

Förslag till handlingsplan för utvärdering av åtgärder inom satsningen på VIP ÅGP

En sammanställning av åtgärder och kunskapsunderlag inom satsningen på hotade vildbin inom Åtgärdsprogram för hotade arter och förslag till uppföljning av satsningens effekter.



En hona av vädssandbiet (*Andrena hattorfiana*) som samlar det rosa pollenet från åkervädd (*Knautia arvensis*) till föda för sin avkomma. Vädgökbiet (*Nomada armata*), en av fokuserterna i den här rapporten, är ett hotat solitärbi och boparasit som inte själv samlar pollen till sin avkomma utan nyttjar det åkerväddspollen som vädssandbihonan samlat. Foto: Maj Rundlöf.

Författare: Maria von Post, Pål Axel Olsson, Lars Pettersson, Ola Olsson, Henrik G. Smith, Martin Stjernman och Maj Rundlöf

Biologiska Institutionen, Lunds universitet

Citeras som: von Post M, Olsson PA, Pettersson LB, Olsson O, Smith HG, Stjernman M, och Rundlöf M. 2023. Förslag till handlingsplan för uppföljning av åtgärder inom satsningen på VIP ÅGP. I Naturvårdsverket 2023. Samordning och vägledning för att förstärka förutsättningarna för vilda pollinatörer. NV-00097-20.

Innehåll

Sammanfattning.....	3
Rapportens struktur.....	4
Uppdragets bakgrund och syfte.....	4
Avgränsningar	5
Ordlista.....	7
Inledning	8
Uppföljning av arter och deras habitat.....	10
Uppföljning i olika syften	10
Hur kan uppföljning med olika syften genomföras med hotade vildbin i fokus?.....	11
Arters förekomst – förändring i utbredning	11
Arters populationsstorlek – förändring i individantal.....	12
Arters habitat – förändring i dess omfattning och kvalitet.....	14
Orsakssamband och effekter av åtgärder.....	15
Matematiska modeller för uppskattning av arters förekomst, populationsstorlek och utbredning.....	17
Kartläggning och sammanställning.....	18
Områden och genomförda åtgärder.....	18
Kunskapsunderlag arter	21
Sommarbin (<i>Melittidae</i>).....	22
Grävbin (<i>Andrenidae</i>).....	22
Vägbin (<i>Halictidae</i>).....	23
Bucksamlarbin (<i>Megachilidae</i>)	23
Långtungebin (<i>Apidae</i>).....	23
Befintligt kunskapsunderlag.....	23
Förslag på uppföljning och utvärdering av åtgärder inom VIP ÅGP	24
Metoder för kartläggning av arter och habitat i fält och med fjärranalys.....	24
Metod 1. Standardiserade blombesöksräkningar för uppskattning av biabundans	24
Metod 2. Standardiserade transekter och provrutur för uppskattning av resurser.....	25
Metod 3. Fjärranalys för att uppskatta boplatsresurser genom blottad sand	26
Metod 4. Tillämpning av rumsliga modeller – nätverksanalys	27
Designer för olika uppföljningssyften relevanta för VIP ÅGP	27
Utvärdering av åtgärders effekt på arter och habitat inom VIP ÅGP	28
Kartläggning av arter och habitat inom VIP ÅGP-områden för framtida förändring.....	28
Budget.....	29

Alternativ 1: omfattande	29
Alternativ 2: pilotområden	29
Referenser.....	30
Bilagor	34
Bilaga 1. Underlagsinformation VIP ÅGP-områden för pollinatörer, Naturvårdsverket	34
Bilaga 2. Karta VIP ÅGP-områden, projektplansområden och åtgärder	34
Bilaga 3. Sammanställning områden, åtgärder och samverkan	34
Bilaga 4. Områden, arter och kunskapsunderlag.....	34

Sammanfattning

Mänskligt orsakade miljöförändringar har medfört att arter försvinner lokalt, regionalt och globalt. Framför allt hotas specialister när deras specifika habitat, det vill säga arternas livsmiljöer som omfattar dess behov av resurser, minskar. En sådan grupp av organismer är solitära bin kopplade till sandiga och örtrika gräsmarker. För att gynna dessa hotade arter har Naturvårdsverket under 3 år (2020-2022) avsatt ca 30 miljoner kronor för riktade satsningar. Medlen har använts för åtgärder som gynnar dessa arter av 8 länsstyrelser som tillsammans hyser 26 särskilt viktiga områden med arternas habitat. I dessa områden förekommer 31 specifikt utvalda och hotade arter av solitära bin, som är kopplade till olika åtgärdsprogram. Satsningen har därför omnämnts som Vilda Pollinatörer inom ÅtgärdsProgram för hotade arter (VIP ÅGP).

För att planera effektiva naturvårdsåtgärder krävs god kunskap om de hotade arternas status. En förståelse av statusen kräver kunskap om både arternas förekomst och individantal och tillgången och kvaliteten på resurser som är nödvändiga för arterna. Sådan kunskap kan ligga till grund för jämförelser av hur situationen för arterna skulle vara med och utan naturvårdande åtgärder, och därmed bidra till att identifiera vilka typer av åtgärder som är mest effektiva och var de bör genomföras.

Den begränsade kunskapen om sällsynta arters status och resurstillgång begränsar idag möjligheten till effektiv naturvård. För att öka kunskapen om situationen för de 31 utpekade solitära biarterna samt för att förstå effekter av satsningen inom VIP ÅGP har Naturvårdsverket gett Lunds universitet i uppdrag att sammanställa genomförda åtgärder och föreslå en handlingsplan för utvärdering av satsningens resultat. Sammanställningen visar att redovisade åtgärder hitintills uppskattas omfatta arealer om ca 398 ha. Dock har en ansevärd andel av åtgärderna (motsvarande hälften av kostnaden) ännu inte redovisats vid tidpunkten för denna sammanställning och omfattningen kommer därför att justeras uppåt när satsningen har slutredovisats. Åtgärder har genomförts för att dels öka tillgången på boplatsresurser genom att barlägga sand och dels för att öka mängd och kvalitet på de näringsresurser som biarterna behöver. Genomförda åtgärder har mer specifikt bestått av röjning av igenväxningsvegetation, grävning och schaktning för att öka andelen blottad sand, bekämpning av dominant växter, avverkning och stubbdragning, sådd och inplantering av näringsväxter, naturvårdsbränning, slåtter och stängsling för bete. Åtgärderna har genomförts med ett landskapsperspektiv i åtanke, det vill säga att åtgärderna har koncentrerats till områden där den sammantagna effekten av åtgärder kan gynna arternas hela nätverk av habitat snarare än punktinsatser på enskilda platser, enligt evidensbaserade rekommendationer. I linje med ett landskapsperspektiv, har åtgärder även genomförts i samverkan med olika intressenter som exempelvis Trafikverket, Forsvarsmakten, Fortifikationsverket, Svenska kyrkan, Svea skog, kommuner, intresseorganisationer, elbolag och privata markägare. Samverkan mot ett gemensamt mål kan öka möjligheten till goda och långvariga effekter av vidtagna åtgärder genom både ökad kunskap och engagemang för frågan.

Uppföljning av arter och habitat som kan utgöra grund för utvärdering av genomförda åtgärders effekter kan utformas på olika sätt beroende på syftet. Här är det primära syftet att skapa ett underlag som möjliggör en utvärdering av effekterna av genomförda åtgärder på de utpekade arternas populationer inom VIP ÅGP-områden. Vi föreslår att en sådan uppföljning genomförs med en så kallad åtgärd-kontroll design, där arterna och dess resurser inventeras med lämpliga metoder både i områden där åtgärder har genomförts och i liknande och närliggande områden utan vidtagna åtgärder. En sådan design ger möjlighet till statistisk jämförelse av förekomst och individantal av arterna och deras resurser mellan områden med och utan åtgärder. Områdena i detta studiesystem, och den information som samlas in, kan sedan användas som utgångspunkt för att följa arter och

resurser över tid och visa på mer långsiktig populationsutveckling - både i relation till genomförda åtgärder och mer generellt.

För uppföljning av arter och habitat är det viktigt att både design och metoder optimeras så att begränsade resurser nyttjas effektivt. Det gäller i allra högsta grad när fokus ligger på hotade arter och resurser skulle kunna fördelas mellan att följa upp och att genomföra bevarandeåtgärder. De metoder vi föreslår är särskilt avvägda för inventering av sällsynta, svårdetekterade och hotade solitära bin. Arter med dessa egenskaper ställer särskilda krav på metoder för att säkerställa jämförbara och tillräckliga data för analyser. Metoderna vi föreslår är 1) standardiserad blombesöksräkning för uppskattning av abundans, 2) standardiserade transekter för uppskattning av boplatser och resurser, 3) fjärranalys för kartering av resurser samt som underlag för applicering av rumsliga modeller för analys av nätverk av arternas habitat. Sådana så kallade nätverksanalyser kan vara särskilt värdefulla för att identifiera potentiella nya områden av intresse för åtgärder, eller för att prioritera åtgärder inom befintliga områden. Metoderna 1-3 kan anpassas i omfattning beroende på budget. En mer omfattande budget om ca 1 miljon kronor kan inkludera uppföljning som möjliggör separat utvärdering av effekter av olika typer av åtgärder inriktade mot boplatser, näringsresurser eller båda, omfatta fler arter genom fler inventeringstillfällen som täcker in olika arters aktivitetsperiod samt underlag för mer långsiktig skattning av populationsutveckling inom VIP ÅGP och skapa underlag för rumsliga modeller för nätverksanalys. En lägre budget om ca 400 tkr medger utvärdering av åtgärdernas effekter utan distinktion mellan olika typer av åtgärder, med fokus på färre arter på grund av färre inventeringstillfällen per säsong, samt populationsutveckling i ett färre antal VIP ÅGP-områden som inte kan antas spegla VIP ÅGP-områdena mer generellt.

Både uppföljning av hotade och sällsynta solitärbin inom VIP ÅGP och utvärdering av effekter av riktade åtgärder associerade till VIP ÅGP kan bidra med kunskap som är värdefull för förståelse kring vilka åtgärder som krävs och är mest effektiva för att uppnå en god bevarandestatus. Sådan uppföljning är efterfrågad på europeisk nivå, där den dessutom kan bidra med värdefull information för hur övervakningsprogram för arter med hotad fortlevnad mer generellt skall utformas.

Rapportens struktur

Rapporten är strukturerad så att den kan läsas i sin helhet eller specifika delar som är av speciellt intresse. Den inleds med en fristående sammanfattning som i korta drag återger det sammantagna innehållet i rapporten; dess bakgrund, syfte och avgränsningar, sammanställning av kunskap om arter och genomförda åtgärder och föreslagen uppföljning. Därefter presenteras bakgrund, syfte och avgränsningar i mer detalj följt av ett mer omfattande teoretiskt avsnitt om uppföljning av arter och habitat som bakgrund och motivering till den föreslagna uppföljningen. Det teoretiska avsnittet åtföljs av en sammanställning gällande de arter som är i fokus och de åtgärder som hitintills har redovisats. Slutligen presenteras den föreslagna uppföljningen som kan genomföras med två olika syften, utvärdering av effekter och uppföljning av populationer, och inom två olika budgetramar.

Uppdragets bakgrund och syfte

Inom ramen för regeringsuppdraget Vilda pollinatörer (VIP) har Naturvårdsverket har under tre år (2020–2022) fördelat ca 30 miljoner kronor till länsstyrelserna i Blekinge, Gotland, Kalmar, Skåne, Västra Götaland, Östergötland och Jönköping för att gynna de mest hotade arterna av vildbin i södra Sverige. Satsningen har skett via bidragsformen Åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper (ÅGP). Länsstyrelsernas uppdrag har varit att förbättra populationsutvecklingen hos ett urval av hotade vildbin genom att öka habitatmängd och kvalitet. I linje med rådande kunskapsläge (Ellis m.fl. 2012), har detta gjorts genom att knyta samman isolerade habitat och skapa nätverk av boplatser

och blomrika marker där arterna lätt kan hitta föda och sprida sig. För att åstadkomma åtgärder i hela landskapet har samverkan och samarbete mellan markägare, kommuner och andra berörda aktörer som verkar i landskapet varit en viktig utgångspunkt.

Lunds universitet fick i uppdrag att sammanställa genomförda åtgärder och ta fram en handlingsplan för uppföljning av åtgärdernas effekter. Den föreslagna handlingsplanen är tänkt att ligga till grund för en utvärdering av de vidtagna åtgärdernas effekter på arterna med avseende på förekomst, abundans och populationsutveckling i de utpekade VIP ÅGP-områdena. Två alternativ med olika omfattning och budget presenteras. Kartläggning och sammanställning av de åtgärder som har genomförts inom den riktade satsningen för hotade vildbin under 2020–2022 är användbar i sig för att förstå resursfördelning och genomförda åtgärder och är dessutom en nödvändig bakgrund för handlingsplanen. Rapporten inkluderar dessutom mer generella avsnitt om övervakning av (hotade) arter och deras habitat och en ordlista över vanligt förekommande facktermer inom ekologi för att tydliggöra innehåll och öka rapportens tillgänglighet. Rapporten riktar sig till tjänstemän och beslutsfattare inom området för hotade arter.

Syftet med uppföljning av arter och habitat, samt utvärdering av naturvårdsbevarande åtgärder, är att öka kunskapen om tillståndet och utvecklingen för de hotade fokusarterna och deras habitat samt effekten av de åtgärder som utförs. Uppföljning och utvärdering kan därmed vara vägledande för nya effektiva satsningar för bevarande av hotade arter. Uppföljning har stor betydelse för det fortsatta arbetet med Åtgärdsprogrammen för hotade arter och naturtyper, samt för EU:s strategi för biologisk mångfald 2030.

Avgränsningar

Uppdraget om förslag till uppföljning av åtgärder inom satsningen för hotade vilda pollinatörer (VIP) inom ÅGP har avgränsats till att inkludera de utpekade arter av hotade vildbin som åtföljs av ett åtgärdsprogram (tabell 3) och som har förmedlats av Naturvårdsverket under uppdraget. I länsstyrelsernas projektplaner framgår att fler arter kan vara aktuella att följa inom de utpekade områdena. Dessa övriga arter finns upptagna i bilaga 4 men är inte i fokus för den föreslagna uppföljningen.

Uppdraget inkluderar sammanställning av befintligt material gällande genomförda åtgärder. Sammanställningen av geografisk information (GIS-material) om åtgärderna är inte komplett eftersom alla län ännu inte sammanställt åtgärderna i digital form. Vidare så har alla planerade åtgärder ännu inte genomförts vid tidpunkten för denna sammanställning. Informationen om genomförda åtgärder bör därför kompletteras under 2023. Mer detaljerad beskrivning över vilket material som behövs för att få en komplett sammanställning framgår under avsnittet kartläggning och sammanställning med tillhörande bilagor.

Vad gäller kunskapsunderlag för arter och habitat har vi inom uppdraget sammanställt vilka inventeringar och rapporter som enligt länsstyrelserna är aktuella för de utpekade arterna och områdena där åtgärder genomförts (VIP ÅGP-områden), samt genomfört egna kompletterande sökningar via länsstyrelsernas respektive hemsidor¹. Vi har inom det nuvarande uppdraget inte haft möjlighet att granska och sammanfatta innehållet i de aktuella rapporterna, men vi ser det som ett nödvändigt nästa steg för att kunna avgöra vilken uppföljning som är möjlig gällande utvärdering av effekter från vidtagna åtgärder. Denna genomgång är därför inkluderad i de budgetförslag som följer med förslaget till handlingsplan för uppföljning.

¹ <https://www.lansstyrelsen.se/>

För utvärdering av åtgärders effekter har vi inom den förslagna uppföljningen fokuserat på direkta effekter på vildbipopulationer och habitat av åtgärder finansierade av VIP ÅGP. Inom flera av områdena har det vidtagits åtgärder för de aktuella hotade vildbina under flertalet år, bland annat inom tidigare och pågående ÅGP-arbetet men även inom reservatsförvaltning mer generellt. I dessa områden går det sannolikt inte att särskilja orsakssambanden (se avsnitt om orsakssamband för utförlig beskrivning av innebörden) med koppling till VIP ÅGP specifikt och därför kommer förslaget till uppföljning av riktade åtgärder koncentreras till de områden där VIP ÅGP-finansierade åtgärder utgjort merparten av insatserna i området. Vidare är det inom den förslagna uppföljningen inte möjligt att särskilja de effekter som kan ha uppstått av en ökad hänsyn till arterna och deras habitat generellt i områdena som följd av den ökade kunskapen hos de olika intressenterna som samverkat med Länsstyrelserna i genomförandet av åtgärder.

Ordlista

Ordlistan nedan inkluderar ekologiska termer och uttryck som förekommer i rapporten, i syfte att tydliggöra dess innehåll och budskap.

Abundans – täthet av individer av en art/artgrupp inom ett angivet område.

Adult – fullvuxen individ av en art.

Biotop – välvgränsad natur- eller vegetationstyp med en viss typ av artsamhälle.

Bivoltin – produktion av två generationer på en säsong.

Funktionell konnektivitet – avstånd mellan områden som möjliggör spridning av individer dem emellan.

Habitat – beskrivning av en arts livsmiljö, omfattande dess samtliga resursbehov.

Indikator – ett mått som antyder att något förhåller sig på ett viss sätt.

Kolonisationskredit – tidsfördröjd återkolonisation av en art i ett område där den kan förväntas förekomma med tanke på de tillgängliga resurserna.

Kolonisering – etablering av en eller flera arter i ett nytt område, där återkolonisering innebär återkomst till ett område där arten dött ut men sedan återvänt.

Metapopulation – population bestående av fler mindre populationer av samma art som gemensamt bidrar till bevarande av arten i ett landskapsperspektiv genom återkommande spridning mellan populationer. Varje delpopulation i en metapopulation löper lika risk för utdöende och återkolonisering. Relevant för habitat som förekommer fragmenterat.

Oligolektiskt bi – biart specialiserad till en födoresurs av en viss växtart eller familj.

Orsakssamband – statistiskt fastställd relation mellan händelser.

Polylektiskt bi – biart som är generell i sitt val av födoresurser och nyttjar flera olika växtarter.

Population – grupp av individer av samma art inom ett avgränsat område där reproduktion sker mellan individerna.

Precision – hur nära mätvärdena (observationerna i stickprovet) ligger varandra.

Träffsäkerhet – hur nära den uppmätta effekten (skattningen) ligger den sanna effekten.

Utdöendeskuld – tidsfördröjd förlust av en art i ett område där den kan förväntas vara förlorad med tanke på de tillgängliga resurserna.

Inledning

Situationen för biologisk mångfald generellt är idag kritisk (IPBES 2019) men särskilt har hotbilden för pollinatörer uppmärksammats de senaste åren. Det stora intresset beror delvis på studier som visat på en kraftig minskning av biomassa av flygande insekter under de senaste tre decennierna (Hallman m.fl. 2017) och att många av de flygande insektsarterna är kopplade till ekosystemtjänster som vi människor är helt beroende av, till exempel pollination av grödor (Lindström m.fl. 2021). Men det finns även arter av insekter och pollinatörer som är mindre tydligt kopplade till sådana ekosystemtjänster, där hotbilden sannolikt är än mer akut. Flera arter av sällsynta vilda solitärbin beroende av sandiga miljöer är ett exempel på arter som är viktiga ur ett ekosystemperspektiv då de bidrar med ekosystemupprätthållande funktioner genom evolutionära interaktionsförhållanden mellan arterna i det aktuella ekosystemet (Waser och Ollerton 2006), oavsett deras betydelse som leverantörer av pollinationstjänster på grödor. Vi har också, genom antagande av Konventionen om biologisk mångfald, ett såväl nationellt som internationellt moraliskt ansvar att bevara arter för framtiden (CBD 1992). Det är ett urval av just de arterna som är i fokus i den här rapporten.

Vildbin är generellt växtätare och livnär sig huvudsakligen på pollen och nektarresurser (Cederberg m.fl. 2022; Lindström m.fl. 2021). De hotade solitärbin i sandiga miljöer som är i fokus här är ofta specialiserade till en eller ett fåtal växtarter som näringsresurser (främst pollenresurser) eller är boparasiter på en specialiserad biart och därmed kopplad till den artens resursbehov (Cederberg m.fl. 2022). Vidare är dessa bin beroende av förekomst av blottad sand eller annat mineralsubstrat eftersom denna biotop utnyttjas av honorna för att gräva ut bon och lägga ägg (Cederberg m.fl. 2022). Även om bin är mobila arter så har arterna i fokus här ett relativt begränsat rörelsemönster, där pollensamlade honor ofta bara rör sig mindre än eller upp till ett fåtal 100 meter från boplatser (Franzén m.fl. 2009; Linkowski m.fl. 2004). Spridning mellan områden kan dock ske över betydligt längre avstånd, vilka ofta är korrelerade med artens storlek (Gathmann och Tschardt 2002). Avstånd uppemot tiotals kilometer är sannolika för några arter (Cederberg 2014), även om studier visat att vissa arter är mer lokaltrogna och inte särskilt spridningsbenägna (Franzén m.fl. 2009). Kunskapen om spridningsavstånd för solitära bin är dock generellt sett bristfällig (Cederberg 2014; Karlsson m.fl. 2011). Den begränsade mobiliteten under arternas ägglägningsfas innebär att resurser av tillräcklig mängd och kvalitet behöver finnas inom ett visst område för att arterna ska överleva. Den här graden av specialisering, med specifika pollenresurser, värdarter, bosubstrat och begränsad mobilitet, medför höga krav på habitatet, det vill säga livsmiljön inklusive artens alla resursbehov, för att arterna ska förekomma. Flera av de mer specialiserade vildbin kopplade till sandiga gräsmarker är därför rödlistade, det vill säga att dess fortlevnad är osäker på grund av små eller minskande populationer. Eftersom dessa arter är så sällsynt förekommande är dock kunskapen om dessa arters populationsstorlek och populationsutveckling i de flesta fall begränsad (Cederberg 2014).

Den huvudsakliga anledningen till de sällsynta vildbinas kritiska fortlevnad är en förändrad markanvändning som i grunden minskat tillgång och kvalitet på arternas habitat; öppna och örtrika sandiga gräsmarker (Andersson och Nilsson 2007; Cederberg 2014; Karlsson m.fl. 2011). Örtrika, sandiga gräsmarker var tidigare vanligare och bidrog till att skapa gynnsamma förhållanden för dessa vildbin. Mängden bar sand efterhölls genom naturliga störningar såsom av betande djur, brand och vinderosion och sådana gräsmarker innehåller gott om både pollenresurser och bosubstrat (Andersson och Nilsson 2007; Cederberg 2014; Karlsson m.fl. 2011; Karlsson och Nilsson 2011). En förändrad markanvändning i form av planteringar mot sandflykt och uppgödsling eller övergivande av betesmarker har kraftigt minskat förekomsten och utbredningen av sådana habitat, vilket

medfört att arter knutna till dessa ekosystem har minskat eller försvunnit (Andersson och Nilsson 2007; Cederberg 2014; Karlsson m.fl. 2011; Karlsson och Nilsson 2011).

De ekosystem i vilka fokusarterna ingår har historiskt präglats av dynamiska förhållanden, en variation som bland annat skapats av olika års varierande behov av betesresurser och vinterfoder till tamdjuren och upptagande av temporära åkrar vilket skapat perioder av försämrade betingelser på grund av igenväxning följda av störningar som återskapat gynnsamma förhållanden, vilket sannolikt medfört att det naturligt förekommit lokala fluktuationer också i populationsdynamiken (Stjernman m.fl. 2022). Sådana förhållanden kan medföra att populationer lokalt dör ut för att senare återuppstå genom återkolonisering av de återskapade miljöerna från intilliggande populationer; populationerna kan ha en så kallad metapopulationsstruktur (Hanski 1999). Populationsdynamiska förhållanden i metapopulationsstrukturer kan bidra till att bevara arter i landskap trots försämrade förhållanden, bland annat genom att de enskilda populationerna är mindre mottagliga för hotande slumpfaktorer (Hanski 1999).

Processer som reglerar populationsstorlek, såsom reproduktion, överlevnad och spridning, kan vara långsamma, vilket kan fördröja effekten av försämring av habitat och utrotning av arten genom så kallade utdöendeskulder (Figueiredo m. fl. 2019; Watts m.fl. 2020). Utdöendeskulder kan hävas med effektiva åtgärder som förbättrar förutsättningarna för arterna i fråga. Liksom att det kan finnas fördröjningar i respons hos arterna gällande utdöende är det dock viktigt att ha i åtanke att det även kan finnas fördröjning av återhämtningen, så kallade kolonisationskrediter (Watts m.fl. 2020). Utdöendeskulder och kolonisationskrediter kan påvisas bland annat med analys av artdiversitet eller abundans i områden med olika förutsättningar för arters fortlevnad, där en utebliven skillnad kan signalera att det finns en tidsfördröjning gällande arternas respons (Watts m.fl. 2020). Men mer komplicerade analyser kan ofta vara nödvändiga för att påvisa kolonisations- och utdöendeprocesser (Watts m.fl. 2020). Arterna som är i fokus här har särskilda egenskaper, såsom små populationer, kort livslängd och hög specialiseringsgrad, vilket medför att fördröjningseffekterna kan vara relativt korta gällande utdöende och återkolonisering, men där den senare kan uppvisa längre fördröjning om kvarvarande populationer även förekommer isolerat på ett sätt som försvårar spridning områden emellan (Watts m.fl. 2020). Om återkolonisering från närliggande populationer är möjlig, det vill säga spridningsavstånd är lämpliga, kan förekommande metapopulationsstrukturer bidra till att öka utdöendeskulden eftersom arter kan fortleva i landskapet en längre tid trots de försämrade förhållandena (Figueiredo m. fl. 2019; Watts m.fl. 2020).

Effektiva naturvårdsåtgärder för arter med liknande förutsättningar som de aktuella VIP ÅGP-arterna, har påvisats i exempelvis England (Ellis m.fl. 2012). Där har omfattande och riktade åtgärder för hotade gräsmarksfjärilar med särskilda resurskrav genomförts i ett landskapsperspektiv. Det innebär att åtgärder genomförts i hela nätverk av habitat, snarare än i enskilda områden (Ellis m.fl. 2012). Utfallet har genererat bäst resultat när insatserna har genomförts riktat och prioriterat enligt evidensbaserade principer för bevarande av ekologiska nätverk. Sådana principer bygger på att säkerställa tillräcklig stora och många habitat av god kvalitet och att de är tillräckligt sammanbundna för att möjliggöra spridning mellan dem (Lawton m.fl. 2010). För att prioritera mellan dessa aspekters bidrag till bevarande av ekologiska nätverk i ett landskap krävs god kännedom om arternas och habitatens förhållanden. En vanligt tillämpad tumregel i detta sammanhang är dock att det långsiktigt är mest effektivt att prioritera existerande habitat av god kvalitet, framför att restaurera sämre eller skapa nya (Ellis m.fl. 2012). Erfarenheterna från naturvårdssatsningar i England visar vidare på vikten av att i samverkan involvera olika intressenter verksamma i landskapet i arbetet för att nå gemensamma mål.

För att kunna utvärdera nyttan av naturvårdsåtgärder och prioritera vidare insatser är det avgörande att effekter av åtgärdsinsatser följs upp. Sådan utvärdering kan ske enligt teoretiska ramverk utvecklade för programutvärdering och som bygger på så kallad Förändringsteori (Rice m.fl. 2020; Pressey m.fl. 2015; en svensk sammanfattning av detta återfinns i Stjernman m.fl. 2022). I korthet beskriver denna teori vägen från åtgärd till resultat i flera steg; 1) tilldelning av insatser, såsom pengar, arbetskraft eller andra resurser, 2) utfall från insatserna, "vad man får för pengarna", såsom skyddad eller förbättrad area eller omfattning av skötsel, 3) resultat i form av status och trend för organismer eller deras habitat (bevarande), och 4) påverkan/konsekvens i form av effekten av åtgärden i sig på bevarande av biologisk mångfald. Kartläggning av denna så kallade effektkedja kan ge en god bild av olika orsakssamband mellan åtgärder och resultat viktiga för planering framåt.

Från ovan resonemang framgår att uppföljning och utvärdering av åtgärders effekter inom VIP ÅGP-satsningen är viktig av flera anledningar. Dels för att bättre förstå effekter av olika typer av åtgärder på de aktuella hotade arterna, dels för att öka kunskapen om populationernas tillstånd och förutsättningar, samt att öka kunskapen om pågående förändringar mer övergripande vilket är grundläggande för prioritering av ytterligare bevarandeinsatser (Danielsen m.fl. 2009). Vidare framkommer det i Åtgärdsprogrammen för de aktuella arterna att just kunskap om dess populationsförändringar saknas idag. Detta är en brist med tanke på deras hotade fortlevnad (rödliste-kategorier). En av anledningarna till att det råder bristande kunskap är att de aktuella arterna, eller pollinatörer generellt förutom fjärilar, saknas i artlistorna för uppföljning och rapportering enligt art- och habitatdirektivet. Dessa arter täcks dock åtminstone delvis in genom att deras habitat ingår i uppföljningen av naturtyper enligt habitatdirektivet. Uppföljning av sällsynta och hotade arter kan också vara en utmaning eftersom de just förekommer i små antal och endast i anslutning till särskilda resurser. Det är viktigt att uppföljningens upplägg och design optimeras för att ge så bra information om åtgärdernas effekter som möjligt. De ekonomiska resurserna för bevarandeinsatser är begränsade och nyttan med uppföljningen måste vägas mot den nytta som resurserna haft om de i stället satsas på praktiska bevarandeinsatser (Hanson m.fl. 2023).

Det förslag till handlingsplan av uppföljning av åtgärdernas effekter inom satsningen för VIP ÅGP som presenteras i den här rapporten syftar till att a) ge en teoretisk bakgrund till olika syften med uppföljning, b) beskriva de särskilda förutsättningar som råder för uppföljning av arterna i fokus inom VIP ÅGP och vilka metoder och designer som därför är möjliga under rådande kunskapsläge och hur kunskapsläget kan förbättras/ kompletteras, samt c) presentera ett konkret förslag på hur sådan uppföljning kan genomföras utifrån två olika syften och budgetscevarion.

Uppföljning av arter och deras habitat

Uppföljning kan ske med olika syfte, upplägg och metoder. Under detta avsnitt beskriver vi teoretiskt i vilka olika syften uppföljning kan genomföras och hur sådan uppföljning kan planeras med arter relevanta för VIP ÅGP i åtanke och som möjliggör analyser gällande effekter av åtgärder och populationsutveckling av arterna mer generellt, vilka kräver tydligt olika upplägg. Avsnittet inkluderar även en beskrivning av tillämpning av matematiska modeller för uppskattning av arters populationsstorlek och utbredning.

Uppföljning i olika syften

Arter och habitat kan följas upp i olika syften. Syftet kan vara att förstå var arter förekommer genom kartläggning av *förekomst och geografisk utbredning*. Sådan kartläggning kan över tid sedan användas för att förstå hur förekomst och utbredning förändras. Förändringar i utbredning kan ske

lokalt, regionalt eller globalt där studiedesign kan optimeras för att fånga upp förändringar på olika geografiska skalor. Trender i arters geografiska utbredning på en större skala kan exempelvis vara viktigt att kartlägga för att förstå storskaliga förändringar i arternas habitat, från exempelvis klimatförändringar.

Syftet kan vidare vara att förstå i hur stort antal individer arten förekommer genom kartläggning av abundans för skattning av *populationsstorlek*. Sådan kartläggning kan över tid användas för att skatta populationsförändringar, men ställer i sådana fall höga krav på systematisk insamling av information. Trender i populationsstorlek är viktiga som kunskapsunderlag för att guida beslut om satsningar som behövs för att bevara eller förbättra förutsättningarna för arterna.

För att uppskatta arters tillgång till (areal och konnektivitet) och kvalitet av dess *habitat* behöver dess resurser kartläggas. Resurserna kan kartläggas genom inventeringar i fält, med flygfoton och satellitdata, med spatialt explicit markanvändningsdata eller med hjälp av relevanta naturtypsklassningar som omfattar arternas samtliga behov av resurser.

Ett ytterligare syfte med uppföljning kan vara att förstå varför förekomst, utbredning och populationsstorlek eller trender i desamma ser ut som de gör genom att kartlägga och analysera samband mellan dessa och möjliga orsaker till det observerade mönstret, så kallade *orsakssamband*. Orsakerna som undersöks är vanligtvis förändring i tillgång och kvalitet på dess habitat som i sin tur kan ha sina förklaringar. Orsakssamband kan vara särskilt relevant att följa upp och utvärdera för att förstå vidtagna åtgärders effekter (Christie m.fl. 2019; Schmidt och van Swaay 2021).

Hur kan uppföljning med olika syften genomföras med hotade vildbin i fokus?

Under detta avsnitt beskriver vi hur uppföljning i olika syften kan genomföras med särskilt fokus på arter av hotade vildbin inom VIP ÅGP, samt deras habitat. Uppföljning av hotade och sällsynta arter medför särskilda utmaningar när det gäller metoder och design då de inte lämpar sig för insamling, kan vara svårdetekterade och svåridentifierade samt sparsamt förekommande. Andra förutsättningar kan dock vara aktuella att beakta för arter som inte omfattas här. Avsnittet är inte heltäckande gällande den omfattande litteraturen som finns om inventeringsdesign och metodik, utan syftar till att ge förståelse för de designer och den metodik som vi föreslår för uppföljning inom VIP ÅGP. För mer omfattande beskrivningar av uppföljningsdesign och metoder se exempelvis Arnberg m.fl. (2022), Christie m.fl. (2019), Potts m.fl. (2020) och Stjernman m.fl. (2022).

Arters förekomst – förändring i utbredning

Arters förekomst och geografiska utbredning kan kartläggas med hjälp av systematiska inventeringar i alla områden där det finns potential för arterna att förekomma, det vill säga områden som hyser en eller flera av artens resursbehov. En sådan kartläggning medför att notering om artens förekomst/icke förekomst är faktisk och eventuella analyser baserat på data blir tillförlitliga. Dock kräver en sådan kartläggning omfattande resurser och tillämpas i liten omfattning i praktiken. Ett annat tillvägagångssätt är att kartlägga förekomst och utbredning genom utgångspunkt i kända förekomster av arterna. Förekomster av arter i Sverige kan på detta sätt kartläggas med hjälp av historiska uppgifter i faunistisk litteratur och på museum samt eftersök av arterna via Artportalen, som är ett öppet rapporteringssystem för inrapportering och sökning av artobservationer och som används av såväl myndigheter, forskare, organisationer som privatpersoner. Det är dock viktigt att ha i åtanke att sådana data har vissa felmarginaler. Exempelvis betyder avsaknad av förekomst inte nödvändigtvis att arten inte finns där, den har bara inte observerats där eller så har observationer inte rapporterats. Likaså finns det risk att noteringar är felaktiga, även om det finns ett system för att kontrollera inrapporterade fynd. Ytterligare en kunskapskälla är digitaliserade fynddata från

museum. Dessa tillgängliggörs ofta via Global Bioinformatics Facility, GBIF (gbif.org) och kan i viss mån även nås indirekt via Artportalen.

För hotade vildbin inom VIP ÅGP kan det vara lämpligt att i första hand utgå ifrån kända förekomster noterade i Artportalen. Detta eftersom de redan utpekade VIP ÅGP-områdena har identifierats av experter med god kännedom om de aktuella arterna samt då den föreslagna uppföljningen i första hand inriktar sig på att följa populationsutveckling i just dessa områden där det också finns ett intresse av att förstå effekterna av de åtgärder som har genomförts i stor omfattning. Önskar man en ökad förståelse för fler lokaler där arterna kan finnas kan man komplettera lokalerna identifierade av experterna med data från GBIF med sökningar som är genomförbara via Artportalen.

Förändring och trender i geografisk utbredning kan uppskattas med information om arters förekomst över rum och tid. Förändring i utbredning över tid, eller trender, kan skattas genom jämförelse av förekomstdata mellan tidpunkter i en tidsserie. Trendanalyser ställer höga krav på datainsamling, där besöksfrekvensen per lokal är en viktig faktor liksom sanna noteringar om förekomst/icke-förekomst. Utbredningstrender görs idag främst för de artgrupper där det finns etablerade och systematiska inventeringar med god geografisk spridning, såsom för fåglar (Green m.fl. 2022) och framöver kanske även för fjärilar. En sådan analys är inte aktuell för våra fokusarter eftersom de är ovanliga och svårbestämda och därmed förekommer på få platser i tid och rum i Artportalen.

Arters populationsstorlek – förändring i individantal

Inventering av antal och abundans av individer för skattning av populationsstorlek ställer också krav på systematisering och design för jämförelse mellan områden och tidpunkter, men där uppskattning av just antal individer kan medföra en större utmaning jämfört med att konstatera förekomst/icke-förekomst. Uppföljning av populationsstorlek sker genom systematiska inventeringar som genomförs i samtliga populationer av en art, eller för ett stickprov av populationer (Stjernman m.fl. 2022). Inventering av samtliga populationer är ofta mycket resurskrävande och sker främst för uppföljning av väldigt hotade arter eller arter som endast förekommer i ett fåtal områden där samtliga populationer är väl kända. Stickprov är vanligare att tillämpa, där stickprov kan utgöras av ett slumpvis urval av områden eller ett subjektivt urval av områden. Vid subjektivt urval sker val av områden utifrån förutbestämda kriterier (Stjernman m.fl. 2022). Vilken typ av design som väljs påverkar de slutsatser som kan dras, där en mer heltäckande uppföljning (hela populationen) medför säkrare skattade värden gällande den sanna populationsstorleken. Subjektivt urval av områden rekommenderas sällan då risken för systematiska fel ökar, men kan ändå vara det bästa alternativet för skattningar i de fall där arter förekommer aggregerat på ett väl dokumenterat sätt, för att undvika lägga stickprov där arten inte finns (Stjernman m.fl. 2022). Subjektivt urval av områden leder alltid till en ökad risk för bias, vilket bör vägas in i analysen. Inom de utvalda områdena kan arterna sedan inventeras heltäckande eller partiellt och systematiskt men representativt för området. Partiell men systematisk inventering är oftast mer resurseffektivt och vanligt förekommande men löper risk att vara missvisande gällande antalet förekommande individer eller populationsstorlek för arter som är sällsynta, förekommer aggregerat eller är svårdetekterade. I sådana fall kan det i stället vara lämpligt med en mer heltäckande inventering särskilt inriktad på att detektera arten i fokus.

Inventeringar av abundans kan ske med olika metodik beroende på tillgängliga resurser och arten i fokus. Vanliga inventeringsmetoder för inventering av flygande insekter är transekter, punktinventering, insamling eller aktivt sökande efter arterna vid boplatser eller på viktiga

näringsresurser. Transekter läggs ut linjärt eller variabelt inom inventeringsområdet (Westphal m.fl. 2008), där antal och längd anpassas efter områdets storlek och utformning, resursernas fördelning i området samt de arter som ska inventeras. Inventering sker genom att röra sig längs transekten och notera antal individer av aktuella arter inom ett förutbestämt avstånd. Punktinventering genomförs genom att inventeraren räknar antal individer som observeras inom en bestämd radie från en angiven punkt under en förutbestämd tid. Antal punkter som placeras ut per inventeringsområde varierar även det med områdets storlek och utformning, resursernas fördelning samt med arten i fokus. Båda dessa metoder tillämpas exempelvis inom Svensk Dagfjärilsövervakning (Pettersson m.fl. 2020). Transekter och punkter kan även kombineras så att det längs en inventeringstransekt placeras ut punkter där inventeraren gör uppehåll för punktinventering. Denna kombination tillämpas exempelvis inom svensk fågeltaxering (Lindström m.fl. 2022). Punktinventering kan även ske genom att individer systematiskt samlas in med fällor som fångar in djur under en förutbestämd tid, för senare räkning och artbestämning samt eventuell genetisk analys. Dessa metoder är vanligt förekommande för inventering av evertebrater, dock är insamling inte lämpligt vid inventering av särskilt hotade arter då insamlingen kan påverka små populationer negativt.

Ett riktat inventeringsalternativ med aktivt sökande kan tillämpas för arter som är svårdektade eller som enbart kan förväntas finnas på specifika platser eller i så små antal att de svårigen identifieras vid transekt- eller punktinventering. Aktivt sökande kan ske på olika sätt men måste även det standardiseras för jämförelse mellan områden och tidpunkter. En metod som kan tillämpas för solitära bin är att leta efter aktiva bon eller pollensökande honor på relevanta näringsväxter (se exempelvis Franzén och Nilsson 2010, 2013). Aktivt sökande av individer av en viss art inom ett avgränsat område sker oftast på ett förutbestämt antal pollenresurser under en förutbestämd tid för att träffa artens huvudsakliga aktivitetsperiod och vara jämförbart mellan år och med andra områden som inventeras. Inventeringar av olika slag för uppföljning av populationsstorlek kan behöva upprepas flera gånger per säsong, särskilt om arterna i fokus är svårdektade, är väderberoende eller om de är aktiva under en lång säsong. För arterna som är i fokus här är det vidare viktigt att inventerare är erfarna, har god kännedom om arterna och god förmåga att identifiera arterna i fält eftersom många av dem är både svårdektade och svåridentifierade. Alternativt kan inventerare tränas upp innan inventering för att säkerställa deras kompetens.

Ett subjektivt urval av områden är det vi föreslår för uppföljning av arterna inom VIP ÅGP, just eftersom arterna förekommer på ett fåtal platser. För uppskattning av populationsstorlek inom dessa områden kan det vara relevant med mer heltäckande aktivt sökande då flera av arterna är mycket sällsynta och svårdektade men däremot specialiserade gällande blomresurser och boplatser. För att följa hela organismsamhället av hotade vildbin är det aktuellt med upprepade inventeringar under en och samma säsong eftersom de olika arterna är aktiva under olika tidsperioder, är väderberoende och även i flera fall svårdektade. För att planera tidpunkt och frekvens för inventeringar är det av vikt att veta målarternas huvudsakliga aktivitetsperioder samt väder- och dygnspreferenser. För ökat urval av uppföljningslokaler med mindre risk för systematiska fel som kan introduceras med subjektivt urval kan man även tillämpa nisch-baserade modeller för att identifiera potentiella lokaler utifrån arternas habitatpreferens (se vidare under avsnitt om modeller) (Guisan m.fl. 2006). Sådana metoder har tillämpats i Sverige för exempelvis habitatmodellering och nätvärksanalyser för vanligare solitära bin i sandiga marker (Elcim m.fl. 2022) och mer översiktligt för humlor (*Bombus terrestris*) i heterogena landskap (Olsson m.fl. 2015). Det är mindre lämpligt att använda sig av insamling eftersom flera av arterna är starkt hotade.

Uppskattning av trender i populationsstorlek baseras på systematisk och upprepade insamling av information om antal individer, oftast på ett stickprov av lokaler. För trendanalyser krävs att

insamlad information om antal följs upp under en längre tidsperiod och att metoderna är standardiserade så att jämförelse mellan olika mätillfällen är möjlig. Antal upprepade tillfällen som behövs för att kunna analysera trender beror på flera olika faktorer. För arter som har naturligt fluktuerande populationsstorlekar, som exempelvis flera arter av vildbin (t.ex. Franzén och Nilsson (2010, 2013)), behövs generellt tätare uppföljningsintervall eller längre tidsserier för att detektera trender (Stjernman m.fl. 2022). Expertunderlaget för europeisk pollinatörsövervakning, EU-PoMS (Potts m.fl. 2021) betonar av denna anledning vikten av årliga inventeringar för trenduppskattning av pollinatörer. Det är också viktigt att ha i åtanke att arter kan ha en fördröjd respons på grund av utdöendeskuld (se resonemang i inledning) och att trendskattningar därför inte nödvändigtvis ger en komplett bild av arternas utveckling. Trendskattningar bör därför kombineras med andra analyser för att förstå en arts tillstånd (Stjernman m. fl. 2022). Uppföljning som syftar till att fånga upp trender sker främst på lättidentifierade arter såsom fåglar och fjärilar, som förekommer i stora antal, då det krävs stora insatser för att få en bra geografisk spridning och täckning på uppföljningen, vilket ofta kräver insatser från ett stort antal volontärer för att inventeringen skall kunna utföras till en rimlig kostnad (Schmidt och van Swaay 2021). Trender för andra arter, som är mer sällsynta eller svår-detekterade, kan dock skattas med mer riktade insatser där design och metoder anpassas för att fånga upp förändring över tid för just de arter som är i fokus (t.ex. Franzén och Nilsson (2013)). Det kan dock kräva mer insatser från experter snarare än volontärer, eller särskilt tränade inventerare, om arterna är svåra att detektera eller identifiera. Experter på solitära bin är idag få och utbildningsinsatser kan därför behövas om inventering skall genomföras mer omfattande. På grund av de extra insatser som krävs för uppföljning av hotade och sällsynta arter är det inte rimligt att följa upp alla arter årligen (Potts m.fl. 2020). Uppföljningen behöver prioriteras till ett tillräckligt stort antal arter och genomföras tillräckligt ofta för att bidra med information om arternas tillstånd, där uppföljning av särskilt hotade arter behöver genomföras med tätare intervall (Potts m.fl. 2020).

Uppföljning av abundans inom VIP ÅGP kan ligga till grund för trendanalyser gällande populationsutveckling i de utpekade områdena, men inte för populationsutveckling i ett nationellt perspektiv om inte populationerna följs upp mer geografiskt omfattande. Analyser av trender i de utpekade områden kan möjligen indikera om en mer storskalig förändring är på gång.

Arters habitat – förändring i dess omfattning och kvalitet

För uppskattning av arters tillgång och kvalitet på habitat är det först och främst viktigt att förstå vilka resurser som är viktiga för arten i fråga och att i den kartläggningen inkludera resurser som behövs under artens hela livscykel (Schmidt och van Swaay 2021). Många arter är beroende av olika resurser för olika ekologiska processer eller delar av sin livscykel. För blombesökande insekter kan det röra sig om särskilda födoresurser för de vuxna individerna (adulterna) och andra resurser som är viktiga för larvstadiet (Ahrné m.fl. 2022). För vildbin kan det även röra sig om ytterligare resurser såsom blottad sand som är viktiga för deras boplats eller övervintring (Bjelke och Ljungberg 2012). Kartläggning av arternas habitat kan exempelvis ske via flygbildstolkning eller satellitbaserade metoder som kartlägger naturtyper och markanvändning på en grövre nivå, eller med mer detaljerade fältbesök. Det är vanligt att en kombination av metoderna används för att beskriva tillgång och kvalitet på arternas habitat (Schmidt och van Swaay 2021). För kartläggning av habitat kan även explicit markanvändningsdata eller naturtypskartor enligt Natura 2000 klassning användas, dock är det viktigt att ha i åtanke att en markanvändningsklass eller naturtypsklass kan innehålla felkällor i form av felklassning eller geografisk utbredning och inte nödvändigtvis hyser alla de resurser som arten behöver och vid tillämpning av den här typen av data kan kompletterande information behövas utifrån fältbesök eller annan datakälla.

För fältbaserade metoder är det viktigt att genomföra kartläggning systematiskt för jämförelse mellan områden och tidpunkter. Kartläggning av resurser kan ske både med standardiserade transekter och provytor där areal, andel eller antal enheter av aktuell resurs inventeras. För uppföljning av arter inom VIP ÅGP behöver resurser i form av areal blottad sand och antal enheter av relevanta näringsväxter kartläggas. Kartläggning av blottad sand kan även tillämpas med hjälp av flygfoton och satellitbilder i den mån upplösningen tillåter. Sådana metoder kan möjliggöra kartläggning av resursen blottad sand även i ett större landskapsperspektiv.

Kartläggning av tillgång och kvalitet på resurser över tid öppnar upp för analyser av möjliga samband mellan arters förekomst, populationsstorlek och förändringar av desamma i förhållande till dess habitat. Kartläggning av resurser kan även vara av stor vikt för att identifiera potentiellt nya områden som kan hysa arterna och som kan undersökas vidare med avseende på arternas förekomst, populationsstorlek och utbredning. Både samband mellan arter och dess habitat (tillgång och kvalitet och förändring i desamma) samt möjliga nya områden av intresse är relevanta för uppföljning inom VIP ÅGP och kräver vidare presentation som följer nedan i avsnitt om Orsakssamband och effekter av åtgärder samt matematiska modeller för populationers förekomst, populationsstorlek och utbredning.

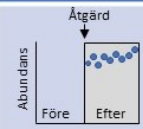
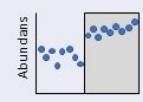
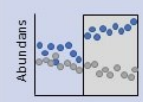

Orsakssamband och effekter av åtgärder

För att förstå orsakerna till en populationsförändring, eller effekterna av vidtagna åtgärder, krävs en mer avancerad uppföljningsdesign. En sådan design är randomiserade kontrollerade studier (Randomized Control Trial, RCT), där områden i en parad uppställning slumpvis tilldelas en "behandling" eller åtgärd alternativt lämnas opåverkat som ett kontrollområde (Christie m.fl. 2019). Fördelen med den typen av slumpvisa design är att man då kontrollerar för eventuella initiala skillnader mellan områden som annars kan förekomma och som kan påverka utfallet. Den här typen av design är vanligt förekommande inom medicin men svårare att tillämpa inom ekologi och därför utvecklar vi inte beskrivning om denna design vidare i den här rapporten. Den vanligaste designen i ekologiska studier är kontrol-åtgärd (Control-Impact, CI), också känt som "space-for-time-substitution-studier" (Bernes et al. 2015, 2017). Andra vanligt förekommande designer inkluderar enbart eftermätningar (After, A) eller före och efter mätningar inom samma område (Before-After, BA) (Christie m.fl. 2019). Dessa tre designer lider dock av olika svagheter som gör att det är svårt att koppla ett visst utfall, t.ex. antalet bin av en viss art inom ett område, till en viss påverkansfaktor, t.ex. areal blottad sand genom skrapning. Till exempel kan det vara så att någon annan miljöförändring samvarierar över tiden med de genomförda åtgärderna, om mätningar görs före och efter, eller att försöket att ersätta tid med rum inte är så lyckat eftersom spatials mönster kanske inte kan ersätta temporala mönster, vid mätningar på kontroll- respektive åtgärdsområden efter en genomförd åtgärd.

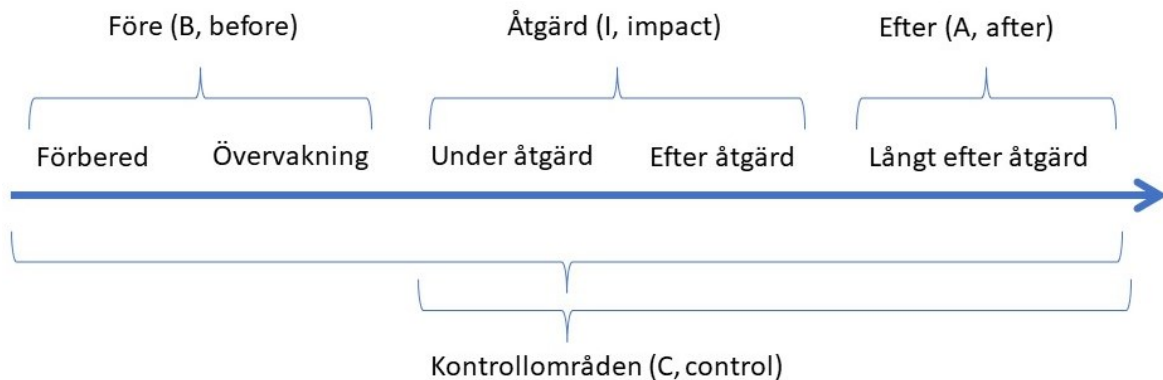
De utmaningar som experimentella studier skapar och de svagheter som finns hos de tre andra studieuppläggen kan lösas genom att använda en så kallad BACI-design (Christie m.fl. 2019). En BACI-design omfattar kartläggning av utgångsläget för arterna och deras habitat före en förändring i relevanta påverkansfaktorer (Before) respektive efter en sådan förändring (After), och inkluderar likvärdiga områden där påverkansfaktorerna inte har förändrats (Control) respektive där de har förändrats (Impact) (Christie m.fl. 2019). En sådan design möjliggör så kallade kontrafaktiska analyser det vill säga en analys som jämför utfallet med en förändring, så som en bevarandeåtgärd eller ett ökat hot, mot utfallet utan denna förändring, förutsatt att alla påverkansfaktorer är kända (Stjernman m.fl. 2022), och säkerheten i denna koppling ökar med provstorleken, t.ex. antalet studerade områden (Christie m.fl. 2019). För att kunna använda BACI-designen för att undersöka åtgärders effekter på populationsnivå krävs ett väl genomtänkt upplägg med experiment- och

kontrollområden och undersökningar före och efter genomförda åtgärder och god kännedom om vilka faktorer som kan tänkas påverka populationerna i områdena. I praktiken är det inte alltid möjligt att planera för en sådan design, antingen för att det inte finns resurser i form av finansiella medel eller tid, på grund av att finansiering enbart avsätts för delar av en sådan design (åtgärderna) eller för att kunskapen om lämpligt upplägg inte är tillräcklig. Vid tillämpning av någon av de alternativa studiedesignerna har uppläggen som inkluderar före-efter (BA) och kontroll-åtgärd (CI) bäst träffsäkerhet efter BACI, följt av enbart efterkontroll med sämst möjlighet att uppskatta faktiska effekter.

En BACI-design är det alternativ som vi förespråkar att tillämpa för uppföljning av åtgärders effekter inom VIP ÅGP, då det ger bäst träffsäkerhet gällande åtgärdernas effekter. Möjligheterna att tillämpa denna design beror på det underlag som finns att tillgå gällande arterna och deras habitat i VIP ÅGP-områdena innan åtgärder genomfördes, samt om det går att identifiera lämpliga kontrollområden inom VIP ÅGP-områdena där åtgärder inte har genomförts. Vilken design som är möjlig går att avgöra först vid genomförande av uppföljningen, då det även kan avsättas resurser för att undersöka frågan om tillgängligt bakgrundsmaterial och eventuella kontrollområden i mer detalj. Det är helt avgörande att åtgärderna digitaliseras oavsett vilken design som tillämpas, eftersom uppföljning av åtgärdernas effekter måste utgå ifrån de specifika platserna där åtgärder genomförts samt vilken typ av åtgärd som genomförts. I förslag till uppföljning i denna rapport beskriver vi hur olika alternativ kan genomföras.

Design	Uppföljningsplan	Relativ kostnad	Relativ svårighetsgrad	Tillämpbarhet	Exempel tillämpning
Efter (B)		Mycket låg	Mycket låg	De flesta system, om kontroll inte möjligt, oförutsägbar påverkan	Anläggning av våtmark
Före-Efter (BA)		Mellan	Mellan	Förutsägbar påverkan, om kontroll inte möjligt, före-data tillgänglig	Vägplasser
Före-Efter Kontroll-Åtgärd (BACI)		Hög	Hög	Förutsägbar påverkan, Kontroll möjlig, Före-data tillgänglig	Åtgärdsområden, anläggning av förnybara energikällor
Kontroll-Åtgärd (CI)		Låg	Mellan	Oförutsägbar påverkan, Storskaliga replikat som svårigen kan väljas slumpmässigt	Föroreningshändelser

Figur 1. Uppföljning kan ske med olika design med olika träffsäkerhet gällande utvärdering av effekter. I figuren illustreras fyra vanliga designers för uppföljning av effekt efter en händelse eller åtgärd. I figuren illustreras vid vilken tidpunkt och var uppföljning sker. Diagrammets vänstra kolumn representerar tiden före en händelse, och den grå kolumnen till höger tiden efter en händelse. De blå punkterna illustrerar uppföljning i områden där händelse har skett och de grå punkterna uppföljning i områden där händelse inte inträffat. Figur tolkad från Christie m.fl. 2019.



Figur 2. Tidslinje som illustrerar när olika delar av en uppföljningsdesign kan genomföras med koppling till de designer som presenteras i Figur 1.

Matematiska modeller för uppskattning av arters förekomst, populationsstorlek och utbredning

Uppföljning av en art eller population kan understödjas eller stärkas med hjälp av olika typer av modeller. Vilken slags modell som används beror på syftet med modelleringen, den ekologiska kunskapen om arten och vilka data som finns tillgängliga. De flesta modeller för en arts förekomst bygger på någon form av koppling mellan habitatet och artens förekomst, populationstäthet eller fortplantning och en av de vanligaste typerna är artutbredningsmodeller (species distribution models, SDM; Guisan & Zimmermann 2000), vilket i praktiken är statistiska regressionsmodeller mellan habitatvariabler och artens förekomst. Dessa modeller är "datahungriga", dvs. de kräver mycket data för att kunna anpassas och helst bör man ha data på såväl artens förekomst som dess frånvaro för att kunna skapa en bra modell. En svaghet med modeller som bygger på korrelativa samband mellan tillgängliga spatials data och förekomst av en art är att de inte enkelt kan kopplas till ekologiska processer eller orsakssamband (Dormann m.fl. 2012) och möjligheten att överföra dem till andra eller nya situationer (transferabiliteten) är därför ofta begränsad (Yates m.fl. 2018).

En alternativ typ av modell är en som är mer direkt processbaserad, eller mekanistisk. Sådana modeller kräver mer detaljerad kunskap och förståelse av arten, dess beteende, fysiologi eller nisch, men inte nödvändigtvis fullständig kännedom om dess förekomst (t.ex. Kearney m.fl. 2008, Olsson & Bolin 2014). För bin finns flera modeller som bygger på det faktum att de födosöker utifrån ett bo, dit resurserna ska samlas (central-place foraging, CPF) (Lonsdorf m.fl. 2009, Olsson m.fl. 2015, Häussler m.fl. 2017). Den ena av dessa modeller (Olsson m.fl. 2015) är förankrad i ekologisk födosöksteori och har nyligen använts i ett projekt lett av Metria för att modellera solitärbin i verkliga landskap (Elcim m.fl. 2022) och parametriserats för mörk jordhumla (*Bombus terrestris*) i jordbrukslandskap (Baey m.fl. 2023).

Oavsett vilken typ av modell som används kommer tillämpbarheten att begränsas av tillgången på relevant habitatdata. Översiktlig sådan data finns i form av t.ex. marktäckedata, men problemet är ofta att den bygger på klasser som är väldigt grova (t.ex. åkermark, betesmark, övrig öppen mark med och utan vegetation) och inte tillräckligt väl representerar habitatkvaliteten för en art. Dock kan sådan data kompletteras med mer detaljerad information, åtminstone inom begränsade områden, för att skapa meningsfulla modellresultat. De analyser som har genomförts av Metria (Elcim m.fl.

2022) på uppdrag av Naturvårdsverket har använt sig mer detaljerad information gällande arter och resurser inom fyra av VIP ÅGP-områdena (Elcim m.fl. 2022). Experter på vildbin har i det projektet klassat högupplöst habitatdata med avseende på födoresurser, boplatstillgång och "flygmotstånd" och därefter har CPF-modellen (Olsson m.fl. 2015) tillämpats för att beräkna vilka områden som har förutsättningar att vara värdefulla habitat för vildbin. Analysen kombinerar därmed utbredningen, fördelningen och kvaliteten av resurser i landskapet i form av en slags nätverksanalys som är anpassad för arten eller arterna i fokus.

Kartläggning och sammanställning

I följande avsnitt sammanfattar vi de vidtagna åtgärderna samt de åtgärder som genomförts inom VIP ÅGP, både totalt och per område, samt kunskap om de ÅGP-arter som varit i fokus.

Sammanfattningen inkluderar en kortare beskrivning i text, tabell och karta, samt mer detaljerad sammanställning i bilagorna 2-4. Uppgifterna i sammanställningen är inhämtade från de 8 berörda länen, där länen har hunnit olika långt i sin regionala redovisning. Ytterligare komplettering behövs för att materialet ska bli komplett.

Områden och genomförda åtgärder

VIP ÅGP-områden som identifierades som aktuella i satsningen för hotade vildbin skulle uppfylla ett antal urvalskriterier (bilaga 1, underlag från Naturvårdsverket); de skulle hysa flera arter inom hotkategorierna VU (sårbar) och /eller CR (kritiskt hotad), förekomst i områdena skulle vara avgörande för artens nationella överlevnad samt att områdena skulle omfattas av nationella åtgärdsprogram (ÅGP). Områdena skulle också hysa ett stort antal andra rödlistade eller sällsynta arter av vildbin och gärna vara viktiga för arter knutna till örtrika sandmarker. Totalt pekades 26 områden ut som aktuella för åtgärder inom VIP ÅGP, fördelat över 8 län (tabell 1, figur 3). Antalet var något lägre initialt men har kompletterats under satsningens gång (se bilaga 3 för antal år som varje område varit med). Vid tidpunkt för sammanställning till den här rapporten (dec 2022) har åtgärder genomförts motsvarande kostnader för drygt 17 miljoner kronor. Ytterligare redovisning av åtgärder och kostnader förväntas tillkomma under slutet av 2022. Åtgärderna som redovisats (t.o.m. dec 2022) omfattar totalt 398 ha, fördelat på 8 olika åtgärdstyper (exkluderat stängsling och plantering av buskar/träd då dessa kategorier redovisats med enheter som inte möjliggör summering på yta). Samtliga åtgärdstyper syftar till att öka mängden tillgängliga resurser i landskapet för de aktuella arterna, men riktar sig mot olika resurser. Åtgärderna bidrar antingen till att öka mängden blottad sand som är ett kriterium för att arterna ska förekomma, eller mängden tillgängliga födoresurser som arterna är beroende av. Av de 8 åtgärds-kategorier som redovisats med arealer är röjning av igenväxningsvegetation den som omfattat störst areal, följt av åtgärder för att öka andelen blottad sand, bekämpning av dominant växter, avverkning och stubbdragnin, sådd och inplantering av näringsväxter, naturvårdsbränning, slåtter samt åtgärder som kategoriserats som annat (se tabell 2 för övergripande sammanställning och bilaga 3 för mer detaljerad redovisning av hitintills redovisade antal åtgärder per åtgärdstyp i de olika områden).

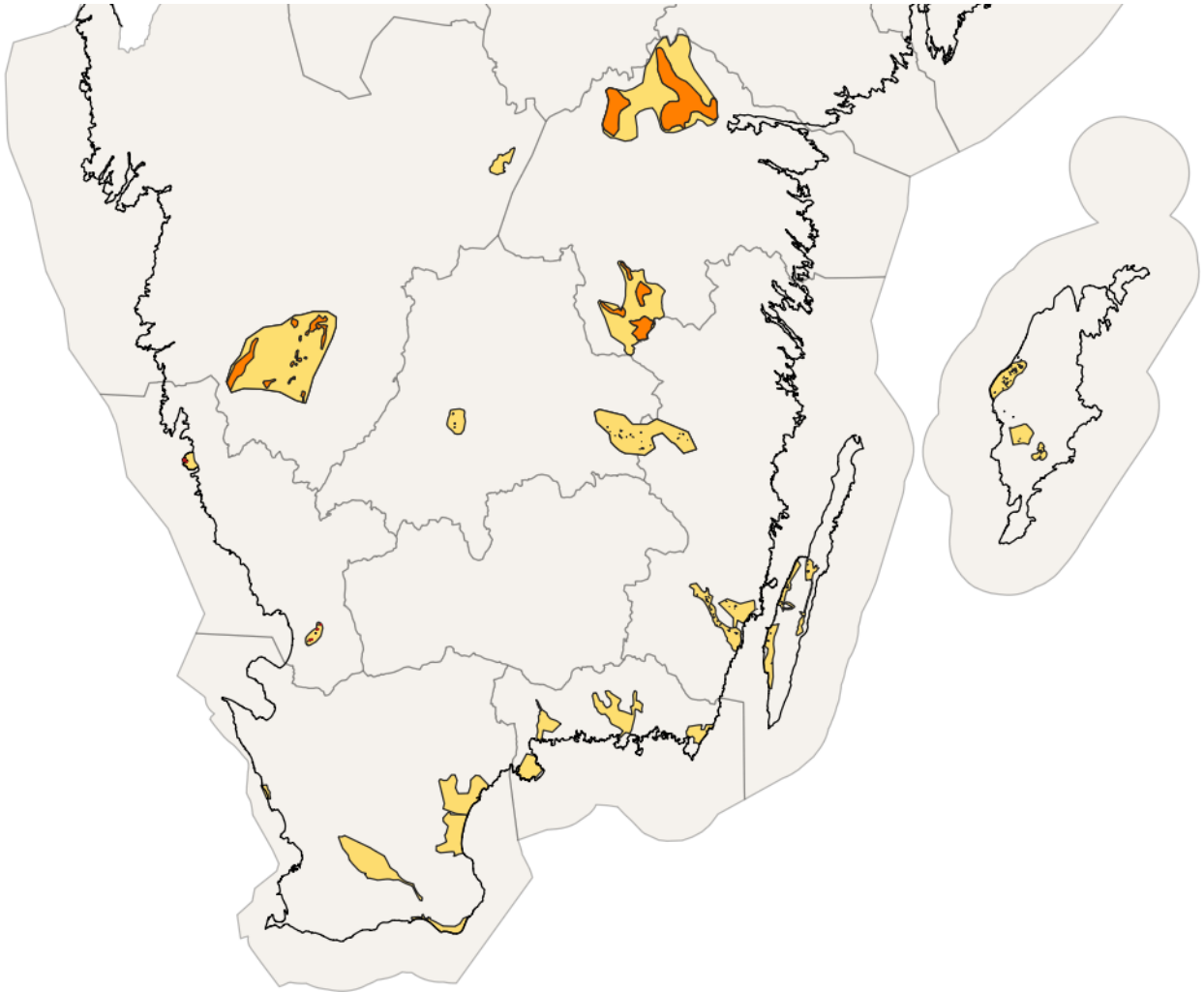
Tabell 1. De län som hyser de 26 aktuella VIP ÅGP-områden och ungefärlig storlek på dess totala arealer.

Län	Område	VIP ÅGP-område total area (ha)
Blekinge	Ronneby, Jämjö, Mörrum, Listerlandet	39 700
Gotland	Tofta-Visby, Stånga, Lojsta	22 100
Halland	Veinge/Vessinge, Värö	7 600
Jönköping	Övre Emådalen, Skillingaryds skjutfält,	46 300
Kalmar	Ancylusvallen Östra Öland, Strandskogen/Ekerum, Nybroåsen, Ölands sydvästra sandfält, Kalmar väst/Trekanten, Övre Emådalen	83 200
Skåne	Ravlunda/Haväng, Kåseberga/Löderup, Revingehed, Ålabodarna, Åhus	70 000
Västra Götaland	Osdal/Bråt, Karlsborg	123 700
Östergötland	Finspångstrakten, Kinda-Ydre	190 000

Tabell 2. Åtgärds-kategorier och förbrukade medel samt åtgärdade arealer.

Areal och kostnad åtgärder 2020–2021	kostnad (tkr)	arealer (ha)
Sådd och plantering av ängsväxter	1437	33
Plantering av buskar och träd	84	-
Slåtter	359	20
Stängsling	1287	-
Naturvårdsbränning	289	25
Bekämpning av dominant växter	635	46
Röjning av igenväxningsvegetation	3596	132
Avverkning och stubbdragning	1851	44
Grävning, schaktning, anläggande av bibädd	6443	82
Annat*	1060	17
Summa	17040	398

*Till kategorin annat räknas faunadepåer, vattenåtgärder, artificiella bon, restaurering, information/utredning samt betesdrift. Stängsling har rapporterats med arealer för 2020 och längd för 2021 därför saknas summering. Plantering av buskar och träd rapporteras inte med arealer.



Figur 3. Karta som visar de utpekade VIP ÅGP-områdena (gul) och för vissa län projektplansområden dit åtgärder fokuserats (orange) samt åtgärder i de län som har digitaliserad data (röd). Områden per län och digitaliserade åtgärder för vissa län redovisas vidare i tabell 1 respektive bilaga 3. Karta sammanställd av Maria von Post.

Åtgärderna har genomförts i samverkan med ett stort antal intressenter såsom kommuner, Trafikverket, Fortifikationsverket, Svenska kyrkan, privata markägare, golfklubbar, skytteföreningar, hembygdsföreningar, täktbolag, energibolag, Statens fastighetsverk, Försvarsmakten, stiftelser, förvaltare av skyddade områden, Svea skog, LRF och flertalet olika intresseorganisationer (se bilaga 3 för en mer detaljerad förteckning). Länsstyrelserna har i flera fall slutit avtal med samverkansparterna om vidare skötsel av de åtgärdade områdena för att långsiktigt säkerställa varaktigheten med insatserna.

För att komplettera sammanställningen av genomförda åtgärder krävs att den vidare inrapporteringen av åtgärderna fullföljs på områdesnivå och med standardiserade protokoll som möjliggör jämförelse och summering. Nu varierar rapporteringskraven mellan år 2020 och 2021 vilket försvårar sammanfattning. Exempelvis saknas krav på detaljrapportering om åtgärder på områdesnivå för 2021 och den samlade dokumentationen av antal åtgärder per område som vi har kunnat få tag på varierar därför stort mellan länen (se bilaga 3). För ökad förståelse om möjligheter att undersöka effekter på arter och populationer är det av stor vikt att åtgärderna digitaliseras. Först

efter digitalisering är det möjligt att slutföra planering av inventering i syfte att utvärdera åtgärdernas eventuella populationseffekter.

Kunskapsunderlag arter

De utpekade områdena inom satsningen ÅGP VIP har identifierats utifrån kända förekomster av 31 arter med tillhörande åtgärdsprogram (tabell 3, beskrivning av förekommande arter per område i bilaga 4). Arterna tillhör fem familjer av bin: sommarbin (*Melittidae*), grävbin (*Andrenidae*), vägbin (*Halictidae*), buksammarbin (*Megachilidae*) och långtungebin (*Apidae*). De 31 arterna är fokus för ÅGP VIP-satsningarna och även för vår föreslagna uppföljning och utvärdering. I länens projektplaner har ytterligare 22 arter av vildbin och 15 arter av andra insekter pekats ut som relevanta inom områdena (upptagna i bilaga 4). Gemensamt för de 31 arterna av vildbin, förutom att de samtliga är rödlistade och omfattas av åtgärdsprogram, är att de är beroende av sandiga och örtrika habitat, de är solitära och att flera av dem är beroende av specifika värdväxter eller värdorganismer då flera av dem är boparasiter på andra vildbin. Nedan följer en kortfattad presentation av arterna enligt familj och släkte.

Tabell 3. Utpekade arter inom ÅGP VIP, Dyntaxa ID samt deras värdväxter för pollensamling eller värdbiart för boparasiter* enligt Holmström m.fl. (2018) och Cederberg m.fl. (2022). Polylektiska arter har en bredare värdväxtpreferens.

Vetenskapligt namn	Dyntaxa ID	Svenskt namn	Värdväxt (pollen) eller värdbiart (för boparasiter)
Sommarbin (<i>Melittidae</i>)			
<i>Melitta melanura</i>	101299	storblomsterbi	stor och liten blåklocka (<i>Campanula persicifolia</i> och <i>C. rotundifolia</i>)
<i>Melitta tricincta</i>	102661	rödtoppebi	rödtoppor (<i>Odontites</i>), huvudsakligen gatrödtoppa (<i>O. vulgaris</i>)
Grävbin (<i>Andrenidae</i>)			
<i>Andrena argentata</i>	100282	silversandbi	polylektisk
<i>Andrena batava</i>	103096	batavsandbi	videarter (<i>Salix</i>)
<i>Andrena bimaculata</i>	102664	rapssandbi	bivoltin: första generationen: videarter (<i>Salix</i>), andra generationen: korsblommiga växter (<i>Brassicaceae</i>)
<i>Andrena gelriae</i>	102667	väpplingsandbi	ärtväxter (<i>Fabaceae</i>), främst getväppling (<i>Anthyllis vulneraria</i>)
<i>Andrena humilis</i>	100285	slåttersandbi	fibblor: rotfibbla (<i>Hypochaeris radicata</i>), sommarfibbla (<i>Leontodon hispidus</i>), gråfibbla (<i>Pilosella officinarum</i>), höstfibbla (<i>Leontodon autumnalis</i>)
<i>Andrena labialis</i>	102669	märgelsandbi	ärtväxter (<i>Fabaceae</i>): gulvial (<i>Lathyrus pratensis</i>), röd- och vitklöver (<i>Trifolium pratense</i> L. och <i>Trifolium repens</i>), karingtand (<i>Lotus corniculatus</i>), getväppling (<i>Anthyllis vulneraria</i>)
<i>Andrena marginata</i>	102671	guldsandbi	väddarter: åkervädd (<i>Knautia arvensis</i>), ängsvädd (<i>Succisa pratensis</i>), luktvädd (<i>Scabiosa canescens</i>), fältvädd (<i>Scabiosa columbaria</i>)
<i>Andrena morawitzi</i>	103125	fältsandbi	videarter (<i>Salix</i>)
<i>Andrena nycthemera</i>	103127	flodsandbi	videarter (<i>Salix</i>), ofta sälg (<i>Salix caprea</i>)
<i>Panurgus banksianus</i>	102675	storfibbblebi	fibblor, cikoria (<i>Cichorium intybus</i>)
Vägbin (<i>Halictidae</i>)			
<i>Dufourea halictula</i>	100869	monkesolbi	blåmunkar (<i>Jasione montana</i>)

<i>Dufourea inermis</i>	100868	klocksolbi	blåklockor (<i>Campanula</i>), särskilt liten blåklocka (<i>C. rotundifolia</i>)
<i>Halictus leucaheneus</i>	102680	stäppbandbi	polylektisk
<i>Halictus quadricinctus</i>	102681	storbandbi	polylektisk
<i>Sphecodes cristatus</i> *	101806	kölblodbiet	smalbin och bandbin så som kustbandbi (<i>Halictus confusus</i>) och stäppbandbi (<i>Halictus leucaheneus</i>)
Buksamlarbin (Megachilidae)			
<i>Megachile lagopoda</i>	102685	stortapetserarbi	huvudsakligen storblommiga tistlar och väddklint (<i>Centaurea scabiosa</i>)
<i>Osmia maritima</i>	102686	havsmurarbi	strandvial (<i>Lathyrus japonicus</i>) och käringtand (<i>Lotus corniculatus</i>)
<i>Coelioxys conoideus</i> *	102684	storkägelbi	stortapetserarbi (<i>Megachile lagopoda</i>)
<i>Coelioxys obtusispina</i> *	100676	thomsonkägelbi	stortapetserarbi (<i>Megachile lagopoda</i>)
Långtungebin (Apidae)			
<i>Anthophora plagiata</i>	102689	humlepälsbi	polylektisk
<i>Anthophora retusa</i>	102690	svartpälsbi	polylektisk
<i>Biastes truncatus</i> *	100478	pärlbi	ängssolbi (<i>Dufourea dentiventris</i>) och klocksolbi (<i>Dufourea inermis</i>)
<i>Nomada argentata</i> *	101401	silvergökbi	guldsandbi (<i>Andrena marginata</i>)
<i>Nomada armata</i> *	102691	väddgökbi	väddsandbi (<i>Andrena hattorfiana</i>)
<i>Nomada facilis</i> *	102692	fibblegökbi	fibblesandbi (<i>Andrena fulvago</i>)
<i>Nomada fuscicornis</i> *	102694	mörkgökbi	småfibblebi (<i>Panurgus calcaratus</i>)
<i>Nomada integra</i> *	102695	slåttergökbi	slåttersandbi (<i>Andrena humilis</i>)
<i>Nomada similis</i> *	101406	ölandsgökbi	storfibblebi (<i>Panurgus banksianus</i>)
<i>Nomada stigma</i> *	102698	fransgökbi	märgelsandbi (<i>Andrena labialis</i>)

*Arter som är boparasiter på andra bin och därmed i praktiken kopplade till deras förekomst.

Sommarbin (*Melittidae*)

Sommarbin är den bifamilj som utgör de evolutionärt sett tidigaste bina enligt nya molekylära studier (Danforth m.fl. 2013). Sommarbin är solitära, marklevande och oftast värdväxtspecialister (Michener 2007, Danforth et al. 2019). Det är en liten familj av bin och endast två biarter, storblomsterbiet och rödtoppebiet (släkte blomsterbin, *Melitta*), finns med bland de 31 fokusarterna. Storblomsterbiet samlar pollen från stor och liten blåklocka, *Campanula persicifolia* och *C. rotundifolia*, och rödtoppebiet samlar pollen endast från rödtoppor, *Odontites*, i huvudsak från gatrödtoppa *O. vulgaris* i Sverige (Cederberg m.fl. 2022).

Grävbin (*Andrenidae*)

Grävbin är till skillnad från sommarbin en stor bifamilj, men är liksom sommarbin också marklevande och solitära, även om vissa arter kan anlägga sina bon aggregerade (Danforth m.fl. 2019). De flesta arter av grävbin har en specifik värdväxtpreferens som uttrycks genom både beteendemässiga och morfologiska anpassningar (Danforth m.fl. 2019). Bland de 31 utpekade arterna finns 10 arter av grävbin som tillhör två släkten: sandbin (*Andrena*, 9 arter) och fibblebin (*Panurgus*, 1 art). Dessa arter samlar pollen huvudsakligen från viden, ärtväxter, fibblor och väddarter (tabell 3; Holmström m.fl. 2018, Cederberg m.fl. 2022).

Vägbin (*Halictidae*)

Vägbina omfattar fem arter bland de 31 och tillhör två pollensamlande släkten: solbin (*Dufourea*, 2 arter) och bandbin (*Halictus*, 2 arter), samt en art blodbin, kölblodbiet, som är boparasit på andra biarter inom släktena bandbin och smalbin (*Lasioglossum*). De två arterna av solbin samlar pollen från blåmunkar/monke respektive blåklockor, medan de två arterna av bandbin är polylektiska (tabell 3). Inom familjen vägbin är det vanligare att vara mer generalistisk i pollensamlandet även om det förekommer specialister (Danforth m.fl. 2019), som till exempel de två solbina på vår lista (Cederberg m.fl. 2022).

Buksamlarbin (*Megachilidae*)

Buksamlarbin uppvisar en fascinerande diversitet i bobyggande och de kan anlägga sina bon i till exempel marken, väggar, grenar, galler och snäckskal och använda många olika byggmaterial, som lera, blomblad, blad, resin, jord och grus (Danforth m.fl. 2019). Många arter av buksamlarbin är specialiserade på vissa värdväxter för sitt pollensamlande och vissa arter är boparasiter (Danforth m.fl. 2019). Bland de 31 arterna finns fyra arter av buksamlarbin, som tillhör tre släkten, varav arterna som är tapetserarbin (*Megachile*, 1 art) och murarbin (*Osmia*, 1 art) samlar pollen och käglebina (*Coelioxys*, 2 arter) är boparasiter – båda på stortapetserarbiet (Cederberg m.fl. 2022) som är en av de två tapetserarbin på listan.

Långtungebin (*Apidae*)

Långtungebin är globalt sett den största familjen bin med runt 6000 beskrivna arter och inkluderar bland annat honungsbiet (*Apis mellifera*) och humlorna (*Bombus*) (Michener 2007, Danforth m.fl. 2019). Bland de 31 arterna finns 10 arter av långtungebin som tillhör tre släkten: de pollensamlande och polylektiska pälsbina (*Anthophora*, 2 arter) och så boparasiter inom släktena pärlbin (*Biastes*, 1 art) och gökbin (*Nomada*, 7 arter). Pärlbin är ett bisläkte som är endemiskt för Europa (Michener 2007) och pärlbiet, som lever som boparasit på solbin, är den enda art som förekommer i Sverige (Cedergren m.fl. 2022). Gökbin samlar inte själv pollen utan parasiterar på marklevande solitärbin och de är oftast specialiserade på en eller ett par biarter (Cedergren m.fl. 2022). Flera av gökbinas värdbiarter förekommer bland de 31 arterna på vår lista, som till exempel guldsandbi och slåttersandbi.

Befintligt kunskapsunderlag

För att fullt ut förstå vilken dokumentation som kan finnas tillgänglig, var och i vilket format, gällande arternas förekomst krävs en genomgång även av äldre inventeringsmaterial/rapporter som kan vara av intresse. Efterfrågningar om material inför detta uppdrag har främst fokuserat på material från de senaste 5-10 åren och enbart riktat till kontaktpersonerna för de aktuella länen på grund av begränsade resurser. Vi har även gjort vidare sökningar efter äldre men potentiellt relevanta rapporter via respektive läns hemsidor, via publikationer. Det samlade materialet har dokumenterats i bilaga 4. Ytterligare material finns sannolikt hos SLU Artdatabanken, på museer, hos allmänheten eller hos intresseorganisationer. Tillkommande material kan eventuellt bidra med ökad kunskap om arternas förekomst och utbredning bakåt i tiden, vilken skulle kunna användas för att komplettera bilden av arternas förekomst och utbredning i ett längre tidsperspektiv. Denna kunskap kan även bidra med information om fler områden som kan vara av intresse för framtida åtgärder för de aktuella arterna. Tillkommande nyare material skulle kunna användas som referenspunkt i de fall där vi inte lyckats identifiera relevant material från Länsstyrelserna. Ytterligare kontakt med SLU Artdatabanken i dessa frågor är aktuellt då de har god kännedom om vilka material som kan tänkas finnas och var. En sådan eftersökning är aktuell att genomföra innan föreslagen uppföljning påbörjas, då tillkommande kunskap om arterna kan bidra med information som behövs för en optimal uppföljningsdesign.

Förslag på uppföljning och utvärdering av åtgärder inom VIP ÅGP

I detta avsnitt beskriver vi i mer detalj hur uppföljning av hotade solitära vildbin inom VIP ÅGP kan genomföras. Våra förslag motiveras med utgångspunkt i de inledande teoretiska styckena om uppföljning av arterna och dess habitat med hänvisning till relevant vetenskaplig litteratur om uppföljningsmetoder lämpade för fokusarterna. Vi föreslår i huvudsak fyra metoder för kartläggning av arter och habitat i fält: 1) standardiserad blombesöksräkning för uppskattning av abundans, 2) standardiserade transekter för uppskattning av boplatser och resurser, 3) fjärranalys för kartering av resurser och naturtyper som kan ligga till grund för eventuellt tillkommande 4) rumsliga modeller för nätverksanalys. Beroende på studieupplägget som dessa metoder tillämpas inom så kan olika syften med uppföljningen uppfyllas: a) utvärdering av åtgärders effekt på arter och habitat inom VIP ÅGP och b) kartläggning av arter och habitat inom VIP ÅGP för framtida förändring. Denna uppdelning beror på de olika syftena som uppföljning kan ha där den data som behöver samlas in är kopplad till olika metoder, design och datakällor.

Metoder för kartläggning av arter och habitat i fält och med fjärranalys

I följande avsnitt presenterar vi de metoder som vi har identifierat som lämpliga för att följa upp effekter av åtgärder inom satsningen för VIP ÅGP och med fokus på sällsynta och hotade vilda solitärbin. Metoderna bör i de flesta fall kombineras för att ge ett bra underlag för analys.

Metod 1. Standardiserade blombesöksräkningar för uppskattning av biabundans

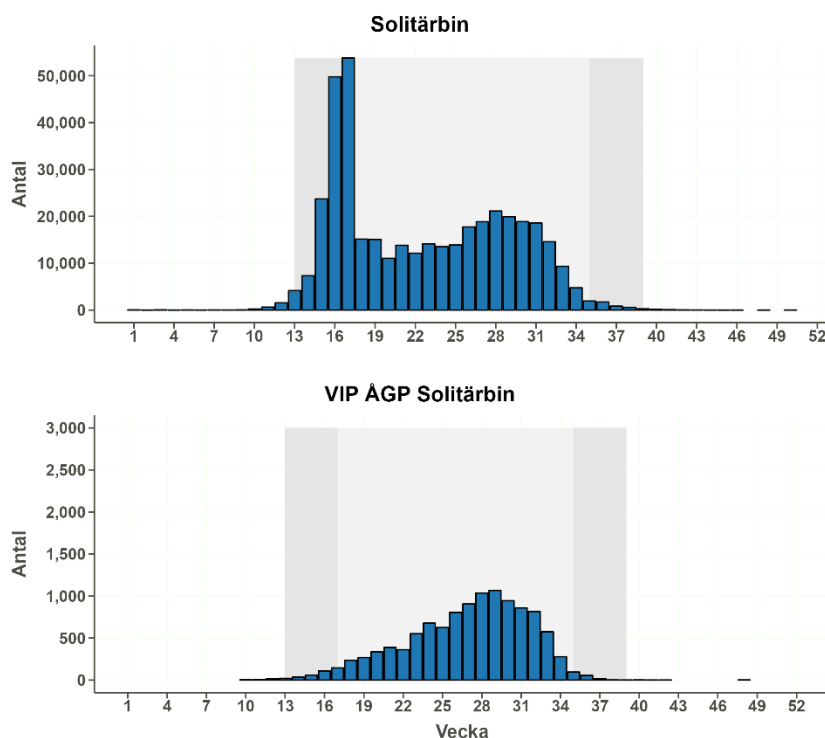
För att uppskatta abundans av de 20 pollensamlade arterna bland våra 31 fokusarter räknas pollensökande honor på deras pollenvärdväxter (se Vassière m.fl. 2011 för en mer generell metodbeskrivning och Franzén och Nilsson 2010, 2013 för specifika exempel) längs variabla transekter som anpassas till var dessa pollenvärdväxter finns (Westphal m.fl. 2008). En variabel transekt har som fördel att observatören kan röra sig fritt över området och göra eftersök på de pollenvärdväxter som förekommer i området och blommor under just den perioden, vilket lämpar sig väl för våra syften. Här skulle även de solitärbiarter som boparasiterna bland de 31 fokusarterna nyttjar kunna inkluderas.

Standardisering sker genom att pollensökande honor räknas på ett bestämt antal blomenheter (100-500) av de utvalda pollenvärdväxterna inom varje område. Kartläggningen av pollenvärdväxter (se metod 2 nedan) kan genomföras innan blombesöksräkningen för att klargöra vilka resurser som är viktiga i det aktuella området. Blombesöksräkning sker inom ett bestämt tidsfönster på dagen, som sammanfaller med fokusarternas mest aktiva dygnsperiod. Individer som inte kan bestämmas till art direkt kan tillfälligt håvas in för närmare inspektion och sedan släppas tillbaka i området.

Blombesöksräkning avgränsas inte av någon fastställd yta utan det aktuella besöksområdet definierar det potentiella söksområdet. Observatören rör sig sakta genom området och räknar antal blomenheter av pollenvärdväxterna och noterar samtidigt noterar de biindivider av fokusarterna som besöker dessa blomenheter. De variabla transekterna med blombesöksräkningar kan upprepas inom samma område men med fokus på en annan art (eller grupp av arter) av pollenvärdväxter och deras bin. En blomenhet här kan avse en separat blomma, men i fall där separata blommor inte är möjliga att urskilja (exempelvis korgblommiga växter) räknas hela blomkorgen som en enhet. Räkningen av besökande individer är inte tidsbestämt utan pågår tills ett förutbestämt antal blomenheter av pollenvärdväxterna har räknats. Räkningen sker med fördel med hjälp av två handräknare, där en handräknare kan notera antalet räknade blomenheter och den andra antalet besökande bin.

Pollenvärdväxter som vi anser särskilt viktiga att täcka in i en blombesöksräkning är arter av släktena fibblor (korgblommiga växter), vädväxter (*Dipsacaceae*), ärtväxter (*Fabaceae*) och videväxter (*Salix*) då dessa resurser pekats ut som viktiga för flertalet av de aktuella arterna av hotade vildbin (tabell 3). Urvalet av pollenvärdväxter kan dock anpassas efter olika områdes särskilda fokusarter. För att kunna säga något om hur enskilda biarters abundanser eventuellt skiljer sig mellan områden med och utan åtgärder ställs högre krav på replikering, det vill säga hur många områdespar som inkluderas.

Blombesöksräkning ska enbart ske under lämpliga väderförhållanden (temperatur över 15° C, svag vind och inget regn), där dessa förhållande noteras i inventeringsprotokollet. Räkning av pollensamlade honor görs under 3–5 tillfällen under säsongen för att täcka in vildbiarternas olika flygtider (figur 4) och pollenvärdväxternas olika blomningsperiod.



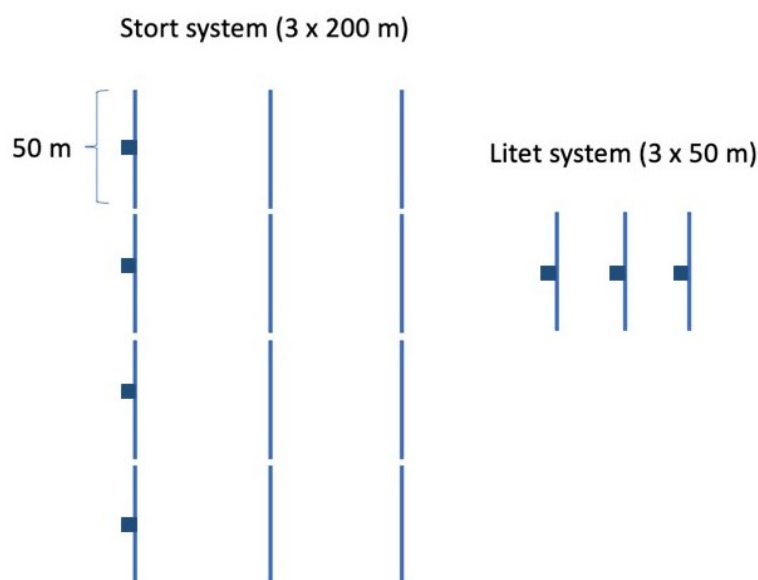
Figur 4. Veckovis inrapporterade totalantal individer av samtliga solitärbin samt solitärbin inom VIP ÅGP, data från SLU Artportalen. Data omfattar alla rapporter från åren 1900–2022 och har hämtats från Analysisportal.se i januari 2023. Ljusare skuggning täcker perioden maj-augusti medan mörkare skuggning utökar perioden till april-september (se även Arnberg m.fl. 2022 för diskussion om fördelning av provtagning över säsongen). Diagrammen sammanställda av Lars Pettersson, Svensk Dagfjärilsövervakning.

Metod 2. Standardiserade transekter och provrutor för uppskattning av resurser

För kartering av arternas boplatser och näringsresurser - mängd blottad sand och pollenvärdväxter - läggs standardiserade transekter med provrutor ut över de aktuella områdena, vilket möjliggör uppföljning över tid. System med transekter läggs ut i områden med genomförda åtgärder och i kontrollområden enligt ett digitaliserat rutsystem om 50 x 50 m. Transekterna kombineras med 1–2 provrutor om 1 x 1 m per 50 meters segment för uppföljning av 1) antal aktiva bibe, 2) täckningsgrad av blottad sand, 3) antal blomenheter av pollenvärdväxterna, samt 4) antal blomenheter av pollen- och nektarrika växter. Viktiga pollen- och nektarrika växter som vi inkluderar

här har definierats av Bengtsson (2010) och tillämpats inom SandLife (Ahlstrand m.fl. 2018) och utgörs av arter tillhörande någon av de följande åtta familjerna *Asteraceae*, *Boraginaceae*, *Campanulaceae*, *Dipsacaceae*, *Ericaceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae* och *Salicaceae*.

Inventeringsrutor placeras jämnt fördelat över segmentets längd, placerade kant i kant med segmentet (figur 5). Specifika pollennäringsväxter karteras även i bandprofiler längs transekterna och noteras till antal blomenheter. Beroende på lokalernas storlek kan antingen ett stort system väljas med tre transekter om vardera 200 m som delas upp i 50 m långa segment, eller ett mindre system med tre transekter om vardera 50 m (Figur 5). Detta gör det enkelt att jämföra täthet i större och mindre områden. Inventeringen görs under 3–5 tillfällen under säsongen för att täcka in olika flygtider och resursförekomst över säsongen (se figur 4).



Figur 5. Linjetransekter och provytor placeras i åtgärdsområden och tillhörande kontrollområden enligt ett digitaliserat rutsystem om 50 x 50 m för standardiserad kartläggning av aktiva bon, täckningsgrad av bar sand samt viktiga pollen- och näringsresurser. Beroende på områdets storlek kan ett stort system eller ett litet system tillämpas som möjliggör jämförelse mellan områden.

Kartering/inventering längs transekter och av provrutor bör ske under pollenvärdväxternas blomningstid och inom närliggande tid för inventering av biarter enligt metod 1 (max 1 vecka i tidsskillnad) men behöver inte sammanfalla eller utföras under biarternas aktiva tid på dygnet förutom i de områden där eventuella värdarter ingår i inventeringen.

Metod 3. Fjärranalys för att uppskatta boplotsresurser genom blottad sand

Som kompletterande kartering av boplotsresurser i form av blottad sand tillämpas fjärranalys av flyg- och satellitbilder för VIP ÅGP-områdena och deras omgivande landskap. Mer specifikt används flyg- och/eller satellitbilder tagna före och efter åtgärdsperioden för att kartlägga areal blottad sand i de aktuella områdena och det omgivande landskapet enligt metoder tillämpade inom SandLife (se

Ahlstrand m.fl. 2018). Det omgivande landskapet är viktigt att inkludera för att förstå möjliga effekter i ett landskapsperspektiv, där resurser i ett större landskap än de områden som undersökts mer i detalj kan vara avgörande för arters koloniserings- och utdöendefrekvens. Varje del av flygbilden kartläggs med avseende på areal blottad sand. Därefter uppskattas en procentuell fördelning av areal blottad sand i det undersökta området före och efter genomförda åtgärder. Uppskattningarna används sedan för att skatta förändring i tillgången på boplatsresurs inom räckhåll för de aktuella arterna.

Flygbilder och satellitdata med en rumslig upplösning på 0,25–0,5 m för kartering av naturtyper kan erhållas från exempelvis Lantmäteriet och Geodatacentrum Skåne, men då sådana bilder inte tas årligen kan olika utgångsår vara nödvändigt att använda för olika områden.

Flygbilder och satellitdata kan komma att kompletteras med annan spatialt explicit markanvändningsdata, till exempel Svensk Marktäckedata eller grödor från IACS.

Analyser av flygbilder, satellitdata och annan markanvändningsdata görs för att öka den geografiska utbredningen och detaljeringsgraden i habitatdata och skulle kunna utgöra dataunderlag för en eventuell nätverksanalys. För tillämpning av rumsliga modeller för nätverksanalys (Metod 4) behövs rasterlager för födoresurser, boplatsresurser och möjligheten för bina att röra sig i landskapet. Det är arbetskrävande att ta fram dessa raster och vi har inte inkluderat sådant arbete inom ramen för budgetförslagen. Däremot finns det ansatser att ta fram metoder som kan underlätta för att ta fram lager för nya områden, som potentiellt skulle kunna användas i framtiden och baserat på det underlag som produceras med metoderna 1–3.

Metod 4. Tillämpning av rumsliga modeller – nätverksanalys

Med utgångspunkt från rasterlagren som kan skapas från underlag som genereras under metod 3 kan CPF-modellen (se avsnitt Matematiska modeller för uppskattning av arters förekomst, populationsstorlek och utbredning) tillämpas. Utöver kartsikten behövs två parametrar per art, vilka på ett generellt sätt representerar flygavstånd och födospecialisering hos arten. Därefter är modellen relativt enkel att tillämpa, även om den kräver en viss datorkraft för större områden. Arbetstiden för detta steg ingår delvis i ovanstående.

Möjlighet att tillämpa metod 4, samt dess träffsäkerhet beror på hur väl ingående parametrar beskriver arternas förutsättningar och vilar därmed på god kunskap om arterna i fråga. Modellerna kan sedan valideras om och när det finns goda data på faktiska artobservationer. Metod 4 ser vi som ett möjligt nästa steg, förutsatt att uppföljning av arter i områdena genomförs men har dock inte inkluderat det i någon av föreslagna budgetalternativ här.

Design för olika uppföljningssyften relevanta för VIP ÅGP

Nedan presenterar vi de olika syften som uppföljningen kan ha i förhållande till hotade vildbin i VIP ÅGP-områdena. Designerna och efterföljande budgetalternativ som presenteras följer en prioriteringsordning där främsta fokus har varit att ta fram en design som lämpar sig för uppföljning av effekter av åtgärder inom satsningen på VIP ÅGP. Med de förslag som presenteras är detta möjligt inom båda budgetalternativen. Som en andra prioritering föreslås en design som lämpar sig för att även följa upp populationsutveckling av arterna inom VIP ÅGP-områdena mer generellt. Detta alternativ är enbart möjligt med en mer omfattande budget.

Utvärdering av åtgärders effekt på arter och habitat inom VIP ÅGP

För att utvärdera effekter av åtgärder gjorda inom VIP ÅGP 2020–2022 krävs en uppföljningsdesign som omfattar områden med genomförda åtgärder samt närliggande områden där åtgärder inte genomförts, i en kontroll-åtgärdsdesign. Möjligheten att inkludera information om områdena i ett stadium före åtgärderna presenteras inte här eftersom det kan avgöras först när befintligt kunskapsunderlag är kartlagt i mer detalj.

För uppföljning av effekter kan metod 1–3 tillämpas på ett urval av områden där åtgärder som genomförts huvudsakligen finansierats av satsningen inom VIP ÅGP 2020–2022 och intilliggande (minimumavstånd 100 m) kontrollområden där åtgärder inte har genomförts. Omfattningen av områden kan anpassas efter budget (se avsnitt Budget), där en mer omfattande uppföljning kan designas för att svara på effekter av olika åtgärder (boplats och pollenresurser) för ett större antal arter och med en högre träffsäkerhet, medan anpassning till en lägre budget kan tillämpas för att svara på den samlade effekten av åtgärder på ett urval av arter med färre ingående undersökningsområden. Det senare alternativet kommer att ha högre osäkerhet i resultaten då färre områden och datapunkter ingår i analysen.

Kartläggning av arter och habitat inom VIP ÅGP-områden för framtida förändring

För att kartlägga populationsutveckling i VIP ÅGP-områden mer generellt krävs ett mer omfattande upplägg med fler ingående områden med god geografisk spridning. Den här typen av design kan ligga till grund för att följa förändringar framåt i tiden (till exempel lokala kolonisationer och utdöenden) och för att bestämma var framtida åtgärdssatsningar bör prioriteras.

För uppföljning av populationsutveckling tillämpas metoderna 1–3 på ett urval av områden, samma områden om väljs ut för uppföljning av åtgärdernas effekter men för analys av populationsutveckling mer generellt krävs inte några kontrollområden. Urval av områden behöver inte göras enligt viss design, men närhet mellan områden underlättar logistiken.

Budget

Alternativ 1: omfattande

Budget för en omfattande uppföljning omfattar 24 åtgärdsområden med tillhörande kontrollområden och 5 inventeringstillfällen per säsong. Med denna uppställning finns möjlighet att dela upp områden för att kontrollera effekter av åtgärder för ökad areal bar sand för boplats och ökade födoresurser både separat och gemensamt. Uppföljningen är inte omfattande med avseende på alla VIP ÅGP-områden och alla arter, men möjliggör en god geografisk spridning och inkludering av flertalet av de utpekade arterna (31 st), samt deras resurser. Uppföljningen i det stora antalet områden kan även användas för uppskattning av arternas populationsförändring över tid mer generellt inom VIP ÅGP-områdena, förutsatt att den genomförs med en omdrevs-tid på varje eller vartannat år.

Aktivitet	Budget
Projektledning (inkl LKP + OH)	55 000
Kartläggning av indata/förberedelse fältarbete	150 000
Inventeringsutrustning	0
Transekter med blomsök (inkl LKP + OH)	337 800
Rutnät med provtytor (kartering av resurser) (inkl LKP + OH)	224 000
Milersättning (inkl OH)	135 000
Fjärranalys	55 000
Analys och sammanställning av resultat	150 000
Total kostnad	1 106 800

Alternativ 2: pilotområden

Budget för en nerskalad uppföljning i form av en pilotstudie omfattar 8 åtgärdsområden med tillhörande kontrollområden fördelat över ett fåtal närliggande län och 3 inventeringstillfällen per säsong. Med denna uppställning finns det inte möjlighet att utvärdera effekter av olika åtgärder utan utvärdering blir på den samlade effekten av åtgärder riktade mot ökad mängd bar sand för boplats och ökad mängd födoresurser. En nerskalad uppföljning är inte lämplig som utgångspunkt för att följa populationsutveckling över tid mer generellt inom VIP ÅGP-områdena då analyser av populationsförändring bör baseras på ett större urval av områden med god geografisk spridning för att bättre kunna kontrollera för eventuella skillnader mellan områden.

Aktivitet	Budget
Projektledning (inkl LKP + OH)	30 000
Kartläggning av indata/förberedelse fältarbete	100 000
Inventeringsutrustning	0
Transekter med blomsök (inkl LKP + OH)	67 560
Rutnät med provtytor (kartering av resurser) (inkl LKP + OH)	44 800
Milersättning (inkl OH)	27 000
Fjärranalys GIS	27 500
Analys och sammanställning av resultat	100 000
Total kostnad	396 860

Referenser

Ahlstrand, J., Borgström, E. & Olsson, P. A. (2018). Evaluation of Sand Life – effects of restoration actions on extent and quality of the sandy habitats. Lund university, Technical report, Action D1 Sand Life.

Ahrné, K., Johansson, N., Ljungberg, H. & Nordström, S. (2022). Blombesökande insekter – pollen och nektar som föda hos steklar, fjärilar, tvåvingar och skalbaggar. SLU Artdatabanken rapporterar 27. Uppsala: SLU Artdatabanken

Altwegg, R. & Nichols, J.D.(2019). Occupancy models for citizen-science data. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(1), pp.8-21.

Arnberg, H., Andersson, G., & Pettersson, L. (2022). Pilotförsök för generell övervakning av pollinatörer – resultat för fältsäsongen 2021. Lunds universitet.

Baey, C., H. G. Smith, M. Rundlöf, O. Olsson, Y. Clough, & U. Sahlin. (2023). Calibration of a bumble bee foraging model using Approximate Bayesian Computation. *Ecological Modelling*, 477, 110251

Bengtsson, O. (2010). Manual för uppföljning av sanddyner och stränder i skyddade områden version 4.0. Diarienummer 310-5279-05 NS. Naturvårdsverket

Bernes, C., Jonsson, B. G., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., & Sandström, J. (2015). What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence*, 4(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0050-7>

Bernes, C., Bullock, J. M., Jakobsson, S., Rundlöf, M., Verheyen, K., & Lindborg, R. (2017). How are biodiversity and dispersal of species affected by the management of roadsides? *A Systematic Map. Environmental Evidence*, 6(1), 1–16. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0103-1>

Bjelke, U. & Ljungberg, H. (red.) (2012). Rödlistade arter och naturvård i sand- och grustäcker. ArtDatabanken Rapporterar 10. ArtDatabanken SLU, Uppsala

Bjerkeshö, P., Perjo, L., Mattsson, E., Steen, L., & André, H. (2022). Utvärdering av åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper (ÅGP). Rapport 7026. Naturvårdsverket.

CBD. (1992). The Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

Cederberg, B. (2014). Åtgärdsprogram för humlepälsbi, 2014–2018 (*Anthophora plagiata*). Naturvårdsverket, Rapport 6640. 55

Cederberg, B., Holmström, G., Hall, K. & Berg, A. (2022). 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.

Christie, A.P., Amano, T., Martin, P.A., Shackelford, G.E., Simmons, B.I. & Sutherland, W.J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), pp.2742-2754.

Danforth, B.N., Cardinal, S., Praz, C., Almeida, E.A.B. & Michez, D. (2013). The impact of molecular data on our understanding of bee phylogeny and evolution. *Annual Review of Entomology* 58: 57-78.

Danforth, B.N., Minckley, R.L. & Neff, J.L. (2019). *The solitary bees. Biology, evolution, conservation*. Princeton University Press, Princeton.

Danielsen, F., Burgess, N. D., Balmford, A., Donald, P.F., Funder, M., Jones, J.P., Alviola, P., Balete, D.S., Blomley, T., Brashares, J., Child, B., Enghoff, M., Fjeldså, J., Holt, S., Hübertz, H., Jensen, A.E., Jensen, P.M., Massao, J., Mendoza, M.M., Ngaga, Y., Poulsen, M.K., Rueda, R., Sam, M., Skielboe, T., Stuart-Hill, G., Topp-Jørgensen, E. & Yonten, D. (2009). Local Participation in Natural Resource Monitoring: a Characterization of Approaches. *Conservation Biology*, 23: 31–42.

Dormann, C. F., S. J. Schymanski, J. Cabral, I. Chuine, C. Graham, F. Hartig, M. Kearney, X. Morin, C. Römermann, B. Schröder, & A. Singer. 2012. Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography* 39:2119-2131.

Elcim, E., Eriksson, T., Nazerian, S., Odentun, P., & Vidisson, B. (2022). Habitatmodellering och nätverksanalys för pollinerare med fokus på vildbin Del 2. Metria AB på uppdrag av Naturvårdsverket.

Ellis, S., Bourn, N. A. D. & Bulman, C. R. (2012) Landscape-scale conservation for butterflies and moths: lessons from the UK Butterfly Conservation, Wareham, Dorset.

Figueiredo, L., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. & Sarmiento Cabral, J. (2019) Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research. *Ecography*, **42**, 1973-1990.

Franzén, M., Larsson, M. & Nilsson, S.G. (2009). Small local population sizes and high habitat patch fidelity in a specialised solitary bee. *Journal of Insect Conservation*, 13: 89–95.

Franzén, M., & Nilsson, S. G. (2010). Both population size and patch quality affect local extinctions and colonizations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1678), 79-85.

Franzén, M. & Nilsson, S.G. (2013). High population variability and source-sink dynamics in a solitary bee species. *Ecology*, 94(6), pp.1400-1408.

Gathmann, A. & Tschardt, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71: 757–764.

Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. (2022). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2021. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 89 pp.

Guisan, A., & N. E. Zimmermann. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.

Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation biology*, 20(2), pp.501-511.

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., & Goulson, D. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS one*, 12(10), p.e0185809.

Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

- Hanson, J. O., McCune, J. L., Chadès, I., Proctor, C. A., Hudgins, E. J., & Bennett, J. R. (2022). Optimizing ecological surveys for conservation. *Journal of Applied Ecology*.
- Holmström, G., Hall, K., Berg, A. & Johansson, N. (2018). *Andrena* – sandbin. Artfakta. SLU Artdatabanken.
- Häussler, J., U. Sahlin, C. Baey, H. G. Smith, & Y. Clough. (2017). Pollinator population size and pollination ecosystem service responses to enhancing floral and nesting resources. *Ecology and Evolution* 7:1898-1908.
- IPBES. (2019). 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). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Isaac, N. J. B., Van Strien, A. J., August, T. A., de Zeeuw, M. P., & Roy, D. B. (2014). Statistics for citizen science: Extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(10), 1052–1060.
- Johnston, A., E. Matechou, & E. B. Dennis. (2023). Outstanding challenges and future directions for biodiversity monitoring using citizen science data. *Methods in Ecology and Evolution*, 14:103-116.
- Karlsson, T., Larsson K., & Björklund J-O. (2011). Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torra ängsmarker, 2011-2016. Naturvårdsverket, Rapport 6441.
- Kearney, M., B. L. Phillips, C. R. Tracy, K. A. Christian, G. Betts, & W. P. Porter. (2008). Modelling species distributions without using species distributions: the cane toad in Australia under current and future climates. *Ecography* 31:423-434.
- Lawton, J. H., Brotherton, P. N. M., Brown, V. K., Elphick, C., Fitter, A. H., Forshaw, J., Haddow, R. W., Hilborner, S., Leafe, R. N., Mace, G. M., Southgate, M. P., Sutherland, W.J., Tew, T. E., Varley, J. & Wynne, G. R. (2010). *Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological networks*. Report to Defra
- Lindström, S., Borgström, P., & Smith, H.G. (2021). Vilda bin i Skåne. Rapport nr 2021:23. Länsstyrelsen Skåne.
- Linkowski, W.I, Cederberg, B., & Nilsson, A.L. (2004). Vildbin och fragmentering, kunskapssammanställning om situationen för de viktigaste pollinatörerna i det svenska jordbrukslandskapet. Svenska Vildbiprojektet vid Artdatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala universitet.
- Lonsdorf, E., C. Kremen, T. H. Ricketts, R. Winfree, N. M. Williams, & S. S. Greenleaf. (2009). Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany*, 103:1589-1600
- Michener, C.D. (2007). *The bees of the world*. Andra upplagan. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Olsson, O., & A. Bolin. (2014). A model for habitat selection and species distribution derived from central place foraging theory. *Oecologia*, 175:537-548.
- Olsson, O., A. Bolin, H. G. Smith, & E. V. Lonsdorf. (2015). Modeling pollinating bee visitation rates in heterogeneous landscapes from foraging theory. *Ecological Modelling*, 316:133-143.

Pettersson, L. och H. Arnberg. 2021. Biogeografisk uppföljning 2020 av dagfjärilar inom habitatdirektivet. Lunds universitet, Lund.

Potts, S.G., Dauber, J., Hochkirch, A., Oteman, B., Roy, D.B., Ahrné, K., Biesmeijer, K., Breeze, T.D., Carvell, C., Ferreira, C., FitzPatrick, Ú., Isaac, N.J.B., Kuussaari, M., Ljubomirov, T., Maes, J., Ngo, H., Pardo, A., Polce, C., Quaranta, M., Settele, J., Sorg, M., Stefanescu, C., & Vujić, A. (2021). Proposal for an EU Pollinator Monitoring Scheme, EUR 30416 EN, Publications Office of the European Union, Ispra. ISBN 978-92-76-23859-1, doi:10.2760/881843, JRC122225.

Pressey, R. L., P. Visconti, M. C. McKinnon, G. G. Gurney, M. D. Barnes, L. Glew & M. Maron. (2021). The mismeasure of conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(9):808-821.

Rice, W. S., M. R. Sowman & M. Bavinck. (2020). Using Theory of Change to improve post-2020 conservation: A proposed framework and recommendations for use. *Conservation Science and Practice*, 2(12).

Schmidt, A.M. & Van der Sluis, T. (2021). E-BIND Handbook (Part A): *Improving the availability of data and information on species, habitats and sites*. Wageningen Environmental Research/ Ecologic Institute /Milieu Ltd. Wageningen, The Netherlands

Stjernman, M., Tälle, M., Ranius, T., Sahlin, U., Öckinger, E., Lindström, Å., Pettersson, L., & Smith, H.G. (in prep). Biologisk mångfald och betydelsen av skyddade områden - utvärdering och indikatorer i ett landskapsperspektiv. Naturvårdsverket.

Thomas, C.D., & Hanski, I. (1997). *Butterfly metapopulations*. In: *Metapopulation biology* (pp. 359-386). Academic Press.

Yates, K. L., P. J. Bouchet, M. J. Caley, K. Mengersen, C. F. Randin, S. Parnell, A. H. Fielding, A. J. Bamford, S. Ban, A. M. Barbosa, C. F. Dormann, J. Elith, C. B. Embling, G. N. Ervin, R. Fisher, S. Gould, R. F. Graf, E. J. Gregr, P. N. Halpin, R. K. Heikkinen, S. Heinanen, A. R. Jones, P. K. Krishnakumar, V. Lauria, H. Lozano-Montes, L. Mannocci, C. Mellin, M. B. Mesgaran, E. Moreno-Amat, S. Mormede, E. Novaczek, S. Opiel, G. Ortuno Crespo, A. T. Peterson, G. Rapacciuolo, J. J. Roberts, R. E. Ross, K. L. Scales, D. Schoeman, P. Snelgrove, G. Sundblad, W. Thuiller, L. G. Torres, H. Verbruggen, L. Wang, S. Wenger, M. J. Whittingham, Y. Zharikov, D. Zurell, & A. M. M. Sequeira. (2018). Outstanding Challenges in the Transferability of Ecological Models. *Trends Ecol Evol*, 33:790-802.

Vassière, B.E., Freitas, B.M., & Gemmill-Herren, B. (2011). Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: a handbook for its use. FAO

Waser, N.M. and Ollerton, J. (eds.) (2006). *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization*. University of Chicago Press.

Watts, K., Whytock, R.C., Park, K.J., Fuentes-Montemayor, E., Macgregor, N.A., Duffield, S. & McGowan, P.J., (2020). Ecological time lags and the journey towards conservation success. *Nature Ecology & Evolution*, 4(3), pp.304-311.

Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T. & Vaissière, B.E. (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological monographs*, 78(4), pp.653-671.

Wood, T.J., Holland, J.M. and Goulson, D. (2015). A comparison of techniques for assessing farmland bumblebee populations. *Oecologia*, 177(4), pp.1093-1102.

Bilagor

Bilaga 1. Underlagsinformation VIP ÅGP-områden för pollinatörer, SLU Artdatabanken, Naturvårdsverket

Bilaga 2. Karta VIP ÅGP-områden, projektplansområden och åtgärder

Bilaga 3. Sammanställning områden, åtgärder och samverkan

Bilaga 4. Områden, arter och kunskapsunderlag

Underlagsinformation hotspotområden för pollinatörer

Ett övergripande urvalskriterium är att de utvalda områdena skall hysa flera arter inom hotkategorierna VU (sårbar)- CR (akut hotad) för vilka förekomsten i området har betydelse för artens nationella överlevnad och som omfattas av nationella åtgärdsprogram (ÅGP). Vidare skall områdena hysa ett stort antal andra rödlistade eller sällsynta biarter, samt gärna vara viktiga för andra hotade eller minskande arter knutna till örtrika sandmarker. Ett flertal andra områden i landet kan i vidare mening betraktas som hotspots för vildbin, men uppfyller endast delvis de kriterier som i denna prioritering definierar en hotspot. Nedan presenteras och motiveras i korthet de 14 utvalda hotspotområdena.

Tabell 1. De 14 utpekade hotspotområdena.

Län	Namn på hotspotområde	Åtgärdsbehov	Storlek på åtgärdsområde
Skåne	1. Ravlunda/Haväng	Medel	Stort
	2. Kåseberga/Löderup	Medel	Medel
	3. Revingehed	Medel	Stort
	4. Ålabodarna/Sundvik	Högt	Litet
	5. Åhus	Högt	Medel
Blekinge	6. Ronnebyområdet	Högt	Medel
Halland	7. Veinge/Vessinge	Medel	Litet
Kalmar	8. Ancyclusvallen östra Öland,	Högt	Stort
	9. Strandskogen/Ekerum,	Högt	Stort
	10. Nybroåsen	Högt	Medel
Västra Götaland	11. Boråstrakten/Bråt	Högt	Litet
Östergötland	12. Finspångstrakten	Medel	Medel
Gotland	13. Toftaområdet,	Medel	Stort
	14. Stångaområdet	Högt	Medel

1. Ravlunda/Haväng. Området omfattas till stor del av Ravlunda skujtfält och eventuellt kan också angränsande områden som Brösarp, Maglehem och Drakamöllan inkluderas. Området är tillsammans med Revinge och Ölands Västra Sandfält de viktigaste områdena för det långsiktiga bevarandet av hotade pollinatörer. Arter med förekomst av nationell betydelse är dådresandbi *Andrena bluethgeni*, stäppsandbi *Andrena chrysopyga*, stäppbandbi *Halictus leucaheneus*, klocksolbi *Dufourea inermis* samt slättergökbi *Nomada integra*.

2. Kåseberga/Löderup. Området omfattar kustnära områden längs Skånes sydkust och kan troligen enligt definitionen även utvidgas att omfatta närliggande områden med liknande karaktär. Trakten karaktäriseras av backafall och anliggande sandhedar t.ex. på Kabusa övningsfält. Området hyser flera förekomster av nationell betydelse och särskilt märks den enda förekomsten av fruktsandbi *Andrena gravida* och den enda livskraftiga populationen av storbandbi *Halictus quadricinctus* i landet. Området hyser därutöver ett stort antal insekter som här har sina starkaste eller enda nationella fästen.

3. Revingehed. Tillsammans med Ravlunda det enskilt viktigaste objektet i Skåne. Ett pärlband av lokaler finns i angränsande områden t.ex. i Veberöd och österut bort mot Sjöbo. Ett stort antal arter knutna till stäppartade sandmarker har sina starkaste fästen i området och bland vildbin inom den kategorin noteras stäppsandbi *Andrena chrysopyga*, fältsandbi *Andrena morawitzi*, väpplingsandbi *Andrena gelriae*, slättergökbi *Nomada integra*, klocksolbi *Dufourea inermis*, stäppbandbi *Halictus leucaheneus* och rapssandbi *Andrena bimaculata*.

4. Ålabodarna/Sundvik. Ett förhållande litet område rent areellt men med ett flertal intressanta och bevaransvärda artförekomster av vildbin men även av andra insekter. I backafallen och de närliggande områdena har taggblodbiet *Sphecodes spinulosus* sin enda svenska förekomst. Ett flertal andra arter som rotsmalbi *Lasioglossum xanthopus* och backsmalbi *Lasioglossum nitidiusculum* har här goda populationer.

5. Åhus. Ett ganska heterogent område kring Åhus där merparten av markerna finns i form av grönområden, trädesåkrar, militära övningsområden och ruderatmarker. Flera bevaransvärda förekomster av insekter knutna till stäppartade sandmarker finns i området och flera av dem är av betydelse för arternas nationella status. Av vildbin noteras framför allt fältsandbi *Andrena morawitzi*, klocksolbi *Dufourea inermis*, rapssandbi *Andrena bimaculata*, dådresandbi *Andrena bluethgeni* samt stäppbandbi *Halictus leucaheneus*.

6. Ronnebyområdet är förhållandevis dåligt inventerat men området kring Kallinge flygflottilj tycks hysa en mycket skyddsvärd fauna av vildbin. Här noteras t.ex. stäppbandbi *Halictus leucaheneus*, rapssandbi *Andrena bimaculata*, stäppsmalbi *Lasioglossum brevicorne* och klocksolbi *Dufourea inermis*.

7. Veinge/Vessingesjön. I Halland finns ett flertal värdefulla sandmarksobjekt men som nationell hotspot faller framför allt området kring Veinge och Vessingesjön ut. Området karaktäriseras av sandiga åkrar och större sandtäkter som delvis fortfarande är i drift. Bland områdets karaktärsarter eller arter som här har betydande nationella förekomster noteras framför allt klocksolbi *Dufourea inermis* och stäppsandbi *Andrena chrysopyga*.

8. Ancylusvallen Östra Öland. Detta område med gott om sandiga avlagringar hyser ett flertal anmärkningsvärda och bevaransvärda vildbin. Områdets värden är framför allt knutna till mindre områden med betad sandstäpp, trädesåkrar och mindre ruderatmarker. Noterbara vildbin i området är stäppbandbi *Halictus leucaheneus*, storkägelbi *Coelioxys conoideus*, klinttapetserabi *Megachile pyrenaea* samt rapssandbi *Andrena bimaculata*.

9. Strandskogen/Ekerum. Ett område med ett antal hotspotområden utspridda på Ölands västra sandfält. Här finns några stäppartade områden som sticker ut vid t.ex. Aledal och Ekerum. Noterbara artförekomster av vildbin som har betydelse för arternas nationella status är storkägelbi *Coelioxys conoideus*, ölandsgökbi *Nomada similis*, fibblegökbi *Nomada facilis*, stäppbandbi *Halictus leucaheneus* och klocksolbi *Dufourea inermis*. Möjligen finns också en spillra av det akut hotade kölblodbiet *Sphecodes cristatus* kvar i området.

10. Nybroåsen är en långsträckt sandig åsbildning som sträcker sig från Vassmolösa i öster upp emot Nybro tätort i Väster. Områdets värden är framför allt knutna till sandiga trädesmarker, igenväxande grustäcker, kommunala grönytor, golfbanor och vägkanter. Noterbara arter som motiverar områdets hotspotstatus är rapssandbi *Andrena bimaculata*, väpplingsandbi *Andrena gelriae*, ölandsgökbi *Nomada similis* och mörkgökbi *Nomada*

fuscicornis. Här finns också förekomster av ett stort antal skyddsvärda insekter knutna till hedartade sandmarker.

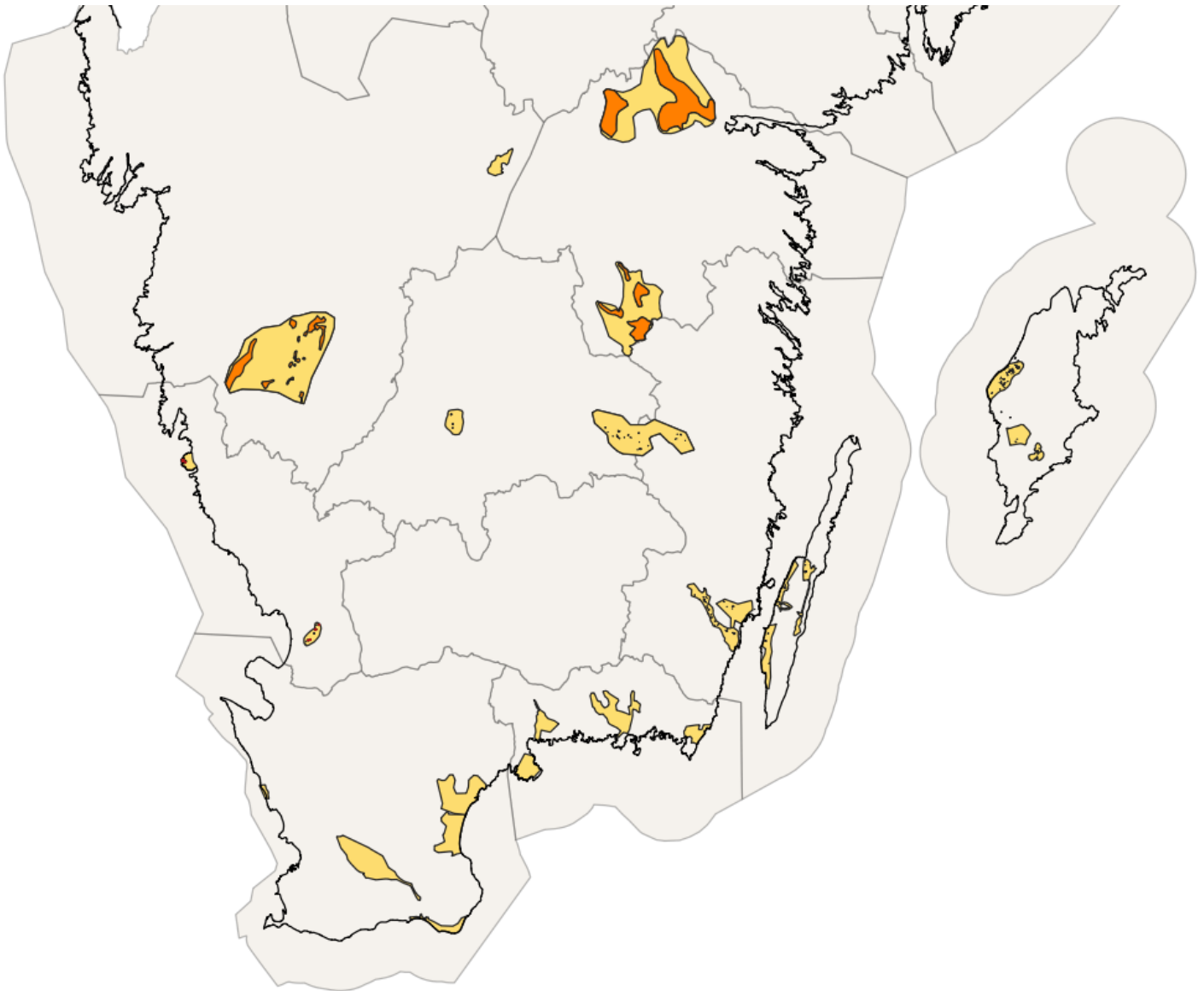
11. Boråstrakten/Bråt. Området är lite avvikande i sammanhanget och skiljer sig från mer sydliga hotspots genom att de arter som karaktäriserar området och motiverar dess hotspotstatus inte förekommer på mer sydliga sandmarker. Bland högst noterbara artförekomster noteras landets enda population av fibblesolbi *Dufourea minuta* samt troligen landets individrikaste populationer av dvärgsandbi *Andrena nanula* och silvergökbi *Nomada argentata*.

12. Finspångstrakten. I likhet med Nybroåsen består detta område av ett nätverk av areellt begränsade områden som tillsammans utgör ett nätverk som i sin tur gör att ett flertal skyddsvärda arter förekommer i området. Åtgärder bör främst fokusera på att utöka antalet habitatområden och förbättra konnektiviteten mellan dessa. Noterbara arter i området är framför allt silvergökbi *Nomada argentata*, mörkgökbi *Nomada fuscicornis* samt trubbgökbi *Nomada obtusifrons*.

13. Toftaområdet är vidsträckt och omfattar förutom Tofta skjutfält även mer tätortsnära områden av alvar eller stäppkaraktär strax söder om Visby. Området hyser ett flertal intressanta vildbin varav ett par arter till och med gör anspråk på att vara endemiska för Gotland. Bland noterbara arter som motiverar status som hotspot i detta projekt och som bör ligga i fokus för åtgärderna återfinns storblomsterbi *Melitta melanura*, thomsonkägelbi *Coelioxys obtusispina*, svartpälsbi *Anthophora retusa* samt blåklockesandbi *Andrena curvungula*.

14. Stångaområdet. Detta sandiga stråk på centrala Gotland består av ett pärlband av igenväxande grus- och sandtäkter. Åtgärdsbehovet i området är akut genom tilltagande igenväxning. Noterbara förekomster i området består av de förmodat endemiska arterna storkägelbi *Coelioxys obtusispina* samt storblomsterbi *Melitta melanura*. Dessutom förekommer blåklockessandbi *Andrena curvungula* i området, en art som har dött ut från det svenska fastlandet och idag bara återfinns på Gotland.

Bilaga 2. Karta över VIP ÅGP-områden (gul), med projektplansområden dit åtgärder riktats inom vissa län (orange), samt digitaliserade åtgärder som redovisats för Gotlands län, Kalmar län, Jönköpings län och Hallands län (röd).



Bilaga 3. Överblick områden, åtgärder och samverkan

Län	Område (ca storlek ha)	Antal åtgärder per åtgärdskategori	Totalt antal åtgärder (antal platser)	Antal år som åtgärder baseras på*	Åtgärder i digitalt kartmaterial	Samverkan
Blekinge	Ronneby (18 300)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (33), bekämpning av dominanta växter (22), avverkning och stubbdragning (8), annat (12)	75 (53)	3	0	Trafikverket, Fortifikationsverket, privata markägare, Svenska Kyrkan och Leråkra golfklubb.
	Jämjö (5 800)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (10), bekämpning av dominanta växter (4), sådd och inplantering av ängsväxter (1), plantering av träd och buskar (1), annat (2)	18 (14)	2	0	Trafikverket, Karlskrona kommun, privata markägare, Svenska Kyrkan, Östra Blekinge Hembygdsförening och Jämjö Skytteförening.
	Mörrum (7 300)	Plantering av träd och buskar (139), grävning schaktning och anläggande av bibädd (16), sådd och inplantering av ängsväxter (7), stängsling (1), avverkning och stubbdragning (1), annat (57)	221 (14)	2	0	Trafikverket, privata markägare, Svenska Kyrkan och Karlshamns golfklubb.
	Listerlandet (8 300)	Plantering av träd och buskar (48), grävning schaktning och anläggande av bibädd (12), röjning av igenväxningsvegetation (1)	61 (8)	2	0	Trafikverket, Sölvesborgs kommun, privata markägare, Svenska Kyrkan och Sölvesborgs golfklubb.
Gotland	Tofta-Visby (12 300)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (107), sådd och inplantering av ängsväxter (33), röjning av igenväxningsvegetation (15), stängsling (4), annat (4)	163 (40)	3	1	Region Gotland, Fortifikationsverket, Trafikverket, Svevia och GEAB.
	Stånga (2 900)	Sådd och inplantering av ängsväxter (12), grävning schaktning och anläggande av bibädd (8), röjning av igenväxningsvegetation (7), annat (3)	30 (3)	3	1	
	Lojsta (7 000)	Sådd och inplantering av ängsväxter (8), naturvårdsbränning (2)	10 (3)	1	1	

Län	Område (ca storlek ha)	Antal åtgärder per åtgärdskategori	Totalt antal åtgärder (antal platser)	Antal år som åtgärder baseras på*	Åtgärder i digitalt kartmaterial	Samverkan
Halland	Veinge/Vessinge (4 200)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (34), naturvårdsbränning (30), röjning av igenväxningsvegetation (22), bekämpning av dominanta växter (4), avverkning och stubbdragning (1), annat (7)	98 (10)	3	0	Laholms kommun, Trafikverket, Vattenfall, privata markägare, Floraväckeriet och täktbolag.
	Värö (3 400)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (26), röjning av igenväxningsvegetation (13), naturvårdsbränning (9), bekämpning av dominanta växter (4), slätter (3), annat (13)	26 (13)	3	0	
Jönköping	Övre Emådalen (40 000)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (27), röjning av igenväxningsvegetation (4), bekämpning av dominanta växter (3), stängsling (3), sådd och inplantering av ängsväxter (2), slätter (1)	40 (12)	2	1	Länsstyrelsen i Kalmar, berörda kommuner, E.ON, Svenska Kraftnät, Trafikverket, Statens Fastighetsverk, militären och enskilda markägare.
	Skillinagryds skjutfält (6 300)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (2), avverkning och stubbdragning (1), röjning av igenväxningsvegetation (1), sådd och inplantering av ängsväxter (1), slätter (1)	6 (3)	2	1	

Län	Område (ca storlek ha)	Antal åtgärder per åtgärdskategori	Totalt antal åtgärder (antal lokaler)	Antal år som åtgärder baseras på	Åtgärder i digitalt kartmaterial	Samverkan
Kalmar	Ölands nordvästra, sandfält Strandskogen/Ekerum, (5 000) och östra sandfält Ancylusvallen (5 700)	Slätter (5), stängsling (4), sådd och inplantering av ängsväxter (4), röjning av igenväxningsvegetation (3), avverkning och stubbdragning (2), bekämpning av dominanta växter (1), naturvårdsbränning (1)	20 (12)	3	1	Kommuner, Växjö och Linköpings stift, E.ON, Svenska Kraftnät, Trafikverket och Statens Fastighetsverk.
	Nybroåsen (13 000)	Sådd och inplantering av ängsväxter (22), stängsling (7), avverkning och stubbdragning (4), röjning av igenväxningsvegetation (3), grävning schaktning och anläggande av bibädd (2), bekämpning av dominanta växter (2), naturvårdsbränning (1), slätter (1)	42 (31)	3	1	
	Ölands sydvästra sandfält (9 000)	Slätter (4), röjning av igenväxningsvegetation (2), grävning schaktning och anläggande av bibädd (1), avverkning och stubbdragning (1), stängsling (1)	9 (3)	2	1	
	Kalmar väst/Trekanten (10 500)	Sådd och inplantering av ängsväxter (8)	8 (7)	1	1	
	Övre Emådalen (40 000)	Sådd och inplantering av ängsväxter (5), avverkning och stubbdragning (1)	6 (5)	2	1	

Län	Område (ca storlek ha)	Antal åtgärder per åtgärdskategori	Totalt antal åtgärder (antal lokaler)	Antal år som åtgärder baseras på	Åtgärder i digitalt kartmaterial	Samverkan
Skåne	Kåseberga/Löderup (5 800)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (4), slåtter (2), sådd och inplantering av ängsväxter (2), avverkning och stubbdragning (1)	9 (5)	1	0	Kommuner (8 aktuella), Försvarsmakten, Fortifikationsverket, Trafikverket, E.ON, förvaltade av skyddade områden, privata markägare, täktbolag, stiftelser, golfbanor, Svenska kyrkan.
	Ravlunda/Haväng (15 800)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (6), avverkning och stubbdragning (1), stängsling (1), sådd och inplantering av ängsväxter (1)	9 (7)	1	0	
	Revingehed/ Vombsjösjänkan (27 000)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (5), avverkning och stubbdragning (5), sådd och inplantering av ängsväxter (3), stängsling (1), bekämpning av dominant växter (1)	15 (7)	1	0	
	Ålabodarna (1 200)	Avverkning och stubbdragning (3), grävning schaktning och anläggande av bibädd (2), sådd och inplantering av ängsväxter (3), stängsling (1), slåtter (1)	9 (6)	1	0	
	Åhus (22 000)	Grävning schaktning och anläggande av bibädd (9), avverkning och stubbdragning (6), sådd och inplantering av ängsväxter (3)	18 (10)	1	0	

Län	Område (ca storlek ha)	Antal åtgärder per åtgärdskategori	Totalt antal åtgärder (antal lokaler)	Antal år som åtgärder baseras på	Åtgärder i digitalt kartmaterial	Samverkan
Västra Götaland	Osdal/Bråt (123 700)	Sådd och inplantering av ängsväxter (11), avverkning och stubbdragning (9), grävning, schaktning, anläggande av bibädd (7), bekämpning av dominanta växter (6), slätter (6), annat (1)	40 (15)	1	0	Fortifikationsverket, Borås och Bollebygds kommuner, Borås energi.
	Karlsborg		0	0	0	Statens Fastighetsverk, Fortifikationsverket, Naturskyddsförening och LRF. Samverkan med Trafikverket, markägare, golfbanor och övriga aktörer i området kan bli aktuellt.
Östergötland	Finspångstrakten (129 500)	Röjning av igenväxningsvegetation (26), grävning, schaktning, anläggande av bibädd (14), sådd och inplantering av ängsväxter (12), bekämpning av dominanta växter (10), stängsling (6), naturvårdsbränning (5)	73 (38)	3	0	Boxholms Skogar, Finspångs kommun, Finspångs motorsällskap, Holmen Skog, Linköpings Stift, Sveaskog, Svenska Kraftnät, golfklubbar, samt privata markägare och vägsamfälligheter.
	Kinda-Ydre (60 400)	Röjning av igenväxningsvegetation (16), sådd och inplantering av ängsväxter (12), naturvårdsbränning (2), grävning, schaktning, anläggande av bibädd (1), slätter (1)	32 (21)	3	0	

*Antal år och åtgärder som redovisas för respektive är kopplat till vilken information som varit tillgänglig och kommunicerats i respektive län. Sammanställning behöver kompletteras när samtliga län har färdigställt sin dokumentation och digitalisering av åtgärder.

Bilaga 4. Överblick områden, samtliga fokuserter och tillgängligt material

Län	Område	Samtliga utpekad fokuserter	Aktuella inventeringsrapporter och annat kunskapsunderlag
Blekinge	Ronneby	stäppbandbi, rapssandbi, stäppsmalbi, klocksolbi, sotsandbi, stampansarbi	Gaddsteklar från Listerlandet - Inventering av några torrängsartade lokaler 2005, Gaddsteklar på sandmarker i Blekinge- en inventering av nio lokaler i Olofströms, Ronneby och Sölvesborgs kommuner 2007-2008, Åtgärdsprogram för svartpälsbi 2007-2011, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Åtgärdsprogram för batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi, 2014–2018, Inventering av vildbin i Blekinge 2017, Inventering av naturvårdsintressanta vildbin och andra insekter på sandmarker i Blekinge 2020 och 2021, Inventering av pollinatörer i Uttorps Natura2000-område- uppföljning inom LIFE RestoRED 2022
	Jämjö	stäppsmalbi, storfibblebi, mörkgökbi, monkesolbi, svartpälsbi	
	Mörrum	mörkgökbi, monkesolbi, storfibblebi, sotsandbi, stampansarbi	
	Listerlandet	stäppsmalbi, mörkgökbi, sotsandbi, rapssandbi, vädgökbi	
Gotland	Tofta-Visby	thomsonkägelbi, svartpälsbi, blåklockesandbi	Inventering av insektsfaunan Muskmyr, Lergraven i Havdhem, Tjängvide, Hall Hangvar 1982, Uppföljning av provyteundersökningar i ängen och betesmarker på Gotland 1996, Blåklocksandbi – en bevarandebiologisk utvärdering 2005, Åtgärdsprogram för svartpälsbi 2007-2011, Hotad fauna i Gotlands täkter – en inventering med speciell inriktning på gaddsteklar 2009, Inventering av stortapetsarbi (Megachile lagopda) och thomsonkägelbi (Coelioxys obtusispina) på Gotland 2014, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Åtgärdsprogram för stortapetsarbi, storkägelbi och thomsonkägelbi 2010–2014, Fibblegökbi och thomsonkägelbi på norra Gotland 2021: Inventeringsrapport
	Stånga	thomsonkägelbi, blåklockesandbi	
	Lojsta	blåklockesandbi, stortapetsarbi, svartpälsbi, stäppsmalbi. (Rödlistade fjärilar: därgräsfjäril, svartfläckig blåvinge).	

Län	Område	Samtliga utpekade fokusarter	Aktuella inventeringsrapporter och annat kunskapsunderlag
Halland	Veinge/Vessinge	klocksolbi, stäppsandbi	Gaddsteklar och andra insekter i fyra halländska hedområden 2005, Höga naturvärden i grus- och sandtäkter i Hallands län 2010, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Skötsel gynnar biologisk mångfald på kustnära sandmarker Uppföljning 2011 av ÅGP-åtgärder i Halland 2012, Havsmurarbiet (EN) i Sverige Uppföljningar i Halland och Skåne 2006-2015, Unika ginsthedar i södra Halland hyser landets alla hotade ginstfjärilar Uppföljning 2004-2014 av ÅGP-åtgärder i Halland 2015:7, Åtgärdsprogram för batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi, 2014–2018, Insekter som signalarter för öppna marker i södra Sverige 2017, Ljunghedar – mosaikartad skötsel gynnar en unik artmångfald Erfarenheter från Halland 2021
	Värö	guldsandbi, batavsandbi, sandgökbi, hedsidenbi, nyponsandbi. Även mottmätare, vitpunkterad lundfly, mindre purpurmätare, silversmygare, violettkantad guldvinge, mindre blåvinge, sexfläckig bastardsvärmare, krypvideglasvinge, sikelsäckmal.	
Jönköping	Övre Emådalen	vädtsandbi, guldsandbi, slåttersandbi, guldsandbi, sotsandbi, nyponsandbi, dvärgsandbi, vädgökbi, pärlbi	Gaddsteklar på sandmarker i Jönköpings län 2006, Brandinsekter på Drags udde 2011, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Miljöövervakning av gaddsteklar och andra pollinerande insekter i Jönköpings län 2020, Regional miljöövervakning av gaddsteklar i Jönköpings län 2021, Gaddsteklar och andra vilda pollinatörer i ett urval områden tillhörande Linköpings stift 2021, Inventering av gaddsteklar och andra vilda pollinatörer på demonstrationsängar 2021 (rapporter från 3 olika områden),
	Skillingaryds skjutfält	väpplingsandbi, slåttersandbi, guldsandbi, monkesandbi	

Län	Område	Samtliga utpekad fokusarter	Aktuella inventeringsrapporter och annat kunskapsunderlag
Kalmar	Ölands östra sandfält, Ancyclusvallen	stäppbandbi, storkägelbi, klinttapetserarbi, rapssandbi	Spetssandbi och andra rödlistade sandbin beroende av sälj- och videblommor i Sverige 2007, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Gaddsteklar på Öland 2012, Statusrapport över gaddsteklar i sydöstra Sverige 2012, Vildbin och andra skyddsvärda insekter på sandmarker längs Nybroåsen 2014, Åtgärdsprogram för batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi, 2014–2018, Gaddsteklar Slagdala 2021, Gaddsteklar Öland Törnboten Kyrkotäkten 2021, Gaddsteklar Öland 2021
	Ölands nordvästra sandfält, Strandskogen/Ekerum	storkägelbi, ölandsgökbi, fibblegökbi, stäppbandbi, klocksolbi. Möjligen kölblodbiet	
	Nybroåsen	rapssandbi, väplingsandbi, ölandsgökbi, mörkgökbi	
	Ölands sydvästra sandfält	storkägelbi, stäppbandbi, klocksolbi, rapssandbi och klinttapetserarbi. Andra skyddsvärda steklar i urval: ginstsandbi, stampansarbi, guldsandbi, svartpälbi, stortapetserarbi, rovstekeln Pemphredon mortifer	
	Kalmar väst/Trekanten	ölandsgökbi, storfibblebi, vädgökbi	
	Övre Emådalen	vädssandbi, guldsandbi, trubbgökbi, monkesolbi, sotsandbi, nyponsandbi, dvärgsandbi, droppgökbi	

Län	Område	Samtliga utpekade fokusarter	Aktuella inventeringsrapporter och annat kunskapsunderlag
Skåne	Ravlunda/Haväng	dådresandbi, stäppsandbi, stäppbandbi, klocksolbi, slättergökbi	Spetssandbi och andra rödlistade sandbin beroende av sälj- och videblommor i Sverige 2007, Havsmurarbiet i Skåne. Inventering 2008, Inventering av gaddsteklar på plöjda och grävda ytor på Revingehed 2010, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Kulturens Östarp Översiktlig naturvårdsinventering med tonvikt på bin och andra insekter 2013, Åtgärdsprogram för batavsandbi, fältsandbi och flodsandbi, 2014–2018
	Kåseberga/Löderup	fruktsandbi, storbandbi	
	Revingehed	stäppsandbi, fältsandbi, väpplingsandbi, slättergökbi, klocksolbi, stäppbandbi, rapssandbi	
	Ålabodarna	taggblodbi med dess värdbi rostsmalbi, backsmalbi	
	Åhus	fältsandbi, klocksolbi, rapssandbi, dådresandbi, stäppbandbi	
Västra Götaland	Osdal/Bråt	fibblesolbi, dvärgsandbi, silvergökbi, guldsandbi	Åtgärdsprogram för svartpälsbi 2007-2011, Inventering av svartpälsbi Anthophora retusa (VU) samt parallellt gjorda observationer av andra anmärkningsvärda vildbin i Västra Götalands län 2009, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Bin och andra insekter med fokus på hotade arter vid Osdal-Bråt i Borås Stad 2013 - inför byggandet av ny väg 27, Bin och biologisk mångfald vid Osdal-Bråt i Borås stad 2014, Uppföljning av effekter från byggandet av väg 27, kompensatoriska åtgärder och skötselåtgärder vid Osdal söder om Borås 2015, Skötselplan Osdal Bråt 2015, Inventering av vildbin 2018, Inventering av insekter på torrmarker vid Kråks skjutfält och Skövde övnings- och skjutfält tillhörande Försvarsmakten 2018
	Karlsborg	svartpälsbi, nyponsandbi, väpplingsandbi, guldsandbi	
Östergötland	Finspångstrakten	silvergökbi, guldsandbi, mörkgökbi, fröjdgökbi, pärlbi, praktbyxbi, småfibblebi	Inventeringar i sand- och grusmiljöer 2002–2007, Åtgärdsprogram för vildbin på ängsmark 2011–2016, Åtgärdsprogram för vildbin och småfjärilar på torräng 2011–2016, Gaddsteklar i skyddade områden 2014, Uppföljning av markblottor vid E4 2014, Slutredovisning av åtgärdsprogram för hotade vilda bin och småfjärilar 2011–2016, Gaddsteklar i Östergötland, Stortapetserarbi i Östergötland, Vildbin i Östergötland
	Kinda-Ydre	silvergökbi, pärlbi, guldsandbi, vädgökbi, nyponsandbi, dvärgsandbi	

