reproducerande honor behöver samla pollen från mer än 150 plantor av åkervädd till sin avkomma (Larsson och Franzén, 2007). Storsovarbi *Chelostoma rapunculi* gjorde nästan hälften så många yngelceller när de placerades 1000 m jämfört med 500 m bort från växten den utnyttjar för pollen (Zurbuchen m.fl., 2010).

I perioder när det är brist på föda kan de värdväxter som annars är binas andrahandsval bli kritiska för deras överlevnad. Det kan illustreras av en brittisk studie i jordbrukslandskap, där tre växtarter - vitklöver, åkertistel och ramslök - producerade hälften av nektarn, medan mindre produktiva arter som maskros var viktiga för kontinuiteten i nektarutbudet (Timberlake m.fl., 2019). Liknande studier för Skåne saknas.

Behovet av kontinuerlig tillgång till blomresurser kan för vissa bin innebära att

de utnyttjar komplementära blomresurser under säsongen (Persson m.fl., 2018). Landskapskomplementering innebär att organismer använder olika habitat för att uppfylla olika behov (Martins m.fl., 2018). Landskapssupplementering innebär att det finns ett skafferi av samma resurser i angränsande habitat, som individer kan använda sig av om resurserna blir knappa. T.ex. kan bin födosöka i flera rumsligt skilda betesmarker och kantzoner så länge det är inom flygavstånd från deras boplats. Ett heterogent landskap med en mosaik av habitat som varierar i kvalitet, mellan vilka vilda bin kan förflytta sig för att utnyttja resurser över ett större område och uppfylla flera av sina biologiska behov, kan bidra både med komplementering och supplementering av resurser för vilda bin (Smith m.fl., 2014).

Fragmentering av viktiga livsmiljöer leder till ändrad tillgång till föda i tid och rum. Dessa förändringar innebär att bin behöver förflytta sig mellan miljöer som varierar i kvalitet, dagligen eller över säsongen, för att uppfylla sina behov av föda (Smith m.fl., 2014; Faichnie m.fl., 2021). I landskap där viktiga livsmiljöer är fragmenterade och det därmed är längre avstånd mellan födoresurser kan stora biarter med förmåga att flyga längre sträckor ha en fördel jämfört med små arter som är begränsade till att hitta föda inom kortare avstånd (Redhead m.fl., 2016; Warzecha m.fl., 2016). Dessa mekanismer kan ligga bakom de förändringar av humlesamhällen som skett i det svenska odlingslandskapet (Bommarco m.fl., 2012). Den relativa frekvensen av olika humlearter som observerats i rödklöver förändrades kraftigt mellan år 1940 och år 2000. Samhället av humlor var ganska jämnt fördelat mellan arter under 1940-talet men domineras idag av två korttunga arter, mörk jordhumla och stenhumla, som har god flygförmåga (Bommarco m.fl., 2012).

Ett fragmenterat landskap kan till en viss gräns bibehålla sin bärkraft, men när avstånden blir för stora och habitatet blir isolerade, blir resurserna separerade och bärkraften minskar fort. Honorna kan med andra ord lägga så mycket energi på att söka föda (på längre avstånd och/eller får besöka fler blommor med sämre kvalitet) att det går ut över reproduktionen (Zurbuchen m.fl., 2010). Detta kan vara en av de bakomliggande orsakerna till att jordbrukslandskap som domineras av öppen odling med pulsvisa förekomster av föda när vissa grödor blommar har lägre tätheter av individer, än småskaliga odlingslandskap med naturbetesmarker (Persson och Smith, 2013). I naturbetesmarker finns det ofta en mångfald av miljöer vilka vilda bin kan utnyttja som boplatser och utgå ifrån för att även söka föda i omgivande miljöer (Öckinger och Smith, 2007; Ekroos m.fl., 2013), till exempel på åkermark eller i fältkanter. En mångfald av miljöer i ett landskap ger en större chans att olika miljöer kompletterar varandras blomningsfenologi, och därmed ett kontinuerligt utbud av föda för vilda bin under hela deras säsong (Martins m.fl., 2018).

Brist på boplatser och övervintringsmiljöer?

I vissa miljöer kan tillgången på bra boplatser vara begränsande (Roulston och Goodell, 2011; Higginson, 2017). Förändrad markanvändning kan ha minskat förekomsten av lämpliga boplatser för bin i jordbrukslandskapet, både i form av gnagarbon (Goulson m.fl., 2010) och minskad markstörning (Karlsson och Larsson, 2011). Ett fascinerande exempel på boplatzbegränsning illustrerades i en tysk studie där man satte ut ihåliga rör för att ge boplatser till rödmurarbi *Osmia bicornis* (tidigare med det vetenskapliga namnet *O. rufa*), vilket ökade den lokala populationen med över 3 000% på fem år (Steffan-Dewenter och Schiele, 2008). Ett annat exempel är humlepälsbiet *Anthophora plagiata* som tidigare bodde i varma erosionsbranter av lera, miljöer som har försvunnit i takt med att vattendrag har reglerats. I stället har humlepälsbiet etablerat bo i husfasader murade med lerstenar, en byggnadsteknik som i modern tid har ersatts med andra material som humlepälsbiet inte har kunnat göra hål i vilket har begränsat dess tillgång till boplatser (Banaszak-Cibicka och Wilkaniek, 2006; Cederberg, 2014). I ett framgångsrikt bevarandeprojekt på Österlen har antalet reproducerande honor ökat flerfaldigt på ett fåtal år genom rådgivning om fasadrenovering med traditionella byggnadstekniker och utformning av bihotell av lersten (Cederberg, 2014).

För att öka mängden boplatser för humlor har artificiella humleholkar tagits fram och testats, ofta med låg bosättningsgrad, men resultaten från olika studier varierar (Dicks m.fl., 2010; Lye m.fl., 2011). Rödklöverfröodlare som är beroende av humlor för att få en god pollinering har en tradition att placera ut halmbalar i syfte att erbjuda humlor boplatser. Det har hittills saknats vetenskapliga belägg för att humlor använder halmbalar som boplatser. I en ännu inte publicerad studie undersöktes områden med halmbalar och kontrollområden utan halmbalar hos 58 lantbrukare i odlingslandskap i Skåne och Östergötland (Lindström m.fl. [Opublicerat manuskript]). Hos knappt hälften av lantbrukarna påträffades bon av humlor i halmen, medan inga humlebon påträffades i kontrollområden utan halm. Bon från sju arter påträffades, bland andra den rödlistade mosshumla *Bombus muscourum*.

Solitära biarter övervintrar i sin boplatser (Antoine och Forrest, 2021), medan den övervintrande drottningen hos humlor behöver söka upp en lämplig övervintringsplats. Mycket lite är känt om hur övervintringsplatsernas egenskaper och beskaffenhet påverkar humledrottningarnas överlevnad och förmåga att etablera nya boplatser (Licznar och Colla, 2019; Williams m.fl., 2019) och än mindre i vilken mån de är begränsande för humlors populationer. Hos mörk jordhumla, som är den mest välstuderade av humlearterna som förekommer i Skåne, har laboratorieförsök visat att drottningarnas vikt när de går in i diapausen under sensommar eller höst är viktig för deras överlevnad.

Miljöer för alla behov

Hur väl ett landskap passar för vilda bin avgörs av hur väl deras biologiska behov kan tillgodoses under hela deras livscykel, till exempel tillgång till föda, boplatser, skydd och övervintringsmiljöer. Det behöver finnas lämpliga miljöer att placera boet i och inom det för arten specifika flygavståndet från boplatserna måste

det finnas föda kontinuerligt under biets hela aktivitetsperiod. Kompositionen, dvs. vilka habitat som finns i ett landskap, och configurationen, dvs. hur habitaterna är fördelade i ett landskap och mängden kantmiljöer det ger upphov till, kan båda ha effekter på vilda bin. Till exempel är stora proportioner av mer eller mindre naturliga habitat i ett landskap i kombination med mycket kantmiljöer förknippade med höga tätheter av pollinatörer (Hendrickx m.fl., 2007; Martin m.fl., 2019). Configurationen verkar generellt vara viktig för pollinatörer (Lami m.fl., 2021). Detta kan vara en effekt av att bin är beroende av både boplatser och föda och därför gynnas av ett landskap som har flera miljöer som tillsammans kompletterar varandra för att uppfylla binas behov (Lami m.fl., 2021). För oligolektiska bin behöver just den växtart eller växtfamilj som biet är specialiserat på finnas i närheten. Landskapets utformning har betydelse i en rad olika miljöer, såväl urbana och agrara (Senapathi m.fl., 2017) som skogslandskap (Rubene m.fl., 2015).

Det vidare landskapet

Det är inte bara det lokala habitatet där bin hittar sin boplatz och söker sin föda som påverkar vilda bins populationer. Även landskapets utformning på den större skalan, utanför samhällets eller individens födosöksområde, kan påverka populationers möjligheter att hantera både slumpmässig variation i överlevnad och reproduktion och förändringar i kvaliteten eller förlust av lokala livsmiljöer (Murray m.fl., 2009).

Lokala populationer varierar i storlek och kan dö ut av rent slumpmässiga orsaker, framförallt om den lokala populationen är liten. Trots detta kan den samlade populationen på en landskapsskala – metapopulationen – finnas kvar genom återkolonisering av lokala habitat ("patcher") där arten dött ut från närliggande populationer. Ju mindre de lokala populationerna är och ju mer fragmenterad miljön är, desto större risk att hela metapopulationen dör ut. Det är framförallt habitatsspecialister, vars livsmiljöer är starkt fragmenterade som kan påverkas av dessa processer. Kunskapen om vilken roll detta spelar hos bin är begränsad (Murray m.fl., 2009). Även när risken att en liten och isolerad population dör ut är liten, t.ex. för att dess habitat är väldigt stabilt, kan den påverkas av förlust av genetisk variation och på sikt hotas av utrotning (se sammanfattning i Zayed, 2009). I en småländsk studie av metapopulationen av det oligolektiska solitärbiet våddsandbi under fyra år observerades både lokala utdöenden och återkolonisering i ett fragmenterat landskap. Risken för utdöende drevs av de lokala populationernas storlek och värdväxtens antal, men inte av hur väl de lokala miljöerna var sammankopplade. För metapopulationen var det viktigare att det fanns stor tillgång till värdväxten, eftersom återkolonisering skedde oftare där värdväxtens population var större (Franzén och Nilsson, 2010).

Om habitat eller landskapstyper skiljer sig åt i vilken kvalitet de har för en art, så att fitness (den samlade effekten av reproduktion och mortalitet) är olika i olika habitat eller landskapstyper, kan spridning från det goda habitatet till det sämre habitatet vara förutsättningen för att populationer skall finnas kvar i det senare. Habitat eller landskapstyper av hög kvalitet har också föreslagits kunna fungera

som källor för vilda bin som genom spridning bidrar till att sämre habitat eller landskapstyper kan ha varaktiga populationer (Persson och Smith, 2013; Iles m.fl., 2018). Detta har föreslagits vara en möjlig orsak till att slättlandskap, som generellt har ont om kontinuerligt utbud av föda inom korta avstånd, kan ha relativt hög mångfald och tätheter av humlor tidigt på säsongen trots att de låga tätheterna av arbetare sent på säsongen indikerar att reproduktionsframgången är låg (Persson och Smith, 2013). Förekomsten av bin i miljöer som är sänkor, till exempel på åkermark, kan därmed vara beroende av att det finns miljöer som fungerar som källor.

Andra faktorer som påverkar vilda bin

Konkurrens

När flera arter eller individer använder samma resurs och resursen är begränsad, uppstår konkurrens (Pianka, 1978). Det är belagt att vilda pollinatörer kan konkurrera med varandra (Bowers 1985) och med tambin (Mallinger m.fl., 2017), men exakt vilken betydelse mellanartskonkurrens har för att forma pollinatörssamhällen och förklara populationsförändringar är en fråga som behöver belysas av mer forskning (Thomson m.fl., 2020). I princip kan pollinatörer konkurrera om boplatser och föda, så att arter med överlappande nischer kan påverka varandras populationer (Higginson, 2017, Ranta och Lundberg 1980). Minskad och/eller förändrad tillgång på boplatser och föda kan då påverka arter direkt eller indirekt genom att konkurrerande arter påverkas. Det kan till och med vara så att en art gynnas av förbättrad resurstillgång med negativa konsekvenser för en annan art som den konkurrerar med. Till exempel har korttungade humlor i odlingslandskapet gynnats av den ökade odlingen av höstraps. När rapsen har blommat över söker sig de korttungade humlorna till andra miljöer, där de kan utnyttja samma blommor som långtungade humlor (till exempel genom att bita hål i djupa blommor för att tjuva nektar) och därmed konkurrera med dessa (Dieckötter m.fl., 2010). I vilken grad bin påverkas direkt av förändrad tillgång på resurser eller indirekt av förändrad konkurrens som blir följden, är i huvudsak okänt.

Patogener, parasiter och predatorer

Det förekommer en rad parasiter, virus och bakteriella patogener hos vilda bin (Goulson, 2010; Rundlöf m.fl., 2015; Fünfhaus m.fl., 2018; Danforth m.fl., 2019; Pedersen, Forsgren, Henriksson, m.fl., 2020). Kunskapen om deras effekter på vilda bins populationer är dock ofta begränsad. Parasiter kan angripa dels larver eller adulta individer, dels lagrad föda (kleptoparasitering) (Goulson, 2010; Danforth m.fl., 2019). Ett exempel på en parasit är nematoden *Sphaerularia bombi* som infekterar humledrottningen och minskar eller förstör hennes fertilitet, ändrar hennes beteende och till slut gör att hon dör (Lundberg och Svensson, 1975). Istället för att etablera bon fortsätter infekterade drottningar att leta boplatser och gräva i jorden, som att hon vill övervintra, och sprider då smitta vidare till andra drottningar som övervintrar eller etablerar bon på platsen

(Lundberg och Svensson, 1975). *Sphaerularia bombi* påverkar överlevnad och fertilitet hos drottningar och kan därför sannolikt påverka populationerna (Jones, 2013). Studier om parasitförekomst hos vilda humlor i Storbritannien indikerar att samhällen som har höga prevalenser av parasiten *Crithidia bombi* också har lägre sannolikhet att producera nya hanar och drottningar (Goulson m.fl., 2018). I vilken utsträckning olika parasiter och patogener hos vilda bin är populationsbegränsande behöver undersökas noggrannare (Roulston och Goodell, 2011; Danforth m.fl., 2019), men även hur landskapsförändringar, bevarandeåtgärder (t.ex. blomremсор) och odlade bin påverkar dynamiken genom att sjukdomsspridning.

Predation från till exempel fåglar (Goulson m.fl., 2018; Danforth m.fl., 2019) och grävling (Roberts m.fl., 2020) kan lokalt vara påtaglig, men det saknas skattningar av predationens inverkan på vilda bins populationer och vad som påverkar dess omfattning.

Införsel av främmande arter

Arter som introduceras spontant eller med människans direkta eller indirekta hjälp, kan påverka andra arter i det nya området genom ökad konkurrens om resurser, genom att sprida parasiter och patogener till andra arter och/eller genom att sprida gener till närbesläktade arter (Russo, 2016). I Sverige placerar biodlare ut tama honungsbisamhällen för att pollinera grödor och producera honung, men lantbrukare placerar även ut samhällen av importerade humlesamhällen för att säkerställa god pollinering av vissa grödor.

Honungsbiet är en inhemsk art som funnits i södra Sverige under mycket lång tid (Ruttner, 1988). På grund av introduktionen av kvalstret *Varroa destructor* som får honungsbisamhällen att gå under saknas det vilda honungsbin i Skåne. Odlade honungsbin behandlas mot *Varroa* och får dessutom hjälp av biodlaren med stödutfodring och lämplig placering i blomrika miljöer. Ett bisamhälle kan innehålla flera tiotusentals individer som ibland flyttas runt i landskapet för att pollinera vissa grödor och samla in nektar som omvandlas till honung. Det saknas heltäckande statistik om antalet honungsbisamhällen i Skåne, men enligt en sammanställning av den största biodlarorganisationen i länet Sveriges Biodlares Riksförbund (SBR), fanns det ca 7 918 honungsbisamhällen bland deras biodlare under hösten 2019 (SBR, 2021), vilket är en underskattning av det totala antalet eftersom det dessutom finns ytterligare samhällen hos biodlare som inte är medlemmar i SBR. Det finns indikationer på att honungsbin kan ha negativa effekter på vilda bin (Mallinger m.fl., 2017), bland annat genom ökad konkurrens om föda. Flera studier runt om i världen har undersökt honungsbins och vildbins födovalsöverlapp (Mallinger m.fl., 2017; Wojcik m.fl., 2018), ofta med mindre effekter av konkurrens i områden där honungsbin är inhemska. Få studier har dock studerat effekter på vildbins fitness, täthet och mångfald, särskilt på lång sikt (Mallinger m.fl., 2017; Wojcik m.fl., 2018).

Trots att honungsbiet har funnits under lång tid i Skåne kan konkurrenssituationen ha förändrats det senaste århundradet när landskapet förändrats med effekter på mängd boplatser, mängden pollen- och nektarproducerande växter

och avstånd dem emellan. En skånsk studie förändrade honungs biförekomsten kring 43 blommande höstrapsfält i två år genom att flytta mer än 300 honungs bisamhällen och därmed skapa landskap med honungs bisamhällen och kontroll landskap utan honungs bisamhällen (Lindström m.fl., 2016). I höstrapsfält med honungs bin minskade antalet flygande och blombesökande solitära bin och humlor, en effekt som var oberoende av det omgivande landskapets karaktär. Under ett år undersöktes även tätheten av humlor i fält- och vägkanter vid 19 av höstrapsfälten (Herbertsson m.fl., 2016). Även i denna studie fanns det färre humlor vid fält med honungs bin, men bara i landskap med få naturbetesmarker. En ny dansk undersökning studerade överlapp i födoval mellan vilda bin och honungs bin (Rasmussen m.fl., 2021). Många växtarter delades mellan honungs bin och vilda bin, men detta överlapp var inte större för hotade arter. Fem arter som är hotade i Danmark, vialsandbi *Andrena lathyri*, guldbyxbi *Dasygaster suripes*, monkesolbi *Dufourea halictula*, klocksolbi *Dufourea inermis*, och stengnagbi, delade dock mer än 90% av sin diet med honungs bin och kan enligt författarna gynnas av att undvika honungs bisamhällen i deras närhet. Förutom guldbyxbi finns dessa arter även noterade i Skåne. Författarna föreslog att honungs bin bör undvikas vid lokaler där det finns eller misstänks finnas hotade vildbiarter, tills effekterna är klarlagda. I Danmark har debatten om honungs bins negativa effekter på vilda bin blivit infekterad. För att förebygga en liknande utveckling i Sverige har Jordbruksverket inlett ett arbete för att främja dialog baserat på vetenskapliga evidens kring effekterna av honungs bin på vilda bin via födokonkurrens (Thorsten Rahbek Pedersen, Jordbruksverket, personlig information).

I Skåne infördes årligen ca 750 samhällen av mörk jordhumla per år 2016–2018, vilka främst utnyttjades för pollinering av tomater i växthus (Pedersen, Forsgren, Henriksson, m.fl., 2020). I en skånsk undersökning fann man ingen effekt av importerade humlesamhällen på vilda humlors täthet (Pedersen, Forsgren, Henriksson, m.fl., 2020). Mörka jordhumlor har importerats till Sverige under 30 år, men det är ännu inte känt om dessa har förvildats och korsat sig med inhemska mörka jordhumlor och därmed introducerat nya gener till den inhemska populationen (Pedersen, Forsgren, Henriksson, m.fl., 2020). Det pågår forskningsprojekt vid Lunds universitet som undersöker de genetiska riskerna med importerade humlor.

Handel och förflyttning av honungs bin och import av kommersiellt odlade humlor för pollinering har medfört spridning av gamla och nya sjukdomar bland bin i världen. Honungs bin drabbas av en rad parasiter och patogener (Pedersen, Forsgren, Gröntoft, m.fl., 2020). En del av dessa kan spridas över artgränserna till vilda bin, vilket är fallet för till exempel ”deformed wing virus” (DWV), och den exotiska parasiten *Nosema ceranae* (Fürst m.fl., 2014). Det är dock oklart i vilken mån humlor infekteras och utvecklar symptom av DWV under naturliga förhållanden (Gusachenko m.fl., 2020). Det finns farhågor om att även importerade humlor kan bära med sig patogener och parasiter som kan spridas till vilda bin. I en undersökning som genomfördes i bland annat Skåne år 2020 gjordes bedömningen att importerade humlor inte tillför patogener och parasiter som

inte redan finns hos svenska vilda humlor (Pedersen, Forsgren, Henriksson, m. fl., 2020). Förekomsten av patogener och parasiter hos vilda humlor var inte heller större i landskap där importerade humlor förekom än i landskap utan importerade humlor. Det fanns dock spår av hittills okända virusarter i importerade humlesamhällen som inte påträffades hos vilda humlor och vars betydelse är okänd. Patogener och parasiter kan också spridas med vilda bin.

Invasiva växtarter

Introduktion av invasiva växtarter kan påverka vilda bin direkt genom förändrat näringsintag och fitness hos enskilda arter och populationer, eller samhällets artrikedom, artsammansättning och nätverk (Stout och Tiedeken, 2017). Särskilt humlor kan påverkas av förekomsten av invasiva arter som producerar pollen och nektar eftersom invasiva arter ofta förekommer i stora mängder och ger en massblommande effekt, något som humlor ofta dras till (Albrecht m.fl., 2016). Det finns exempel på både negativa och positiva effekter av invasiva arter på bin (Stout och Tiedeken, 2017). Effekterna kan också vara indirekta genom förändrade växtsamhällen (Stout och Tiedeken, 2017) och kan bero både på växtartens egenskaper och på vilken biart som är involverad (Stout och Morales, 2009; Albrecht m.fl., 2016). Vi har inte hittat några skånska studier som undersöker effekter av invasiva växtarter på vilda bin.

Förändrat klimat

År 2100 förväntas den skånska vintern bli mildare och mer nederbördsrik och somrarna förväntas bli varmare med fler perioder av extremvärme och skyfall (Hall m.fl., 2015). Vilda bin påverkas på flera sätt av ett förändrat klimat. Det kan ske direkt via temperaturförändringar (Rasmont m.fl., 2015) och förändrade nederbördsmonster inklusive översvämningar (Settele m.fl., 2016). Det kan också ge indirekta konsekvenser genom förlängd växtsäsong, flora- och habitatförändringar (Ogilvie m.fl., 2017) och missanpassningar i fenologierna hos blommor och bin (Settele m.fl., 2016). Perioder med torra (Rasmont m.fl., 2015) eller översvämningar (Walter, 2020) kan medföra varierande nektarproduktion, och mildare vintrar kan ge en ökad mottaglighet för sjukdomar (Rasmont och Iserbytt, 2012). Förlängda växtsäsonger och mildare temperaturer kan också medföra att nya arter av vilda bin sprider sig norrut (Martinet m.fl., 2015; Rasmont m.fl., 2015). Arter som förekommer i Danmark, Tyskland och Polen kan sprida sig till Skåne när de ökar sitt utbredningsområde norrut och klimatet i Skåne blir mildare. Klimatförändringarna förväntas också ge omfattande effekter på jord- och skogsbruk (Hall m.fl., 2015), vilket kan ge ytterligare indirekta effekter på Skånes vilda bin.

Humlor är anpassade till att leva under kyliga förhållanden, eftersom de kan producera värme och är isolerade av sin täta behåring och förhållandevis stora kroppsstorlek. De är särskilt känsliga för perioder med höga temperaturer vilket kan leda till ökad lokal utdöenderisk, förändringar i artrikedom och förändringar och begränsningar av geografiska utbredningsområden (Kerr m.fl., 2015; Rasmont m.fl., 2015; Soroye m.fl., 2020). I en skånsk undersökning av museifynd av

de fyra arter humlor som ingår i jordhumlekomplexet (*Bombus lucorum*, *B. terrestris*, *B. magnus* och *B. cryptarum*) fann man att hanar av mörk jordhumla uppträder 41 dagar tidigare nu än år 1900 och att detta korrelerar med stigande medeltemperatur (Herbertsson m.fl., 2021).

Klimatförändringarna kan också påverka arters morfologi och fysiologi. En belgisk studie fann att den genomsnittliga storleken hos humledrottningar av fyra olika arter har ökat under det senaste århundradet, en period som karaktäriseras av både uppvärmning och habitatfragmentering (Gérard m.fl., 2020). Temperaturökningar under sommaren har kopplats till morfologiska förändringar hos ett solitärt mörghbi *Ceratina calcarata* i Kanada, i form av minskade kroppsstorlek hos honor och hanar (Kelemen och Rehan, 2021). Signifikansen av dessa förändringar är dock okänd. Värmestress kan också påverka reproduktiva egenskaper (Martinet, Zambra, m.fl., 2021) och neuromuskulära funktioner hos humlor, men känsligheten för perioder med extrem värme varierar mellan arter (Martinet, Dellicour, m.fl., 2021). Under värmestress behöver fler arbetare i ett samhälle delta i nedkylning av samhället genom att stå stilla och fläkta med vingarna för att skydda larverna, vilket innebär att färre arbetare kan samla in föda (Brian, 1952).

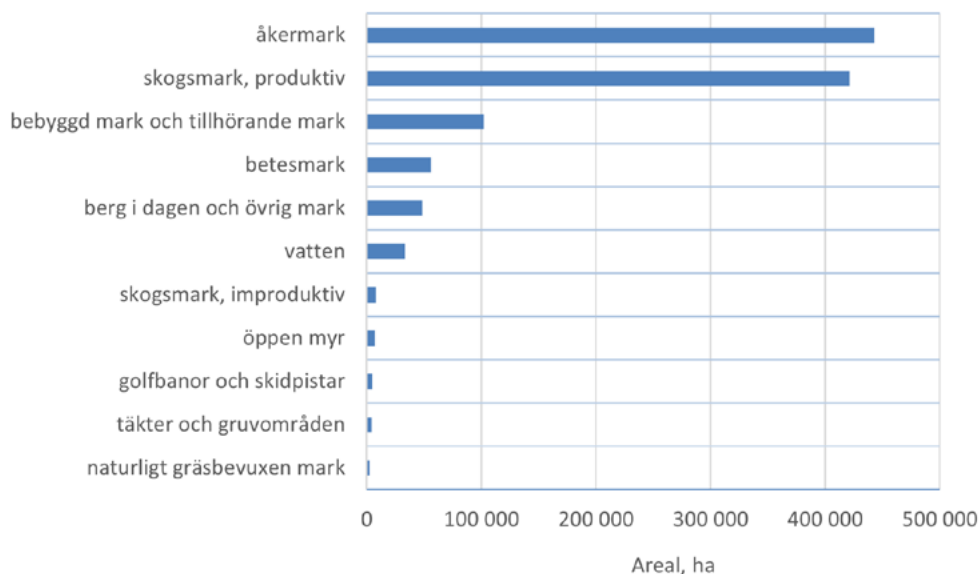
Möjliga metoder för att mildra de negativa effekterna av klimatförändringar på vilda bin kan bestå i att se till att det finns blomrika habitat i landskapet. Humlor kan hantera värmestress bättre om de har god tillgång till föda. I ett laboratorieexperiment i Belgien försköts utvecklingen i samhällen av mörk jordhumla under perioder med extrem värme. Små samhällen var mer känsliga för värmestress och brist på föda än stora samhällen, men när de försågs med god tillgång till föda minskade de negativa effekterna av värmestress (Vanderplanck m.fl., 2019). Det har också föreslagits att man kan arbeta för att förbättra habitat och mikroklimat i områden som kan bli särskilt utsatta för klimatförändringar (se sammanställning i Rasmont m.fl., 2015), men dessa förslag är inte väl belagda.

Skånska förhållanden för vilda bin

Det skånska landskapet

Skåne utgör bara 2,7% av Sveriges yta (SCB, 2019). Trots detta påträffas en stor del av Sveriges biarter i Skåne, varav många arter är hotade (Linkowski, Cederberg, m.fl., 2004 samt avsnittet ”Biarter i Skåne”). Dessutom är jordbruket i Skåne viktigt ur ett nationellt perspektiv (av den svenska åker- och betesmarken finns 17% respektive 13% i Skåne) (Jordbruksverket, 2015), med många pollinerade grödor, så som höstraps, åkerbönor, äpple och bär (Pedersen, Gustavsson, och Henriksson, 2020 samt figur 5). Vad som händer i Skåne är därför viktigt både för bevarande av pollinatörer och produktionen av pollinerade grödor.

Skåne består idag till nästan lika stora delar av skogs- och jordbruksmark (39% respektive 45%) medan bebyggd mark utgör ungefär en tiondel (Figur 3, SCB, 2019). De sydvästra delarna av Skåne domineras av intensivt brukat jordbrukslandskap medan de nordöstra delarna utgörs av småskaligt jordbruk och skogsbygd (Dänhardt m.fl., 2013). Landskapet har under historien dominerats av såväl inlandsis som stäpp och skog (Selander, 1987; Wetterberg, 2016). Det senaste



Figur 3. Markanvändning i Skåne år 2015, antal hektar (ha) per markanvändningstyp. KÄLLA: SCB, 2019.

århundradet har det skånska landskapet genomgått omfattande och snabba förändringar, såväl i odlings-, skogs- och urbana landskap, med ibland stora konsekvenser för de bin som lever här. I detta avsnitt beskriver vi för dessa landskapstyper viktiga faktorer och förändringsprocesser som har påverkat och påverkar vilda bin idag.

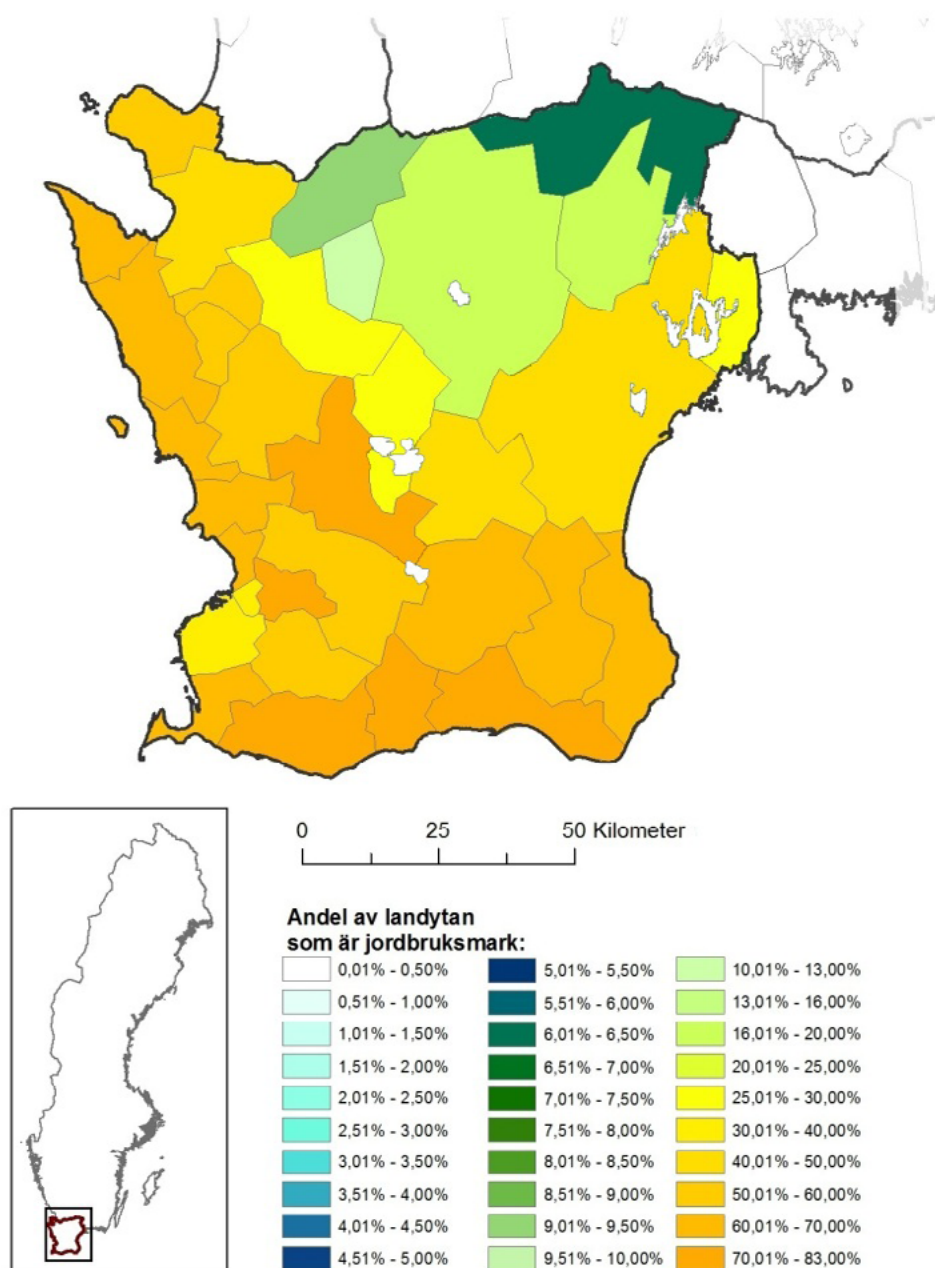
Jordbrukslandskapet

Människan kom till Skåne efter istiden för ca 14 000 år sedan men började inte bruka jorden förrän för ca 6000 år sedan (Wetterberg, 2016). Det öppna landskapet i Skåne har troligtvis brett ut sig mellan bondestenålder och sen bronsålder och sedan fortsatt dominera landskapet under tre årtusenden. Under sen bronsålder (för 2800–2500 år sedan) utgjordes ca 90% av landskapet i sydvästra Skåne av öppen mark vilket fortsatt kommit att karaktärisera denna del av Skåne (Lagerås och Fredh, 2020). Landskapet dominerades av gräsmarker som huvudsakligen hävdades med bete (Lagerås och Fredh, 2020). Rekonstruktioner av landskapet kring Krageholmssjön, som ligger längre österut, visar att detta liksom idag var mindre öppet (55–80%) än sydvästra Skåne (Hellman, 2007; Lagerås och Fredh, 2020). I stora delar av Skåne blev halvöppna skogsbetesmarker vanliga. De centrala och norra delarna av Skåne präglades däremot av blandädellövskog (Brunet, 2005).

Idag dominerar jordbruket landskapet i de flesta skånska kommunerna, men i de centrala-nordliga delarna av länet är andelen jordbruksmark av den totala landytan låg (figur 4).

Gräsmark

Det skånska odlingslandskapet har varit starkt präglat av mer eller mindre trädbärande gräsmarker under mycket lång tid. Jordbruket har kretsat kring ogödslade hävdade gräsmarker för bete och foderproduktion och gett upphov till en stor variation av pollen- och nektarproducerande växter. Ängs- och betesmarkerna dominerade landskapet under tusentals år. En stor del av de vilda biarterna är



Figur 4. Andelen jordbruksmark per kommun i Skåne.
FRÅN: Jordbruksverket 2015.

knutna till odlingslandskapet och framför allt till dess gräsmarker. Det senaste århundradet har jordbrukslandskapet dock genomgått dramatiska förändringar.

I takt med att odlingen på åkermark ökade under bronsåldern fram till ca 1700–1900-talet, minskade gräsmarkernas utbredning från strax under två tredjedelar till strax över en tredjedel av markytan i sydvästra Skåne (Hellman, 2007; Lagerås och Fredh, 2020). De tidiga gräsmarkerna hävdades framför allt genom bete, men när redskap för skörd infördes övergick hävden till viss del till slätter (Lagerås och Fredh, 2020). Det fanns en stor variation i hur ängs- och betesmarker sköttes, men slätter utfördes ofta ganska sent på säsongen, vilket gjorde att den rika mångfalden av växter hann blomma och sätta frön (Dahlström, 2006). Marker som betades innehöll troligen lite färre blommande växter än de marker som skördades med slätter, men betesmarkernas blomning var

sannolikt mer utspridd över säsongen (Dahlström, 2006). Under 1700-talet kan upp till tre fjärdedelar av Skånes yta ha utgjorts av betes- och slåttermark (Emanuelsson och Nordell, 1985).

Under 1900-talet industrialiserades jordbruket. Införandet av oorganiska gödselmedel och den tekniska utvecklingen som möjliggjorde rationalisering av brukandet. Detta ledde också till en strukturomvandling av jordbruket. Slätterängarna försvann nästan helt och betesmarker plöjdes upp och gödslades. Det finns idag bara kvar en spillra av de slåtterängar som tidigare var vanliga i landskapet. År 2020 fanns det 2 200 ha slåtteräng i Skåne, vilket innebär att det skett en marginell ökning det senaste decenniet (Jordbruksverket, 2021a). Den totala arealen naturbetesmarker (betesmark, skogsbete, mosaikbetesmarker och ospecificerad betesmark) fortsätter att minska. Mellan år 2010–2020 minskade arealen från 55 100 ha till 53 400 ha (Jordbruksverket, 2021a). En del av slåtterängarna och betesmarkerna ersattes av gräsbaseade gödslade vallar (se avsnitt om åkermark), andra har odlats upp och ytterligare andra har växt igen eller planterats med skog.

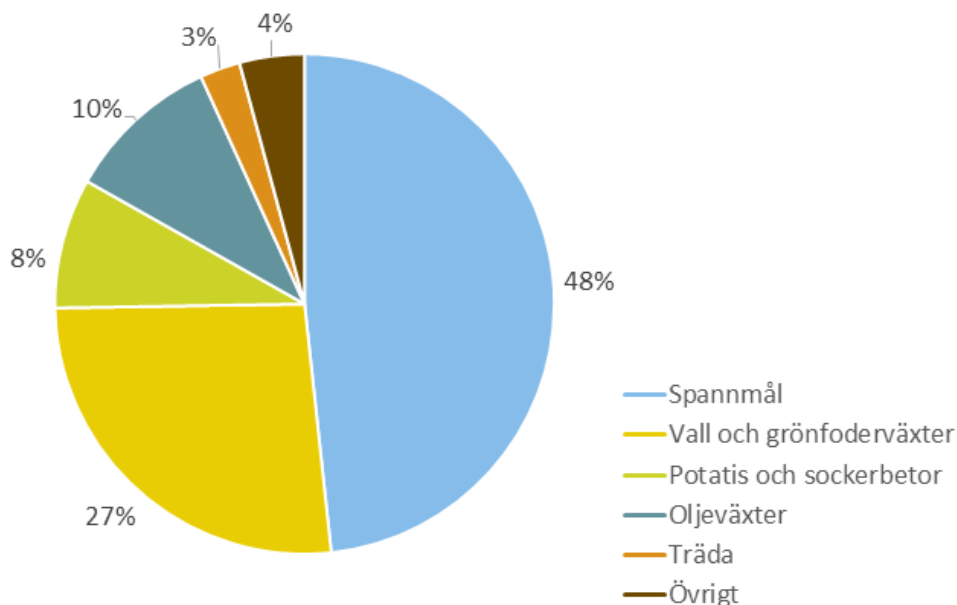
Tack vare betesmarkernas stora ytor och rika variation av växter kan de leverera föda till bin kontinuerligt från tidig vår till sen höst. Många skånska studier har visat på betesmarkernas stora betydelse för mångfalden och tätheten av vilda biarter (Öckinger och Smith, 2007; Ekroos m.fl., 2013; Persson och Smith, 2013; Persson m.fl., 2018). Betesmarkernas skötsel påverkar artrikedomen och tätheten av vilda bin (Batáry m.fl., 2010). Intensivt bete som resulterar i kort vegetation och ytor med bar mark kan medföra fler boplatser för marklevande solitära bin och gökbin (Sjödin, 2007), men är mycket negativt för födotillgången (Larsson, 2017). Just mängden föda är den viktigaste faktorn för hög artrikedomen av bin i studier av svenska gräsmarker (Milberg m.fl., 2016; Winsa m.fl., 2017). Ängsmarker som betas eller slåttas sent och innehåller åkervädd är särskilt viktiga för mångfalden av solitära bin (Franzén och Nilsson, 2008). En studie från fem europeiska länder visade att det finns dubbelt så många biarter i ögödslade som i gödslade gräsmarker, och att ögödslade gräsmarker är nyckelhabitat för ovanliga biarter (Ekroos m.fl., 2020). Igenväxning av betesmarker leder till lägre tätheter av hävdgynnad flora, men behöver inte leda till ett förändrat samhälle av vilda bin, så länge det fortsätter finnas tillgång till blommor (Winsa m.fl., 2017). Däremot är konnektiviteten mellan gräsmarker viktig; i isolerade betesmarker som är restaurerade saknas små bin med begränsad mobilitet (Winsa m.fl., 2017).

Betesmarkerna innehåller viktig mångfald, men bidrar också till att det finns pollinatörer i det vidare landskapet. En studie visade att antal och artrikedomen av humlor längs obrukade fältkanter i odlingslandskapet minskar med ökande avstånd till naturbetesmarker (Ekroos m.fl., 2013). Det fanns dubbelt så många biarter i fönsterfällor i blommande höstrapsfält som låg i komplexa landskap med betesmarker jämfört med slättlandskap som saknade naturbetesmarker i närområdet (Lindström m.fl. [Opublicerat manuskript]).

Åkermark

Under bronsåldern ökade åkermarkens utbredning. I sydvästra Skåne bestod landskapet till ca 9 % av spannmålsodling som sedan gradvis ökade fram till 1700–1900-talet då det utgjorde 38% (Hellman, 2007; Lagerås och Fredh, 2020). Under 1800-talet gick utvecklingen snabbt; i Malmöhus län uppgick den odlade arealen i slutet av århundradet till 71% (Selander, 1987). På grund av Skånes skiftande geologiska förutsättningar, med bördiga jordar i söder och väster och steniga och mindre bördiga jordar i nordost, har jordbrukets utveckling tett sig olika i de olika delarna. I södra och västra Skåne har storleksrationaliseringen och intensifieringen av jordbruken gått långt, medan odlingen bedrivs jämförelsevis extensivt i de norra och centrala delarna av länet, där åker och betesmarker till viss del omvandlas till skogsmark. Det finns en tyngdpunkt mot djurhållning i de centrala, norra och östra delarna av länet och renodlad växtodling i sydväst. Det senaste århundradet har odlingen på åkermark intensifierats kraftigt på grund av växtförädling, teknikutveckling och tillgång till nya insatsmedel.

Åkermarkens betydelse för vilda bin varierar med mängden blommande ogräs och vilda grödor som odlas (Bretagnolle och Gaba, 2015). Tidigare var ogräs på åkermark troligen en viktig födokälla för bin. Under mitten på 1900-talet infördes kemisk ogräsbekämpning som minskade mängden ogräs väsentligt. Det infördes också rensning av utsäde, vilket gjorde att spridningen av ogräsfrön minskade, och en minskning i mångfalden av de odlade grödorna vilket begränsade variationen av livsmiljöer för ogräsen (Bretagnolle och Gaba, 2015). Växtförädling, effektivare odlingsmetoder och ökad gödsling som leder till en mer konkurrerande gröda har också inneburit att fröbanken av ogräs har minskat (Bretagnolle och Gaba, 2015). Många av örtogräsen är idag kraftigt decimerade; det finns 17 rödlistade arter av åkerogräs i Skåne (Kloth, 2007). I dagens växtodling är gräsogräs ofta mer förekommande än örtogräs. Pollen- och nektarprodu-



Figur 5. Åkermarkens användning i Skåne län år 2019. KÄLLA: Jordbruksverket, 2021b.

cerande ogräs finns främst kvar på åkermark som brukas med ekologiska metoder (Sidemo-Holm m.fl., 2021). I takt med att den ekologiska växtodlingen intensifieras blir även de ekologiska grödorna tätare, vilket innebär en ökad konkurrens om solljus och andra resurser vilket missgynnar ogräsen och därmed bin. Genom att minska utsädesmängden och därmed grödans täthet kan man tillåta en viss mängd blommande ogräs och därmed födosökande bin även på åkermark, utan att skördens storlek påverkas (Sidemo-Holm m.fl., 2021).

På nästan hälften av den skånska åkermarken odlas spannmål, medan det odlas vall på 27% av marken (figur 5). Vallar har under ett par århundraden varit värdefulla födosökmiljöer för vilda bin eftersom de har bestått av en stor del ärtväxter som producerar pollen och nektar. Långliggande vallar kan också innehålla en hel del arter som inte är insådda, som också producerar pollen och nektar och därmed bidrar till värdet som födosökmiljö. Idag dominerar gräsarter i många vallar, men om de är insådda med vallfröblandningar som innehåller pollen- och nektarproducerande arter såsom klöver och andra ärtväxter som käringtand eller lusern kan de vara värdefulla (Risberg, 2004; Carrié m.fl., 2018). Vallarnas skötsel har till stor del förändrats, så att de idag ofta bara används i två-tre år innan de tappar i produktivitet och plöjs upp. Intensivt brukade vallar kan skördas tre till fyra gånger per säsong vilket innebär att de pollen- och nektarproducerande växter som eventuellt ingår i vallen ofta inte hinner blomma. Ekologiska gårdar har ofta högre andel blommande arter i vallen än konventionellt brukade gårdar, dels ogräs eftersom de inte tillämpar kemisk bekämpning och dels klöver som inkluderas i utsädet i större utsträckning än inom konventionell odling för att bidra med kvävefixering. Eftersom ekoodlare dessutom tillför lägre mängder lättillgängligt kväve till vallarna breder klövern, som missgynnas av kvävegödsling, ut sig mer i ekologiska än i konventionella vallar (Risberg, 2004). Ekologiska vallar har därför en stabilare artrikedom av humlor över säsongen (Risberg, 2004; Carrié m.fl., 2018). Vallar som innehåller rödklöver blommar när humlesamhällena är stora och resurskrävande och producerar hanar och drottningar som är avgörande för humlepopulationens överlevnad.

Grödor som producerar pollen och nektar under sin blomning kan kraftigt öka utbudet av föda för bin under den tid de blommar, särskilt i slättlandskap där mer eller mindre naturliga miljöer saknas, och därmed öka tätheten och mångfalden av vilda bin (Westphal m.fl., 2003). Höstraps är den till ytan största pollen- och nektarproducerande grödan i Skåne; år 2020 odlades ca 43 100 ha vilket motsvarar nästan en tiondel av åkerarealen (Jordbruksverket, 2021a). Stor tillgång på höstraps kan öka reproduktionen och därmed populationsstorleken hos bin. En tysk studie fann ett positivt samband mellan tätheten av vilda bin och arealen höstrapsodling i landskapet under tidigare år (Beyer m.fl., 2021), antagligen som en följd av bättre reproduktion tidigare år om det fanns mycket raps. Ett positivt samband mellan reproduktionen och tillgången på raps har påvisats för det polylektiska rödmurarbiet (Jauker m.fl., 2012). Eftersom blomningen ofta är relativt kort, mellan 3–6 veckor beroende på årsmån, är det emellertid inte säkert att det stora födotillskottet påverkar reproduktionen positivt hos alla arter. En tysk studie visade att samhällena av mörk jordhumla ökar mer i vikt om det finns mycket raps i landskapet, sannolikt på grund av en högre produktion av

arbetare landskapet (Westphal m.fl., 2009), medan reproduktionen av hanar och drottningar inte påverkades positivt (Westphal m.fl., 2009). Brist på resurser sent på säsongen i intensivt odlade jordbrukslandskap kan leda till att de stora kolonierna som gynns av raps inte kunde omsätta detta i reproduktion. Under innevarande år, kan en stor utbredning av rapsen leda till en utspädningseffekt så att tätheten av bin i både rapsfält och i mer eller mindre naturliga miljöer blir lägre (Holzschuh m.fl., 2011, 2016; Beyer m.fl., 2021).

Åkerbönor är en annan skånsk gröda som producerar pollen och nektar och attraherar vilda bin. Detaljerad statistik över arealen som odlas med åkerbönor i Skåne saknas, men odlingen har ökat försiktigt de senaste 15 åren. Åkerbönor attraherar andra blombesökande bin än raps, eftersom åkerböns blomma är djupare besöks de i princip bara av humlor, särskilt de långtungade arterna trädgårdshumla *Bombus hortorum* och vallhumla *B. subterraneus* (Raderschall m.fl., [Publicerat manuskript]). I områden med odling av åkerböna var tätheten av humlor högre i ärtväxter som blommade efter åkerböns blomning var avslutad jämfört med i områden som saknade odling av åkerböna (Beyer m.fl., 2020).

Utsädesodling av pollen- och nektarproducerande arter, till exempel klöver, skiljer sig från vallodlingar eftersom växterna i dessa odlingar får blomma klart för att sätta frön. Rödklöver har djupa blommor och gynnar särskilt långtungade humlor. I en skånsk studie producerade landskap med förhållandevis små ytor (mindre än 0,2% av ytan) av rödklöverfrövallar som fick gå i blom fem gånger fler drottningar och 71% fler hanar jämfört med landskap utan klöver (Rundlöf m.fl., 2014). I en annan studie gjord i Skåne såg man inga effekter av rödklöverfrövallar i landskapet på hanar av sociala humlor, men en ökning av antalet snylthumlehanar (Riggi m.fl., 2021). Områden med rödklöverfrövallar hade högre artrikedom och diversitet av humlor efter att rödklövern blommat över, jämfört med kontrollandskap (Riggi m.fl., 2021).

Andra pollen- och nektarproducerande grödor så som äpple, päron, jordgubbar, hallon, olika typer av bönor och lupin kan också attrahera och lokalt vara viktiga för vilda bin i Skåne. Odlingen av höstrybs, vårrybs och vårraps är begränsad i Skåne (Jordbruksverket, 2021a).

Mångfalden av grödor i ett landskap kan påverka tätheterna av vilda bin. Detta illustreras av skånska studier som sett högre tätheter av humlor i åkerböna i landskap som har högre diversitet av grödor (Raderschall m.fl., 2021), och ett positivt samband mellan diversitet av bin i rapsfält som odlas i landskap med högre diversitet av grödor (Aguilera m.fl., 2020). Denna positiva effekt av gröddiversitet har dessutom visat sig bli starkare med ökande areal av mer eller mindre naturliga habitat i landskapet (Aguilera m.fl., 2020).

Jordbrukets brukningsmetoder

De metoder och system som används för att producera livsmedel inom jordbruket kan påverka vilda bin genom i vilken mån de tillåter en variation av pollen- och nektarproducerande växter, ostörda boplatser och en säker miljö i form av avsaknad av exponering av växtskyddsmedel. Odlingsystem som bygger på olika typer av markbearbetning kan påverka ogräsfloran (se avsnitt om ogräs ovan),

men har också föreslagits påverka mängden ostörda boplatser till marklevande bin (Nicholls och Altieri, 2013). Odlingssystem kan också skilja sig åt i vilka grödor som odlas, växtföljder som tillämpas och intensitet i insatser som görs i form av till exempel växtnäringstillförsel, vilket i sin tur påverkar ogräsfloran och därmed vilda bin.

Mångfalden och tätheten av humlor var i en skånsk studie större i ekologisk än konventionell odling i slättlandskap (Rundlöf m.fl., 2008), vilket troligen är förknippat med att mark som brukas med ekologiska metoder ofta har mer blommor än mark som brukas med konventionella metoder (Rundlöf m.fl., 2008, 2010; Sidemo-Holm m.fl., 2021), vilket kan göra skillnad inte minst i slättlandskap där det finns en generell brist på blommor. För konventionellt brukad mark påverkade förekomsten av mer eller mindre naturliga habitat i landskapet mångfalden och tätheten av humlor (Rundlöf m.fl., 2008). I en tysk studie gynnades artrikedomen av solitärbin, men inte humlor, av ekologisk odling (Happe m.fl., 2018). Humlor gynnades snarare av småskalighet, vilket kan förklaras av att humlor rör sig över större skalor och är därför mer känsliga för landskapets sammansättning än om den lokala odlingen är ekologisk (Happe m.fl., 2018). Andra studier ser en starkare effekt på vilda bin av ekologisk odling än av landskapets utformning (Kennedy m.fl., 2013). Den ekologiskt brukade jordbruksmarken i Skåne uppgick år 2019 till omkring 43 276 hektar (Jordbruksverket, 2021b). Utöver detta tillkommer ca 430 ha ekologisk bärodling och ca 250 ha ekologisk äppelodling (Jordbruksverket, 2021b). Andelen ekologisk areal i Skåne uppgår till 8,8%, vilket är en ökning med två procentenheter från 2015 till 2019 (Jordbruksverket, 2021b). Dock är andelen ekologisk odling i den skånska slättbygden mycket liten (Jordbruksverket, 2021c).

Växtskyddsmedel

Ganska snart efter att kemiska växtskyddsmedel introducerades i växtodlingen under mitten av 1900-talet observerades förgiftningar hos bin (Wahlin, 1961). Detta ledde till en lagstiftning om testning av preparatens giftighet för bin och anvisningar för att skydda dem från exponering framför allt med fokus på insekticider (bekämpningsmedel mot insekter) (Wahlin, 1961). Användningen av växtskyddsmedel har ändrats kraftigt sedan dess. De senaste 25 åren har den använda mängden växtskyddsmedel minskat, medan toxiciteten (giftigheten) för pollinatörer har ökat kraftigt, enligt en amerikansk undersökning (Schulz m.fl., 2021). Hittills har bedömningen av riskerna med växtskyddsmedel baserats på studier av honungsbin, men den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) arbetar med att stärka bedömningarna för vilda bin (More m.fl., 2021).

Användning av kemiska växtskyddsmedel inom jordbruket har föreslagits vara en viktig faktor bakom de globala minskningarna av vilda bin (Brittain m.fl., 2010; Goulson m.fl., 2015; Woodcock m.fl., 2016). Växtskyddsmedel kan påverka bin direkt genom toxiska effekter, eller indirekt till exempel via minskad mängd föda. Vilda bin kan exponeras vid behandlingstillfället, dvs. när växtskyddsmedlet appliceras på grödan, ofta via besprutning. Vid användning av systemiska preparat, som efter applicering på t.ex. utsäde, tas substanserna upp

av växten och transporteras runt i den behandlade plantan och även förekomma senare i pollen och nektar, varvid bin exponeras för växtskyddsmedel via födan. Bin kan också exponeras via kontaminerad mark eller när de besöker pollen- och nektarproducerande vilda växter som exponerats av växtskyddsmedel via vindavdrift (Botías m.fl., 2015; Sgolastra m.fl., 2016; Woodcock m.fl., 2016). Effekterna av växtskyddsmedel på vilda bin kan variera med preparat och dos av substanserna som använts och biarternas egenskaper, men effekten kan också påverkas av förekomsten av naturliga miljöer i det omgivande landskapet och tillgången till blomresurser (Brittain m.fl., 2010; Park m.fl., 2015; Stuligross och Williams, 2020; Klaus m.fl., 2021).

Under 1990-talet introducerades en ny grupp systemiska insekticider, neonicotinoider, som marknadsfördes som mindre farliga för bin än andra insekticider. Neonicotinoider applicerades främst i sockerbetor och raps genom betning av frön och sprutning. Neonicotinoidernas användning har kopplats till försämrad reproduktion (Rundlöf m.fl., 2015; Klaus m.fl., 2021), ändrat beteende (Stanley m.fl., 2015) och populationsminskningar hos vilda bin (Woodcock m.fl., 2016). Flera växtskyddsmedel som innehåller neonicotinoider är numera förbjudna för användning utomhus.

Användningen av herbicider (bekämpningsmedel mot ogräs) som är verksamma mot örtogräs påverkar vilda bin indirekt genom att reducera mängden föda. Herbicider antas ha liten direkt påverkan på vilda bin, men detta är sällan undersökt (Hendlin m.fl., 2020).

I Skåne är användningen av växtskyddsmedel högst i landet; av den totala förbrukade mängden aktiv substans som används i Sverige används 53% i Skåne (SCB, 2018). På 69% av den totala skånska grödarealen används växtskyddsmedel, vilket kan jämföras med genomsnittet för hela riket som uppgår till 46% (SCB, 2018). Insekticider används på 32% av den skånska arealen och den förbrukade mängden aktiv substans av insekticider utgör 77% av den totala svenska förbrukningen (SCB, 2018).

Riskerna med växtskyddsmedel för vilda bin kan minimeras genom behovsanpassad bekämpning, vilket innebär att odlaren bevakar skadegörare och ogräs i sina fält och använder sig av bekämpningströsklar, prognoser och lägesrapporter för att bedöma om växtskyddsinsatser ska utföras och i så fall med vilka metoder, preparat och doser. För flera växtskyddsmedel finns det begränsningar i vilka tidpunkter på dygnet applicering får ske. Ibland finns det också krav på användning av vindavdriftsreducerande utrustning för att minska att växtskyddsmedel ska spridas till angränsande miljöer.

Andra blomrika områden i jordbrukslandskapet

Blommande träd och buskar

Blommande träd och buskar är värdefulla i odlingslandskap, de ger boplatser och pollenutbud framför allt tidigt på säsongen (Bertrand m.fl., 2019; Donkersley, 2019). I Skåne och Tyskland har studier påvisat att rödmurarbi och mörk jordhumla använder pollen från ek *Quercus* spp. (Yourstone m.fl. 2021; Persson m.fl., 2018; Bertrand m.fl., 2019), men också från lönn *Acer* spp. och släktet *Prunus* som

innehåller till exempel körsbär, fågelbär och plommon (Bertrand m.fl., 2019). Både reproduktionsframgång och bobyggets hastighet ökar vid förekomst av ek i landskapet (inom 100m från boplatsen) och ger mer pollen till sina larver i borören (Yourstone m.fl. 2021; Persson m.fl., 2018).

Videarter *Salix* spp. blommar tidigt på säsongen (april-maj) och är särskilt betydelsefulla för vilda bin. Tidiga humledrottningar och många solitärbiarter t.ex. rapssandbi *Andrena bimaculata*, sälgsandbi *A. vaga*, videsandbi *A. clarkella*, spetsandbi *A. apicata* och batavsandbi *A. batava* är beroende av videarter. *Salix* är tvåbyggare (dioika), vilket innebär att det finns hanplantor och honplantor. Honplantorna producerar enbart nektar, medan hanplantorna producerar både pollen och nektar (Moritz, 2017). Nektarproduktion och kvalitet skiljer sig mellan salixarter och kön. Energiskogsodlingar av korgvide *Salix viminalis* är relativt vanliga på små och annars svårbrukade åkermarksskiften i Skåne. Odlad *Salix* är perenn och skördas vart 3–4 år, varpå blomningen uteblir ofta det första året efter skörd (Reddersen, 2001). Det finns många olika sorter och kloner som kan odlas, men oftast är planteringarna begränsade till ett fåtal kloner och ofta ett kön (Reddersen, 2001). På grund av pollenproduktionen och större antal blommor är hanplantor mer välbesökta av bin än honplantor. Det har därför föreslagits att etablera planeringar som uteslutande består av eller domineras av hanplantor (Mosseler m.fl., 2020). Honplantor av korgvide producerar ofta mer och sockerrikare nektar än hanplantor, vilket gör att vissa anser att planteringar som blandar hon- och hanplantor i salixodlingar optimerar nyttan för bin. Salixplanteringar kan också innehålla rik blomning av t.ex. maskros i örtskiktet (Reddersen, 2001), vilket ökar resursvärdet för bin.

Småbiotoper och bebyggelse

Småbiotoper, till exempel stengården, bruksvägar, åkerholmar, mangelgravar och alléer, skapar variation och kan innehålla både födoresurser och boplatser. Ibland är de tillsammans med vägkanter och trädgårdar de enda miljöerna för bin som finns kvar i landskapet. De är därför av stor betydelse för vilda bin i odlingslandskapet. Småbiotopers bidrag till vilda bins artrikedom kan vara högt i förhållande till de små ytorna de utgör (Söderman m.fl., 2018). En skånsk studie visade att mörk jordhumla utnyttjar småbiotoper i väldigt hög grad i relation till deras yta mitt på säsongen, medan solitära tapetserarbi *Megachile* och rödmurarbi främst utnyttjade gräsmarker (Söderman m.fl., 2018). Bin gynnas av en ökad förekomst av öppna permanenta habitat i jordbrukslandskapet, vilket även strandzonen intill våtmarker bidrar till. I en skånsk studie fann man högre tätheter av vilda bin intill våtmarker jämfört med kontrollområden (Stewart m.fl., 2017).

Även bebyggelse kan vara gynnsamt för vilda bin i odlingslandskapet. Stora ytor av Skåne utgörs av ekonomibyggnader som tillhör lantbruket. Miljöerna kring dessa byggnader kan innehålla mycket blommor och boplatser (Linkowski, Pettersson, m.fl., 2004), framför allt i relation till den generella bristen på dessa resurser i odlingslandskapet i stort. I en studie i sydvästra Skånes slättbygd var antal och artrikedom av vilda bin högre nära (<15 m) än längre ifrån (>140 m) gårdar (Samnegård m.fl., 2011), sannolikt för att trädgårdar gynnar bin genom

att innehålla mycket blommor och lämpliga boplatser (Osborne m.fl., 2007). Flera vilda biarter bygger sina bon i byggnader, till exempel lerstenshus och tegelhus med fogar av poröst kalkbruk, vasstak, andra håligheter, uthus och ekonomibyggnader (Linkowski, Cederberg, m.fl., 2004). Vårpältsbi, flera arter av murarbin, hushumla men även jordhumla påträffas ofta i håligheter i anslutning till bebyggelse (Cederberg m.fl., 2021).

Blomremсор och andra insådda blommande ytor

Att så in pollen- och nektarproducerande växter på remsor längs åkrar och på blommande trädor är ett sätt att öka mängden föda, vilket framför allt kan vara viktigt om det bidrar med födoresurser under perioder när vilda bin upplever födobrist. Genom att öka mängden och mångfalden av pollen och förlänga tillgången till nektar över säsongen kan man stärka vilda bins hälsa, reproduktion och motståndskraft mot olika stressfaktorer (Vaudo m.fl., 2015). De blommande ytornas sammansättning av växtarter påverkar vilka bin som attraheras till dem (Haaland m.fl., 2011). Ofta är anlagda blommande ytor mer välbesökta än fältkanter eller grödor (Haaland m.fl., 2011; Bommarco m.fl., [Opublicerat manuskript]). Tätheten av humlor, men inte alltid solitärbin, ökar dessutom i landskapet som omger blomremсорna (Jönsson m.fl., 2015). Det senare beror sannolikt på att de flesta solitärbin bara gynnas av vissa blomarter som redan finns i åkerlandskapet och inte ingår i utsäde som vanligtvis inkluderas i blomremсор (Wood m.fl., 2017). En detaljerad sammanställning av vilka biarter som besöker vilka växtarter på åkermark finns i Pettersson m.fl. (2004).

Ettåriga blomremсор sås in årligen och har därmed fördelen att de kan flyttas runt i växtföljden och placeras där de passar för det aktuella året (Lindström, 2010). Blommande ytor med perenna grödor, ofta arter som förekommer i vallar såsom röd- och vitklöver, käringtand och sötväppling, kräver inte omsådd lika ofta som ettåriga blandningar, men har ofta begränsad uthållighet och blir glesa efter några år. Fleråriga utsädesblandningar av ängsväxter är förknippade med högre kostnader under första året på grund av dyrt utsäde och mer omfattande skötsel under etableringsfasen (Lindström, 2010). Ett annat alternativ är att skörda hö från lokala ängar eller betesmarker som har hunnit sätta frö, och så ut detta frö. På så sätt gynnas även den lokala floran (Lindström, 2010).

Det står klart att blomremсор attraherar födosökande bin, men det är fortfarande relativt outforskat om blomremсор kan öka vilda bins populationer på lång sikt. Blomremсор som blommar på sensommaren kan ge goda förutsättningar för nästa års humlesamhälle, eftersom god nektartillgång på sensommaren kan leda till att de nya humledrottningarna får bättre förutsättningar att överleva vintern (Beekman m.fl., 1998; Grab m.fl., 2019). En brittisk studie som undersökte släktskap hos humlor över två år visade att humlefamiljers överlevnad, dvs. att de producerade avkomma som framgångsrikt etablerade sig påföljande år, ökade med ökad mängd föda med hög kvalitet så som remsor med insådda ängsväxter (Carvell m.fl., 2017). I en skånsk studie med av humlor i fältkanter intill åkerböna såg man att tätheten av humledrottningar under våren var högre i områden där blomremсор hade odlats året innan jämfört med kontrollandskap utan blomrem-

sor (Bommarco m.fl., [Opublicerat manuskript]). Blomremсор insådda med en mångfald av ängsväxter kan öka reproduktionen hos solitära bin i borör som placerats i blomremсор jämfört där boröret placerats i skogskanter (Ganser m.fl., 2021). Det kan ta några år innan blomremсор ger effekt på antal och artrikedom av vilda bin, vilket kan vara orsaken till att äldre blomremсор ofta har högre artrikedom och antal av vilda bin och andra pollinatörer (Albrecht m.fl., 2020). En högre mångfald av växtarter i den insådda remсор har större potential att gynna en mångfald av bin med olika behov och aktivitet under säsongen (Sutter m.fl., 2017; Albrecht m.fl., 2020), men om man vill gynna specialiserade arter är det viktigare att den blommande ytan innehåller växter som motsvarar arternas behov (Sutter m.fl., 2017; Uyttenbroeck m.fl., 2017; Burkle m.fl., 2020). Effekten av blomremсор varierar med hur blomrikt landskapet är i övrigt och kan skilja sig mellan olika grupper av bin (Scheper m.fl., 2015).

Bin i den skånska skogen

Skogen i Skåne var tidigare i stor utsträckning utmarker och marker som hölls öppna genom bete och olika former av småskalig avverkning. Dessa marker har förtätats genom plantering och upphört bete och numera utgörs den skånska skogen till största del av produktionskog. År 2015 utgjordes knappt 5% av den totala skogsmarksarealen av gammal skog som är över 120 år (SCB, 2019). Den skånska skogen har en större andel ädellövskog än resten av Sverige, men den vanliga skogstypen är planterade granbestånd som etablerats under 1900-talet (Brunet, 2005). I de norra delarna där den mesta skogen finns dominerar gran-skog, medan lövskog dominerar i resten av länet (Brunet, 2005).

Bin är i huvudsak förknippade med öppna miljöer och kunskapen om bin i Skånes skogar eller gränzonen mellan skog och öppen mark är begränsad. De få studier som har gjorts om bin i skogsmiljöer i Sverige är gjorda i de norra och mellersta delarna av landet, där både landskapet, skogens egenskaper och brukningshistoria skiljer sig från det skånska.

Skogsmark i sig själv är förknippat med låga antal solitärbin och humlor, möjligen på grund av den begränsade mängden pollen- och nektarproducerande växter (Taki m.fl., 2007; Schüepp m.fl., 2011; Proesmans m.fl., 2019; Andersson m.fl., [Opublicerat manuskript]). Några få arter finns dock främst i skogen, till exempel smalcitronbi *Hylaeus angustatus*, rallarbi *Megachile lapponica* och lundmurarbi *Osmia pilicornis*. Skogens värde för vilda bin avgörs till stor del av hur mycket pollen- och nektarproducerande växter som den innehåller, främst i örtskiktet (Rubene m.fl., 2015; Landuyt m.fl., 2019; Proesmans m.fl., 2019). Detta är ofta förknippat med öppna områden i skogen och tidiga successionsstadier som föregåtts av störning, till exempel skogsavverkning (Rubene m.fl., 2015; Andersson m.fl., [Opublicerat manuskript]). Även skogsbränder kan skapa blomrika miljöer med öppen karaktär och stor förekomst av död ved som kan bli attraktiva boplatser, och är därför förknippat med hög artrikedom (Rubene m.fl., 2015). Förlängda perioder mellan avverkning och nyplantering kan gynna en mångfald av bin, liksom att bevara öppna ytor som är rika på blommor i skogen (Rubene m.fl., 2015). I en centraleuropeisk studie var betydelsen av pollen- och

nektarproducerande växter i örtskiktet större för mångfalden och tätheten av vilda bin under våren än under sommaren (Proesmans m.fl., 2019). Artrikedomen av vilda bin på våren ökade också med skogens ålder. När skogens lövverk utvecklats på sommaren spelade graden av solexponering stor roll för hur många arter av vilda bin som påträffades i örtskiktet (Proesmans m.fl., 2019). Lövträd i skogen kan utnyttjas som födokälla av vilda bin, vilket t.ex. föreslagits i en amerikansk studie där både sociala och solitära vilda bin var vanliga ovanför trädkronorna under vår och sommar när träd som ek, lönn och lind *Tilia* spp. blommade, sannolikt för att de sökte föda i trädtopparna (Urban-Mead m.fl., 2021) Studier som undersöker skånska skogars betydelse för vilda bin verkar i stort sett saknas, men studier av bins polleninsamling i jordbrukslandskap i Tyskland och Skåne har visat att såväl humlor som solitära bin samlar in pollen från träd som ek, lönn, videarter och släktet *Prunus* som innehåller till exempel körsbär, fågelbär och plommon (Persson m.fl., 2018; Bertrand m.fl., 2019), särskilt under våren (Yourstone m.fl. 2021).

Även små skogsfragment i jordbrukslandskap kan användas av bin som boplatser eller födosökshabitat. Solbelysta brynmiljöer som erbjuder föda och vindskydd som leder till ett gynnsamt mikroklimat kan gynna ett artrikt samhälle, särskilt om det även finns öppen och ostörd mark där marklevande bin kan bygga bon (Proesmans m.fl., 2019). Brynmiljöer i annars öppna landskap kan troligen vara viktiga som boplatser, till exempel visade en mellansvensk studie att det fanns höga tätheter av drottningar av jordhumlor i brynmiljöer på våren vilket kan bero på att de söker boplatser där (Svensson m.fl., 2000).

Många arter av vilda bin är delvis beroende av vedlevande (saproxylika) insekter, eftersom dessa gör håligheter som vilda bin kan använda som boplatser. Andra arter kan göra hål i död ved själv eller använda torra grenar, håliga stammar och sår i trädens bark som boplatser. En omfattande rapport om pollinatörer som är knutna till död ved och gamla träd har nyligen sammanställts i Storbritannien (Falk, 2021). Det verkar dock som att många av de håligheter som finns i färsk ved kan vara av låg kvalitet, vilket visades i en studie av mellansvensk gran- och tallskog, där naturliga hål hade extremt mycket lägre bosättningsgrad än artificiella boror i samma miljöer (Westerfelt m.fl., 2015). Detta kan vara orsaken till att mängden död ved inte påverkade mångfalden av vilda bin i skogsmiljöer i en annan mellansvensk studie (Rubene m.fl., 2015). Stående död ved som är solbelyst, torr, varm och hård verkar föredras av bin, medan fuktig och mjuk ved undviks, möjligen för att skydda ägg, larver och pollen från patogener och parasiter och skiftande fuktighetsförhållanden (Westerfelt m.fl., 2015).

Urbana miljöer

Nästan en fjärdedel av Sveriges omkring 2 000 tätorter finns i Skåne och nästan en tiondel av Skånes yta utgörs av bebyggd mark (SCB, 2019). Städer och förorter byggs snabbt ut, ibland på jordbruksmark och ibland på obebyggda miljöer inom staden (Persson och Smith, 2014). Urbanisering innebär dramatiska förändringar av landområden, bland annat genom minskning och fragmentering av livsmiljöer, och räknas som ett viktigt hot mot pollinerande insekter (Wenzel m.fl., 2020).

Urbaniseringens intensitet har betydelse för effekten på vilda bin. Medan utbredning av glesare bebyggelse på intensivt brukad jordbruksmark kan ge positiva effekter på mångfalden och tätheterna av vilda pollinatörer, ger förtätad bebyggelse negativa effekter på vilda pollinatörer (Wenzel m.fl., 2020). Det spelar också roll var urbaniseringen sker. Bebyggelse som ersätter naturliga eller halvnaturliga miljöer minskar mångfalden av bin oavsett om det sker genom gles eller tät bebyggelse (Wenzel m.fl., 2020).

Vilda bin kan förekomma i stora antal och med hög artrikedom i gles bebyggelse och i urbana områden som har gott om blomrika ytor (Hall m.fl. 2016), till exempel trädgårdar, parker, kyrkogårdar och koloniområden (Ahrné m.fl., 2009; Baldock m.fl., 2019; Theodorou m.fl., 2020; Wenzel m.fl., 2020). Särskilt koloniområden och trädgårdar besöks av stora antal individer och arter av bin, troligen på grund av den rika förekomsten och mångfalden av pollen- och nektarproducerande växter (Baldock m.fl., 2019) och varierade miljöer som även hyser boplatser. År 2015 fanns det 576 ha koloniområden i Skåne (SCB, 2019), vilket innebär att den samlade effekten på bin kan vara stor.

I städer är urbana blomrika habitat ofta små och isolerade från varandra (Wenzel m.fl., 2020) och dessutom ibland separerade av barriärer såsom höga byggnader eller stora vägar (Johansson m.fl., 2018). Detta innebär svårigheter för individuella bin att komplettera sitt resursintag från flera områden. Små isolerade områden har därför ofta begränsad bärkraft. För att kunna utnyttja flera små habitat med förhållandevis långa avstånd eller barriärer mellan krävs en god flygförmåga, vilket för bin är kopplat till kroppsstorlek. I en tysk studie var kroppsstorleken hos tre arter av humlor generellt större och varierade mer i städer än på landsbygden, vilket indikerar att variationen i kroppsstorlek hos en art kan göra att ett humlesamhälle kan anpassa sig till fragmentering (Theodorou m.fl., 2021). Det finns också studier som visar att arter med större kroppsstorlek och därmed större behov av energi inte kan hitta tillräckligt mycket resurser i urbana miljöer (Wenzel m.fl., 2020). Det är välkänt att fragmentering av populationer kan leda till genetisk utarmning över tid, vilket i princip skulle kunna innebära att fragmenterade bipopulationer i städer utarmas genetiskt. Det finns lite kunskap om i vilken mån urbana habitats fragmentering begränsar genflöde,

LOKALT EXEMPEL



I Malmö har artrikedom av solitära bin påvisats vara högre i trädgårdar som ligger i glesa urbana miljöer (villaområden) jämfört med trädgårdar på landsbygden eller i täta urbana miljöer (Persson m.fl. 2020). Artrikedom av humlor har å andra sidan visats vara högre i trädgårdar som ligger på landsbygden jämfört med i urbana miljöer. Artrikedom av vilda bin generellt var negativt korrelerad med invånartätheten inom 500m radie. Det var också andra arter som fanns i urbana miljöer jämfört med på landsbygden, vilket både är ett tecken på att urbana miljöer kan ge livsutrymme till arter som trängts undan från jordbrukslandskapet i takt med intensifieringen av detta, och visar att miljöerna kompletterar varandras bidrag till den regionala artpoolen.

men åtminstone för mobila pollinatörer som humlor är denna effekt sannolikt begränsad (Theodorou m.fl., 2018).

Urbanisering påverkar vilda biarters överlevnad och utbredning olika beroende på arternas egenskaper. Det är oklart om urbanisering gynnar polylektiska (som är generalistiska i sitt val av föda) eller oligolektiska (som är specialiserade i sitt födoval) arter, eftersom studier pekar åt olika håll (Baldock m.fl., 2015; Martins m.fl., 2018; Buchholz m.fl., 2020; Wenzel m.fl., 2020). Arter som bygger bo i håligheter, till exempel i fogar på husfasader eller i rörligvegetation och ved, gynnas i högre grad av urbana miljöer jämfört med arter som bygger bo i bar mark (Wenzel m.fl., 2020). I skånska orter som ligger på sandig mark, till exempel i Åhus, gynnas marklevande arter av markstörning som pågår i anslutning till samhället (Larsson, 2017). Det verkar också som att sociala arter i viss mån har lättare att klara sig i urbana miljöer jämfört med solitära arter (t.ex. Banaszak-Cibicka m.fl., 2018). Städer är varmare än landsbygden vilket också kan påverka vilka vilda biarter som gynnas respektive missgynnas (Wenzel m.fl., 2020; men se Theodorou m.fl., 2021). Betydelsen av luft- och ljusföroreningar för vilda bin i urbana miljöer är till stor del inte studerat (Wenzel m.fl., 2020).

Förutsättningarna för vilda bin i urbana miljöer kan förbättras genom insatser som ökar konnektiviteten mellan blomrika habitat som då blir mindre isolerade, och genom att öka mängden blommor i dessa habitat (Persson och Smith, 2014; Buchholz m.fl., 2020; Theodorou m.fl., 2020). Vilda bin gynnas också av en god tillgång på kantmiljöer (ekotoner) i urbana miljöer (Theodorou m.fl., 2020). Flera studier har visat att betydelsen av gynnsamma förutsättningar i den närmsta omgivningen, dvs. tillgången till boplatser och pollen- och nektarproducerande växter är viktigare än förutsättningarna på landskapsnivå, till exempel en stads utformning (Wenzel m.fl., 2020). Exempel på insatser som kan utföras på lokal nivå är att dra ner på klippningen av gräsmattor, så in och plantera ytor med vilda pollen- och nektarproducerande växter och skapa ökad tolerans bland människor för blommande ogräs (Wenzel m.fl., 2020). Betydelsen av urbana landskap för vilda bin har lett till förslag på att utforma urbana bevarandeprogram för vilda bin (Hall m.fl., 2017).

Störda markområden, ruderatmarker, i industriområden och soptippar karaktäriseras av torra och solexponerade förhållanden och ruderatmarksväxter, vilka ofta utgörs av konkurrenssvaga örter som fort trängs undan när det bildas en tät grässvål. Med sin förhållandevis höga artrikedom av pollen- och nektarproducerande växter är dessa områden viktiga livsmiljöer för vilda bin. Även motorsportsbanor kan erbjuda intressanta miljöer för vilda bin eftersom de ofta ligger på kuperad sandig mark (se avsnitt om sandiga miljöer) och utsätts för frekvent markslitage som blottar jord.

Infrastruktur

Längs linjär transportinfrastruktur kan det finnas varma, näringsfattiga miljöer med en rik flora som tidigare var vanligt förekommande på ängsmark (Gardiner m.fl., 2018). Dessa miljöer kan därmed vara attraktiva för vilda bin. Miljöerna längs infrastrukturen har hög konnektivitet och skulle kunna fungera som sprid-

ningsvägar för vilda bin, men detta är inte klarlagt (Bernes m.fl., 2017; Villemey m.fl., 2018). Det är också oklart i vilken mån dessa ytor påverkar överlevnad och reproduktion hos vilda bins populationer (Dániel-Ferreira m.fl., 2020). Ytor för transportinfrastruktur uppgår till 34 502 ha (SCB, 2019) i Skåne, där den största delen utgörs av vägar och gator.

Vägkanter och fältkanter förser vilda bin med föda och kan vara hotspots för vilda bin i jordbrukslandskap (Phillips m.fl., 2019, 2020). Förekomsten av pollen- och nektarproducerande flora varierar ofta med markens näringstillstånd och vägkantens ålder (Auffret och Lindgren, 2020). Genom regelbunden slåtter med bortförsl av det avslagna materialet kan man minska markens näringsinnehåll och därmed gynna en rik flora (Jakobsson m.fl., 2018). Putsning/avslagning av vegetationen i vägkanter innan eller under örternas blomning har visat sig minska deras värde för vilda bin kraftigt (Phillips m.fl., 2019). Vägar med hastigheter över 70 km/h och stor trafikvolym innebär risk för ökad mortalitet hos vilda bin, med en större effekt om kanten utgörs av gräsmarker än av trädpartier (Keilsohn m.fl., 2018). Även tung trafik har föreslagits minska vägkanternas värde för vilda bin genom turbulens och föroreningar av metaller (Phillips m.fl., 2019, 2020). Att bredda vägkanterna till två meter och att undvika att slå av/klippa/putsas vägkanterna under blomningsperioden rekommenderas för att öka mångfalden av växter och därmed vägkanternas värde för vilda bin (Phillips m.fl., 2019, 2020; Monasterolo m.fl., 2020).

I Skåne utgör järnvägar 1 244 ha av markytan (SCB, 2019). Tågtrafiken har gett upphov till särpräglade torra miljöer med bar mark. Både i stationsområden och längs banvallar finns dessa kontinuerligt störda ruderatmarker med varma slänter som gynnar vissa växter och ger boplatser för solitära bin, inte sällan rödlistade arter (Moroń m.fl., 2014; Stenmark, 2014; Wrzesień m.fl., 2016). Vissa biarter är starkt knutna till de speciella miljöerna kring järnvägen och är minskande eller ovanliga i andra miljöer, till exempel resedabi *Hylaeus signatus* och monkesolbi (Stenmark, 2014). I järnvägsmiljöer trivs värdväxtgrupper som är extra värdefulla för många vilda bin, framför allt blåklocksväxter *Campanulaceae*, väddväxter *Dipsacaceae*, rosväxter *Rosaceae*, ljungväxter *Ericaceae*, viden *Salix*, ärtväxter *Fabaceae*, korgblommiga växter *Asteraceae* och lejongapsväxter *Scrophulariaceae*. De höga naturvärdena vid järnvägen är beroende av hävd för att bibehålla den öppna karaktären ska bibehållas, framför allt genom kontinuerlig röjning av igenväxningsvegetation i form av grässvål och buskar, men också av att marken fortsätter att vara tillgänglig för flora och marklevande bin, vilket kan förhindras av beläggning med hårdgörande material.

Kraftledningsgator är ett annat exempel på infrastruktur som kan vara viktiga habitat för bin, eftersom de ofta är förknippade med blomrika miljöer (Hill och Bartomeus, 2016; Gardiner m.fl., 2018; Twerd m.fl., 2021).

Sandiga miljöer

Sandiga och varma gräsmarker och hedar är förknippade med en hög mångfald av bin (Sörensson, 2006; Banaszak och Twerd, 2018). Sandiga marker är väl-dränerade, lätta att gräva i och ger ett varmt mikrohabitat, vilket tillsammans med en

hög artrikedom av örter ger goda förhållanden för vilda bin. Insatser för att gynna arter som trivs i sandiga miljöer består därför i att blotta sand genom att ta bort buskar och träd, att beta marken samt bortschaktning av matjorden (Borgström och Olsson, 2017).

Många biarter som är utmärkande för Skåne är specialiserade på just sandmarker (Linkowski, Pettersson, m.fl., 2004). Artdatabanken har pekat ut fem områden i Skåne som är särskilt betydelsefulla för vilda bin: Ålabodarna utanför Landskrona, Vombsänkan, Brösarps backar och Haväng, trakten kring Gärds Köpinge, Rinkaby och Åhus och kustremsan mellan Ystad och Örnahusen (www.lansstyrelsen.se/skane/djur/hotade-arter/vilda-pollinatorer, hämtad 2021-06-28). Dessa områden ligger på sandig mark, och på flera av dessa platser finns det militära övningsområden som även fungerar som betesmarker. Aktiviteten av boskap och militär medför tramp och körskador som ger kontinuerlig störning av florans och därmed gynnar vilda bin. Flera sandbiarter, till exempel silversandbi *Andrena agentata*, rapssandbi, dådresandbi *A. bluethgeni*, väpplingsandbi *A. gelriae* och fibblesandbi *A. fulvago* är sällsynta eller minskande i Skåne. Alla dessa är knutna till sandiga miljöer med regelbunden markstörning som ger upphov till blottad lättgrävd mark och en rik flora.

Stora delar av Skånes kust erbjuder sandiga miljöer längs havsstränder, sanddyner och strandängar. Det är numera ont om eroderade flodbrinkar, raviner, och flygsandfält och flera sandiga strandängar har planterats med tallskog för att förhindra sandflykt. Genom sandflykt och markstörning blottas fläckar av bar mark som ger plats till många konkurrenssvaga växtarter (Ödman m.fl., 2012).

Sandtag/grustag

Sand- och grustäkter kan tyckas vara dramatiska ingrepp i ett landskap, men de utgör ofta mycket artrika miljöer (Bjelke och Ljungberg, 2012; Seitz m.fl., 2019). Under perioder när det sker uttag ur en sand- eller grustäkt är värdet för vilda bin mycket litet, men i partier och kanter som inte är utsatta för aktivt uttag blir miljön snabbt attraktiv. Öppna sand- och grustäkter med upprepad störning ger en rik förekomst av bar lättgrävd mark, ofta i kombination med slänter och branter som är vindskyddade och solexponerade, vilket är utmärkta miljöer för många vilda bin (Seitz m.fl., 2019). Under tidiga successionsfaser i sandtäkter uppträder ofta en artrik flora av konkurrenskänsliga arter och därmed gott om föda även för oligolektiska bin. Många skånska rödlistade arter påträffas i kanter av eller i nedlagda sand- och grustäkter, till exempel flodsandbi *Andrena nycthemera* (EN), batavsandbi (VU) och spetsandbi (NT).

Antalet aktiva täkter minskar och de som finns kvar är belagda med lagstadgade återställningsplaner efter nedläggning. Dessa planer innefattar ofta tilljämning av marken, täckning med matjord och insådd av vegetation eller plantering av träd (Bjelke och Ljungberg, 2012; Seitz m.fl., 2019). Vid avplaning, täckning och skogsplantering minskar naturvärdena fort. Även om dessa insatser inte görs växer nedlagda täkter i regel igen fort. Identifiering av brinkar och rasbranter, solexponerade och vindskyddade områden och områden med artrik flora bör därför prioriteras för naturvårdsinsatser. Trädsiktet kan begränsas för

att ge torrmarksväxter (t.ex. fibblor och blåklockor) utrymme, och för att skapa öppna markytor där marklevande bin kan bygga bo. I kanterna av täkter finns ofta rika inslag av *Salix*, av vilka hanplantor bör sparas vid röjningsarbeten. Detaljerade skötselåtgärder som kan bevara gynnsamma livsmiljöer finns redovisade i Bjelke och Ljungberg (red.) (2012).

Biarter i Skåne

Det är svårt att ange hur många arter som finns inom ett visst område. Arters förekomst är dynamiskt; vissa arter försvinner och andra tillkommer över tid. Arter kan också förekomma utan att de observeras, samtidigt som observationer av enstaka individer kan göras utan att det finns etablerade populationer. Enstaka observationer kan också vara svårbedömda om de inte dokumenteras och valideras av experter. Vi vet därför inte exakt hur många vilda biarter som just nu finns i Skåne. För att få en så god uppfattning som möjligt har vi sammanställt observationer av vilda bin i Skåne de senaste 40 åren (1981-01-01 till 2021-04-01) som har rapporterats till Artportalen som administreras av Artdatabanken vid SLU (www.artportalen.se, hämtad 2021-04-22). Det kan finnas fler observationer som samlats in av privata entomologer, inom forskningsprojekt och inventeringsprojekt, men som inte rapporterats till Artportalen och därför, av resursskäl, inte ingår i denna sammanställning. SLU Artdatabanken har riktlinjer för kvalitets-säkring och validering av fynd som rapporterats. Observationer som inte har expertvaliderats märks med valideringsstatus ”ovaliderad” i Artportalen. I rapporten används klassificering och nomenklatur från den svenska nationella taxonomiska databasen Dyntaxa (www.dyntaxa.se). Vi har också noterat om arterna är polylektiska, oligolektiska eller boparasiter, baserat på uppgifter från i första hand SLU Artdatabankens sida om artfakta (www.artfakta.se) (Cederberg m.fl., 2021) och kompletterat med uppgifter från den danska rödlistan (Madsen, 2019).

Vi fann skånska observationer av 229 arter vilda bin som har bedömts vara bofasta och reproducerande i Sverige (www.dyntaxa.se, hämtad 2021-04-22, se appendix, tabell S1). Arterna tillhör sex familjer: korttungebin *Colletidae*, grävbin *Andrenidae*, vägbin *Helictidae*, sommarbin *Melittidae*, buksamla bin *Megachilidae* och långtungebin *Apidae*. I Sverige bedöms det för tillfället finnas ca 299 arter vilda bin (Borgström m.fl., 2018). Som jämförelse finns det 292 vilda biarter i Danmark (Madsen, 2019), och i Tyskland finns det 560 arter, varav de nordligaste provinserna Schleswig-Holstein och Mecklenburg-Vorpommern hyser 298 respektive 313 arter (Smitten och Smitten, 2001; Smitten, 2010; Westrich m.fl., 2011).

Tre arter som inte anses vara bofasta och reproducerande i Sverige har rapporterats från Skåne: vickersandbi *Andrena ovatula*, gult getingbi *Nomada flava* och storsnickarbi *Xylocopa valga*. Fynden av storsnickarbi har validerats, men anses inte ha spridit sig utan bedöms ha kommit till Skåne genom transporter av handelsvaror och arten reproducerar sig inte här. När det gäller vickersandbi och gult getingbi rör det sig om arter vars taxonomiska och morfologiska avgränsning mot närstående arter delvis är oklar. Dessa arter har därför inte inkluderats i

sammanställningen. Ytterligare en art, lersmalbi *Lasioglossum pauxillum* har påträffats i Skåne, men bara en enda individ. Arten bedöms som ej bofast men tillfälligt reproducerande. Inte heller denna art har tagits med i sammanställningen.

I Skåne förekommer också europeiskt honungsbi. Honungsbisamhällen sköts av biodlare, men kan svärma och bosätta sig i naturen. I regel angrips de av det utbredda *Varroa*-kvalstret varpå samhället decimeras och snart dör (Locke, 2016). Därför ingår honungsbiet inte i sammanställningen. I litteraturen finns även ett fåtal observationer av fruktmurarbi *Osmia cornuta* beskrivna från Skåne (Högmo, 2019), men fynden finns inte registrerade i Artportalen och är därför inte med i denna sammanställning. Fruktmurarbi säljs till pollineringsuppdrag i södra och centrala Europa, och de skånska fynden kan därför komma från aktiv utsättning. Arten har nyligen etablerats i Danmark (Madsen m.fl., 2016).

För några av de rapporterade vildbiarterna har endast enstaka ovaliderade fynd rapporterats, till exempel för kragjordhumla *Bombus magnus*, broksnylthumla *B. quadricolor*, kantsmalbi *Lasioglossum sexmaculatum*, zonsmalbi *L. zonulum*, hallongökbi *Nomada fusca*, gläntgökbi *N. moeschleri*, bryngökbi *N. opaca*, sommargökbi *N. tomentillae* och hartsbi *Trachusa byssina*. Huruvida dessa arter är bofasta och reproducerande i Skåne behöver undersökas noggrannare och valideras.

Åtta arter vildbin som rapporterats mellan år 1981–2011 har inte rapporterats i Skåne de senaste 10 åren: silversandbi, ängssolbi *Dufourea dentiventris*, kantsmalbi, zonsmalbi, nävertapetsarbi *Megachile analis*, gläntgökbi, bryngökbi och fransgökbi *N. stigma*. Ytterligare sex arter har inte rapporterats i Skåne mellan år 2017 och mars år 2021: nyponsandbi *Andrena nitida*, finsidenbi *Colletes impunctatus*, hallongökbi, gläntgökbi, vialgökbi *N. villosa*, havsmurarbi *Osmia maritima* och hedmurarbi *O. uncinata*. I några fall rör det sig om arter som är knutna till skogsbygder och som därför kan förväntas uppträda i de norra delarna av Skåne som är förhållandevis dåligt undersökta.

INRAPPORTERADE ARTER



Bland de rapporterade arterna finns 25 arter humlor, varav åtta snylthumlor som lever sina liv som boparasiter. Bland de återstående vildbina, finns 147 arter som lever som solitära eller eusociala i enkla samhällen och 57 arter som lever som boparasiter. Totalt 97 av de solitära eller eusociala arterna är polylektiska medan 50 arter är oligolektiska.

De vanligaste arterna

Vanliga arter är troligen underrepresenterade i rapporteringen till Artportalen eftersom många väljer att bara rapportera observationer av mindre vanliga arter. Standardiserade undersökningar är mer lämpade för att redovisa vanliga arter, men även här finns fallgropar. Vilka arter som påträffas i inventeringar påverkas av fångstmetoder (Prendergast m.fl., 2020), inventerade lokaler och vilka växter som finns på den undersökta lokalen.

De vanligaste arterna av humlor i jordbrukslandskapet i Skåne är det artkomplex som består av mörk, ljus och skogsjordhumla *Bombus terrestris*, *B. lucorum* och

B. cryptarum vilka är svåra att särskilja i fält (Wolf m.fl., 2010). I flera undersökningar av artsammansättningen i grödor på många platser runt om i Skåne är jordhumlekomplexet dominerande; de utgjorde 62–75% av humlorna i rödklöverstudier (Rundlöf m.fl., 2014, 2018), 40% av vildbin funna i höstraps (Lindström m.fl., [Opublicerat manuskript]) och 77% av humlorna i åkerböna (Raderschall m.fl., [Opublicerat manuskript]). Stenhumla *B. lapidarius* är ofta den näst vanligaste efter jordhumlekomplexet i många grödor (Rundlöf m.fl., 2014, 2018; Lindström m.fl., [Opublicerat manuskript]). Arter som åkerhumla *B. pascuorum*, trädgårdshumla, haghumla *B. sylvarum* och vallhumla förekommer också i blommande grödor (Rundlöf m.fl., 2014, 2018; Hederström m.fl., 2021; Lindström m.fl., [Opublicerat manuskript]; Raderschall m.fl., [Opublicerat manuskript]). Jordhumlekomplexet är vanligast även i urbana miljöer (Persson m.fl., 2020), fältkanter och blomremсор (Jönsson m.fl., 2015; Persson m.fl., 2015; Bommarco m.fl., [Opublicerat manuskript]), ofta följt av stenhumla (Persson m.fl., 2015).

Solitärbin artbestäms sällan i studier, ibland eftersom de inte är så talrika, ibland på grund av svårigheterna att artbestämma dem i fält och ibland på grund av brist på resurser för att samla in dem. Resultatet av insamlingar kan också påverkas kraftigt av lokal, insamlingsmetod och vilka värdväxter som finns i omgivningarna. Med det sagt nämner vi några vanliga arter från vetenskapliga studier: Gyllensandbi *Andrena nigroaenea* och trädgårdssandbi *A. haemorrhoa* dominerade bland solitärbiarterna i blommande höstraps på flera platser runt om i Skåne (36% respektive 31%, Lindström m.fl., [Opublicerat manuskript]). I en studie om blomremсор på åkermark i Skåne dominerade väggsidenbi *Colletes daviesanus* (Jönsson m.fl., 2015). I en jämförelse av pollinatörer på landsbygden jämfört med i Malmö var de tre vanligaste solitärbiarterna smalbin *Lasioglossum*: småsmalbi *L. minutissimum*, metallsmalbi *L. morio*, bronssmalbi *L. leucopus* (Persson m.fl., 2020).

Nya arter

Skåne är Sveriges sydligaste landsdel, med förhållandevis korta avstånd till kontinenten via Danmark och över de södra delarna av Östersjön. Därför påträffas det då och då nya arter i Skåne och ofta är dessa arter nya för landet. Arter vars populationer ökar på kontinenten kan spridas spontant, och ett mildare klimat kan bidra till detta. Tillkomsten av Öresundsbron år 2000 kan ha bidragit till inflygning söderifrån, men även till spridning via ökad fordonstrafik. Vissa nya arter som observerats har sannolikt transporterats hit via handel med varor (Linkowski, Pettersson, m.fl., 2004), till exempel storsnickarbi. Andra arter är troligtvis spontant etablerade, till exempel vårpälsbi *Anthophora plumipes*, parksandbi *Andrena chrysoceles*, bandsandbi *A. flavipes*, glödsandbi *A. fulva* och fransmalbi *Lasioglossum sextrigatum*. Även parasitiska arter som till exempel praktgökbi *Nomada fucata*, och bandgökbi *N. signata* har upptäckts på 2000-talet för första gången i Skåne och Sverige, troligen via Danmark, efter det att deras värdar bandsandbi och glödsandbi etablerat stabila populationer. Det finns 63 arter bin i Danmark som ännu inte påträffats i Skåne (se appendix, tabell S2).

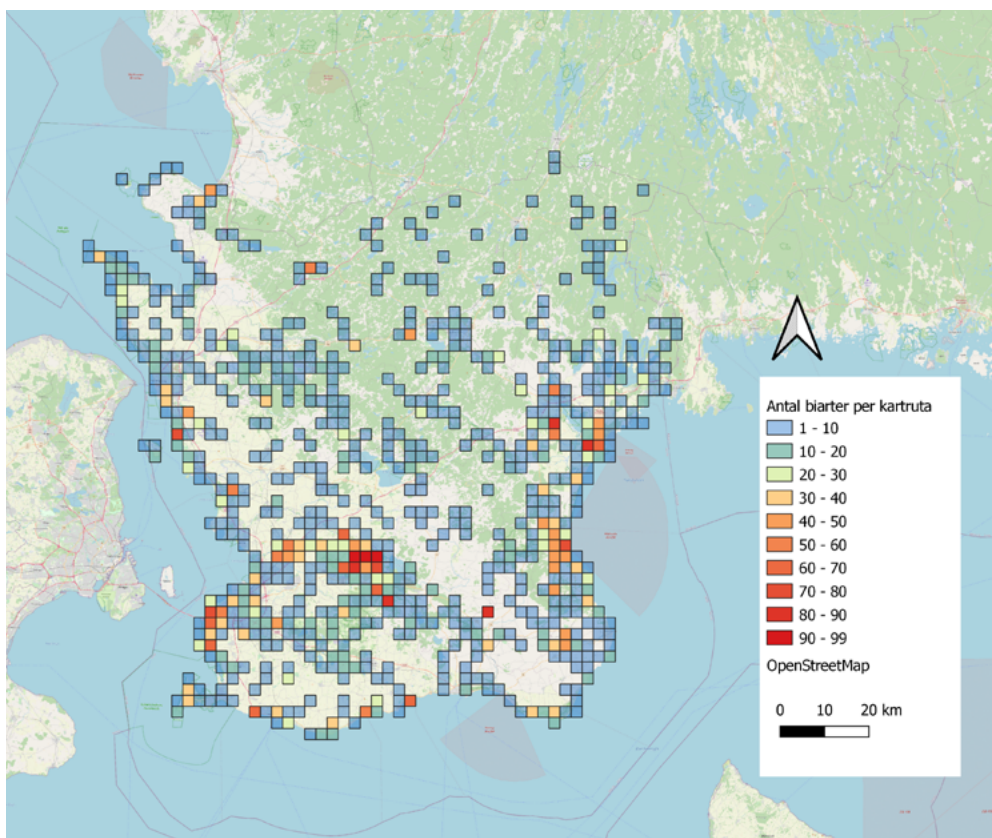
Hotspots för bin

För att identifiera områden i Skåne som är särskilt artrika har vi sammanställt antalet arter av vilda bin som rapporterats till Artportalen de senaste 25 åren (från år 1996 till och med mars år 2021) per geografiskt läge. Vi har sammanställt både antalet arter av vilda bin (figur 6) och antalet rödlistade arter av vilda bin (figur 7) som rapporterats i Skåne, fördelat per 2,5*2,5 km ruta med 200 meters noggrannhet i Skåne.

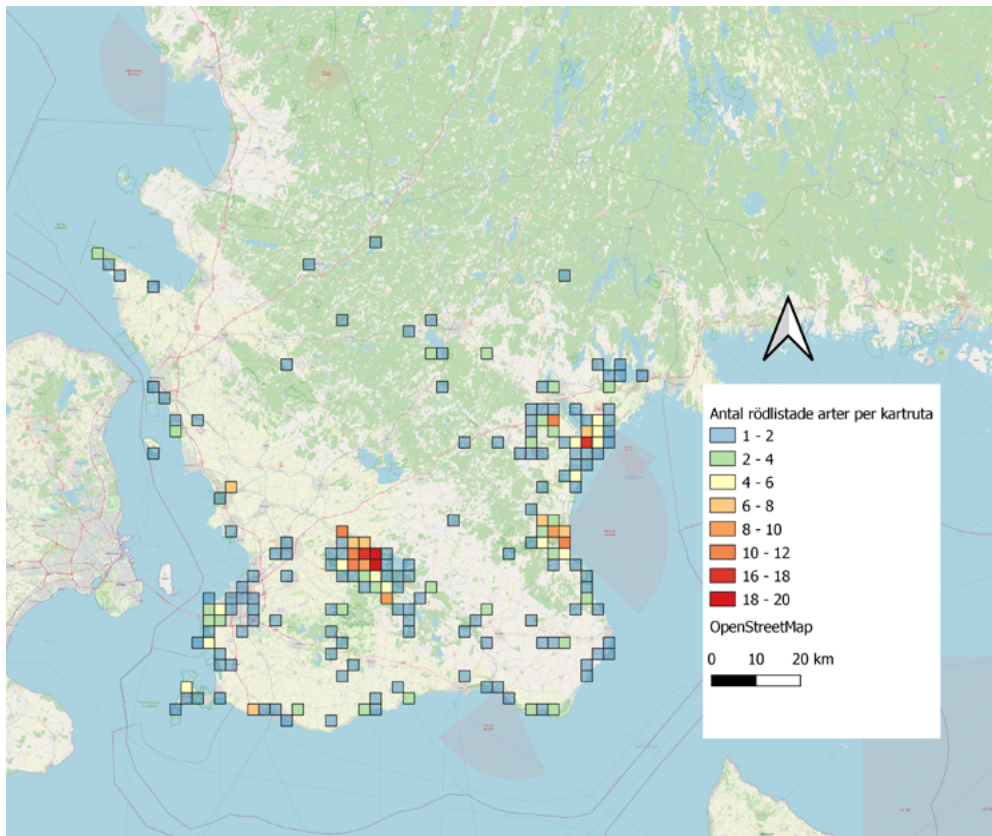
Man bör ha i åtanke att datan inte är systematisk insamlad och att observationerna i stor utsträckning är gjorda i områden som ofta besöks av entomologer. Välkända lokaler tenderar att vara mer väl inventerade än andra områden. Till exempel har det rapporterats 81 arter i den ruta där Naturskyddsföreningens gård Hörjelgården ligger, medan de omgivande rutorna i princip helt saknar observationer (figur 6). Hörjelgården drivs med mål att bevara naturvärden, är välbesökt av entomologer och har genomgått regelrätta inventeringar med avsikt att kartlägga den vilda bifaunan. Eftersom Hörjelgården sköts på ett naturvårdsanpassat sätt, är det förväntat att mångfalden av bin är högre där, men detta intryck förstärks naturligtvis om området är mer välinventerat än det omgivande landskapet där sannolikheten att hitta en art, även om den finns, är lägre eftersom få entomologer har inventerat dessa områden och rapporterat fynden till Artportalen. Även i Malmö och Lund har det rapporterats stora antal arter (80 respektive 59 arter). Med det sagt kan en artpoolskarta som identifierar artrika områden respektive områden med ett stort antal rödlistade arter vara användbar för att skydda just dessa. Samtidigt är det viktigt att ha i åtanke att ovanliga och skyddsvärda arter kan förekomma i artfattiga områden. Fördjupade analyser behövs för att visa hur rapporteringsfrekvens, rapporterade artantal och rapporterade hotade arter är fördelade över Skåne.

Det finns 29 rutor i Skåne där det rapporterats 50 arter eller fler de senaste 25 åren. Flest arter har rapporterats kring Revingefältet (99 arter), men även Ravlunda skjutfält (80 arter) och trakten söder om Hammarsjön och runt Åhus är mycket artrika (85 respektive 81 arter). Gemensamt för dessa områden är att de är sandiga gräsmarker och att de hyser många arter som är beroende av att bygga bo i lättgrävd blottad mark.

Längs kusten finns det många områden med hög artrikedom av vilda bin. I området mellan Helsingborg och Landskrona har det de senaste 25 åren rapporterats många arter, även om man endast ser till de rödlistade arterna. Vid Ålabodarna i Landskrona kommun har branta backafall med stora antal solitärbiarter (79 arter) rapporterade de senaste 25 åren. Maglarps sandtag väster om Trelleborg är också en hotspot för vilda bin, med 67 arter rapporterade. Ett annat exempel är kusten mellan Kåseberga och Sandhammaren.



Figur 6. Antal rapporterade arter vilda bin i Skåne från år 1996 till och med mars 2021 per 2,5*2,5 km kartruta. Data hämtad från Artportalen (Dyntaxa, www.dyntaxa.se, hämtad 2021-04-22).



Figur 7. Antal vilda biarter som klassas som hotade (CR, EN, VU) enligt den svenska rödlistan från 2020 och som rapporterats till artportalen i Skåne från år 1996 till och med mars 2021 per 2,5*2,5 km kartruta. Data hämtad från Artportalen (Dyntaxa, www.dyntaxa.se, hämtad 2021-04-22).

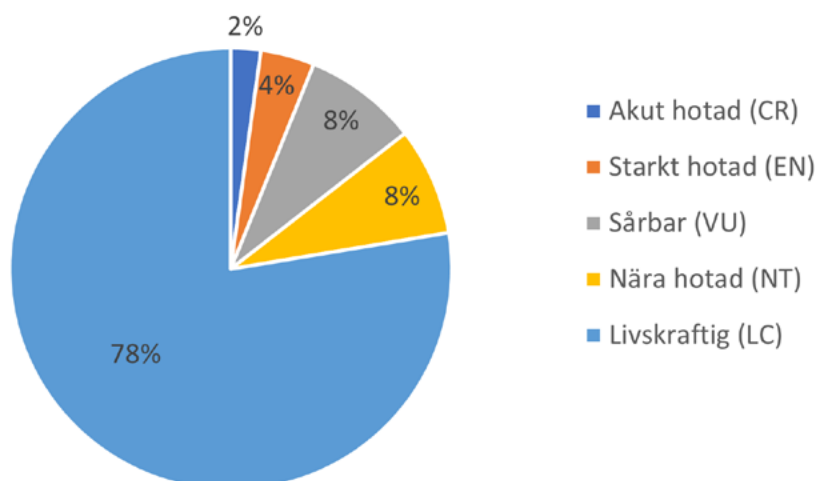
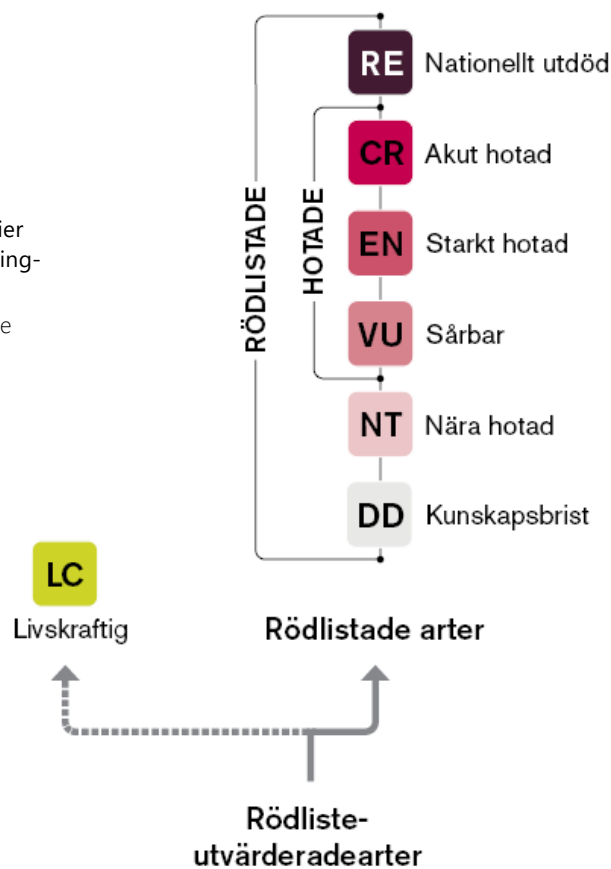
Status för vilda bin i Skåne

Hotade arter

I den svenska rödlistan bedöms arters risk för att dö ut nationellt. En tredjedel av de svenska vilda biarterna, 97 arter, är upptagna på den svenska rödlistan (Eide m.fl., 2020). Av de som bedöms vara hotade (kategorierna CR, EN och VU, figur 8) finns 32 arter i Skåne, varav fyra arter är akut hotade (kategori CR), nio arter är starkt hotade (kategori EN) och 19 arter är sårbara (kategori VU) (tabell 1, figur 9). Ytterligare 18 arter bedöms vara nära hotade (kategori NT) (tabell 1, figur 8). Enligt rödlistan råder inte kunskapsbrist (kategori DD) för någon av biarterna som förekommer i Skåne.

Figur 8. Rödlistans kategorier och internationella förkortningar för respektive kategori.

FIGUR: www.artdatabanken.se



Figur 9. Andel av de 229 vilda biarterna som bedömts i den svenska rödlistan år 2020 och som påträffats i Skåne fördelat per rödlistekategori.

Antalet biarter som tas upp på rödlistan har tidigare ökat, men mellan rödlistningen år 2015 och år 2020 var antalet rödlistade arter ungefär samma. Rödlistningen indikerar dock att arternas utbredningsområde minskar (Eide m.fl., 2020). Tre skånska arter var ny tillkomna i rödlistan år 2020: fruktsandbi *Andrena gravida* (VU), ängskägelbi *Coelioxys mandibularis* (NT), svartblodbi *Sphecodes niger* (VU). Orsaken till att fruktsandbi och svartblodbi är ny tillkomna till rödlistan är att de är nya i landet och först nu har kunnat bedömas. Åtta skånska arter bedöms inte längre vara rödlistade utan klassas numera som livskraftiga (LC): spetsandbi, silversandbi, fibblesandbi, alvarsmalbi *Lasioglossum lativentre*, dynsmalbi *L. tarsatum*, havstapetserarbi *Megachile laecheilla*, lusernbi *Melitta leporina*, och punktblodbi *Sphecodes puncticeps*. Orsaken till detta är inte att dessa arters populationer ökar, utan att minskningarna har hejdats och stabiliserats fast på lägre nivåer än tidigare.

En art kan rödlistas av olika anledningar och bedömningen sker på nationell nivå (Eide m.fl., 2020). Kraftiga populationsminskningar med minst 15% under 10 år eller tre generationer (rödlistekriterium A), är en anledning till att vissa arter rödlistas. Detta gäller guldsandbi *Andrena marginata* (NT) och hedsidenbi *Colletes fodiens* (NT) vars populationer har minskat med 10–20% respektive 10–40% det senaste decenniet. Även arter som har ett litet utbredningsområde och har fragmenterade eller minskande populationer klassificeras som rödlistade (rödlistekriterium B). Detta är den största anledningen till att de biarter som förekommer i Skåne rödlistas (33 arter, tabell 1). För arter som förekommer i små populationer (<20 000 individer) som samtidigt minskar är utdöenderisken också så pass stor att arten rödlistas (rödlistekriterium C). Detta gäller mosshumla (NT), dådresandbi (EN) och slättersandbi *A. humilis* (VU) (tabell 1). Arter med mycket små populationer (<2000 individer) eller populationer som har ett mycket begränsat utbredningsområde i Sverige (<40 km²) är känsliga för hot och slumpmässiga händelser (rödlistekriterium D). Detta är orsaken till att 18 av de skånska arterna är rödlistade (tabell 1). Arter som har minst 5% risk att dö ut inom 100 år enligt en kvantitativ riskanalys kan också rödlistas (rödlistekriterium E), men sådana data saknas för bin och därför är inga arter rödlistade enligt detta kriterium.

Tabell 1. Rödlistade biarter som är bofasta i Skåne enligt rödlistan 2020 (Eide m.fl. 2020). De hotade arterna tillhör rödlistekategorierna akut hotad (CR), starkt hotad (EN) eller sårbar (VU). Nära hotade arter (NT) anges också. Arter som för nuvarande bara är rapporterade i Skåne är markerade med fet stil. Rödlistekriterium indikerar orsaken till att arten rödlistas på grund av (A) populationsminskning, (B) litet utbredningsområde och fragmenterad eller minskande population, (C) liten och minskande population, (D) mycket liten population eller (E) kvantitativ riskanalys.

Rödlistekategori	Vetenskapligt namn	Namn	Rödlistekriterium	Rödlistekategori	Vetenskapligt namn	Namn	Rödlistekriterium
CR	<i>Andrena chrysopeya</i>	stäppsandbi	D	NT	<i>Andrena alfkenella</i>	alvarsandbi	B
CR	<i>Andrena morawitzi</i>	fältsandbi	D	NT	<i>Andrena labialis</i>	märgelsandbi	B
CR	<i>Halictus quadricinctus</i>	storbandbi	D	NT	<i>Andrena marginata</i>	guldsandbi	AB
CR	<i>Sphcodes spinulosus</i>	taggblodbi	D	NT	<i>Bombus muscorum</i>	mosshumla	C
				NT	<i>Nomada guttulata</i>	droppgökbi	B
EN	<i>Andrena bluethgeni</i>	dådresandbi	BC	NT	<i>Nomada opaca</i>	bryngökbi	B
		väpplingsandbi					
EN	<i>Andrena gelriae</i>		B	NT	<i>Nomada stigma</i>	fransgökbi	D
EN	<i>Andrena niveata</i>	franssandbi	B	NT	<i>Colletes fodiens</i>	hedsidenbi	AB
EN	<i>Anthophora plagiata</i>	humlepälsbi	B	NT	<i>Colletes marginatus</i>	klöversidenbi	B
EN	<i>Dufourea inermis</i>	klocksolbi	BD	NT	<i>Hylaeus pictipes</i>	väggcitronbi	B
EN	<i>Halictus leucaheneus</i>	stäppbandbi	D	NT	<i>Hylaeus signatus</i>	resedabi	B
EN	<i>Lasioglossum xanthopus</i>	rostsmalbi	D	NT	<i>Lasioglossum aera-tum</i>	guldsmalbi	B
EN	<i>Nomada integra</i>	slättersgökbi	D	NT	<i>Lasioglossum nitidius-culum</i>	släntsmalbi	B
					<i>Lasioglossum sexma-culatum</i>	kantsmalbi	B
EN	<i>Osmia maritima</i>	havsmurarbi	D	NT	<i>Sphcodes longulus</i>	dvärgblodbi	D
				NT	<i>Coelioxys mandibu-laris</i>	ängskägelbi	B
VU	<i>Andrena batava</i>	batavsandbi	B	NT	<i>Megachile lagopoda</i>	stortapetsrarbi	B
VU	<i>Andrena bimaculata</i>	rapssandbi	B	NT	<i>Melitta tricincta</i>	rödtoppebi	B
VU*	<i>Andrena grävda</i>	fruktsandbi	D	NT			
		slättersandbi					
VU	<i>Andrena humilis</i>		BC				
VU	<i>Andrena nigrospina</i>	sotsandbi	B				
		nypon-sandbi					
VU	<i>Andrena nitida</i>		B				
VU	<i>Andrena nycthemera</i>	flodsandbi	D				
VU	<i>Panurgus banksianus</i>	storfibblebi	B				
VU	<i>Blastes truncatus</i>	pärlbi	B				
VU	<i>Epeolus marginatus</i>	rödfiltbi	B				
VU	<i>Nomada armata</i>	vädgökbi	B				
VU	<i>Nomada fuscicornis</i>	mörkgökbi	D				
VU	<i>Nomada similis</i>	ölandsgökbi	D				
VU	<i>Nomada subcornuta</i>	fältgökbi	D				
VU	<i>Lasioglossum brevicorne</i>	stäppsmalbi	B				
		glans-smalbi					
VU	<i>Lasioglossum lucidulum</i>		D				
VU	<i>Sphcodes niger</i>	svartblodbi	BD				
VU	<i>Dufourea halictula</i>	monkesolbi	B				
		stampan-sarbi					
VU	<i>Stelis phaeoptera</i>		B				

*Nyttillkommen till rödlistan 2020

För flera av de rödlistade vildbiarterna finns det åtgärdsprogram framtagna av Naturvårdsverket, som ett verktyg för att nå miljökvalitetsmålet Ett rikt växt- och djurliv. Det finns dels åtgärdsprogram för enstaka hotade vildbiarter: humlepälsbi (Cederberg m.fl., 2014), svartpälsbi (Nilsson m.fl., 2007), havsmurarbi (Cederberg m.fl., 2010), batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi (Nilsson m.fl., 2015) samt stortapetserarbi (Nilsson m.fl., 2010) har eller har haft egna åtgärdsprogram. Flera biarter ingår också i åtgärdsprogrammen för vildbin på ängsmark (Karlsson och Larsson, 2011) och för vildbin och småfjärilar på torräng (Karlsson 2011).

Skånes akut hotade arter utgörs av stäppsandbi *Andrena chrysopyga*, fältsandbi *Andrena morawitzi*, storbandbi *Halictus quadricinctus* och taggblodbi *Sphcodes spinulosus*. Stäppsandbi och fältsandbi är båda knutna till öppna sandfält eller sandhedrar där de bygger bo i sandblottor. Stäppsandbi förekom i början av 1900-talet från Kävlinge till Åhus och Österlen men är i sen tid bara känd från ett fåtal platser i landet. Det uppskattas finnas ca 45 reproduktiva individer kvar, men det saknas rapporterade fynd de senaste fem åren. Det uppskattas finnas kvar ca 40 reproducerande individer av fältsandbi och populationen minskar. Båda arterna lider av att habitatet minskar och att dess habitat försämras. Minskad militär övningsverksamhet på skjutfälten i Ravlunda och Revinge har lett till mindre markstörning och fattigare rikedom av örter vilket har lett till täta grässvålar och igenväxning av vedartade växter vilket missgynnar båda arterna. Stäppsandbi är knuten till sandvita *Betula incana* och födosöker i örter som gynnas av markstörning på sandiga marker. Fältsandbi är beroende av hanplantor av sälg, både som pollenkälla och för att träffa honor/hanar för parning. Hanplantor av sälg bör helt undvikas att röjas bort, särskilt i Revingeområdet där konkurrens om sälgens pollen kan vara ett problem. (Cederberg m.fl., 2021).

Storbandbi har bara påträffats ett fåtal gånger och då kring Rörum och Löderups strandbad på Österlen. Det finns uppskattningsvis bara ca 40 reproduktiva individer kvar. Riktade inventeringar för att bättre kartlägga arten är viktigt. Arten är beroende av varma, torra, magra och öppna gräsmarker på sandig jord. Arten har en förhållandevis lång födosöksperiod, från april till oktober. Arten är polylektisk och missgynnas av tidig och intensiv putsning av ängsmark och blomrika områden. Bestånd av tistlar och vädcklint som blommar sent bör sparas och betestrycket i betesmarker bör begränsas för att gynna blomning och därmed storbandbiets föda. De bygger bo i sluttningar eller branter med bar mark som vätter mot söder. (Cederberg m.fl., 2021).

Taggblodbi är bara känd från i Landskrona och Kåseberga. Det uppskattas att det finns ca 20 reproduktiva individer kvar, men det finns endast enstaka observationer av arten på länge och den kan vara utgången från Skåne och från landet. Arten kan gynnas genom att gynna blomrikedomen för dess värdbi, rostsmalbi *Lasioglossum xanthopus* som är starkt hotad (EN) av urbanisering i kustnära miljöer och minskade födoresurser. (Cederberg m.fl., 2021).

De övriga starkt hotade (EN) arterna som finns i Skåne utgörs av dådresandbi, väpplingsandbi, franssandbi humlepälsbi, klocksolbi, stäppbandbi, slättergökbi och havsmurarbi. Flera av dessa, dådresandbi, väpplingsandbi, franssandbi *Andrena niveata*, klocksolbi och stäppbandbi *Halictus leucaheneus*, är knutna till sandiga

betesmarker med blottad sandjord för boplatsbygge. Samtliga arter missgynnas av hårt bete eller intensiv slåtter. För de oligolektiska arterna är förekomsten av deras värdväxter avgörande; väpplingsandbi behöver getväppling *Anthyllis vulneraria*, franssandbi behöver korsblommiga Brassicaceae och klocksolbi behöver blåklocka *Campanula* spp. Havsmurarbi lever i dynlandskap och missgynnas av tallplanteringar. I Skåne har den observerats samla pollen från strandvial *Lathyrus japonicus* för sin larvutveckling, men ett flertal andra växter har noterats som pollenkällor i andra områden. Havsmurarbi är även beroende av ängsviol *Viola canina* för att fodra sina bon. (Cederberg m.fl., 2021).

Generellt för dessa arter gäller att man helt bör undvika att samla in dem. Även insamling med gulsålar eller liknande bör undvikas i närheten av arternas lokaler. Eftersom deras populationer är så små är risken för slumpvisa utdöende stor, till exempel kan de drabbas hårt av kraftig försommar torka som minskar tillgången på blommor. Särskild generell hänsyn bör därför iaktas i områdena kring de kända lokalerna. Naturvårdsåtgärder bör riktas in på att stärka tillgången till föda och lämpliga boplatser. För de parasitiska arterna bör man arbeta för att gynna deras värdarter. (Cederberg m.fl., 2021).

Arter vars svenska förekomst är begränsad till Skåne

Det skånska klimatet är gynnsamt för bin, med många soltimmar och lägre nederbördsmängder än många andra delar av Sverige. En bedömning är att 10 rödlistade arter har sin enda svenska förekomst i Skåne (Eide m.fl., 2020; Cederberg m.fl., 2021, se tabell 1). Tre av dessa arter, fältsandbi, storbandbi och taggblodbi, är akut hotade enligt den svenska rödlistan. Insatserna som görs i Skåne för att bevara dessa arter är alltså avgörande för artens utdöenderisk i Sverige.

Utgångna arter

Bland de bofasta och reproducerande vilda bin som har rapporterats i Skåne betraktas numera 28 arter som utgångna från länet (Eide m.fl., 2020 samt tabell 2). Av dessa bedöms 11 arter, varav två arter av humlor, som nationellt utgångna (Eide m.fl., 2020; Cederberg m.fl., 2021). Resterande 17 arter har försvunnit från Skåne, men återfinns i andra delar av landet (tabell 2). Samtliga av dessa är rödlistade och är helt eller delvis knutna till jordbrukslandskapet. En tredjedel av dem är även knutna till urbana miljöer. Orsaken till att arterna har försvunnit från Skåne är främst habitatförluster genom intensifierad brukning av landskapet (Cederberg m.fl., 2021).

Tabell 2. Arter som tidigare var bofasta men numera anses utgångna från Skåne län (data från Eide m.fl. 2020). Arternas rödlistekategori enligt rödlistan år 2020 anges som nära hotad (NT), sårbar (VU), starkt hotad (EN), akut hotad (CR), eller nationellt utdöd (RE). Landskapstyperna utgörs av jordbrukslandskap (J), skogs- mark (S), havsstränder inklusive sanddyner och klippbranter (H), urbana miljöer, vägar och täkter (U) samt våtmarker (V).

Vetenskapligt namn	Namn	Rödliste- kategori	Landskaps- typer
<i>Aglaoapis tridentata</i>	kilbi	NT	JU
<i>Andrena curvungula</i>	blålockesandbi	NT	JS
<i>Andrena nanula</i>	dvärgsandbi	VU	JU
<i>Anthophora retusa</i>	svartpälsbi	NT	JU
<i>Bombus distinguendus</i>	klöverhumla	NT	HJ
<i>Bombus veteranus</i>	sandhumla	VU	HJU
<i>Coelioxys conoideus</i>	storkägelbi	CR	HJU
<i>Coelioxys obtusispina</i>	thomsonkägelbi	VU	HJU
<i>Dufourea minuta</i>	fibblesolbi	CR	JU
<i>Halictus eurygnathus</i>	klintbandbi	NT	JU
<i>Hoplitis mitis</i>	klockgnagbi	NT	J
<i>Hylaeus difformis</i>	franscitronbi	VU	JU
<i>Megachile pyrenaea</i>	klinttapetserarbi	NT	J
<i>Nomada argentata</i>	silvergökbi	EN	JUV
<i>Nomada baccata</i>	sandgökbi	EN	JSU
<i>Nomada facilis</i>	fibblegökbi	CR	JSU
<i>Nomada obtusifrons</i>	fröjdgökbi	VU	JSU
<i>Andrena dorsata</i>	ryggsandbi	RE	J
<i>Andrena gallica</i>	raggsandbi	RE	J
<i>Andrena thoracica</i>	kustsandbi	RE	HJ
<i>Bombus cullumanus</i>	stäpphumla	RE	J
<i>Bombus rudermatus</i>	fälthumla	RE	JU
<i>Dasyglossa argentata</i>	silverbyxbi	RE	JU
<i>Dasyglossa suripes</i>	guldbyxbi	RE	JU
<i>Nomada sexfasciata</i>	storgökbi	RE	JU
<i>Rophites quinquispinosus</i>	blomdyrkarbi	RE	J
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	åssmalbi	RE	JU
<i>Osmia niveata</i>	klintmurarbi	RE	JSU

Globalt och europeiskt perspektiv

Av de svenska vildbiarterna finns sju arter som är rödlistade på den globala rödlistan (Borgström m.fl. 2019), framtagen av Internationella naturvårdsunionen (IUCN, 2021). Tre av dessa är nära hotade och finns i Skåne: hedfältbi *Epeolus cruciger* (LC), sandsmalbi *Lasioglossum sabulosum* (LC), väddgökbi *Nomada armata* (VU) (tabell S1). Merparten av världens biarter är ännu inte bedömda på global nivå.

Av de 229 biarter som rapporterats i Skåne de senaste 40 åren bedöms majoriteten, 149 arter, vara livskraftiga i ett europeiskt perspektiv (Eide m.fl., 2020; IUCN, 2021). Åtta av arterna som har rapporterats i Skåne bedöms vara hotade på en europeisk nivå, varav två arter - havsmurarbi och kantsmalbi - bedöms som

starkt hotade (EN), medan sex arter, däribland tre arter sidenbin och mosshumla, bedöms som sårbara (VU). 19 arter är nära hotade (NT) (se appendix, tabell S1). För 43 arter råder kunskapsbrist (DD) medan tio arter inte är bedömda alls i den europeiska rödlistan, ofta på grund av att IUCN till skillnad från Sverige klassar vissa arter som underart istället för art.

I Danmark klassificeras 56 biarter som hotade (sårbara, starkt hotade och akut hotade) och 26 arter som nära hotade enligt den danska rödlistan (Madsen, 2019). Sju av arterna som bedöms vara utgångna i Danmark finns i Skåne (tabell S1).

Trender och övervakning

Övervakning av populationstrender är en viktig förutsättning för att det ska gå att planera lämpliga och effektiva naturvårdsinsatser, samt utvärdera hur väl dessa insatser uppfyller sitt tilltänkta syfte. Bristen på historiska data och en avsaknad av standardiserade övervakningsinitiativ i nutid, gör det dock mycket svårt att på ett tillförlitligt sätt kartlägga hur populationsutvecklingar sett ut över tid. Ofta är dessutom upplösningen på befintliga data låg och beskriver framför allt om en art förekommit/förekommer eller inte på en given plats, utan indikation om i vilka antal.

På såväl nationell som regional nivå saknas det alltså en standardiserad övervakning av populationsutvecklingen för bin, utöver att SLU på uppdrag av Jordbruksverket, och inom ramen för *Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker*, sedan 2006 övervakar humlor och fjärilar i ett stickprov på 700 svenska ängs- och betesmarker (<https://www.slu.se/institutioner/skoglig-resurshushallning/miljoanalys/fhin/>). I ett fåtal studier har dessutom just populationsutvecklingar undersökts. Exempel på detta är en undersökning av den relativa frekvensen av humlor i rödklöverfrövallar, som indikerar kraftiga förändringar i artsammansättning mellan 1940-talet och 2000-talet (Bommarco m.fl., 2012). I studien ingår Skåne, där rödklöverfrövallarnas humlesamhällen sedan 1940-talet kommit att domineras av mörk jordhumla som ökat från ca 30% till nära 70% av observerade humlor i dessa fält (Dänhardt m.fl., 2013, omarbetat efter Bommarco m.fl. 2012). Liknande trender har påvisats i Belgien (Rollin m.fl. 2020). Att korttungade arter som mörk jordhumla och stenhumla proportionellt sett blivit betydligt vanligare i rödklövervallar idag än på 1940-talet har skett på bekostnad av långtungade arter som trädgårdshumla, åkerhumla och klöverhumla.

Behovet av en stärkt systematisk övervakning av pollinatörer uppmärksammas på flera nivåer, t.ex. är det en av toppunkterna på agendan i EU:s *Pollinators Initiative* – en strategisk satsning som startade 2018 för att bemöta och motverka populationsminskningar bland unionens pollinatörer – och i avslutade och pågående svenska regeringsuppdrag om vilda pollinatörer. För svensk del handlar det om en satsning på 20 miljoner kronor per år 2020–2022 för att bygga upp en nationell miljöövervakning av vilda pollinatörer. Utformningen av denna görs i dialog med EU, som inom ramen för sitt pollinatörsinitiativ föreslår att varje medlemsland ska sammanställa data över vilda pollinatörers förekomst och

abundans, vilket skulle ge EU-gemensamma indikatorer för miljöövervakning av pollinatörer. Motsvarande indikatorer finns redan för dagfjärilar och fåglar, där det går att följa övergripande populationstrender över de senaste 20 åren (<https://www.eea.europa.eu/airs/2018/natural-capital/common-birds-and-butterflies>).

I skrivande stund pågår parallellt utredningsarbete vid Lunds universitet och SLU – på uppdrag av Naturvårdsverket – för att ta fram förslag på en nationell övervakning av vilda pollinatörer som en del i EU:s pollinatörsarbete (Pettersson m.fl., [Opublicerat manuskript]). Sommaren 2021 genomförs två pilotstudier med nationellt fokus respektive fokus på jordbrukslandskap för att testa övervakningsmetoder på ett antal platser i Sverige. Inom det nyss uppstartade EU-kon-sortiet SPRING – *Strengthening pollinator recovery through indicators and monitoring* – kommer pilotförsök genomföras över hela EU 2021–2023, där Lunds universitet kommer att koordinera arbetet för Sverige, Finland och Baltikum. Inom samma initiativ har Naturvårdsverket gett uppdrag till Metria att ta fram ett geografiskt underlag som visar möjliga bo- och födosöksplatser för vilda bin samt vilka rörelsemöjligheter de har i landskapet (<https://metria.se/kunskap/vild-bin/>).

Slutsats och sammanfattning

I denna rapport sammanfattar vi det övergripande kunskapsläget och statusen för vilda bin ur ett skånskt perspektiv. Skåne utgör mindre än 3% av Sveriges yta, men har stor betydelse både för bevarandet av vilda pollinatörer och som producent av pollinerade grödor. Genom historien har markanvändningen i Skåne förändrats kraftigt, med förskjutningar både mellan de övergripande markslagen jordbruk och skogsbruk som idag är ungefär lika omfattande men med stora regionala skillnader, och i hur dessa brukas. Urbanisering påverkar framförallt sydvästra Skåne. Allt detta har haft och fortsätter ha dramatiska konsekvenser för skånska bin. I den här rapporten redogör vi för viktiga faktorer – och genom vilka populationsmekanismer – som detta kan antas påverka bin i Skåne, exemplifierat med forskning på skånska bin när så varit möjligt.

Vi har sammanställt observationer av vilda bin som rapporterats till Artportalen mellan år 1981–2020 och funnit skånska fynd av 229 arter av Sveriges 299 vilda biarter. Av dessa är 50 arter rödlistade, varav 32 arter anses hotade. Tio av de rödlistade arterna i Sverige har sin enda förekomst i Skåne, och tre av dessa, fältsandbi, storbandbi och taggblodbi, är akut hotade enligt den svenska rödlistan. För dessa arter är insatserna som görs i Skåne avgörande för artens utdöenderisk i Sverige.

Bland de rapporterade arterna finns 25 arter humlor, varav åtta snylthumlor som lever sina liv som boparasiter. Bland de återstående vildbina, finns 147 arter som lever som solitära eller eusociala i enkla samhällen och 57 arter som lever som boparasiter. Totalt 97 av de solitära eller eusociala arterna är polylektiska, dvs. de söker föda ur flera olika växter medan 50 arter är oligolektiska vilket innebär att de är knutna till ett fåtal arter eller växtfamiljer.

I Skåne förekommer både arter som är knutna till skogsbygder och till jordbruksbygder. Klimatet är förhållandevis mildt och det är nära till kontinenten,

vilket innebär att det ofta dyker upp nya arter. I takt med att klimatet förändras förväntas ytterligare arter spridas norrut till Skåne. I Skåne finns det förhållandevis mycket sandiga marker, framför allt kring kusterna men även i Vombsänkan. I dessa marker förekommer många arter som är specialiserade på sandiga gräshedar.

Det finns idag bättre data över vilda bins förekomst i Skåne än någonsin tidigare, men ändå saknas kunskap om många vilda bins populationsutveckling och utbredning i landskapet. Standardiserad övervakning av vilda bin saknas, men är under utveckling. En stor mängd observationsdata från forskningsprojekt och inventeringar finns inte registrerade i Artportalen och är därför inte inkluderade i denna sammanställning. Dagens kunskap om förekomsten av särskilt ovanliga arter bygger på frivilliga insatser från entomologer. Det är mycket sparsamt med rapporterade observationer av vilda bin från skogsområdena i norra Skåne, men också från många jordbruksområden. Fördjupade artpoolsanalyser kan utföras för att undersöka fördelningen av rödlistade arter och artrika områden i förhållande till rapporteringsfrekvensen i landskapet.

Slutligen behövs det mer kunskap om vilda bin, vad deras populationer begränsas av, hur de sprids och deras krav på boplatser och, för humlor, vilka miljöer de väljer för att övervintra.

Tack

Tack till Johanna Yourstone, Romain Carrié och Joachim de Miranda för tips på litteratur. Tack till Anna Persson och Sofia Blomqvist för kommentarer på texterna om urbana miljöer respektive vägkanter, till Lars Pettersson för kommentarer på texten om övervakning och till Pål Axel Olsson för litteraturtips och kommentarer på avsnitten om Bin i Skåne och Status för vilda bin i Skåne. Tack till Göran Holmström och Niklas Johansson (Artdatabanken) för värdefulla synpunkter och genomgång av artlistorna.

Wild bees in Scania, Sweden - Summary

In this report, we provide an overview of available knowledge about wild bees from the perspective of the region of Scania (Skåne) in the southernmost of Sweden. Scania comprises less than 3% of Sweden's land area but holds great importance for the conservation of wild bees and for the production of pollinated crops. Throughout history, the land use in Scania has changed drastically, through shifts between the two dominant land uses, namely agriculture and forestry. Today, agriculture and forestry are approximately equal in extent, but with large differences in their regional distribution. Urbanization primarily affects southwestern Scania. Land use has had – and continues to have – dramatic consequences for Scania's wild bees. In this report, we outline the factors that impact wild bees in Scania, and the population mechanisms underlying these effects. Wherever possible, we do this using examples specifically from research on wild bees in Scania.

We have compiled observations of wild bees reported to Artportalen (Swedish Species Observation System) between 1981 and 2020 and found that 229 out of Sweden's 299 wild bee species have been observed in Scania. Of these, 50 species are red-listed (32 classified as “threatened”). Ten of the red-listed wild bee species in Sweden have their only known occurrence in Scania; three of these species are critically endangered according to the Swedish red list. For these species, conservation actions taken in Scania are therefore a crucial determinant of their extinction risk in Sweden.

Among the reported wild bee species 25 are bumble bees, out of which eight are cuckoo bumble bees that live their lives as nest parasites. Among the remaining wild bee species, 147 are solitary or primitively eusocial and 57 species are nest parasites (not including the aforementioned cuckoo bumble bees). Among the solitary and eusocial species, 97 are polylectic (foraging from many different plant species), while 50 species are oligolectic (associated with only one or a small number of plant species or families).

Scania contains wild bee species associated with forest habitats and those associated with agricultural habitats. Due to the relatively mild climate and the geographic proximity to continental Europe, new species regularly appear in the region. With climate change, more species are expected to spread northwards through Europe and reach Scania. The region contains a considerable number of areas with sandy soils, especially along the coastline but also in the Vomb depression. These sandy habitats are favoured by many species specialized on heathlands.

Today, we have better data on the occurrence of wild bee species in Scania than ever before, but there is still a scarcity of knowledge about population trajectories and landscape distributions of many species. There is currently no standardized monitoring of wild bees, but such monitoring efforts are under development. A large amount of data from research projects and surveys are not registered in Artportalen and are therefore not included in our compilation. Current knowledge about the occurrence of rare species is based largely on voluntary initiatives from entomologists. Reports of observations of wild bees

from forest habitats in northern Scania are scarce; the same goes for many agricultural areas. In-depth analyses of species pools could help shine light on the distribution of red-listed species and species-rich areas in relation to reporting frequency across the region.

Ultimately, we conclude that there are important knowledge gaps concerning wild bees in Scania and beyond, such as which factors limit their population growth, how they spread through the landscape, what their nesting requirements are, and for bumble bees, in which habitats they prefer to overwinter.

Referenser

Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-Lopez, B., Lindström, S.A., Öckinger, E., Rundlöf, M., Rusch, A., Smith, H.G., och Bommarco, R., 2020. Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 57, Nr. 11, s. 2170–2179.

Ahrné, K., Bengtsson, J., och Elmqvist, T., 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanization. *PLoS ONE*, Vol. 4, Nr. 5, s. e5574.

Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., Campbell, A.J., Dainese, M., Drummond, F.A., Entling, M.H., Ganser, D., Arjen de Groot, G., Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., Jonsson, M., Knop, E., Kremen, C., Landis, D.A., Loeb, G.M., Marini, L., McKerchar, M., Morandin, L., Pfister, S.C., Potts, S.G., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Sciligo, A., Thies, C., Tschardt, T., Venturini, E., Veromann, E., Vollhardt, I.M.G., Wäckers, F., Ward, K., Westbury, D.B., Wilby, A., Woltz, M., Wratten, S., och Sutter, L., 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*, Vol. 23, Nr. 10, s. 1488–1498.

Albrecht, M., Ramis, M.R., och Traveset, A., 2016. Pollinator-mediated impacts of alien invasive plants on the pollination of native plants: the role of spatial scale and distinct behaviour among pollinator guilds. *Biological Invasions*, Vol. 23, Nr. 10, s.1488-1498.

Alford, D.V., 1969. A Study of the Hibernation of Bumblebees (Hymenoptera:Bombidae) in Southern England. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 38, Nr. 1, s. 149.

Andersson, G.K.S., Boke-Olén, N., Roger, F., och Clough, Y., [Opublicerat manuscript]. Pastures and clear-cuts have high pollinator biodiversity in forested farming landscapes.

Antoine, C.M. och Forrest, J.R.K., 2021. Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology*, Vol. 46, Nr. 2, s. 143–159.

Auffret, A.G. och Lindgren, E., 2020. Roadside diversity in relation to age and surrounding source habitat: evidence for long time lags in valuable green infrastructure. *Ecological Solutions and Evidence*, Vol. 1, Nr. 1.

Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Staniczenko, P.P.A., Stone, G.N., Vaughan, I.P., och Memmott, J., 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*, Vol. 3, Nr. 3, s. 363–373.

Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N.,

- Vaughan, I.P., och Memmott, J., 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 282, Nr. 1803, s. 20142849.
- Banaszak, J. och Twerd, L., 2018. Importance of thermophilous habitats for protection of wild bees (Apiformes). *Community Ecology*, Vol. 19, Nr. 3, s. 239–247.
- Banaszak-Cibicka, W., Twerd, L., Fliszkiewicz, M., Giejdasz, K., och Langowska, A., 2018. City parks vs. natural areas - is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park? *Urban Ecosystems*, Vol. 21, Nr. 4, s. 599–613.
- Banaszak-Cibicka, W. och Wilkaniek, Z., 2006. Pszczoła porobnica murarka *Anthophora plagiata* (Illiger, 1806) – ginacy gatunek w Polsce? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, Nr. 62(4), s. 3–10.
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., och Kleijn, D., 2010. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 136, Nr. 1–2, s. 35–39.
- Beekman, M., Stratum, P., och Lingeman, R., 1998. Diapause survival and post-diapause performance in bumblebee queens (*Bombus terrestris*). *Entomologia Experimentalis et Applicata*, Vol. 89, Nr. 3, s. 207–214.
- Benton, T., 2006. *Bumblebees: the natural history & identification of the species found in Britain*. London: Collins.
- Bernes, C., Bullock, J.M., Jakobsson, S., Rundlöf, M., Verheyen, K., och Lindborg, R., 2017. How are biodiversity and dispersal of species affected by the management of roadsides? A systematic map. *Environmental Evidence*, Vol. 6, Nr. 1, s. 24.
- Bertrand, C., Eckert, P.W., Ammann, L., Entling, M.H., Gobet, E., Herzog, F., Mestre, L., Tinner, W., och Albrecht, M., 2019. Seasonal shifts and complementary use of pollen sources by two bees, a lacewing and a ladybeetle species in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 56, Nr. 11, s. 2431–2442.
- Beyer, N., Gabriel, D., Kirsch, F., Schulz-Kesting, K., Dauber, J., och Westphal, C., 2020. Functional groups of wild bees respond differently to faba bean *Vicia faba* L. cultivation at landscape scale. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 57, Nr. 12, s. 2499–2508.
- Beyer, N., Gabriel, D., och Westphal, C., 2021. Contrasting effects of past and present mass-flowering crop cultivation on bee pollinators shaping yield components in oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 319, s. 107537.
- Bjelke, U. och Ljungberg, H. (red.), 2012. *Rödlistade arter och naturvård i sand- och grustäcker*. Uppsala: Artdatabanken SLU, Artdatabanken Rapporterar Nr. 10.
- Bommarco, R., Lindström, S., Raderschall, C.A., Gagic, V., och Lundin, O.,

- [Opublicerat manuskript]. Flower strips enhance bumble bee abundance across seasons in landscapes with few honey bee hives.
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H.G., och Rundlöf, M., 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 279, Nr. 1727, s. 309–315.
- Borgström, E. och Olsson, P.A., 2017. *The effects of restorations in Sand Life on flora and fauna. Technical report D2*. Lunds universitet, Sand Life Report.
- Borgström, P., Ahrné, K., och Johansson, N., 2018. *Pollinatörer och pollinering i Sverige - värden, förutsättningar och påverkansfaktorer*. Naturvårdsverket, Rapport 6841.
- Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E., och Goulson, D., 2015. Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science & Technology*, Vol. 49, Nr. 21, s. 12731–12740.
- Bowers, M. A., 1985. Experimental analyses of competition between two species of bumble bees (Hymenoptera: apidae). *Oecologia*, Vol. 67, s. 224-230.
- Bretagnolle, V. och Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development*.
- Brian, A.D., 1952. Division of labour and foraging in *Bombus agrorum* Fabricius. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 21, Nr. 2, s. 223.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., och Potts, S.G., 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 11, Nr. 2, s. 106–115.
- Brunet, J., 2005. *Skånes skogar – historia, mångfald och skydd*. Länsstyrelsen i Skåne Län, Natur och kultur, Skåne i Utveckling Nr. 2005:12.
- Buchholz, S., Gathof, A.K., Grossmann, A.J., Kowarik, I., och Fischer, L.K., 2020. Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 196, s. 103731.
- Burkle, L.A., Delphia, C.M., och O'Neill, K.M., 2020. Redundancy in wildflower strip species helps support spatiotemporal variation in wild bee communities on diversified farms. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 44, s. 1–13.
- Carrié, R., Ekroos, J., och Smith, H.G., 2018. Organic farming supports spatio-temporal stability in species richness of bumblebees and butterflies. *Biological Conservation*, Vol. 227, s. 48–55.
- Carvell, C., Bourke, A.F.G., Dreier, S., Freeman, S.N., Hulmes, S., Jordan, W.C., Redhead, J.W., Sumner, S., Wang, J., och Heard, M.S., 2017. Bumblebee family lineage survival is enhanced in high-quality landscapes. *Nature*, Vol. 543, Nr. 7646, s. 547–549.
- Cederberg, B., 2014. *Åtgärdsprogram för humlepälsbi, 2014–2018 (Anthophora plagiata)*. Naturvårdsverket, Rapport 6640.

- Cederberg, B., Holmström, G., Hall, K., och Berg, A., 2021. Svenska bin. Artfakta. *SLU Artdatabanken*.
- Cederberg, B., Larsson, K., Nilsson, L.A., Sverige, och Naturvårdsverket, 2010. *Åtgärdsprogram för havsmurarbi 2010–2014 (Osmia maritima): hotkategori: akut hotad (CR)*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 6341.
- Dahlström, A., 2006. *Betesmarker, djurantal och betestryck, 1620–1850: naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige*. Doktorsavhandling. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2006:95. SLU, Uppsala.
- Danforth, B.N., Minckley, R.L., och Neff, J.L., 2019. *The solitary bees: Biology, evolution, conservation*. Princeton University Press.
- Dániel-Ferreira, J., Bommarco, R., Wissman, J., och Öckinger, E., 2020. Linear infrastructure habitats increase landscape-scale diversity of plants but not of flower-visiting insects. *Scientific Reports*, Vol. 10, Nr. 1, s. 21374.
- Dicks, L.V., Showler, D.A., och Sutherland, W.J., 2010. *Bee conservation: evidence for the effects of interventions*. Exeter: Pelagic Publishing.
- Diekötter, T., Kadoya, T., Peter, F., Wolters, V., och Jauker, F., 2010. Oilseed rape crops distort plant-pollinator interactions. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 47, Nr. 1, s. 209–214.
- Donkersley, P., 2019. Trees for bees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 270–271, s. 79–83.
- Dyntaxa (2017). Svensk taxonomisk databas. Besökt på www.dyntaxa.se den 2021-04-22.
- Dänhardt, J., Hedlund, K., Birkhofer, K., Bracht Jörgensen, H., Brady, M., Brönmark, C., Lindström, S.A.M., Nilsson, L., Olsson, O., Rundlöf, M., Stjernman, M., och Smith, H.G., 2013. *Ekosystemtjänster i det skånska jordbrukslandskapet*. Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet, CEC Syntes Nr. 01.
- Eide, W. (red), Ahrné, K., Bjelke, U., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J., och Sundberg, S., 2020. *Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer: rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A., och Smith, H.G., 2020. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biological Conservation*, Vol. 241, s. 108255.
- Ekroos, J., Rundlöf, M., och Smith, H.G., 2013. Trait-dependent responses of flower-visiting insects to distance to semi-natural grasslands and landscape heterogeneity. *Landscape Ecology*, Vol. 28, Nr. 7, s. 1283–1292.
- Emanuelsson, U. och Nordell, O., red., 1985. *Det skånska kulturlandskapet*. Lund: Signum.
- Faichnie, R., Breeze, T.D., Senapathi, D., Garratt, M.P.D., och Potts, S.G., 2021. Scales matter: Maximising the effectiveness of interventions for pollinators and pollination. *Advances in Ecological Research*, Vol. 64, s. 105–147.

- Falk, S., 2021. *A review of the pollinators associated with decaying wood, old trees and tree wounds in Great Britain*. Woodland Trust.
- Franzén, M. och Nilsson, S.G., 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography*, Vol. 31, Nr. 6, s. 698–708.
- Franzén, M. och Nilsson, S.G., 2010. Both population size and patch quality affect local extinctions and colonizations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 277, Nr. 1678, s. 79–85.
- Fünfhäus, A., Ebeling, J., och Genersch, E., 2018. Bacterial pathogens of bees. *Current Opinion in Insect Science*, Vol. 26, s. 89–96.
- Fürst, M.A., McMahon, D.P., Osborne, J.L., Paxton, R.J., och Brown, M.J.F., 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature*, Vol. 506, Nr. 7488, s. 364–366.
- Ganser, D., Albrecht, M., och Knop, E., 2021. Wildflower strips enhance wild bee reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 58, Nr. 3, s. 486–495.
- Gardiner, M.M., Riley, C.B., Bommarco, R., och Öckinger, E., 2018. Rights-of-way: a potential conservation resource. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 16, Nr. 3, s. 149–158.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhof-fer, J.H., Freitas, B.M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipolito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B.A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlof, M., Seymour, C.L., Schuepp, C., Szentgyorgyi, H., Taki, H., Tscharn-ke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N., och Klein, A.M., 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, Vol. 339, Nr. 6127, s. 1608–1611.
- Gathmann, A. och Tscharnke, T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 71, Nr. 5, s. 757–764.
- Gérard, M., Martinet, B., Maebe, K., Marshall, L., Smagghe, G., Vereecken, N.J., Vray, S., Rasmont, P., och Michez, D., 2020. Shift in size of bumblebee queens over the last century. *Global Change Biology*, Vol. 26, Nr. 3, s. 1185–1195.
- Goulson, D., 2010. *Bumblebees: behaviour, ecology, and conservation*. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press.
- Goulson, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S., och Knight, M.E., 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, Vol. 122, Nr. 1, s. 1–8.
- Goulson, D., Lepais, O., O'Connor, S., Osborne, J.L., Sanderson, R.A., Cus-sans, J., Goffe, L., och Darvill, B., 2010. Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival: Landscape effects on bumblebee nest survival. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 47, Nr. 6, s. 1207–1215.

- Goulson, D., Lye, G.C., och Darvill, B., 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology*, Vol. 53, Nr. 1, s. 191–208.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botias, C., och Rotheray, E.L., 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, Vol. 347, Nr. 6229, s. 1435–1435.
- Goulson, D., O'Connor, S., och Park, K.J., 2018. The impacts of predators and parasites on wild bumblebee colonies: Monitoring survival of bumblebee colonies. *Ecological Entomology*, Vol. 43, Nr. 2, s. 168–181.
- Grab, H., Brokaw, J., Anderson, E., Gedlinske, L., Gibbs, J., Wilson, J., Loeb, G., Isaacs, R., och Poveda, K., 2019. Habitat enhancements rescue bee body size from the negative effects of landscape simplification. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 56, Nr. 9, s. 2144–2154.
- Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., och Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, Vol. 153, Nr. 3, s. 589–596.
- Gusachenko, O.N., Woodford, L., Balbirnie-Cumming, K., Ryabov, E.V., och Evans, D.J., 2020. Evidence for and against deformed wing virus spillover from honey bees to bumble bees: a reverse genetic analysis. *Scientific Reports*, Vol. 10, Nr. 1, s. 16847.
- Haaland, C., Naisbit, R.E., och Bersier, L.-F., 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review: Wildflower strips for insect conservation. *Insect Conservation and Diversity*, Vol. 4, Nr. 1, s. 60–80.
- Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J.S., Baldock, K.C.R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M.E., Jackson, J.I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E.S., Philpott, S.M., Potts, S.G., Sirohi, M.H., Spevak, E.M., Stone, G.N., och Threlfall, C.G., 2017. The city as a refuge for insect pollinators: Insect Pollinators. *Conservation Biology*, Vol. 31, Nr. 1, s. 24–29.
- Hall, M., Lund, E., och Rummukainen, M. (red), 2015. *Klimatsäkrat Skåne*. Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet, CEC Rapport Nr. 2.
- Happe, A.-K., Riesch, F., Rösch, V., Gallé, R., Tschardtke, T., och Batáry, P., 2018. Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 254, s. 92–98.
- Hederström, V., Rundlöf, M., Birgersson, G., Larsson, M.C., Balkenius, A., och Lankinen, Å., 2021. Do plant ploidy and pollinator tongue length interact to cause low seed yield in red clover? *Ecosphere*, Vol. 12, Nr. 3.
- Heinrich, B., 1976. Resource partitioning among some eusocial insects: Bumblebees. *Ecology*, Vol. 57, Nr. 5, s. 874–889.
- Hellman, S., 2007. Validating and testing the landscape reconstruction algorithm in southern Sweden—Towards quantitative reconstruction of past vegetation. PhD-thesis, Dissertation series 46. University of Kalmar.

- Hemberger, J., Frappa, A., Witynski, G., och Gratton, C., 2020. Saved by the pulse? Separating the effects of total and temporal food abundance on the growth and reproduction of bumble bee microcolonies. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 45, s. 1–11.
- Hendlin, Y.H., Arcuri, A., Lepenies, R., och Huesker, F., 2020. Like oil and water: The politics of (not) assessing glyphosate concentrations in aquatic ecosystems. *European Journal of Risk Regulation*, Vol. 11, Nr. 3, s. 539–564.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., och Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes: Agricultural factors and arthropod biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 44, Nr. 2, s. 340–351.
- Herbertsson, L., Khalaf, R., Johnson, K., Bygebjerg, R., Blomqvist, S., och Persson, A.S., 2021. Long-term data shows increasing dominance of *Bombus terrestris* with climate warming. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 53, s. 116–123.
- Herbertsson, L., Lindström, S.A.M., Rundlöf, M., Bommarco, R., och Smith, H.G., 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 17, Nr. 7, s. 609–616.
- Higginson, A.D., 2017. Conflict over non-partitioned resources may explain between-species differences in declines: the anthropogenic competition hypothesis. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, Vol. 71, Nr. 7, s. 99.
- Hill, B. och Bartomeus, I., 2016. The potential of electricity transmission corridors in forested areas as bumblebee habitat. *Royal Society Open Science*, Vol. 3, Nr. 11, s. 160525.
- Hofmann, M.M., Fleischmann, A., och Renner, S.S., 2020. Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances. *Journal of Hymenoptera Research*, Vol. 77, s. 105–117.
- Holmström, G. och Hall, K., 2016. *Lasioglossum - smalbin*. *Artfakta*. SLU Artdatabanken.
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J.P., Mudri-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Smith, H.G., Vilà, M., Vujić, A., och Steffan-Dewenter, I., 2016. Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, Vol. 19, Nr. 10, s. 1228–1236.
- Holzschuh, A., Dormann, C.F., Tschardtke, T., och Steffan-Dewenter, I., 2011. Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*,

Vol. 278, Nr. 1723, s. 3444–3451.

Högmo, O., 2019. Fruktmurarbi *Osmia cornuta* (Latreille, 1805) (Hymenoptera: Megachilidae) funnet i Eslöv – ny art för Sverige. *Entomologisk Tidskrift*, Vol. 140, s. 69–72.

Iles, D.T., Williams, N.M., och Crone, E.E., 2018. Source-sink dynamics of bumblebees in rapidly changing landscapes. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 55, Nr. 6, s. 2802–2811.

IPBES, 2016. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). Bonn, Germany: IPBES sekretariat.

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. www.iucnredlist.org, hämtad 2021-04-13.

Jakobsson, S., Bernes, C., Bullock, J.M., Verheyen, K., och Lindborg, R., 2018. How does roadside vegetation management affect the diversity of vascular plants and invertebrates? A systematic review. *Environmental Evidence*, Vol. 7, Nr. 1, s. 17.

Jauker, B., Krauss, J., Jauker, F., och Steffan-Dewenter, I., 2013. Linking life history traits to pollinator loss in fragmented calcareous grasslands. *Landscape Ecology*, Vol. 28, 107–120.

Jauker, F., Peter, F., Wolters, V., och Dieckötter, T., 2012. Early reproductive benefits of mass-flowering crops to the solitary bee *Osmia rufa* outbalance post-flowering disadvantages. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 13, Nr. 3, s. 268–276.

Johansson, V., Koffman, A., Hedblom, M., Deboni, G., och Andersson, P., 2018. Estimates of accessible food resources for pollinators in urban landscapes should take landscape friction into account. *Ecosphere*, Vol. 9, Nr. 10, s. e02486.

Jones, C.M., 2013. Bumble bees and their parasites across European communities: *Sphaerularia bombi* in native and non-native hosts. Doctor's thesis. University of London, UK.

Jordbruksverket, 2015. Basfakta: Jordbruket i Skåne län. *Jordbruket i siffror*.

Jordbruksverket, 2021a. *Jordbruksmarkens användning 2020. Slutlig statistik*. Sverige: Jordbruksverket, Nr. JO0104.

Jordbruksverket, 2021b. Jordbruksverkets officiella statistik/statistikdatabasen.

Jordbruksverket, 2021c. 10 i topp: Kommuner med mest omställd ekologisk åkermark. *Jordbruket i siffror*.

Jönsson, A.M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G.K.S., Olsson, O., och Smith, H.G., 2015. Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation*, Vol. 184, s. 51–58.

Karlsson, T., 2011. *Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011-2016: väpplingsandbi (*Andrena gelrae*), mägelsandbi (*Andrena labialis*), monkesolbi (*Dufourea**

halictula), stäppbandbi (*Halictus leucaheneus*) hotkategori: VU-CR. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 6441.

Karlsson, T. och Larsson, K., 2011. *Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport Nr. 6425.

Keilsohn, W., Narango, D.L., och Tallamy, D.W., 2018. Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation*, Vol. 22, Nr. 2, s. 183–188.

Kelemen, E.P. och Rehan, S.M., 2021. Opposing pressures of climate and land-use change on a native bee. *Global Change Biology*, Vol. 27, Nr. 5, s. 1017–1026.

Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B.N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Kremen, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B.F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf, S.S., och Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, Vol. 16, Nr. 5, s. 584–599.

Kerr, J.T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S.G., Roberts, S.M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S.R., Richardson, L.L., Wagner, D.L., Gall, L.F., Sikes, D.S., och Pantoja, A., 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*, Vol. 349, Nr. 6244, s. 177–180.

Klaus, F., Tschardtke, T., Bischoff, G., och Grass, I., 2021. Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects – evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, Vol. 24, Nr. 4, s. 668–675.

Kloth, J.-H., 2007. *Åtgärdsprogram för bevarande av hotade åkerogräs: hotkategori: akut hotad, starkt hotad, sårbar: gäller tiden 2007–2011*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 5659.

Lagerås, P. och Fredh, E.D., 2020. Long-term development of landscape openness and arable land use in an agricultural region of southern Sweden: the potential of REVEALS estimates using pollen records from wells. *Vegetation History and Archaeobotany*, Vol. 29, Nr. 2, s. 113–124.

Lami, F., Bartomeus, I., Nardi, D., Beduschi, T., Boscutti, F., Pantini, P., Santoiemma, G., Scherber, C., Tschardtke, T., och Marini, L., 2021. Species–habitat networks elucidate landscape effects on habitat specialisation of natural enemies and pollinators. *Ecology Letters*, Vol. 24, Nr. 2, s. 288–297.

Landuyt, D., De Lombaerde, E., Perring, M.P., Hertzog, L.R., Ampoorter, E., Maes, S.L., De Frenne, P., Ma, S., Proesmans, W., Blondeel, H., Sercu, B.K., Wang, B., Wasof, S., och Verheyen, K., 2019. The functional role of temperate

- forest understory vegetation in a changing world. *Global Change Biology*, Vol. 25, Nr. 11, s. 3625–3641.
- Larsson, K., 2017. *Insekter som signalarter för öppna marker i södra Sverige*. Länsstyrelsen i Hallands län och Kristianstad Vattenrike.
- Larsson, M. och Franzén, M., 2007. Critical resource levels of pollen for the declining bee *Andrena hattorfiana* (Hymenoptera, Andrenidae). *Biological Conservation*, Vol. 134, Nr. 3, s. 405–414.
- Liczner, A.R. och Colla, S.R., 2019. A systematic review of the nesting and overwintering habitat of bumble bees globally. *Journal of Insect Conservation*, Vol. 23, Nr. 5–6, s. 787–801.
- Lindström, S.A.M., 2010. *Fröblandningar för den biologiska mångfalden i slättlandskapet*. Kristianstad: Hushållningssällskapet.
- Lindström, S.A.M., Herbertsson, L., och Rundlöf, M., [Opublicerat manuskript]. Bumblebee conservation: straw bales as nest sites in agricultural landscapes.
- Lindström, S.A.M., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., och Smith, H.G., 2016. Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 283, Nr. 1843, s. 20161641.
- Lindström, S.A.M., Rundlöf, M., Bommarco, R., och Smith, H.G., [Opublicerat manuskript]. Fewer and larger wild bees in oilseed rape grown in homogeneous than in heterogeneous landscapes.
- Linkowski, W.I., Cederberg, B., och Nilsson, L.A., 2004. *Vildbin och fragmentering - Kunskapssammanställning om situationen för de viktigaste pollinatörerna i det svenska jordbrukslandskapet*. Uppsala: Svenska Vildbiprojektet vid Artdatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala universitet.
- Linkowski, W.I., Pettersson, M.W., Cederberg, B., och Nilsson, L.A., 2004. *Nyskapande av livsmiljöer och aktiv spridning av vildbin*. Uppsala: Svenska Vildbiprojektet vid Artdatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala universitet.
- Locke, B., 2016. Natural *Varroa* mite-surviving *Apis mellifera* honeybee populations. *Apidologie*, Vol. 47, Nr. 3, s. 467–482.
- Lundberg, H. och Svensson, B.G., 1975. Studies on the behaviour of *Bombus* Lart. species (Hym. Apidae) parasitized by *Spaerularia bombi* Dufour (Nematoda) in an alpine area. *Noweigan journal of entomology*, Nr. 22, s. 129–134.
- Lye, G.C., Park, K.J., Holland, J.M., och Goulson, D., 2011. Assessing the efficacy of artificial domiciles for bumblebees. *Journal for Nature Conservation*, Vol. 19, Nr. 3, s. 154–160.
- Madsen, H.B., 2019. Bier. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.

- Madsen, H.B., Schmidt, H.T., och Rasmussen, C., 2016. Distriktskatalog over Danmarks bier (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologiske Meddelelser*, Nr. 83, s. 43–70.
- Mallinger, R.E., Gaines-Day, H.R., och Gratton, C., 2017. Do managed bees have negative effects on wild bees? A systematic review of the literature. *PLOS ONE*, Vol. 12, Nr. 12, s. e0189268.
- Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Dufлот, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschirntke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., och Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, Vol. 22, Nr. 7, s. 1083–1094.
- Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D., och Rasmont, P., 2021. Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees. *Conservation Biology*, [cobi.13685](https://doi.org/10.1111/cobi.13685).
- Martinet, B., Rasmont, P., Cederberg, B., Evrard, D., Ødegaard, F., Paukkunen, J., och Lecocq, T., 2015. Forward to the north: two Euro-Mediterranean bumblebee species now cross the Arctic Circle. *Annales de la Société entomologique de France*, Vol. 51, Nr. 4, s. 303–309.
- Martinet, B., Zambra, E., Przybyla, K., Lecocq, T., Anselmo, A., Nonclercq, D., Rasmont, P., Michez, D., och Hennebert, E., 2021. Mating under climate change: Impact of simulated heatwaves on the reproduction of model pollinators. *Functional Ecology*, Vol. 35, Nr. 3, s. 739–752.
- Martins, K.T., Albert, C.H., Lechowicz, M.J., och Gonzalez, A., 2018. Complementary crops and landscape features sustain wild bee communities. *Ecological Applications*, Vol. 28, Nr. 4, s. 1093–1105.
- Milberg, P., Bergman, K.-O., Cronvall, E., Eriksson, Å.I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z., och Westerberg, L., 2016. Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 230, s. 47–54.
- Monasterolo, M., Poggio, S.L., Medan, D., och Devoto, M., 2020. Wider road verges sustain higher plant species richness and pollinator abundance in intensively managed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 302, s. 107084.

- More, S.J., Auteri, D., Rortais, A., och Pagani, S., 2021. EFSA is working to protect bees and shape the future of environmental risk assessment. *EFSA Journal*, Vol. 19, Nr. 1.
- Moritz, K.K., 2017. Plant sex effects on biotic interactions in dioecious willow. Plant sex-specific effects on interactions between *Salix viminalis* and its herbivores, pollinators and fungal disease. Doktorsavhandling. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, 2017:21, SLU, Uppsala.
- Moroń, D., Skórka, P., Lenda, M., Rożej-Pabijan, E., Wantuch, M., Kajzer-Bonk, J., Celary, W., Mielczarek, Ł.E., och Tryjanowski, P., 2014. Railway embankments as new habitat for pollinators in an agricultural landscape. *PLoS ONE*, Vol. 9, Nr. 7, s. e101297.
- Mosseler, A., Major, J., Ostaff, D., och Ascher, J., 2020. Bee foraging preferences on three willow (*Salix*) species: Effects of species, plant sex, sampling day and time of day. *Annals of Applied Biology*, Vol. 177, Nr. 3, s. 333–345.
- Murray, T.E., Kuhlmann, M., och Potts, S.G., 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie*, Vol. 40, Nr. 3, s. 211–236.
- Nicholls, C.I. och Altieri, M.A., 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 33, Nr. 2, s. 257-274.
- Nicholson, C.C., J.-M. Hayes, J., Connolly, S., och Ricketts, T.H., 2021. Corridors through time: Does resource continuity impact pollinator communities, populations, and individuals? *Ecological Applications*, Vol. 31, Nr. 3. e02260.
- Nilsson, L.A., Andersson, H., Sverige, och Naturvårdsverket, 2007. *Åtgärdsprogram för svartpälsbi 2007–2011 (Anthophora retusa): hotkategori: akut hotad*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 5743.
- Nilsson, L.A., Sverige, och Naturvårdsverket, 2010. *Åtgärdsprogram för stortapetserarbi, storkägelbi och thomsonkägelbi 2010–2014 (Megachile lagopoda, Coelioxys conoidea och C. obtusipina): hotkategori: sårbar (VU), akut hotad (CR) och starkt hotad (EN)*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 6332.
- Nilsson, L.A., Wilhem, M., Sverige, och Naturvårdsverket, 2015. *Åtgärdsprogram för batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi, 2014–2018: Batavsandbi *Andrena batava*, sårbar (VU), Fältsandbi *Andrena morawitzi*, starkt hotad (EN), Flodsandbi *Andrena nycthemera*, starkt hotad (EN)*. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport 6452
- Ogilvie, J.E., Griffin, S.R., Gezon, Z.J., Inouye, B.D., Underwood, N., Inouye, D.W., och Irwin, R.E., 2017. Interannual bumble bee abundance is driven by indirect climate effects on floral resource phenology. *Ecology Letters*, Vol. 20, Nr. 12, s. 1507–1515.
- Ollerton, J., 2021. *Pollinators et pollination: nature and society*. Pelagic Publishing Ltd.
- Ollerton, J., Winfree, R., och Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, Vol. 120, Nr. 3, s. 321–326.

- Osborne, J.L., Martin, A.P., Shortall, C.R., Todd, A.D., Goulson, D., Knight, M.E., Hale, R.J., och Sanderson, R.A., 2007. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats: Bumblebee nest survey in gardens and countryside. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 45, Nr. 3, s. 784–792.
- Palmer, T.M., Stanton, M.L., och Young, T.P., 2003. Competition and coexistence: exploring mechanisms that restrict and maintain diversity within mutualist guilds. *American Naturalist*, Vol. 162, Nr. S4, s. 63–79.
- Papanikolaou, A.D., Kühn, I., Frenzel, M., Kuhlmann, M., Poschlod, P., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., och Schweiger, O., 2017. Wild bee and floral diversity co-vary in response to the direct and indirect impacts of land use. *Ecosphere*, Vol. 8, Nr. 11, s. e02008.
- Park, M.G., Blitzer, E.J., Gibbs, J., Losey, J.E., och 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*, Vol. 282, Nr. 1809, s. 20150299.
- Patel, V., Pauli, N., Biggs, E., Barbour, L., och Boruff, B., 2021. Why bees are critical for achieving sustainable development. *Ambio*, Vol. 50, Nr. 1, s. 49–59.
- Pedersen, T.R., Forsgren, E., Henriksson, J., Herbertsson, L., Karlsson, I., de Miranda, J.R., Sahlin, U., Smith, H.G., Aiéro, M., Blomqvist, S., Dudaniec, R., Granberg, F., Hjort, C., Lindström, S.A.M., Olsson, O., Olsson, P., Rundlöf, M., Winter, C., och Yourstone, J., 2020. *Biologiska hot mot humlor*. Sverige: Jordbruksverket, Rapport 2020:14.
- Pedersen, T.R., Gustavsson, B., och Henriksson, J., 2020. *Det ekonomiska värdet av honungsbin i Sverige*. Jordbruksverket, Jordbruksinformation Nr. 1.
- Pedersen, T.R. (red), Forsgren, E., Gröntoft, M., Karlsson, I., Kristiansen, P., och de Miranda, J.R., 2020. *Biologiska hot mot honungsbin*. Sverige: Jordbruksverket, Rapport 2020:7.
- Persson, A.S., Ekroos, J., Olsson, P., och Smith, H.G., 2020. Wild bees and hoverflies respond differently to urbanization, human population density and urban form. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 204, s. 103901.
- Persson, A.S., Mazier, F., och 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*, Vol. 8, Nr. 11, s. 5777–5791.
- Persson, A.S., Rundlöf, M., Clough, Y., och Smith, H.G., 2015. Bumble bees show trait-dependent vulnerability to landscape simplification. *Biodiversity and Conservation*, Vol. 24, Nr. 14, s. 3469–3489.
- Persson, A.S. och Smith, H.G., 2013. Seasonal persistence of bumblebee populations is affected by landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 165, s. 201–209.
- Persson, A.S. och Smith, H.G., 2014. *Biologisk mångfald i urbana miljöer: förutsätt-*

- ningar, fördelar och förvaltning. Lund: Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet, CEC Syntes Nr. 2.
- Pettersson, L., Östrand, F., Borgström, P., Lindström, Å., Smith, H.G., och Stjernman, M., [Opublicerat manuskript]. Nationell övervakning av pollinatörer – förslag till omfattning och design. *Biologiska institutionen, Lunds universitet*.
- Pettersson, M.W., Cederberg, B., och Nilsson, L.A., 2004. *Grödor och vildbin i Sverige - Kunskapssammanställning för hållbar utveckling av insektspollinerad matproduktion och biologisk mångfald i jordbrukslandskapet*. Uppsala: Svenska Vildbiprojektet vid Artdatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala universitet.
- Phillips, B.B., Gaston, K.J., Bullock, J.M., och Osborne, J.L., 2019. Road verges support pollinators in agricultural landscapes, but are diminished by heavy traffic and summer cutting. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 56, Nr. 10, s. 2316–2327.
- Phillips, B.B., Wallace, C., Roberts, B.R., Whitehouse, A.T., Gaston, K.J., Bullock, J.M., Dicks, L.V., och Osborne, J.L., 2020. Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation*, Vol. 250, s. 108687.
- Pianka, E.R., 1978. *Evolutionary ecology*. 2d ed. New York: Harper & Row.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., och Willmer, P., 2003. Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, Vol. 84, Nr. 10, s. 2628–2642.
- Prendergast, K.S., Menz, M.H.M., Dixon, K.W., och Bateman, P.W., 2020. The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. *Ecosphere*, Vol. 11, Nr. 5.
- Proesmans, W., Bonte, D., Smaghe, G., Meeus, I., Decocq, G., Spicher, F., Kolb, A., Lemke, I., Diekmann, M., Bruun, H.H., Wulf, M., Van Den Berge, S., och Verheyen, K., 2019. Small forest patches as pollinator habitat: oases in an agricultural desert? *Landscape Ecology*, Vol. 34, Nr. 3, s. 487–501.
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., Mayfield, M.M., Arthur, A.D., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Entling, M.H., Foully, B., Freitas, B.M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S.R., Gross, C.L., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggar, S., Jauker, F., Klein, A.-M., Kleijn, D., Krishnan, S., Lemos, C.Q., Lindström, S.A.M., Mandelik, Y., Monteiro, V.M., Nelson, W., Nilsson, L., Pattemore, D.E., de O. Pereira, N., Pisanty, G., Potts, S.G., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C.S., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H.G., Stanley, D.A., Stout, J.C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Vergara, C.H., Viana, B.F., och Woyciechowski, M., 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 113, Nr. 1, s. 146–151.
- Raderschall, C.A., Bommarco, R., Lindström, S.A.M., och Lundin, O., 2021. Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 306, s. 107189.

- Raderschall, C.A., Lundin, O., Lindström, S.A.M., och Bommarco, R., [Opulicerat manuskript]. Annual flower strips and honeybee hive supplementation differently affect arthropod guilds and ecosystem services in a mass-flowering crop.
- Ranta, E., och Lundberg, H., 1980. Resource partitioning in bumblebees: The significance of differences in proboscis length. *Oikos*, Vol. 35, Nr. 3, s 298-302.
- Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S.P.M., Biesmeijer, K., Castro, L., Cederberg, B., Dvořák, L., Fitzpatrick, Ú., Gonseth, Y., Haubruge, E., Mahé, G., Manino, A., Michez, D., Neumayer, J., Ødegaard, F., Paukkunen, J., Pawlikowski, T., Potts, S.G., Reemer, M., Settele, J., Straka, J., och Schweiger, O., 2015. *Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees*. Sofia: Pensoft.
- Rasmont, P. och Iserbyt, S., 2012. The Bumblebees Scarcity Syndrome: Are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*)? *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)*, Vol. 48, Nr. 3–4, s. 275–280.
- Rasmussen, C., Dupont, Y.L., Madsen, H.B., Bogusch, P., Goulson, D., Herbertsson, L., Maia, K.P., Nielsen, A., Olesen, J.M., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Sydenham, M.A.K., och Kryger, P., 2021. Evaluating competition for forage plants between honey bees and wild bees in Denmark. *PLOS ONE*, Vol. 16, Nr. 4, s. e0250056.
- Rasmussen, C., Engel, M.S., och Vereecken, N.J., 2020. A primer of host-plant specialization in bees. *Emerging Topics in Life Sciences*, Vol. 4, Nr. 1, s. 7–17.
- Raw, A., 1988. Nesting biology of the leaf cutter bee *Megachile centuncularis* (Hymenoptera, Megachilidae). *Entomologist*, Nr. 107, s. 52–56.
- Reddersen, J., 2001. SRC-willow (*Salix viminalis*) as a resource for flower-visiting insects. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 20, Nr. 3, s. 171–179.
- Redhead, J.W., Dreier, S., Bourke, A.F.G., Heard, M.S., Jordan, W.C., Sumner, S., Wang, J., och Carvell, C., 2016. Effects of habitat composition and landscape structure on worker foraging distances of five bumble bee species. *Ecological Applications*, Vol. 26, Nr. 3, s. 726–739.
- Riggi, L.G.A., Lundin, O., och Berggren, Å., 2021. Mass-flowering red clover crops have positive effects on bumblebee richness and diversity after bloom. *Basic and Applied Ecology*, s. S1439179121000979.
- Risberg, R.O., 2004. *Humlor (Bombus) på ekologiska och konventionella gårdar - odlingssystemets och landskapets betydelse för en ekologisk nyckelresurs*. Uppsala: Svenska Vildbjörpprojektet vid Artdatabanken, SLU och Avdelningen för Växtekologi, Uppsala universitet, Examensarbeten/Seminarieuppsatser Nr. 69.
- Roberts, B.R., Cox, R., och Osborne, J.L., 2020. Quantifying the relative predation pressure on bumblebee nests by the European badger (*Meles meles*) using artificial nests. *Ecology and Evolution*, Vol. 10, Nr. 3, s. 1613–1622.

- Rollin, O., Vray, S., Dendoncker, N., Michez, D., Dufrêne, M., och Rasmont, P., 2020. Drastic shifts in the Belgian bumblebee community over the last century. *Biodiversity Conservation*, Vol. 29, s. 2553–2573.
- Roulston, T.H. och Goodell, K., 2011. The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations. *Annual Review of Entomology*, Vol. 56, Nr. 1, s. 293–312.
- Rubene, D., Schroeder, M., och Ranius, T., 2015. Diversity patterns of wild bees and wasps in managed boreal forests: Effects of spatial structure, local habitat and surrounding landscape. *Biological Conservation*, Vol. 184, s. 201–208.
- Rundlöf, M., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B.K., Pedersen, T.R., Yourstone, J., och Smith, H.G., 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, Vol. 521, Nr. 7550, s. 77–80.
- Rundlöf, M., Edlund, M., och Smith, H.G., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography*, Vol. 33, s. 514–522.
- Rundlöf, M., Lundin, O., och Bommarco, R., 2018. Annual flower strips support pollinators and potentially enhance red clover seed yield. *Ecology and Evolution*, Vol. 8, Nr. 16, s. 7974–7985.
- Rundlöf, M., Nilsson, H., och Smith, H.G., 2008. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation*, Vol. 141, Nr. 2, s. 417–426.
- Rundlöf, M., Persson, A.S., Smith, H.G., och Bommarco, R., 2014. Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation*, Vol. 172, s. 138–145.
- Russo, L., 2016. Positive and negative impacts of non-native bee species around the world. *Insects*, Vol. 7, Nr. 4, s. 69.
- Ruttner, F., 1988. *Biogeography and taxonomy of honeybees*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Samnegård, U., Persson, A.S., och Smith, H.G., 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation*, Vol. 144, Nr. 11, s. 2602–2606.
- SBR, 2021. *Årsrapport 2020*.
- SCB, 2018. *Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2017*. Statistiska Centralbyrån, Statistiska meddelanden Nr. MI 31 SM 1802.
- SCB, 2019. *Markanvändningen i Sverige, sjunde utgåvan*. SCB, Statistiska centralbyrån.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S.G., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Wickens, J.B., Wickens, V.J., och Kleijn, D., 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 52, Nr. 5, s. 1165–1175.

- Schulz, R., Bub, S., Petschick, L.L., Stehle, S., och Wolfram, J., 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, Vol. 372, Nr. 6537, s. 81–84.
- Schüepp, C., Herrmann, J.D., Herzog, F., och Schmidt-Entling, M.H., 2011. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. *Oecologia*, Vol. 165, Nr. 3, s. 713–721.
- Seitz, N., vanEngelsdorp, D., och Leonhardt, S.D., 2019. Conserving bees in destroyed landscapes: The potentials of reclaimed sand mines. *Global Ecology and Conservation*, Vol. 19, s. e00642.
- Selander, S., 1987. *Det levande landskapet i Sverige Suppl. till 3:e uppl. Suppl. till 3:e uppl.* Göteborg: Bokskogen.
- Senapathi, D., Fründ, J., Albrecht, M., Garratt, M.P.D., Kleijn, D., Pickles, B.J., Potts, S.G., An, J., Andersson, G.K.S., Bänsch, S., Basu, P., Benjamin, F., Bezerra, A.D.M., Bhattacharya, R., Biesmeijer, J.C., Blaauw, B., Blitzer, E.J., Brittain, C.A., Carvalheiro, L.G., Cariveau, D.P., Chakraborty, P., Chatterjee, A., Chatterjee, S., Cusser, S., Danforth, B.N., Degani, E., Freitas, B.M., Garibaldi, L.A., Geslin, B., de Groot, G.A., Harrison, T., Howlett, B., Isaacs, R., Jha, S., Klatt, B.K., Krewenka, K., Leigh, S., Lindström, S.A.M., Mandelik, Y., McKerchar, M., Park, M., Pisanty, G., Rader, R., Reemer, M., Rundlöf, M., Smith, B., Smith, H.G., Silva, P.N., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., Webber, S., Westbury, D.B., Westphal, C., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Winfree, R., Zhang, H., och Klein, A.-M., 2021. Wild insect diversity increases inter-annual stability in global crop pollinator communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 288, Nr. 1947, s. rspb.2021.0212, 20210212.
- Senapathi, D., Goddard, M.A., Kunin, W.E., och Baldock, K.C.R., 2017. Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps. *Functional Ecology*, Vol. 31, Nr. 1, s. 26–37.
- Settele, J., Bishop, J., och Potts, S.G., 2016. Climate change impacts on pollination. *Nature Plants*, Vol. 2, Nr. 7, s. 16092.
- Sgolastra, F., Fisogni, A., Quaranta, M., Bogo, G., Bortolotti, L., och Galloni, M., 2016. Temporal activity patterns in a flower visitor community of *Dictamnus albus* in relation to some biotic and abiotic factors. *Bulletin of Insectology*, Vol. 69, Nr. 2, s. 291–300.
- Sidemo-Holm, W., Carrié, R., Ekroos, J., Lindström, S.A.M., och Smith, H.G., 2021. Reduced crop density increases floral resources to pollinators without affecting crop yield in organic and conventional fields. *Journal of Applied Ecology*, s. 1365- 2664.13887.
- Sjödin, N.E., 2007. Pollinating insect responses to grazing intensity, grassland characteristics, and landscape complexity: behaviour, species diversity, and composition. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, 2005:55. SLU, Uppsala.
- Smitsen, J. van der, 2010. Teil IV: Abschließender Beitrag zur Stechimmenfauna des mittleren Ent. Meddr 79, 2 – 2011 115 und südlichen Schleswig-Holstein,

- angrenzender Gebiete in Mecklenburg und Niedersachsen sowie einige Nachweise aus anderen Bundesländern (Hymenoptera Aculeata: Apidae, Chrysididae, "Scolioidea", Vespidae, Pompilidae, Sphecidae; Hymenoptera Symphyta: Xiphodriidae, Trigonalysidae). I: Bilanz aus 20 Jahren entomologischer Aktivitäten 1987–2007. *Verhandlungen des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg Band*, Nr. 43, s. 1–426.
- Smitsen, J.S. och Smitsen, J., 2001. *Die Wildbienen und Wespen Schleswig-Holsteins - Rote Liste: Bd. III*. Flintbek: Eigenverl.
- Smith, H.G., Birkhofer, K., Clough, Y., Ekroos, J., Olsson, O., och Rundlöf, M., 2014. Beyond dispersal: the role of animal movement in modern agricultural landscapes. *Animal Movement Across Scales*. L.-A. Hansson och S. Åkesson, red., s. 51–70. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Soroye, P., Newbold, T., och Kerr, J., 2020. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*, Vol. 367, Nr. 6478, s. 685–688.
- Stanley, D.A., Garratt, M.P.D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G., och Raine, N.E., 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, Vol. 528, Nr. 7583, s. 548–550.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C., och Tscharrntke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, Vol. 83, Nr. 5, s.1421-1432.
- Steffan-Dewenter, I. och Schiele, S., 2008. Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats? *Ecology*, Vol. 89, Nr. 5, s. 1375–1387.
- Stenmark, M., 2014. *Flora och fauna i järnvägsmiljöer - Sammanställning över värdefulla miljöer och hotade arter*. Trafikverket, Nr. 125.
- Stewart, R.I.A., Andersson, G.K.S., Brönmark, C., Klatt, B.K., Hansson, L.-A., Zülsdorff, V., och Smith, H.G., 2017. Ecosystem services across the aquatic–terrestrial boundary: Linking ponds to pollination. *Basic and Applied Ecology*, Vol. 18, s. 13–20.
- Stout, J.C. och Morales, C.L., 2009. Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, Vol. 40, Nr. 3, s. 388–409.
- Stout, J.C. och Tiedeken, E.J., 2017. Direct interactions between invasive plants and native pollinators: evidence, impacts and approaches. *Functional Ecology*, Vol. 31, Nr. 1, s. 38–46.
- Strandberg, B., Bruus, M., Reisner Hansen, R., Aagaard Axelsen, J., Dupont, J.L. och Rasmussen, C. 2021. Vilde bestøvende insekter og virkemidler. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 427. Institut for Bioscience og Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.
- Stuligross, C. och Williams, N.M., 2020. Pesticide and resource stressors additively impair wild bee reproduction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological*

- Sciences*, Vol. 287, Nr. 1935, s. 20201390.
- Sutter, L., Jeanneret, P., Bartual, A.M., Bocci, G., och Albrecht, M., 2017. Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 54, Nr. 6, s. 1856–1864.
- Suzuki, Y., Kawaguchi, L.G., och Toquenaga, Y., 2007. Estimating nest locations of bumblebee *Bombus ardens* from flower quality and distribution. *Ecological Research*, Vol. 22, Nr. 2, s. 220–227.
- Svensson, B., Lagerlöf, J., och G. Svensson, B., 2000. Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: *Apidae*) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 77, Nr. 3, s. 247–255.
- Söderman, A.M.E., Irminger Street, T., Hall, K., Olsson, O., Prentice, H.C., och Smith, H.G., 2018. The value of small arable habitats in the agricultural landscape: Importance for vascular plants and the provisioning of floral resources for bees. *Ecological Indicators*, Vol. 84, s. 553–563.
- Sörensson, M., 2006. Sandtäckter som värdefulla insektsmiljöer: ett exempel från Trelleborg med tre för Skandinavien nya solitärbin (Hymenoptera: Apoidea). *Entomologisk Tidskrift*, Vol. 127, s. 117–134.
- Taki, H., Kevan, P.G., och Ascher, J.S., 2007. Landscape effects of forest loss in a pollination system. *Landscape Ecology*, Vol. 22, Nr. 10, s. 1575–1587.
- Theodorou, P., Baltz, L.M., Paxton, R.J., och Soro, A., 2021. Urbanization is associated with shifts in bumblebee body size, with cascading effects on pollination. *Evolutionary Applications*, Vol. 14, Nr. 1, s. 53–68.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Kahnt, B., Soro, A., Grosse, I., och Paxton, R.J., 2018. Genome-wide single nucleotide polymorphism scan suggests adaptation to urbanization in an important pollinator, the red-tailed bumblebee (*Bombus lapidarius* L.). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 285, Nr. 1877, s. 20172806.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T.E., och Paxton, R.J., 2020. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, Vol. 11, Nr. 1, s. 576.
- Thomson, D.M., och Page, M.L., 2020. The importance of competition between insect pollinators in the Anthropocene. *Current Opinion in Insect Science*, Vol. 38, s. 55–62.
- Timberlake, T.P., Vaughan, I.P., och Memmott, J., 2019. Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 56, Nr. 7, s. 1585–1596.
- Twerd, L., Sobieraj-Betlińska, A., och Szefer, P., 2021. Roads, railways, and power lines: Are they crucial for bees in urban woodlands? *Urban Forestry & Urban Greening*, Vol. 61, s. 127120.

- Urban-Mead, K.R., Muñiz, P., Gillung, J., Espinoza, A., Fordyce, R., van Dyke, M., McArt, S.H., och Danforth, B.N., 2021. Bees in the trees: Diverse spring fauna in temperate forest edge canopies. *Forest Ecology and Management*, Vol. 482, s. 118903.
- Uyttenbroeck, R., Piqueray, J., Hatt, S., Mahy, G., och Monty, A., 2017. Increasing plant functional diversity is not the key for supporting pollinators in wildflower strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 249, s. 144–155.
- Vanderplanck, M., Martinet, B., Carvalheiro, L.G., Rasmont, P., Barraud, A., Renaudeau, C., och Michez, D., 2019. Ensuring access to high-quality resources reduces the impacts of heat stress on bees. *Scientific Reports*, Vol. 9, Nr. 1, s. 12596.
- Vaudo, A.D., Tooker, J.F., Grozinger, C.M., och Patch, H.M., 2015. Bee nutrition and floral resource restoration. *Current Opinion in Insect Science*, Vol. 10, s. 133–141.
- Villemey, A., Jeusset, A., Vargac, M., Bertheau, Y., Coulon, A., Touroult, J., Vanpeene, S., Castagneyrol, B., Jactel, H., Witte, I., Deniaud, N., Flamerie De Lachapelle, F., Jaslier, E., Roy, V., Guinard, E., Le Mitouard, E., Ruel, V., och Sordello, R., 2018. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence*, Vol. 7, Nr. 1, s. 5.
- Wagner, D.L., 2020. Insect declines in the anthropocene. *Annual Review of Entomology*, Vol. 65, Nr. 1, s. 457–480.
- Wahlin, B., 1961. Växtskyddsmedlens giftighet för bin. *Svensk Frötidning*, Nr. 6–7, s. 94–97.
- Walter, J., 2020. Dryness, wetness and temporary flooding reduce floral resources of plant communities with adverse consequences for pollinator attraction. *Journal of Ecology*, Vol. 108, Nr. 4, s. 1453–1464.
- Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., och Jauker, F., 2016. Intraspecific body size increases with habitat fragmentation in wild bee pollinators. *Landscape Ecology*, Vol. 31, Nr. 7, s. 1449–1455.
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V.V., och Tscharrntke, T., 2020. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation*, Vol. 241, s. 108321.
- Westerfelt, P., Widenfalk, O., Lindelöw, Å., Gustafsson, L., och Weslien, J., 2015. Nesting of solitary wasps and bees in natural and artificial holes in dead wood in young boreal forest stands. *Insect Conservation and Diversity*, Vol. 8, Nr. 6, s. 493–504.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., och Tscharrntke, T., 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale: Flowering crops enhance pollinator densities. *Ecology Letters*, Vol. 6, Nr. 11, s. 961–965.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., och Tscharrntke, T., 2006. Bumblebees

experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia*, Vol. 149, Nr. 2, s. 289–300.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., och Tschardt, T., 2009. Mass flowering oilseed rape improves early colony growth but not sexual reproduction of bumblebees. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 46, Nr. 1, s. 187–193.

Westrich, P., Frommer, U., Mandery, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C., och Voith, J., red., 2011. *Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) Deutschlands*. – In: Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Bearb.): *Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Wetterberg, G., 2016. *Skånes historia*. Stockholm: Albert Bonniers Förlag.

Williams, N.M., Mola, J.M., Stuligross, C., Harrison, T., Page, M.L., Brennan, R.M., Rosenberger, N.M., och Rundlöf, M., 2019. Fantastic bees and where to find them: locating the cryptic overwintering queens of a western bumble bee. *Ecosphere*, Vol. 10, Nr. 11.

Williams, N.M., Regetz, J., och Kremen, C., 2012. Landscape-scale resources promote colony growth but not reproductive performance of bumble bees. *Ecology*, Vol. 93, Nr. 5, s. 1049–1058.

Winsa, M., Öckinger, E., Bommarco, R., Lindborg, R., Roberts, S.P.M., Wärnsberg, J., och Bartomeus, I., 2017. Sustained functional composition of pollinators in restored pastures despite slow functional restoration of plants. *Ecology and Evolution*, Vol. 7, Nr. 11, s. 3836–3846.

Wojcik, V.A., Morandin, L.A., Davies Adams, L., och Rourke, K.E., 2018. Floral resource competition between honey bees and wild bees: Is there clear evidence and can we guide management and conservation? *Environmental Entomology*, Vol. 47, Nr. 4, s. 822–833.

Wolf, S., Rohde, M., och Moritz, R.F.A., 2010. The reliability of morphological traits in the differentiation of *Bombus terrestris* and *B. lucorum* (Hymenoptera: Apidae). *Apidologie*, Vol. 41, Nr. 1, s. 45–53.

Wood, T.J., Holland, J.M., och Goulson, D., 2017. Providing foraging resources for solitary bees on farmland: current schemes for pollinators benefit a limited suite of species. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 54, Nr. 1, s. 323–333.

Woodcock, B.A., Garratt, M.P.D., Powney, G.D., Shaw, R.F., Osborne, J.L., Soroka, J., Lindström, S.A.M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M.E., Jauker, F., McCracken, M.E., Zou, Y., Potts, S.G., Rundlöf, M., Noriega, J.A., Greenop, A., Smith, H.G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J.C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J.M., och Pywell, R.F., 2019. Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nature Communications*, Vol. 10, Nr. 1, s. 1481.

Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A., och Pywell, R.F., 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term

population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, Vol. 7, Nr. 1, s. 12459.

Wrzesień, M., Jachula, J., och Denisow, B., 2016. Railway embankments - a refuge areas for food flora, and pollinators in agricultural landscape. *Journal of Apicultural Science*, Vol. 60, Nr. 1, s. 97–110.

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*, Vol. 261, nr. 109249.

Zayed, A., 2009. Bee genetics and conservation. *Apidologie*, Vol. 40, Nr. 3, s. 237–262.

Zurbuchen, A., Cheesman, S., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., och Dorn, S., 2010. Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 79, Nr. 3, s. 674–681.

Öckinger, E. och Smith, H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes: Population sources for pollinators. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 44, Nr. 1, s. 50–59.

Ödman, A.M., Schnoor, T.K., Ripa, J., och Olsson, P.A., 2012. Soil disturbance as a restoration measure in dry sandy grasslands. *Biodiversity and Conservation*, Vol. 21, Nr. 8, s. 1921–1935.

Appendix

Tabell S1. Observationer av vildbiarter i Skåne län som rapporterats till Artportalen mellan år 1981–2021, 1981–2011, 2011–2021 och 2017–2021 (Dyntaxa, www.dyntaxa.se, hämtad 2021-04-22), deras status i den svenska, danska, europeiska respektive globala rödlistan (Eide m.fl. 2020, Madsen 2019, IUCN 2021) och strategi för insamling av föda (oligolektisk eller polylektisk) eller om de är boparasiter (Artdatabanken 2021, Madsen 2019). Rödlistan bedömer en arts risk att dö ut och delar in arterna i kategorier, där livskraftig (LC) innebär att arten inte uppfyller något kriterium för att rödlistas. Rödlistekategorierna som innebär att arterna är nära hotade, hotade eller utdöda (nära hotad, NT, sårbar, VU, starkt hotad, EN, akut hotad, CR, och nationellt utdöd, RE) är markerade med röd text. Rödlistekategorin nationellt utdöd är även fetmarkerad. Arter där det bedöms råda kunskapsbrist i rödlistan klassificeras som DD. Arter som inte är bedömda är markerade med NA respektive "–" när arten inte förekommer i landet.

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Andrena albofasciata</i> ¹	Vitklöversandbi	63	26	41	17	LC	VU	NA	NA	Polylektisk
<i>Andrena alfkenella</i>	Alvarsandbi	22	8	15	6	NT	CR	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena apicata</i>	Spetsandbi	87	41	50	24	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena argentata</i>	Silversandbi	4	4	NA	NA	LC	EN	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena barbilabris</i>	Mosandbi	108	50	60	35	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena batava</i>	Batavsandbi	39	15	33	16	VU	-	DD	DD	Oligolektisk
<i>Andrena bicolor</i>	Ängssandbi	65	39	30	13	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena bimaculata</i>	Rapssandbi	57	29	40	10	VU	NT	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena bluethgeni</i> ²	Dådresandbi	16	9	11	2	EN	-	NA	NA	Polylektisk
<i>Andrena carantonica</i>	Hagtorssandbi	230	95	143	79	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena chrysopeya</i>	Stäppbandbi		Skyddad uppgift			CR	VU	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena chrysoceles</i>	Parksandbi	34	17	19	9	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena cineraria</i>	Sobersandbi	176	49	138	83	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena clarkella</i>	Videsandbi	195	60	155	71	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena denticulata</i>	Tandsandbi	29	5	25	13	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena falsifica</i>	Smultronsandbi	10	8	2	2	LC	NA	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena flavipes</i>	Bandsandbi	250	160	94	57	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena fucata</i>	Hallonsandbi	80	28	54	33	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena fulva</i>	Glödsandbi	650	114	565	304	LC	LC	DD	DD	Polylektisk
<i>Andrena fulvago</i>	Fibblesandbi	48	12	39	15	LC	VU	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena fulvida</i>	Brynsandbi	7	4	3	1	LC	NT	NT	NA	Polylektisk
<i>Andrena fuscipes</i>	Ljungsandbi	50	27	27	14	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena gelriae</i>	Väpplingsandbi	2	1	1	1	EN	RE	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena gravida</i>	Fruktsandbi	4	1	3	3	VU	NT	DD	NA	Polylektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Andrena haemorrhoa</i>	Trädgårdssandbi	641	272	390	191	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena hattorfiana</i>	Väddsandbi	350	128	243	110	LC	LC	NT	NA	Oligolektisk
<i>Andrena helvola</i>	Äppelsandbi	268	143	131	79	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena humilis</i>	Slättersandbi	53	11	44	18	VU	NT	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena labialis</i>	Märgelsandbi	3	1	2	1	NT	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena labiata</i>	Blodsandbi	59	31	31	12	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena lapponica</i>	Blåbärssandbi	7	4	3	1	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Andrena lathyri</i>	Vialsandbi	21	13	8	5	LC	VU	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena marginata</i>	Guldsandbi	60	38	25	6	NT	EN	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena minutula</i>	Småsandbi	207	73	143	60	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena minutuloides</i>	Morotssandbi	50	24	27	17	LC	DD	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena morawitzi</i> ³	Fältsandbi	5	4	3	1	CR	EN	NA	NA	Oligolektisk
<i>Andrena nigriceps</i>	Sommarsandbi	99	46	60	27	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Andrena nigroaenea</i>	Gyllensandbi	422	121	313	162	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena nigrospina</i> ⁴	Sotsandbi	41	16	28	11	VU	NT	NA	NA	Polylektisk
<i>Andrena nitida</i>	Nyponsandbi	2	1	1	NA	VU	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena niveata</i>	Franssandbi	1	NA	1	1	EN	RE	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena nycthemera</i>	Flodsandbi	54	7	49	23	VU	NA	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena praecox</i>	Vårsandbi	283	118	179	76	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Andrena ruficrus</i>	Åssandbi	11	7	4	2	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Andrena semilaevis</i>	Veronikasandbi	64	24	40	21	LC	LC	DD	DD	Polylektisk
<i>Andrena subopaca</i>	Lundsandbi	186	67	124	72	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena tarsata</i>	Blodrotssandbi	6	4	2	2	LC	NT	DD	NA	Oligolektisk
<i>Andrena tibialis</i>	Lönnsandbi	33	19	14	11	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena vaga</i>	Sälgsandbi	348	75	294	155	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Andrena varians</i>	Krusbärssandbi	22	9	13	8	LC	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Andrena wilkella</i>	Ärtsandbi	90	43	50	22	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Anthidium manicatum</i>	Storullbi	59	17	45	27	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Anthidium punctatum</i>	Småullbi	69	34	36	16	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Anthophora furcata</i>	Dånpälsbi	33	25	12	3	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Anthophora plagiata</i>	Humlepälsbi	77	17	65	43	EN	RE	LC	NA	Polylektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Anthophora plumipes</i>	Vårpälsbi	379	12	375	212	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Örtagårdsbi	187	109	89	53	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Biastes truncatus</i>	Pärlbi	4	3	1	1	VU	CR	VU	NA	Boparasit
<i>Bombus barbutellus</i>	Trädgårdssnylthumla	24	11	17	3	LC	EN	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus bohemicus</i>	Jordsnylthumla	210	93	130	59	LC	LC	LC	DD	Boparasit
<i>Bombus campestris</i>	Åkersnylthumla	74	20	56	32	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus cryptarum</i>	Skogsjordhumla	15	10	6	1	LC	LC	LC	DD	Polylektisk
<i>Bombus hortorum</i>	Trädgårdshumla	524	247	305	95	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus humilis</i>	Backhumla	41	16	26	16	LC	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus hypnorum</i>	Hushumla	588	227	394	211	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus jonellus</i>	Ljunghumla	48	25	24	7	LC	LC	LC	DD	Polylektisk
<i>Bombus lapidarius</i>	Stenhumla	1186	531	703	299	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus lucorum</i>	Ljus jordhumla	601	311	330	109	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus magnus</i>	Kragjordhumla	2	NA	2	NA	LC	LC	LC	LC	Polylektisk
<i>Bombus muscorum</i>	Mosshumla	261	120	156	81	NT	LC	VU	NA	Polylektisk
<i>Bombus norvegicus</i>	Hussnylthumla	39	20	19	4	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus pascuorum</i>	Åkerhumla	820	294	561	274	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus pratorum</i>	Ängshumla	430	149	299	147	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus quadricolor</i>	Broksnylthumla	1	NA	1	NA	LC	RE	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus ruderarius</i>	Gräshumla	290	145	152	39	LC	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus rupestris</i>	Stensnylthumla	217	92	136	49	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus semenoviellus</i>	Vitnoshumla	2	NA	2	2	-	-	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus soroensis</i>	Blåklockshumla	215	117	105	45	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus subterraneus</i>	Vallhumla	277	146	145	53	LC	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus sylvarum</i>	Haghumla	282	142	153	66	LC	EN	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus sylvestris</i>	Ängssnylthumla	50	26	26	9	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Bombus terrestris</i>	Mörk jordhumla	1516	505	1059	486	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Bombus vestalis</i>	Sydsnylthumla	136	61	81	51	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Ceratina cyanea</i>	Cyanmärgbi	44	9	37	20	LC	-	LC	NA	Polylektisk
<i>Chelostoma campanularum</i>	Småsovarbi	108	49	65	26	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Chelostoma florisomne</i>	Smörblommebi	69	25	47	25	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Chelostoma rapunculi</i>	Storsovarbi	86	39	55	27	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Coelioxys conicus</i> ⁵	Konkägelbi	14	8	8	1	LC	LC	NA	NA	Boparasit
<i>Coelioxys elongatus</i> ⁶	Långkägelbi	29	15	14	7	LC	LC	NA	NA	Boparasit
<i>Coelioxys inermis</i>	Smalkägelbi	25	10	18	8	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Coelioxys mandibularis</i>	Ängskägelbi	12	2	11	5	NT	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Coelioxys rufescens</i>	Rostkägelbi	10	7	5	1	LC	NT	LC	NA	Boparasit
<i>Colletes cunicularius</i>	Värsidenbi	289	104	194	105	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Colletes daviesanus</i>	Väggsidenbi	166	107	66	35	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Colletes floralis</i>	Florsidenbi	8	4	4	3	LC	CR	VU	NA	Polylektisk
<i>Colletes fodiens</i>	Hedsidenbi	232	89	152	58	NT	LC	VU	NA	Oligolektisk
<i>Colletes impunctatus</i>	Finsidenbi	7	6	1	NA	LC	NT	VU	NA	Polylektisk
<i>Colletes marginatus</i>	Klöversidenbi	58	25	37	11	NT	NT	LC	NA	Oligolektisk
<i>Colletes similis</i>	Korgsidenbi	49	15	36	17	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Colletes succinctus</i>	Ljungsidenbi	71	58	15	3	LC	LC	NT	NA	Oligolektisk
<i>Dasypoda hirtipes</i>	Praktbyxbi	339	144	219	114	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Dufourea dentiventris</i>	Ängssolbi	3	3	NA	NA	LC	EN	NT	NA	Oligolektisk
<i>Dufourea halictula</i>	Monkesolbi	38	22	23	8	VU	EN	NT	NA	Oligolektisk
<i>Dufourea inermis</i>	Klocksolbi	3	2	2	1	EN	EN	NT	NA	Oligolektisk
<i>Epeolus alpinus</i>	Sandfiltbi	1	NA	1	NA	LC	NT	LC	LC	Boparasit
<i>Epeolus cruciger</i>	Hedfiltbi	36	21	15	4	LC	LC	NT	NT	Boparasit
<i>Epeolus marginatus</i> ⁷	Rödfiltbi	11	4	8	3	VU	-	NA	NA	Boparasit
<i>Epeolus variegatus</i>	Ängsfiltbi	82	29	57	28	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Eucera longicornis</i>	Långhornsbi	34	12	23	10	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Halictus confusus</i>	Kustbandbi	189	70	126	51	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Halictus leucaheneus</i>	Stäppbandbi	159	53	115	45	EN	CR	VU	NA	Polylektisk
<i>Halictus quadricinctus</i>	Storbandbi		Skyddad uppgift			CR	VU	NT	DD	Polylektisk
<i>Halictus rubicundus</i>	Skogsbandbi	36	13	24	12	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Halictus tumulorum</i>	Ängsbandbi	504	264	261	130	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Heriades truncorum</i>	Väggbbi	79	22	62	33	LC	NT	LC	NA	Oligolektisk
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	Stengnagbi	9	NA	9	4	-	VU	LC	NA	Oligolektisk
<i>Hoplitis claviventris</i>	Märggnagbi	70	32	41	12	LC	LC	LC	NA	Polylektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Smalgnagbi	13	4	11	3	LC	NA	LC	NA	Polylektisk
<i>Hoplosmia spinulosa</i> ^a	Taggmurarbi	3	3	3	3	LC	VU	NA	NA	Oligolektisk
<i>Hylaeus angustatus</i>	Smalcitronbi	52	17	37	15	LC	NA	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus annulatus</i>	Ringcitronbi	3	NA	3	3	LC	-	DD	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus brevicornis</i>	Småcitronbi	206	93	119	61	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus communis</i>	Gårdscitronbi	278	66	222	128	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus confusus</i>	Ängscitronbi	171	59	115	60	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Pärlcitronbi	93	43	55	9	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Kölcitronbi	268	174	100	44	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus incongruus</i>	Hedcitronbi	34	18	18	14	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus pectoralis</i>	Vasscitronbi	51	18	33	22	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus pictipes</i>	Väggcitronbi	12	2	10	5	NT	CR	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus rinki</i>	Backcitronbi	11	1	10	3	LC	RE	LC	NA	Polylektisk
<i>Hylaeus signatus</i>	Resedabi	61	13	49	41	NT	DD	LC	NA	Oligolektisk
<i>Lasioglossum aeratum</i>	Guldsmalbi	164	43	124	64	NT	CR	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum albipes</i>	Ängssmalbi	125	46	86	39	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum brevicorne</i>	Stäppsmalbi	61	17	56	15	VU	VU	NT	NA	Oligolektisk
<i>Lasioglossum calceatum</i>	Mysksmalbi	295	146	169	64	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum fratellum</i>	Svartsmalbi	17	5	13	5	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	Brunsmalbi	22	14	10	6	LC	VU	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum lativentre</i>	Alvarsmalbi	61	16	50	20	LC	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum leucopus</i>	Bronssmalbi	570	258	328	120	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Fibblesmalbi	247	104	162	61	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	Glanssmalbi	26	7	22	10	VU	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	Småsmalbi	179	94	86	40	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum morio</i>	Metallsmalbi	612	383	251	129	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	Släntsmalbi	53	24	30	14	NT	NT	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	Mursmalbi	115	97	20	9	LC	VU	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Punktsmalbi	38	14	25	10	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	Hagsmalbi	76	15	65	20	LC	LC	NT	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum rufitarse</i>	Skogssmalbi	47	18	31	10	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum sabulosum</i>	Sandsmalbi	49	19	30	9	LC	-	NT	NT	Polylektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Lasioglossum semilucens</i>	Blanksmalbi	183	72	127	44	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum sexmaculatum</i>	Kantsmalbi	1	1	NA	NA	NT	NT	EN	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i>	Franssmalbi	138	85	60	25	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum tarsatum</i>	Dynsmalbi	29	3	29	8	LC	NT	NT	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum villosulum</i>	Hedsmalbi	234	138	111	52	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	Rostsmalbi	20	7	13	6	EN	VU	NT	NA	Polylektisk
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Zonsmalbi	1	1	NA	NA	LC	EN	LC	NA	Polylektisk
<i>Macropis europaea</i>	Lysingbi	58	16	47	29	LC	LC	LC	LC	Oligolektisk
<i>Megachile alpicola</i>	Smultrontapetsarbi	17	10	8	3	LC	NA	DD	DD	Polylektisk
<i>Megachile analis</i>	Nävertapetsarbi	6	6	NA	NA	LC	NT	DD	NA	Polylektisk
<i>Megachile centuncularis</i>	Rosentapetsarbi	45	20	26	10	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Megachile circumcincta</i>	Ärttapetsarbi	48	22	27	16	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Megachile lagopoda</i>	Stortapetsarbi	223	61	173	71	NT	LC	LC	LC	Polylektisk
<i>Megachile lapponica</i>	Rallarbi	7	4	4	2	LC	LC	DD	NA	Oligolektisk
<i>Megachile leachella</i>	Havstapetsarbi	107	36	75	30	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Megachile ligniseca</i>	Trätapetsarbi	3	1	2	1	LC	-	DD	NA	Polylektisk
<i>Megachile nigriventris</i>	Vialtapetsarbi	2	NA	2	1	LC	NA	DD	NA	Oligolektisk
<i>Megachile versicolor</i>	Ängstapetsarbi	133	68	74	31	LC	LC	DD	NA	Polylektisk
<i>Megachile willughbiella</i>	Stocktapetsarbi	105	65	45	28	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	Blåklocksbi	109	47	66	39	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Melitta leporina</i>	Lusernbi	199	70	133	70	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Melitta tricincta</i>	Rödtoppebi	196	163	36	20	NT	VU	NT	NA	Oligolektisk
<i>Nomada alboguttata</i>	Mogökbi	23	10	15	1	LC	NT	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada armata</i>	Väddgökbi	39	20	21	8	VU	NT	NT	NT	Boparasit
<i>Nomada fabriciana</i>	Ängsgökbi	31	9	24	9	LC	LC	LC	LC	Boparasit
<i>Nomada ferruginata</i>	Vårgökbi	101	49	59	21	LC	LC	LC	LC	Boparasit
<i>Nomada flavoguttata</i>	Smågökbi	119	39	82	37	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada flavopicta</i>	Praktgökbi	109	43	75	37	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada fucata</i>	Praktgökbi	87	31	56	42	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada fulvicornis</i>	Gullgökbi	43	18	26	14	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada fusca</i>	Hallongökbi	2	1	1	NA	LC	-	LC	LC	Boparasit

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Nomada fuscicornis</i>	Mörkgökbi	17	9	16	5	VU	EN	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada goodeniana</i>	Gyllengökbi	145	46	106	61	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada guttulata</i>	Droppgökbi	6	NA	6	2	NT	CR	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada integra</i>	Slättergökbi		Skyddad uppgift			EN	CR	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada lathburiana</i>	Sällgökbi	109	35	86	39	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada leucophthalma</i>	Videgökbi	77	36	44	19	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada marshamella</i>	Majgökbi	239	85	162	83	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada moeschleri</i>	Gläntgökbi	1	1	NA	NA	LC	VU	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada obscura</i>	Åsgökbi	3	2	1	1	LC	CR	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada opaca</i>	Bryngökbi	2	2	NA	NA	NT	RE	NT	NA	Boparasit
<i>Nomada panzeri</i>	Skogsgökbi	177	71	107	65	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada ruficornis</i>	Trädgårdsgökbi	140	49	94	43	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada rufipes</i>	Ljunggökbi	65	35	34	15	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada signata</i>	Bandgökbi	48	NA	48	28	LC	LC	LC	LC	Boparasit
<i>Nomada similis</i>	Ölandsgökbi	25	2	23	5	VU	NT	LC	LC	Boparasit
<i>Nomada stigma</i>	Fransgökbi	1	1	NA	NA	NT	VU	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada striata</i>	Strimgökbi	15	7	8	3	LC	NT	LC	NA	Boparasit
<i>Nomada subcornuta</i> ⁹	Fältgökbi	3	NA	3	2	VU	-	NA	NA	Boparasit
<i>Nomada tormentillae</i> ¹⁰	Sommargökbi	1	NA	1	NA	LC	-	NA	NA	Boparasit
<i>Nomada villosa</i>	Vialgökbi	4	2	2	NA	LC	RE	NT	NA	Boparasit
<i>Osmia aurulenta</i>	Guldmurarbi	3	NA	3	1	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Osmia bicornis</i>	Rödmurarbi	215	42	187	105	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Osmia caerulescens</i>	Blåmurarbi	53	16	41	17	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Osmia leaiana</i>	Fibblemurarbi	48	9	42	22	LC	LC	LC	NA	Polylektisk
<i>Osmia maritima</i>	Havsmurarbi	17	7	10	NA	EN	NT	EN	NA	Polylektisk
<i>Osmia parietina</i>	Backmurarbi	15	6	9	4	LC	NA	LC	NA	Polylektisk
<i>Osmia pilicornis</i>	Lundmurarbi	4	NA	4	2	LC	CR	LC	LC	Polylektisk
<i>Osmia uncinata</i>	Hedmurarbi	3	2	1	NA	LC	VU	LC	NA	Polylektisk
<i>Panurgus banksianus</i>	Storfibblebi	125	45	91	19	VU	LC	LC	NA	Oligolektisk
<i>Panurgus calcaratus</i>	Småfibblebi	98	40	73	24	LC	LC	LC	NA	Oligolektisk

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal observationer				Rödlistekategori				Födospécialisering eller parasitism
		År 1981-2021	År 1981-2011	År 2011-2021	År 2017-2021	Sverige	Danmark	Europa	Globalt	
<i>Sphcodes albilabris</i>	Storblodbi	179	61	128	59	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes crassus</i>	Släntblodbi	153	123	34	12	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes ephippius</i>	Mellanblodbi	149	67	90	41	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes geoffrellus</i>	Småblodbi	171	96	82	31	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes gibbus</i>	Skogsblodbi	15	9	7	4	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes hyalinatus</i>	Glasblodbi	7	NA	7	1	LC	-	NT	NA	Boparasit
<i>Sphcodes longulus</i>	Dvärgblodbi	11	3	9	2	NT	NA	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes miniatus</i>	Pannblodbi	61	14	48	31	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes monilicornis</i>	Ängsblodbi	60	41	19	15	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes niger</i>	Svartblodbi	4	1	3	1	VU	VU	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes pellucidus</i>	Sandblodbi	148	45	106	52	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes puncticeps</i>	Punktblodbi	110	27	90	44	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes reticulatus</i>	Nätblodbi	88	40	53	20	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Sphcodes spinulosus</i>	Taggblodbi		Skyddad uppgift			CR	NA	NT	NA	Boparasit
<i>Stelis breviscula</i>	Väggpansarbi	8	2	6	2	LC	NA	LC	NA	Boparasit
<i>Stelis ornatula</i>	Prickpansarbi	12	1	11	3	LC	LC	LC	NA	Boparasit
<i>Stelis phaeoptera</i>	Stampansarbi	9	3	6	3	VU	VU	DD	NA	Boparasit
<i>Stelis punctulatissima</i>	Bandpansarbi	14	7	7	4	LC	VU	LC	NA	Boparasit
<i>Trachusa byssina</i>	Hartsbi	2	1	1	NA	LC	NA	LC	NA	Oligolektisk

¹Anses ibland vara en variant av *A. ovatula*, som bedöms som NT i den europeiska rödlistan.

²Anses av vissa taxonomer vara en varianat av *A. bimaculata*, se rapssandbi.

³Anses av vissa taxonomer vara en varianat av *A. bimaculata*, se rapssandbi.

⁴Anses vara en variant av *A. pilipes*, som är bedömd som LC i den europeiska rödlistan och inte bedömd i den globala rödlistan.

⁵Inte heller det äldre namnet *C. conica* finns i den europeiska eller globala rödlistan.

⁶Synonymen *C. elongata* är klassad som LC i den europeiska rödlistan, men även denna saknas i den globala rödlistan.

⁷Återfinns ej i den europeiska eller globala rödlistan. Anses av vissa taxonomer vara en underart till *E. cruciger* som är klassad som NT i både den europeiska och den globala rödlistan.

⁸Återfinns ej i den europeiska eller globala rödlistan, inte heller synonymen *Osmia spinulosa* är bedömda i den europeiska eller den globala rödlistan.

⁹Återfinns ej i den europeiska eller globala rödlistan. Anses ofta vara en underart till *A. fulvicornis*, som klassas som LC i den europeiska rödlistan men inte är upptagen i den globala rödlistan.

¹⁰Är varken upptagen i den europeiska eller globala rödlistan, inte heller synonymen *N. tomentillae*.

Tabell S2. Biarter som förekommer i Danmark men inte i Skåne, samt arternas rödlistekategori enligt den danska rödlistan år 2019 (Madsen m.fl. 2019). Rödlistans kategorier för arter som bedöms vara nära hotade eller hotade (nära hotad, NT, sårbar, VU, starkt hotad, EN, respektive akut hotad, CR) är markerade med röd text. Arter där det bedöms råda kunskapsbrist i rödlistan klassificeras som DD. Utdöda arter markeras med RE och arter som inte är bedömda är markerade med NA.

Vetenskapligt namn	Rödlistekategori i Danmark	Vetenskapligt namn	Rödlistekategori i Danmark
<i>Andrena angustior</i>	DD	<i>Hylaeus sinuatus</i>	RE
<i>Andrena coitana</i>	EN	<i>Hylaeus variegatus</i>	NA
<i>Andrena curvungula</i>	NA	<i>Lasioglossum costulatum</i>	NA
<i>Andrena intermedia</i>	NA	<i>Lasioglossum laevigatum</i>	NA
<i>Andrena nanula</i>	NA	<i>Lasioglossum malachurum</i>	NA
<i>Andrena nasuta</i>	NA	<i>Lasioglossum parvulum</i>	LC
<i>Andrena proxima</i>	NA	<i>Lasioglossum pauxillum*</i>	NA
<i>Andrena schencki</i>	RE	<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	NA
<i>Andrena similis</i>	DD	<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	RE
<i>Andrena simillima</i>	NA	<i>Macropis fulvipes</i>	NA
<i>Andrena synadelpha</i>	DD	<i>Megachile apicalis</i>	NA
<i>Andrena thoracica</i>	EN	<i>Megachile maritima</i>	VU
<i>Andrena viridescens</i>	NA	<i>Megachile rotundata</i>	NA
<i>Anthidiellum strigatum</i>	NA	<i>Melecta albifrons</i>	LC
<i>Anthophora aestivalis</i>	CR	<i>Melecta luctuosa</i>	RE
<i>Anthophora bimaculata</i>	NA	<i>Melitta nigricans</i>	NA
<i>Anthophora retusa</i>	EN	<i>Nomada argentata</i>	RE
<i>Bombus cullumanus</i>	RE	<i>Nomada baccata</i>	EN
<i>Bombus distinguendus</i>	CR	<i>Nomada distinguenda</i>	NA
<i>Bombus pomorum</i>	RE	<i>Nomada mutabilis</i>	NA
<i>Bombus ruderatus</i>	RE	<i>Nomada obtusifrons</i>	CR
<i>Bombus veteranus</i>	EN	<i>Nomada roberjeotiana</i>	EN
<i>Colletes halophilus</i>	DD	<i>Nomada sheppardana</i>	LC
<i>Dasygaster suripes</i>	CR	<i>Nomada succincta</i>	CR
<i>Dufourea minuta</i>	RE	<i>Osmia brevicornis</i>	NA
<i>Halictus compressus</i>	RE	<i>Osmia cornuta</i>	NA
<i>Halictus maculatus</i>	CR	<i>Osmia niveata</i>	CR
<i>Halictus quadricinctus</i>	VU	<i>Osmia xanthomelana</i>	NA
<i>Halictus sexcinctus</i>	NA	<i>Rophites quinquespinosus</i>	RE
<i>Hoplitis adunca</i>	NA	<i>Sphecodes ferruginatus</i>	CR
<i>Hylaeus clypearis</i>	NA	<i>Sphecodes marginatus</i>	NA
<i>Hylaeus cornutus</i>	NA	<i>Sphecodes rubicundus</i>	VU
<i>Hylaeus difformis</i>	NA	<i>Sphecodes rufiventris</i>	NA
<i>Hylaeus gracilicornis</i>	NA	<i>Stelis minuta</i>	NA
<i>Hylaeus pfankuchi</i>	RE	<i>Xylocopa violacea</i>	NA
<i>Hylaeus punctulatus</i>	NA		

*En hane påträffades i Skåne år 2005. Arten bedöms som ej bofast men tillfälligt reproducerande.



Länsstyrelsen
Skåne

www.lansstyrelsen.se/skane