

# Nyskapande av livsmiljöer och aktiv spridning av vildbin



*Weronika Linkowski, Mats W. Pettersson,  
Björn Cederberg & L. Anders Nilsson*

**Svenska Vildbiprojektet vid ArtDatabanken, SLU, &  
Avdelningen för Växtekologi, Uppsala Universitet.**

**2004**



# Innehållsförteckning

<b>1. SAMMANFATTNING</b> .....	5
<b>2. UPPDRAGET</b> .....	6
<b>3. BAKGRUND, HOT MOT VILDBIN</b> .....	6
<b>4. SPRIDNING OCH ÅTERETABLERING AV VILDBIN</b> .....	6
4.1 Flygavstånd inom och strax utanför normalt aktivitetsområde .....	7
4.2 Spridningshastighet.....	8
4.3 Långdistansspridning.....	8
4.4 Populationsbiologi.....	8
4.5 Aktiv spridning av vildbin.....	9
4.6 Åtgärder för att underlätta spridning av vildbin.....	9
<b>5. VILDBINS LIVSMILJÖER SAMT ÅTGÄRDER FÖR FÖRBÄTTRINGAR..</b>	10
5.1 Naturpräglade habitat.....	10
5.1.1 Skog.....	10
5.1.2 Skogsbyn.....	11
5.1.3 Åsar.....	11
5.1.4 Torrbackar.....	11
5.1.5 Videbuskage.....	11
5.1.6 Sandhedar.....	11
5.1.7 Sandbranter.....	12
5.1.8 Sanddyner.....	12
5.1.9 Hällmarker.....	12
5.1.10 Fuktängar och stränder.....	12
5.2 Vildbihabitat i odlingslandskapet.....	12
5.2.1 Naturliga fodermarker (ängar och betesmarker).....	13
5.2.2 Markstörning i betesmarker.....	13
5.2.3 Träd och buskar i betesmarker.....	13
5.2.4 Restbiotoper.....	14
5.2.5 Åker och vallodlingar.....	14
5.2.6 Blommande fält.....	15
5.2.7 Fukt- och bärodlingar.....	15
5.2.8 Alléer, vårdträd.....	15
5.2.9 Gårdsmiljöer.....	16
5.3 Övriga människoskapade miljöer.....	16
5.3.1 Sand- och grustag.....	16
5.3.2 Militära övningsområden.....	17
5.3.3 Vägkanter/slänter.....	18
5.3.4 Bangårdar.....	19
5.3.5 Trädgårdar och parker.....	19
5.3.6 Fornminnesområden.....	20

5.3.7 Stenbrott.....	20
5.3.8 Sportanläggningar.....	20
5.3.9 Sten- och tegelmurar.....	20
5.3.10 Industriotomter och andra ruderatmarker.....	20
5.3.11 Märgelgropar.....	20
5.3.12 Fördämningsvallar.....	20
<b>6. RIKTADE STÖDÅTGÄRDER FÖR BOPLATSER.....</b>	<b>21</b>
6.1 Bibäddar.....	21
6.2 Bibatterier och holkar.....	21
<b>7. EN FRAMTID FÖR VILDBIN OCH MÄNNISKOR.....</b>	<b>22</b>
<b>8. REFERENSER.....</b>	<b>22</b>

**Framsidesbild:** *Hur vill vi ha vårt framtida jordbrukslandskap – mångfaldstolerant?*

Bilden är från en vildbivänlig plats, nämligen en av Upplands örtrikaste marker – ett fornminnesområde vid Långbergsbacken och Horsberget i Lena socken. Foto Mats Wilhelm Pettersson.

# 1. Sammanfattning

Förlusten av biotoper som innehåller både lämpliga boplatser och tillräckliga näringsresurser är nyckelfaktorn till vildbinas tillbakagång. Vildbinas utdöende lokalt och regionalt hör intimt samman med förändringar i människans nyttjande av jordbrukslandskapet, med ökad intensifiering och storskalighet som minskat variation och landskapsmosaik i tid och rum. Tillbakagången av de pollinerande vildbina drabbar till slut reproduktionen hos de vilda växterna, men också skördevolymen hos många odlade grödor.

Kapaciteten för spridning hos vildbin är i flera kända fall förvånansvärt god, men den hindras generellt av ogästvänliga miljöer. Detaljerna för vildbinas spridning är dock nästan okända och bör belysas genom forskning. Möjligheten finns till aktivt flyttande av bin mellan olika områden för artbevarande. Återintroducering av bin förutsätter att lämpliga livsmiljöer restaurerats eller nyskapats. Det bästa vore om det svenska jordbrukslandskapet kunde resursförbättras i termer av blomrikedom och boplatserikedom för att öppna möjligheten till ett långsiktigt artbevarande.

Den kanske viktigaste åtgärden för att skapa fler lämpliga boplatser för marklevande vildbin är att stimulera till beteshävd på lätta jordar i varma miljöer. En positiv aspekt på markanvändning och mänsklig aktivitet är att solitärbin är bra på att utnyttja de habitat som människan skapar. Exempel är varierad naturbetesmark, sand- eller grustag, vägrenar, åkerrennar, körvägar och diken, vilka lämpar sig för bobyggnad i mark och/eller näringssök i blommor. Att gynna hög diversitet av solexponerade döda träd och blommande buskar, t ex olika *Salix*-arter, fläder, rosväxter som vildapel, hagtorn, björnbär och hallon, i jordbrukslandskapet är också ett sätt att tillgodose behovet av boplatser och näringsväxter för trädhålslevande vildbin. Genom att skapa branter och slänter eller lägga upp vallar med sandjord kan man skapa boplatser. Bibatterier är konstgjorda boplatser för hålbbyggande vildbin och kan bestå av buntar med vass eller avsågade bambupinnar, eller av träblock och klampar med uppborrade hål, eller av tegelstenar. Bibatterier kan sättas upp rutinmässigt på tomtmark och i bebyggelse.

Restbiotoper i form av linjära landskapselement bildar strukturer som vildbin använder då de förflyttar sig i landskapet, sådana småbiotoper ökar konnektiviteten, förbättrar möjligheten för bina att utnyttja biotopöar och gynnar därmed vildbinas populationsutveckling och spridning. Med hänsyn till vildbinas begränsade näringssöksavstånd bör avståndet mellan boplatser och näringsväxtbestånd inte överstiga 50-500 meter beroende på art.

Särskilt i fallet med ett redan homogent och storskaligt jordbrukslandskap är det viktigt att:

- **Bevara, restaurera och skapa lämpliga livsmiljöer med framför allt många boplatser och stora födoresurser för vildbin.**
- **Öka möjligheterna för vildbin att effektivt utnyttja och sprida sig i jordbrukslandskapet genom habitatsammanbindande åtgärder.**

## 2. Uppdraget

Denna rapport är en kombination av litteraturgenomgång och sammanställning av erfarenheter av åtgärder för att gagna vildbin (humlor och solitärbin) i odlingslandskapet, men också i vissa naturliga och urbana miljöer. Sammanställningen har finansierats av Jordbruksverket och är en del i Svenska Vildbiprojektet, ett samarbete mellan ArtDatabanken, SLU och Avdelningen för Växtekologi, Uppsala Universitet.

## 3. Bakgrund: Hotet mot vildbin

Trender i förekomsten av vildbin har under 1900-talet varit dramatiska beroende på de kraftiga förändringar som landskapet genomgått. Av den svenska vildbifaunan är nära en tredjedel uppförd på rödlistan, vilket innebär att många arters fortlevnad inte är säkrad i landet (Gärdenfors 2000). 15 av våra biarter har dött ut i landet (Gärdenfors 2005 in prep.).

Utdöendet, lokalt och regionalt, och den därmed följande trivialiseringen av vildbifaunan hör intimt ihop med förändringar i nyttjandet av jordbrukslandskapet under de senaste 100 åren (Mattson 1985, Aronsson & Matzon 1987, Banaszak 1996, Westrich 1996). I och med den ökande intensifieringen, storskaligheten, tillbakagången och igenväxningen av det gamla varierade jordbrukslandskapets biotoper har vildbins boplatser och näringsväxter minskat (Linkowski & Lennartsson 2003). De flesta vildbin gräver sina bon i marken och behöver solexponerad, blottad eller glesbevuxen väl-dränerad mineraljord av mer eller mindre sandig typ (Westrich 1990, Calabuig 2000a). Sådana blottor har minskat i antal och yta i det moderna jordbrukslandskapet, främst på grund av att de gamla utmarksbetena på lättare jordar inte längre hävdas. Vissa arter bygger bon i håligheter i ved, exempelvis i solexponerade lågor, torrträd och korsvirkeshus med kläckhål av vedlevande skalbaggar (Westrich 1985, 1990). Fläder, hallon och andra tjockmärgiga växters ihåliga och lätt urgnagbara grenar och stjälkar erbjuder boplatser för några arter (Westrich 1996). Död solexponerad ved är idag en bristvara i såväl skogs- som jordbrukslandskapet (Appelqvist & Svedlund 1998, Thor & Arvidsson 1999, Ehnström & Axelsson 2002).

Förlusten av biotoper som innehåller både lämpliga boplatser och tillräckligt med näringsväxter är nyckelfaktorn till vildbinas minskning i Centraleuropa (Westrich 1996), och detsamma gäller för svenska förhållanden där de blomrika markslagen har minskat betydligt (Cederberg 1999). Detta är en allvarlig trend eftersom minskad blomtillgång leder in i en nedåtgående spiral av antal vildbin, som i sin tur kan ge växterna minskad frösättning och följaktligen leda till fortsatt minskning av antalet växter och bin o s v. Dessutom är vildbina pollinatörer av en stor del av de odlade grödorna (Pettersson *et al.* 2004, Risberg 2004), vilket gör att en fortsatt nedgång också får negativa ekonomiska konsekvenser.

## 4. Spridning och återetablering av vildbin

Vid all bedömning av artbevarande i ett populationssystem är det avgörande att veta vilka och hur stor andel individer som migrerar för att söka nytt livsrum. Hos vilda bin, som har liten kroppsstorlek, är det svårt att märka och följa enskilda individer. Hur långt vildbin kan flyga i spridningssituationer, t ex när nyutflugna honor just parat sig, näringsresurserna plötsligt försvunnit genom slätter eller betespåsläpp, eller under trångboddhet, vet man mycket litet om. Några kolonisationsförlopp hos t ex humlor är kända (se nedan), men för solitära bin saknas publicerade data på hur de sprider sig i landskapet (J. Cane, pers. medd. 2003). Det

finns dock vissa uppgifter om flygsträckor vid normalt födosöksbeteende samt från experiment.

#### 4.1 Flygavstånd inom och strax utanför normalt aktivitetsområde

För att skapa ett landskap som är habitat för vildbin krävs att det inte är för stora flygavstånd mellan lämpliga bo- och näringsställen, båda ingredienserna kan men behöver inte finnas precis på samma ställe. Sörensson (2002) observerade att ett områdes ypperliga boplatskvalitet men bristande födotillgång för bin kompletterades av en angränsade lokals rika flora, där å andra sidan vegetationen var alldeles för hög för lämpliga boplatser. Avståndet mellan de två nödvändiga komponenterna i vildbins livsmiljö bör inte överstiga 500-600 m (Wesserling & Tschardt 1995a, Tabell 1).

**Tabell 1.** Sammanställning av uppmätta maximala flygavstånd hos några vildbiarter som förekommer i Sverige. Avstånden baserar sig på studier gjorda med flera olika metoder, men kan användas som riktlinjer för hur långt vildbin flyger vid näringssök (från Linkowski *et al.* 2004).

Art	Svenskt namn	Flygavstånd (max i m)	Referens flygavstånd
<i>Andrena barbilabris</i>	hedsandbi	500	Witt 1992
<i>Andrena barbilabris</i>	hedsandbi	300	Wesserling 1996
<i>Andrena cineraria</i>	gråsandbi	300	Gebhardt & Röhr 1987
<i>Andrena clarkella</i>	videsandbi	300	Gebhardt & Röhr 1987
<i>Andrena flavipes</i>	bandsandbi	260	Wesserling 1996
<i>Andrena vaga</i>	sälgsandbi	260	Wesserling 1996
<i>Bombus lapidarius</i>	stenhumla	900	Osborne & Williams 2001
<i>Bombus lapidarius</i>	stenhumla	1500	Walter-Hellwig & Frankl 2000a
<i>Bombus lucorum</i>	ljus jordhumla	350	Saville <i>et al.</i> 1997
<i>Bombus muscorum</i>	mosshumla	125	Walter-Hellwig & Frankl 2000a
<i>Bombus terrestris</i>	mörk jordhumla	631	Osborne <i>et al.</i> 1999
<i>Bombus terrestris</i>	mörk jordhumla	1750	Walter-Hellwig & Frankl 2000a
<i>Chelostoma florisomne</i>	smörblomsovarbi	150	Käpylä 1978
<i>Chelostoma rapunculi</i>	storblomsovarbi	200	Gathmann 1998
<i>Colletes cunicularius</i>	vårsidenbi	350	Wesserling 1996
<i>Colletes succintus</i>	ljungsidanbi	250	Evertz 1993
<i>Megachile lapponica</i>	lapptapetsarbi	600	Wesserling 1996
<i>Osmia maritima</i>	havsmurarbi	150	Haeseler 1982
<i>Osmia rufa</i>	rödmurarbi	600	Gathmann 1998
<i>Osmia rufa</i>	rödmurarbi	1000	Wójtowski <i>et al.</i> 1995
<i>Panurgus banksianus</i>	storfibblebi	250	Münster-Sweden 1968

För många arter tycks 600 m utgöra ett maximalt flygavstånd i födosökssituationer, men flygavstånden har visats vara storleksrelaterade; stora bin flyger längre sträckor och har ett större hemområde (van Nieuwstadt & Iraheta 1996, Gathmann & Tschardt 1999). Det finns dock skillnader mellan närbesläktade arter av samma storlek, t ex den långtungade specialisten *Bombus muscorum* är mer beroende av en närmare kontakt mellan bo- och provianteringsdelen av habitatet än vad *B. terrestris* och *B. lapidarius* är (Walter-Hellwig & Frankl 2000b). Ett begränsat aktivitetsområde innebär sannolikt att *B. muscorum* är extra känslig för förändringar i jordbrukslandskapet som innebär utglesning av födoresursen, eftersom näringsväxter måste finnas i relativt stor tillgänglig mängd för att försörja ett humlesamhälle (Pekkarinen *et al.* 2001).

I extremsituationer kan bin flyga längre sträckor. Vid experiment där man, för att testa bins orienteringsförmåga, frisläppte dem från olika avstånd från deras bo hade *Bombus terrestris*

förmågan att hitta tillbaka från upp till 9,8 km (Goulson & Stout 2001) och solitärbiet *Dasygaster hirtipes (alterator)* kunde hitta tillbaka från 4 km (Chmurzynski *et al.* 1998). Det är dock oklart vad sådana värden har för bevarandebiologisk relevans.

## 4.2 Spridningshastighet

Flera exempel finns på spridning av vildbin efter avsiktlig eller spontan invandring av vildbin. Spridningen av *Bombus terrestris* i Australien har fortsatt sedan introduktionen 1992 och arten sprider sig långsamt genom södra Tasmanien med en hastighet av 12,5 km per år (Buttermore 1997).

Spridning av bin som kommit in i Sverige söderifrån är kända och dokumenterade i några fall. Det gäller t ex invandringen av jordsnylthumla (*Bombus vestalis*) som är boparasit hos *Bombus terrestris*. Den första kända svenska individen av *B. vestalis* är från 1953 (Løken 1984) och arten etablerade sig på några få årtionden över stora delar av Skåne (Andersson 1996). Arten är ännu inte känd från något annat landskap.

Den första svenska sannolikt återetablerade individen av storblodbi *Sphecodes albilabris* noterades från Skånes sydspets 1986 (Nilsson 1988), och denna biart är nu, knappt 20 år senare, vitt spridd över stora delar av Syd- och Mellansverige upp till Värmland, Dalarna och Gästrikland (Svenska Vildbiprojektets data).

## 4.3 Långdistansspridning

Det är också känt att bin kan färdas mycket långa sträckor. Det kan vara aktiv mångmila migration som hos jättehonungsbi *Apis dorsata* (Itioka *et al.* 2001) eller mer eller mindre passiv spridning med t ex termik och vindar. Sålunda påträffades euglossinbi *Eulaema polychroma* i Sonoraöknen i USA 550 km norr om dess tidigare nordligaste förekomst och från sitt utbredningsområde i tropikerna (Minckley & Reyes 1996). Migrationsrörelser av humledrottningar är också observerade längs finska västkusten (Pekkarinen & Teräs 1995).

Kapaciteten för spridning hos vildbin är i allmänhet sannolikt god, men de "fastnar" ofta vid trösklar i form av ogästvänliga vatten- eller landmassor. Det finns några svenska exempel på plötsliga etableringar av arter som av allt att döma gynnats av de senare årens varma somrar och vid kraftiga varmluftsinfrysningar söderifrån lyckats överbrygga det spridningshinder som Öresund normalt utgör. Dessa arter utgörs av t ex skånegökbi *Nomada fucata* (Nilsson & Cederberg 2002), bandsandbi *Andrena flavipes* (Cederberg & Nilsson 2000), parksandbi *A. chrysoceles* (Sörensson 2000), gnistsandbi *A. fulva* samt blodbina svartblodbi *Sphecodes niger* och taggblodbi *S. spinulosus* (Svenska Vildbiprojektets data).

Lyckade etableringar har rapporterats efter sannolik införsel, s k antropogen spridning, av t ex resedabi *Hylaeus signatus*, vars värdväxt gulreseda (*Reseda lutea*) växer i botaniska trädgårdar och på banvallar (Cederberg & Nilsson 2003). Sådana spridningar kan ha ägt rum vid införsel av plantmaterial där larver funnits i ihåliga växtstjälkar, med transporter eller genom att bin byggt bo i järnvägsvagnar som stått uppställda på bangårdar.

## 4.4 Populationsbiologi

Det intressanta med ovan nämnda nyetableringar är att det uppenbarligen finns potentiella habitat, där förutsättningarna är lämpliga för etablering. Det är dock inte säkert att en nyetablerad art kommer att finnas kvar under längre tid. Klimat, predation samt konkurrens från andra arter avgör hur varaktig etableringen kan bli. Metapopulationsstrukturen är

avgörande för om arter kan klara av populationssvängningar orsakade av väder, sjukdomar, parasitism, etc (Hanski & Gilpin 1997, Hanski & Ovaskainen 2000). Om populationerna varaktigt överlever svängningarna kan de i sin tur effektivt utgöra en språngbräda för artens fortsatta spridning.

I allmänhet behövs stor genetisk variation i en population för att den inte skall råka ut för inavelsdepression. Bin har däremot konstaterats uppvisa en relativt låg genetisk variation, vilket antagligen beror på deras haplo-diploida könssystem (hanar är haploida och honor diploida) (Pamilo et al. 1978). De kan därför sannolikt klara av den låga genetiska variation som uppkommer i en population som grundats av en enda befruktad hona. Ofördelaktiga alleler rensas ur populationen genom att de inte kan maskeras av dominanta anlag utan alltid kommer till uttryck hos hanarna. Hanarna parar sig med så många honor som möjligt och deras antal är ofta inte av betydelse för populationstillväxten.

#### 4.5 Aktiv spridning av vildbin

Möjligheten till aktivt spridning av bin med människans hjälp för artbevarande diskuteras för närvarande. Återintroducering av arter till miljöer kräver att lokalerna restaurerats för att råda bot på de faktorer som gjorde att arten en gång försvann (se exempel på bivänliga habitat i Tabell 2). Nya potentiella habitat kan dock ha uppkommit på andra platser (se Tabell 2) dit en introduktion skulle kunna vara framgångsrik, framförallt om lokalerna förstärks med artificiella boplatser som sandbäddar och stråknippen etc. (se nedan). Det bästa vore om ursprungshabitatet i vidsträckt bemärkelse, t ex det svenska jordbrukslandskapet, kunde resursförbättras så att möjligheten för ett långsiktigt artbevarande möjliggörs (se Pettersson et al. 2004, Risberg 2004).

Att aktiv spridning för artbevarande är en framkomlig väg indikeras av framgången med domesticerade solitärbin. Kringtransport av bin för pollinationstjänster förekommer i kommersiell skala i bl a USA och Kanada, där *Osmia* och *Megachile* används som ambulerande pollinatörer mellan fruktodlingar (Bosch et al. 2000, Bosch & Kemp 2002). Rullande boplatser i form av långtradarläp fullastade med vasstrån bebodda av bladskärbilin *Megachile pacifica*, *M. rotundata* eller *Osmia*-arter (McGregor 1976). Släpen flyttas nattetid mellan odlingarna då alla bin är inkrupna i sina bon. Pollinatörstjänster går att köpa genom postorderföretag i USA, där säljs pappersrullar med ”färdiga att kläcka” yngelceller av främst *Osmia lignaria* och *Megachile rotundata* (<http://attra.ncat.org/attra-pub/nativebee.html>).

Importerade humlor används nu kommersiellt som pollinatörer för tomatodling i växthus i Skandinavien. Detta har betecknats som revolutionerande för produktionen inom näringen (Pettersson et al. 2004).

#### 4.6 Åtgärder för att underlätta spridning av vildbin

Kapaciteten för spridning hos vildbin är alltså i allmänhet god. Hur spridningen ser ut i detalj, dvs vilka individer som nyetablerar sig, hur långt de flyger, hur snabbt framryckandet sker, hur många försök som krävs för lyckad etablering etc. är i stort sett okänt och behöver belysas genom forskning.

Sammanbindande restbiotoper skall skapas där detta är möjligt, vilket leder till att vildbins rörelser mellan isolerade livsmiljöer ökar och att den totala arealen livsmiljöer ökar. Genom att underlätta vildbinas rörelse mellan lämpliga livsmiljöer genom t ex diken och vägrenar kan spridning av vildbin öka. Trots att en del storvuxna solitärbin och humlor kan flyga långt har ett flertal studier påvisat att de undviker att korsa vägar och öppna fält (Goverde et al. 2002,

Bhattacharya *et al.* 2003). Humlor kan födosöka långt ut bland odlade växter, men deras antal minskar starkt med avståndet till fältets kant där de oftast har sina boplatser (Calabuig 2000a). Eftersom småväxta arter av solitära bin oftast inte födosöker längre ut än ca 30 meter i blommande odlingar (Calabuig 2000b), underlättas förekomst av att dikesrenar och andra strängar av habitat med lämpliga boplatser inte förekommer alltför långt åtskilda.

## 5. Vildbins livsmiljöer samt åtgärder för förbättringar

Genom att förbättra redan existerande miljöer och skapa nya livsmiljöer för vildbin kan man både öka populationer och skapa kontakt mellan isolerade populationer. Att skapa nya livsmiljöer får inte ses som en ersättning för att skydda och vårda de redan existerande vildbimiljöerna, utan bör alltid ses som ett komplement, exempelvis för att påskynda en restaurering av vildbifaunan eller som komplettering på lokaler där man inte kan få tillräckligt mycket habitat på ena bete eller konventionell hävd. Dessa nya bo- och födoställen kan hjälpa till att minska risken för regionala utdöenden genom att öka antalet spridningskärnor för återkolonisering. Nedan ges exempel på viktiga miljöer för vilda bin (enligt Tabell 2).

**Tabell 2.** Exempel på viktiga habitat för vildbin som underlättar deras spridning och återetablering i landskapet (huvudsakligen efter Westrich 1990).

Naturpräglade habitat	I odlingslandskapet	Övriga människoskapade miljöer
Skog	Ängar	Sand- och grustag
Skogskanter, bryn	Lövängar	Militära övningsområden
Åsar	Restbiotoper t ex åkerholmar	Vägkanter/slänter
Torrbackar	Betesmarker	Trädgårdar och parker
Videskog på översvämningsmark	Åker- och vallodlingar	Bangårdar (obesprutade)
Sandhedar	Frukt- och bärodlingar	Fornminnesområden
Sandbranter	Blommande fält	Stenbrott
Sanddyner	Häckar i odlingslandskapet	Industrimark (obesprutad)
Vittringsytor i branter och hållar		Motocross- och motorbanor
Fuktängar		Skjutbanor
Vassbälten		Ridsportbanor
		Gamla timmerhus och hus med lertegelväggar och vasstak
		Sten- och tegelmurar
		Tomter och parkeringsytor
		Schaktskärningar
		Alléer, vårdträd etc.
		Märgelgropar
		Fördämningsvallar

### 5.1 Naturpräglade habitat

#### 5.1.1 Skog

Tät skog utgör inget lämpligt habitat för vilda bin. I glesa skogar där solljuset tillåts nå marken kan däremot fältskiktet utvecklas. Flera biarter är anpassade till att söka pollen och nektar i blommorna på våra vanliga skogsris, som många humlor, murarbin och lingonsandbiet *Andrena lapponica* (Westrich 1990). I naturligt glesa skogar, efter naturliga störningar eller efter avverkning och gallring utvecklas så småningom ofta riktigt med blommande lingon- och blåbärsris. Några arter är anpassade till de förhållanden som

uppträder efter skogsbrand t.ex. lapptapetsarbetet *Megachile lapponica* söker pollen i de rika bestånden av rallarros *Epilobium angustifolium* och anlägger bon i skalbagsgångar i död ved som tapetseras med rallarrosblad. Blomrikedomen som utvecklas efter några år på brandfält och hyggen med hallon, fibblor och ärtväxter mm innebär att många olika vildbiarter kan finna livsrum och öka sina populationer, främst humlor *Bombus*, tapetsarbeten *Megachile* och murarbin *Osmia*, samt det för Sverige speciella hallonbiet *Panurginus romani*.

Ädellövskogar och lundar har trots ett slutet trädskikt ofta en välutvecklad, tidigt blommande vårflora som många biarter kan utnyttja innan lövsprickningen t.ex. sandbin *Andrena*, gökbin *Nomada* och murarbin *Osmia*.

### 5.1.2 Skogsbryn

Brynmiljöer är generellt viktiga för vildbin. Framförallt på sandig-grusig mark bör det alltid finnas en öppen gränsmark mellan skog och odlad mark, särskilt åkermark. Denna zon ger ett varmt mikroklimat både för bins aktivitet och reproduktion samt deras födoväxter (Westrich 1990).

### 5.1.3 Åsar

Åsar är viktiga miljöer där partier bör hållas sparsamt trädbevuxna eller rotationsbetas för att erhålla den typiska riktiga torrmarksblomningen (fibblebackar och blåklocksbackar etc.) och skapa erosionsytor där bin kan bo (Cederberg & Nilsson 2002).

### 5.1.4 Torrbackar

Sydvända sluttningar med tunt jordlager eller väldränerad morän eller sandjord får ofta en gles och örtrik vegetation. På grund av den extrema miljön ges förekomstsmöjlighet för konkurrenskänsliga, men torktåliga blomväxter såsom fibblor, smultron, blåklockor, femfingerört, backtimjan och gul fetknopp, vilka alla är av mycket stort värde för bin (Cederberg & Nilsson 2002). Torrbackar är ofta utmärkta boplatser för marklevande bin särskilt om jordmånen är sandig. Ofta finns dessutom solexponerade, torkskadade träd som ger boplatser åt vildbin.

### 5.1.5 Videbuskage

Rikliga bestånd av videarter (*Salix*) är viktiga på våren då mycket få andra växter blommar. Sälg och viden spelar en av de avgörande rollerna för överlevnad hos humledrottningar på våren (Svensson 2002). Ett antal solitära biarter samlar pollen uteslutande från dessa växter (Linkowski *et al.* 2004).

### 5.1.6 Sandhedar

Sydsveriges sandstäpper och sandhedar, där bete kombinerades med harvning och spannmålsodling, var ett mellanting mellan betes- och åkermark (Ljungberg *et al.* 1995, Rappe *et al.* 1997). Små sandhedar, som förekommer naturligt exempelvis vid kusterna, liksom de delvis sand- och grusöverlagrade alvarmarkerna på Öland och Gotland, erbjuder också liknande boplatser för vildbin. Sandstäpp och sandhed tillhör de mest hotade biotoperna (Tyler 2003) och innehåller flest exklusiva arter av vildbin (Sörensson 2000a).

Sandmarker får ofta rika bestånd av ljung (*Calluna vulgaris*), vilken är näringsväxt för sidenbiet *Colletes succinctus* och silversandbiet *Andrena argentata* och många humlor (Westrich 1990). Andra växter som lingon, blodrot och hårginst i denna miljö möjliggör förekomst av många andra arter bin, eftersom sanden lämpar sig väl för boplatser.

Det krävs dock att de sandiga-grusiga markerna hålls öppna, antingen genom naturliga processer såsom erosion och uppfrysning eller genom aktiv hävd och störning (Ljungberg *et al.* 1995, Ljungberg 2002). Regelbunden störningen håller tillbaka träd- och buskskiktet (Hansson & Fogelfors 2000, Morris 2000, Berglind & Bengtsson 2001).

### 5.1.7 Sandbranter

Det finns exempel på branta sandlokaler, stundom med lerinblandning, som kan upprätthålla en öppenhet enbart genom naturlig erosion. Exempel är Backafall på Ven, Ålabodarna norr om Landskrona samt Kåseberga och Ravlunda i sydöstra Skåne är exempel på platser där erosionen drivs av södra Skandinavien kustsänkning. Dessa lokaler kräver ringa eller ingen skötsel och är bland de artrikaste med många grävande arter (Sörensson 2002).

### 5.1.8 Sanddyner

Denna extrema miljö är ofta sparsamt gräsbevuxen och bar sand finns för marklevande bins boplatser samtidigt som den har en speciell flora (Haeseler 1982). Några arter påträffas bara i denna miljö t ex. havsmurarbiet *Osmia maritima* och strandtapetserarbiet *Megachile leachella*, medan vissa även finns på andra marker med exponerad sand som åssandbi *Andrena ruficrus*, hedsandbi *Andrena barbilabris*, vårsidenbi *Colletes cunicularius* och randbyxbi *Dasygaster hirtipes* (Falk 1991).

### 5.1.9 Hällmarker

Denna miljö innehåller ofta en varierad flora med näringsväxter för bin. Den erbjuder samtidigt ett varmt mikroklimat som särskilt gynnar solitärbin. Kategorin inkluderar rena karstområden på Gotlands och Ölands alvar där det är ont om boplatser för grävande bin. Små håligheter i kalkstenen, tomma snäckskal mm. ger dock bra boplatser för murarbin (*Osmia*), tapetserarbin (*Megachile*) och kragesidenbi *Colletes daviesanus* (Westrich 1990).

### 5.1.10 Fuktängar och stränder

Dessa ängar utgör blomrika platser för födosök för många bin som har boplatser på omgivande mark. Sådana ängar slås numera sällan och tappar därigenom sin blomrikedom genom igenväxning (Larsson 1976). Framför allt ängsvädd, kärrtistel, strandlysing, humleblomster och fackelblomster är viktiga näringsväxter för bin i denna miljö (Svenska vildbiprojektets data). Vassrör och gallbildningar på bladvass är boplatser för vasscitronbi *Hylaeus pectoralis* och rörcitronbi *H. pfankuchi* (Westrich 1990).

## 5.2 Vildbihabitat i odlingslandskapet

### 5.2.1 Naturliga fodermarker (ängar och betesmarker)

Dessa marker har den största diversiteten av blommande växter varav många är lämpliga näringsväxter för vildbin (Westrich 1990, Morris 2000). Ibland kan näringsväxter finnas i

tillräckligt antal plantor, men tidpunkten för hävd (slåtter, bete, etc.) gör att växten inte eller bara delvis kan utnyttjas. Det kan innebära lokal näringskollaps om hävden sker innan blommorna slagit ut eller före provianteringen av bocellerna (solitära bin) eller matandet av de nya drottninglarverna (humlor) är färdig. Högt betestryck som orsakar starkt reducerad blomresurs över stora ytor leder till samma resultat (Falk 1991, Banaszak 1992, 1996, Westrich 1996). Den floristiska diversiteten minskar vid upphörd hävd och igenväxning (Ekstam et al. 1988). Genom gödsling, aktiv såväl som genom nedfall, ökar förekomsten av kvävegynnade växter t ex höga gräs som kvickrot, ängskavle och hundäxing, som konkurrerar ut den mer lågväxta ängsfloran av näringsväxter för bin (Ekstam & Forshed 1992, Hansson & Fogelfors 2000, Moora *et al.* 2003). Igenväxningen är det allt överskuggande hotet mot vildbifaunan i Sverige (Linkowski *et al.* 2004).

Ett av miljömålen för jordbrukslandskapet är att till år 2010 bevara och sköta arealen ängs- och betesmarker på ett sätt som bevarar dessa miljöers naturvärden i termer av biologisk mångfald. Dessutom skall arealen hävdad ängsmark (slåttermark) utökas med minst 5000 hektar och arealen hävdad betesmark av de mest hotade typerna med minst 13000 hektar (Jordbruksverket). Dessa marker behöver skötas på ett sätt som gynnar blomrikedomen och gör dem tillgängliga för bin både i tid och kvantitet (Götmark *et al.* 1998, Simán & Lennartsson 1998, Morris 2000). Anpassat mindre intensivt bete på viktiga marker för hotade vildbin kan därför rekommenderas. Inom forskningsprogrammet HagmarksMISTRA vid Centrum för Biologisk Mångfald studeras för närvarande alternativa betesmetoder, som sent betespåsläpp och betesuppehåll vissa år. Preliminära resultat tyder på att sådana åtgärder är positiva även för kärlväxter (Wissman & Lennartsson, opubl.). Sent bete är ett sätt att efterlikna ängsslåtter, en hävdform som nästan försvunnit i Sverige (Ekstam 1988). Många vildbiarter är vårflygande och kan enkelt gynnas genom senare betespåsläpp på binas lokaler (Sörensson 2002).

### 5.2.2 Markstörning i betesmarker

Den gamla lantbrukspraktikan rekommenderar harvning av slåtter- och betesmarker med jämna mellanrum, för att stimulera tillväxt och förnyring av fodertillväxten (Arrhenius & Lindqvist 1904). I den mån rekommendationen tillämpades under första hälften av 1900-talet torde den haft stor betydelse för många insektsgrupper, bland annat vildbin. Dels gynnades örtfloran och därmed pollendiversitet och pollentillgång, dels skapades störda småmiljöer med bar jord, för boplatser (se skötselrekommendationer Berglind & Bengtsson 2001). Tyska studier har visat på ökade populationsstorlekar av vildbin i biotoper där man delvis tagit bort vegetationen och ökat exponeringen av marken (Wesserling & Tscharncke 1995a, 1995b). Ett för högt och tätt vegetationstäckte ger ett kallare mikroklimat och Steffan-Dewenter & Tscharncke (2000) fann ett negativt samband mellan vegetationshöjd och antalet bon av marklevande biarter.

Den kanske viktigaste och mest realistiska åtgärden för att skapa fler lämpliga boplatser är således att stimulera till mångfaldstolerant beteshävd på lätta jordar (ofta gamla utmarker) i solexponerade miljöer och på så vis skapa blottor i vegetationstäcktet. Betesdjuren trampar upp jordblottor, och betet i kombination med plockhuggning höll förr markerna glesa och solexponerade (Lennartsson 2001).

### 5.2.3 Träd och buskar i betesmark

I Tyskland fann man att ängar med gamla träd hade högre tätheter av vildbin än ängar utan träd, och detta tolkades som en effekt av att tillgången på boplatser var begränsande

(Tscharrntke *et al.* 1998). Genom att gynna hög diversitet av solexponerade träd och blommande buskar, t ex olika *Salix*-arter, rosor, vildapel och hagtorn i jordbrukslandskapet kan man öka antalet boplatser (Nilsson *et al.* 1994). Träd och buskar hör hemma i naturliga fodermarker, och skall inte generellt ses som problematisk igenväxning (Linkowski & Lennartsson 2003). En del träd bör således sparas för att skapa boplatser åt vedbyggande bin.

#### 5.2.4 Restbiotoper

I jordbrukslandskapet är obrukade restbiotoper, exempelvis åkerholmar, åkerrenar och diken av avgörande betydelse för vildbin. Det finns flest arter bin i strukturellt variabla habitat (Banaszak 1996) och detta gäller även för andra insektsgrupper (Weibull *et al.* 2000). Både högre artantal av växter och ökande andel restbiotop är positivt för artantal och täthet av vildbin (Banaszak 1996, Steffan-Dewenter *et al.* 2002). Restbiotopernas hyser nämligen många av de växter som vildbina är beroende av. Sälg (*Salix caprea*) och gråvide (*S. sineria*) växer längs småvägar och diken och är av stor betydelse för solitärbin och humlor på våren (Westrich 1996, Svensson *et al.* 2000, Svensson 2002). Restbiotop i form av linjära landskapselement bildar också strukturer som vildbin använder då de förflyttar sig i landskapet. Diken, åkerrenar och vägrenar används vid förflyttningar (Saville *et al.* 1997, Calabuig 2000, Svensson *et al.* 2000). Majoriteten av bosökande humledrottningar registrerades i sådana element (Svensson *et al.* 2000).

Det är angeläget att återskapa och sköta restbiotoper, t ex genom att ta upp diken i åkermark och att försiktigt röja brynzoner mot åkermark så att de blir glesa, örtrika och solexponerade. Vid röjning skall särskild hänsyn tas till de blommande buskarna, exempelvis hagtorn, rönn, olvon och rosor (Appelqvist & Svedlund 1998). Ekonomiskt stöd bör inte ges bara till skötsel, utan även återskapande av jordbrukslandskapets restbiotoper, exempelvis öppna diken. I Southampton har man grävt diken för att gynna vildbina (Edwards 1996). Genom att skotta upp sand/jord i östvästlig riktning får man rätt läge mot solen och vallen blir torrare än omgivande mark (Edwards 1996, Westrich 1996). Dessa ”nya” livsmiljöer får självklart inte utsättas för gödsel eller insektsgifter. Återkommande remsor med naturlig vegetation i odlingslandskapet gynnar inte bara pollinatörerna, utan de härbärgerar också naturliga fiender till insekter som förorsakar skada på grödan (Östman *et al.* 2001) samt fungerar som spridningsvägar i landskapet.

#### 5.2.5 Åker- och vallodlingar

Blommande sk ogräs har varit och borde vara oerhört viktiga för binas existens i odlingslandskapet. I själva verket var det till dessa som de vilda bina tog sin tillflykt när ängsbruket upphörde (Pettersson *et al.* 2004) Exempel på sådana växter är blåklint (*Centaurea cyanus*), lusern (*Medicago sativa*), sötväppling (*Melilotus officinalis*), rågvallmo (*Papaver dubium*), åkerrättika (*Raphanus raphanistrum*), gulreseda (*Reseda lutea*) och åkersenap (*Sinapis arvensis*). En ännu mer utpräglad vildbimiljö är brukad åker på lätta jordar. Sådana var vanliga i t ex Uppland och i östra Skåne runt 1910-1930. Det var då som Sverige hade som mest brukad åker (Lennartsson *et al.* 1996, Emanuelsson 2002). Dessa åkrar har idag överförts till betesmarker eller (vanligen) skogsplanterats.

Naturliga populationer av vildbin kan förstärkas genom att öka blomning av örter, exempelvis i skyddszoner, blommande grödor eller insådda näringsväxter i trädor och vallar. I ett likformigt landskap där det är rikt på blommor i början av binas säsong, kan det ställa till stora problem med proviantering om resursen tar slut på grund av att det saknas en variation av växtarter och en kontinuitet av blomning (Pekkarinen *et al.* 2001). Att öka mängden

näringsväxter i landskapet är egentligen ganska enkelt. Genom att spara sprutningsfria kantzoner mot vattendrag och ängsmarker ökas blomtillgången på den så kallade "agrarstappen" (Gathmann & Tschardt 1999). Men för att inte gräsen skall ta överhanden krävs ibland slätter med borttagande av gräset samt harvning med insådd av bra näringsväxter för vildbin, t ex vitklöver, klöverarter, gullusen, käringtand, rödklint, åkervädd. I ett exempel vid en bönodling (Fussell & Corbet 1992) såddes kantremorna med vitplister och rödklöver vilket ökade förekomsten av långtungade humlor och därmed även pollineringen av böerna. Böerna var i sig näring nog, men de blommar endast under en begränsad tid. Genom att beså kantremorna kan man öka förekomsten av foderväxter i tiden för de långtungade humlorna (Risberg 2004).

Genom att inte slå all vall på en gång utan lämna en remsa finns det födoresurser för bin kvar, detsamma gäller för slätter. Skördetiderna skall planeras utifrån blomning och vildbinas flygtider så att bina hinner skörda pollen- och nektarinnehållet. De flesta vildbiarterna är vårflygande och provianterar sina yngelceller i juni början av juli. Nästa omgång bin flyger på sensommaren. Cederberg och Nilsson (2002) rekommenderar 20 augusti som tidigaste datum för slätter i sin rapport om skötseln för gravkullarna vid Gamla Uppsala.

Välganter, diken, gamla träd och andra "odlingshinder" måste finnas som boplatser. Om vallen eller åkern är placerad i sydlänt läge kan man genom att gräva ett dike vid kanten skapa lämpliga boplatser för grävande vildbiarter. Särskilt i fallet med ett redan homogent och storskaligt jordbrukslandskap bör man inte tveka att skapa nya boplatser och nya bestånd av näringsväxter.

### 5.2.6 Blommande fält

Förutom åtgärder för att öka andelen blommor i odlingarna är det bra om det på alla brukningsenheter varje år finns ett fält med enbart blommande grödor, t ex raps, klöver, ärtor, böner eller lin. Det är viktigt att dessa växter förekommer vid samma tidpunkt varje år för att blommorna skall kunna tillgodose en stabil population av vildbin (Pettersson *et al.* 2004). Enligt regeringens miljömål skall arealen ekologisk odling öka, vilken med sina årligen blommande grüngödslingsfält sannolikt kommer att bli en viktig positiv faktor för näringstillgången för vildbin. För vildbinas skull är dessa blomväxter att föredra också som vallväxter framför de vindpollinerade gräsen, vilka är helt värdelösa för bin (Pettersson *et al.* 2004). Även här gäller att inte skörda eller plöja ner hela fältet på en gång, utan lämna remsor kvar för att ge bina möjlighet att successivt byta näringsväxter eller möjlighet att avsluta säsongen med producerad avkomma.

### 5.2.7 Frukt- och bärodlingar

Dessa erbjuder ett överflöd av pollen och nektar under försommaren, men också värdefull sommarblomning av örter om den underliggande vegetationen inte tillåts vara blomrik. I det "leende Österlen", ett av de främsta odlingsområdena, giftbesprutas dessvärre det övervägande antalet odlingar vilket har en negativ effekt på vildbifaunan (L. A. Nilsson pers. obs.). Döda fruktträd bör ses som en resurs, för de ger möjlighet till boplatser.

### 5.2.8 Alléer, vårdträd

Gamla alléer rymmer ofta död ved med kläckhål av stora skalbaggar, vilket ger boplatser för en rad vildbin (Tschardt *et al.* 1998). Alléer är bara viktiga för bin om det finns

näringsresurser i omgivningen eller i sig består av t ex lönn, lind, oxel, hästkastanj eller fågelbär som kan leverera pollen. Tyvärr innebär vägverkets åtgärder för alléer ofta att de gamla träden byts ut mot nya. Detta stöds ibland av kulturmiljövården (Emanuelsson 2003). Knappast någon åtgärd i det svenska landskapet skadar den biologiska mångfalden mer än denna, som resulterar i en biologiskt utarmad trädrad. Alléerna är ofta den sista resten av tidigare rika förekomster av solexponerade träd i landskapet. Avverkning av alléer kan således innebära att de trädlevande arterna i ett slag försvinner från en hel trakt. Detta gör att möjligheten för återkolonisering av den nya allén är närmast obefintlig.

Gamla solexponerade träd är överhuvudtaget en av de artrikaste ”småbiotoperna” i det svenska landskapet. I åkerbygden förekommer ofta huvuddelen av dessa träd i gårdsmiljöer och andra människoskapade platser. Här är informationsinsatser angelägna. Många värdefulla träd finns också i våra park- och stadsmiljöer (Andersson 1999). Dessa sköts nästan alltid utan någon som helst hänsyn till de biologiska värdena. Enstaka kommuner, t ex Lund, har framgångsrikt ändrat inriktning på sin parkskötsel, men detta är hittills ett lysande undantag i miljövårdssammanhang. Det är ytterst angeläget att ta fram riktlinjer för förnygring av alléer, som även beaktar alléernas biologiska värden.

### 5.2.9 Gårdsmiljöer

Gårdsmiljöer är ofta rika habitat för olika biarter. Det beror bl.a. på att de erbjuder mosaikstrukturer med blommande typiska gårdsväxter (plisterarter, bosyska, dånararter, vallört mm), trädgårdsväxter, bärbuskar och fruktträd i nära anslutning till solvarma boplatser. Äldre byggnader som timrade stugor, lador och uthus har ofta stockar med larvgångar efter skalbaggar, i vilka bin och andra gaddsteklar år från år kan anlägga bon. Sådana hus har förutom sitt byggnads- och kulturhistoriska värde även biologiska värden som bör uppmärksammas. Detsamma gäller även andra äldre typer av hus, t ex sådana med vasstak eller lertegelväggar vilka även används som boplatser av olika biarter (Westrich 1985, 1990).

## 5.3 Övriga människoskapade miljöer

En positiv aspekt på markanvändning och mänsklig aktivitet är att solitära bin är bra på att utnyttja de habitat som människan skapar; en studie gjord i Berlin visade att inte mindre än 262 biarter som levde i staden (Saure 1996). Deras ”nya” habitat var övergivna järnvägar, fabriker, upplag och annan ruderatmark, där det fanns gott om lättgrävd mark för bobyggande samt blommande växter för polleninsamling (Saure 1996). Förekomsten av blommande växter är en förutsättning för vildbin och styr vilka strukturer som kan användas.

Här nedan diskuteras några befintliga människoskapade strukturer som används av bin, samt hur de bör skötas för att bli bättre vildbinmiljöer.

### 5.3.1 Sand- och grustag

Ett aktivt och särskilt ett inaktivt sand- eller grustag är en extremt värdefull livsmiljö (Sörensson 2002), som rymmer en rik biologisk mångfald av organismer som funnit sin tillflykt till rasbranterna och den glesbevuxna mineraljorden när deras naturliga livsmiljöer för länge sedan försvunnit (Klemm 1996). Många sand- och grustag har blivit nya boplatser åt marklevande bin och de hyser ofta även binas näringsväxter (Ljungberg 2002). Igenväxande sand- och grustag har på senare år uppmärksamats bland ekologer och inom internationell naturvård (Cederberg 1982, Westrich 1990, Edwards 1996, Klemm 1996)

Täkterna skall enligt lag visserligen ”återställas” eller ”efterbehandlas”, men man bör låta delar med sandmaterial som lämpar sig väl till boplatser för bin undantas. Den viktigaste åtgärden idag är att förhindra fauna- och floraförstörande slentrianmässigt ”återställande” av sand- och grustag (Sörensson 2002). För att bevara och förbättra befintliga sand- och grustäcker krävs tvärtom hävdåtgärder för att de inte skall växa igen. För tätt uppslag av sly kan snabbt bli ett problem eftersom det skuggar marken och gör den oanvändbar för boanläggning av bin (Sörensson 2002). Genom att exempelvis skala av det översta lagret vid kanten av tåkten eller att gräva ut det mer för att erhålla en brantare lutning, kommer det fortsättningsvis att rasa i tåkten och på så vis hindras igenväxning (Sörensson 2002). Ett stort antal täkter har planats ut och planterats under de senaste åren men är ännu solexponerade. Viktiga täkter av det slaget måste uppmärksammas av naturvärden och markägare bör inte utföra plantering i sydvända biologiska ”hot-spot” lägen. Varje täktområdes hot-spots kan enkelt fastställas genom bedömning med hjälp av en professionell mångfaldsekolog.

I gamla sand- och grustäcker, vilka under åren uppnått en rik flora och fauna men nu håller på att växa igen, krävs åtgärder för att hejda igenväxningen. Okonventionella metoder som skrapning och plöjning av tät markvegetation kan behövas för att gynna örtfloran. Rövning av vedväxter bör göras genom uppdragning, inte avhuggning. Även om täkterna i sig, och nödvändiga åtgärder i dem, kan framstå som konstlade, hör de till de mest kostnadseffektiva och angelägna naturvårdsåtgärderna. De gynnar ett mycket stort antal arter ur olika organismgrupper, arter som i stor utsträckning saknar naturliga biotoper.

Dessutom saknas statliga medel ändå till att återställa täkter. Medel skulle med små modifieringar kunna göra stor naturvårdsnytta i stället för att som idag utgöra ett allvarligt hot mot den biologiska mångfalden. Exempelvis kunde föreläggas om att så näringsväxter (örtfröblandningar, ljung eller *Salix*) istället för att plantera barrträd. Detta ökar näringstillgången i en annars näringsfattig biotop.

### 5.3.2 Militära övningsområden

Militär aktivitet har på flera ställen räddat naturområden från att exploateras (Hirst *et al.* 2000, Carvell 2002). Körskador från tung militärtrafik ger småskalig störning som ökar den rumsliga heterogeniteten och tillgången av näringsväxter på annars homogena gräsmarker (Carvell 2002). Övningsområden ligger ofta på sand och markstörning skapar därmed som regel viktiga boplatser för vildbin.

Som exempel kan nämnas Brattforsheden. Detta är ett av Sveriges största israndsdelta med fossila flygsanddyner. Flygbasen ligger på en flack sanddepå och är en stor sammanhängande sandig torräng som har ett stort antal rödlistade sandlevande arter (Berglind & Bengtsson 2001). Hotet mot Brattforsheden är upphörd aktivitet med spontan igenväxning och aktiv igenplantering som följd. En annan aspekt är de kulturella värdena av det gamla flygfältet vilket resulterar i alltför hård hävd (borttagande av binas födoresurs) av de resterande öppna ytorna (Berglind & Bengtsson 2001). För att flygfältet skall kunna bevara sin unika status som vildbilokal krävs mindre intensiv hävd på de öppna ytorna samt att igenväxningen hindras samt att tallplanteringarna minskas. Berglind och Bengtsson (2001) föreslår vidare att öppna ytor på 20 X 20 m skall skapas för att gynna den värmekrävande sandfaunan.

Andra exempel på militära övningsområden som är viktiga för vildbin är Ravlunda, Revinge och Ripa i Skåne och Rommehed i Dalarna (Kers 1977). Rent allmänt bör diskussioner upptas med Fortifikationsverket om skötsel av dessa och andra övningsområden, eventuellt med stöd av naturvårdsmedel, för att bibehålla stor blomrikedom och därmed hög biologisk mångfald.

### 5.3.3 Vägkanter/slänter

Flera av de bästa livsmiljöerna för vildbin är s. k. restbiotoper i odlingslandskapet där också exempelvis vägrenar och markvägar ingår som en viktig del. Detta inte bara för att de erbjuder möjliga boplatser och näringsväxter, utan också för att de har en sammanbindande effekt på landskapet (Calabuig 2000a). Studier av humlor visar att marken längs vägar, diken och åkerrenar är värdefull både som boplatser och rymmer en mängd näringsväxter samt att den också används som ledlinje när humlorna födosöker i odlingslandskapet (Saville *et al.* 1997, Svensson *et al.* 2000, Walther-Hellwig & Frankl 2000a, 2000b). Vägkanternas högsommarblomning är mycket betydelsefull för bin och humlor under annars förhållandevis blomfattiga perioder av torrt sommarväder. Ofta finns sandiga-grusiga sluttningar och slänter som fungerar som boplatser.

Gamla tiders vägrenars och markvägars naturvärden är idag ofta kraftigt försämrade. Dels var vägarna byggda av naturgrus, ofta med ett stort inslag av sand, dels var vägar och vägrenar trampade av kreatur (Mattson 1985, Aronsson & Matzon 1987). Vägrenar förstörs då vägen asfalteras och hårdgörs (Berglind & Bengtsson 2001). Dessutom löpte vägarna genom ett betydligt öppnare landskap än idag; det gäller i synnerhet vägar på sand och lätta jordar, marker som omvandlats och idag är skogsmark (Mattson 1985).

Vid stora vägbyggen och anläggningsarbeten kan hänsyn tas till vilket täckmaterial som används och att det sås in växter som är vildbivänliga. Helst skall blandningen bestå av regionalt anpassade attraktiva växter som trängts undan från sina ursprungliga livsmiljöer (Svensson *et al.* 1993). Blandningen skall vara sådan att det finns en jämn tillgång på blommor under hela säsongen. Små markvägar i odlingslandskapet med en mittsträng av blommor och möjlighet till bon bör alltid sparas även om de sällan används. Vägrenarna måste sedan slå på eftersommaren och gräset tas bort så att vegetationen hålls låg och att anrikning av förna undviks, men tidpunkten skall överrensstämmas med binas proviantering och växternas blomning. Diken i anslutning till vägen i lätta jordar fyller samma funktion som vägrenar, och alla öppna diken utgör en viktig blomresurs och boplatseresurs. Även dikesrenar behöver dock hävdas för att inte växa igen med högväxt kvävegynnad vegetation.

Miljöstödsreglerna föreskriver ofta röjning av buskar i dikesrenar och bryn. Hård röjning som är urskillningslös innebär ofta ett dråpslag mot en trakts fauna. Om inte blommande buskar sparas kan det innebära en allvarlig minskning av pollen- och nektartillgången. Vid röjning bör därför videbuskar, rönn, oxel, slån, hagtorn, rosor, vildapel, getapel, brakved, olvon, fläder, fågelbär, nypon, måbär, vinbär, krusbär, hallon och björnbär lämnas (Appelqvist & Svedlund 1998, Pettersson *et al.* 2004). Dessa buskar innebär inte bara en ökande näringsresurs i landskapet utan även boplatser för de bin som bygger sina bon i ihåliga växtdelar (se Linkowski *et al.* 2004). Artrika bryn och diken kan ha en mängd olika buskar som blommar från tidig vår (säl/vide) till långt in på sensommaren (björnbär). *Salix*-buskar (speciellt hanplantor) är särskilt viktiga då de utgör en resurs under en period på våren då få andra växter blommar (Pettersson *et al.* 2004). Förutom att fungera som viktiga bo- och näringsplatser för vildbin är blommande buskar s k ”rendez-vous”-platser i bins parningssystem.

Vid plantering av t ex lähäckar, trafikskydd eller erosionshinder skall man tänka på att välja blommande buskar (*Salix*, *Crataegus*, *Prunus*, *Rubus*, *Rosa*, *Ribes*, *Liguster*, *Cornus*, *Prunus*, *Sambucus*) som ger föda åt bin och med tiden boplatser i döda grenar etc. De ger dessutom lä och ett varmt och bivänligt mikroklimat även under soliga med kallt blåsiga dagar.

### 5.3.4 Bangårdar

Järnvägsmark erbjuder ofta både varma boplatser och gott om näringsväxter och har därför en artrik vildbifauna (Saure 1996). Bangårdar har ofta en rik och mycket speciell flora bl a med växter som annars är undanträngda och sällsynta i Sverige och som kommit in i landet via transporter. Gulreseda (*Reseda lutea*) finns framför allt på bangårdar och är värdväxt åt resedabiet *Hylaeus signatus* (Cederberg & Nilsson 2003). Järnvägsmiljöerna är många gånger den sista resten av "Gammel-Sverige" i en trakt i termer av arter som förr var typiska. Giftbesprutningen måste minimeras, inte minst för vildbinas skull.

### 5.3.5 Trädgårdar och parker

Dessa kan vara en oas för vildbin eftersom många av våra vanligaste trädgårdsväxter är positiva för den vilda bifaunan (Masierowska 1995, Comba *et al.* 1999). Man får dock inte glömma att iordningställa boplatser för bin, om dessa inte finns naturligt i miljön. En brittisk studie fann att humlesamhällen tillväxte snabbare om de var placerade i bebyggt område jämfört med placering i konventionellt jordbrukslandskap, även när det senare var medvetet berikat med näringsväxter (Goulson *et al.* 2002). Detta tyder på att småstrukturer och floral mångfald är viktig.

Genom att odla växter med både prydnads- och näringsvärde kan mängden näringsresurser för vildbin i trädgårdar, gårdsmiljöer och parker enkelt ökas. Man måste alltid komma ihåg att aldrig använda fyllda sorter som uppkommit genom att ståndare och pistiller omvandlats till kronblad. Dessa blommor saknar följaktligen pollen och nektar och är värdelösa och rent skadliga för bin.

Våren är ofta en flaskhals för de övervintrande humledrottningarnas överlevnad. Genom att plantera tidiga vårblommor som vårstjärna, pärlhyacint, blåsippa, tussilago, luktviol, gullviva, jordviva, vårkrage, praktstenört och aubretia kan bina få näring tidigt på säsongen. Sälg och viden (*S. caprea*, *S. cinerea*, *S. aurita*, *S. fragilis*, *S. pentandra* och *S. repens*) är tvåbyggare och har både han- och honblommor. De blommor tidigt på våren och är en viktig nektar- och pollenkälla för de solitärbin och humledrottningar som är aktiva under denna period. Om man vill plantera ett pilstängsel eller pilkoja i trädgården, kan med fördel de pollenrika hanplantorna väljas (Pettersson *et al.* 2004). Andra både dekorativa och bistödande buskar eller träd är hagtorn, fågelbär, och rönn. Fruktträd och bärbuskar är nyttiga för bina och bina är nyttiga för dem i och med att ökad pollination ger mer frukt och bär (Kwak *et al.* 1996, Williams 1996, Kremen *et al.* 2002). Alla blommande kryddväxter är utmärkta binäringsväxter, exempelvis timjan av alla sorter, citronmeliss, oregano av alla sorter, kryddsalvia, alla myntor, åbrodd, isop och rosmarin. Vidare gynnar man bin om man planterar lavendel, stäppsvalvia, rosenflockel, hampflockel, strålöga, kärleksört, taklök, röd solhatt, vivor, revsuga, temynta, brudslöja, plister, klippstånds, månviol, alla slags tistlar och klintar, krans- och strandveronikor, vänderot, pipört, dagliljor, alla arter martorn, brunört, fackelblomster, gökblomster, astrar, fingerborgsblomma (humlornas favorit), stormhatt, prästkrage och alla slags väddarter. Reseda (gulreseda och färgreseda) är bland de allra bästa biväxter som finns och borde odlas i minst ett rejält bestånd i varje trädgård och park. Fyra arter av nejlikväxter, rödblåra, vitblåra, gökblomster och såpnejlika visade sig gillas av bin eftersom de har djupa, nektarrika blommor (Comba *et al.* 1999). Lammöron (*Stachys byzantina*) är en utmärkt stödande växt för att hålla en population ullbin (*Anthidium*) i trädgården. Hanarna håller revir över lammöronplantorna dit även honorna kommer för att bita av håren från lammöronen till att bygga sina bon (Westrich 1990). Kardvädd utnyttjas gärna som övernattningsplats för hanar av humlor (Comba *et al.* 1999). Ettåriga växter som man kan så på friland och i krukor för bin och plockning är blåklint, gurkört, snokört, vallmo.

För att gynna mycket hotade snävligolektiska vildbiarter (arter som är specialiserade att samla pollen från en växtart eller släkte (se lista i Linkowski *et al.* 2004), kan man odla deras speciella värdväxter på lokaler där man vet att arten finns. Exempelvis kan våddsandbiet (*Andrena hattorfiana*) gynnas av insådd av åkervädd (*Knautia arvensis*), i och omkring dess lokaler. Odlarna kan välja växter utifrån vilka pollinatörer de vill gynna och på detta vis även skapa faunistiskt intressanta trädgårdar (Comba *et al.* 1999).

### 5.3.6 Fornminnesområden

Fornminnesområden kan vara rika biotoper för vildbin om de sköts på rätt sätt. Ofta slås de före semestern när näringsvärdet för bina är som högst vilket orsakar stora skador på vildbipopulationerna i området. Genom att senarelägga slåttarna kan fornminnen inte bara representera den svenska historien utan också vara en resurs för bevarandet av vildbin (Cederberg & Nilsson 2002).

### 5.3.7 Stenbrott

I stenbrott etablerar sig efter en tid många torktåliga blomväxter som kan utgöra näringsväxter för t ex rödmurarbi *Osmia rufa*, kragesidenbi *Colletes daviesanus* och väggmalbi, *Lasioglossum nitidulus* som dessutom anlägger bo i sprickorna (Westrich 1990).

### 5.3.8 Sportanläggningar

Marken vid motorbanor, skjutbanor, ridsportbanor men även joggingspår och andra fritidsanläggningar utsätts för kraftig störning och på ställen med gles vegetationen finns ofta lämpliga boområden för marklevande bin (Svenska Vildbiprojektets data).

### 5.3.9 Sten- och tegelmurar

Murar har ofta hålrum som kan utnyttjas av bin för bobyggnad (Westrich 1985). Dessutom kan fetknoppar (*Sedum*-arter) och andra torkanpassade växter etablera sig ovanpå. Olika fetknoppsarter är mycket attraktiva för ett antal citronbin (*Hylaeus*-arter) (L.A. Nilsson pers. obs).

### 5.3.10 Industritomter och andra ruderatmarker

Industritomter kan ofta förbli oanvända under lång tid och växter som renfana *Tanacetum vulgare* m fl ruderatmarksväxter hinner etablera sig nära bra boplatser för marklevande bin t ex *Colletes daviesianus* och *Hyleus communis* (Saure 1996). Sådana miljöer kan ytterligare förbättras till exempel genom att invaderande sly dras upp istället för att huggas av.

### 5.3.11 Märgelgropar

Märgelgropar skapades genom att man tog råmaterial för tegeltillverkning. Även om de är vattenfyllda kan den översta skärningen användas som boplatser för vissa sandbin, sidenbin, pälsbin och ullbin (Westrich 1985, 1990).

### 5.3.12 Fördämningvallar

Denna typ av massiva skydd hålls fria från busk- och trädvegetation av hållfasthetsskäl och kan därför bli blomrika, särskilt om de slås vartannat år och det avslagna materialet tas bort (Hansson & Fogelfors 2000). De är ofta byggda med ett ytmaterial som passar för marklevande bins bon. Längs floden Rhen i Tyskland har skyddsvallar som skall skydda åkerjordarna mot vårfloedens översvämningar blivit ypperliga habitat för bin (Westrich 1996). Vallarna är ogödslade och uppbyggda av sand och grus. Vallarna bebos av mullvadar och åkersorkar vars grävande bildar partier med blottad jord där bina kan bygga bon. Det enda problemet som Westrich (1996) ser det är att tidpunkten av slåttern på översvänningsvallarna inte tar hänsyn till binas resursbehov utan sker när det passar bäst utifrån människornas behov. Genom att inte slå allt på en gång utan att alltid spara en del kan det tidiga successionsstadiet upprätthållas samtidigt som det hela tiden finns näring i närheten (Westrich 1996). Liknande högvattensdammar är mindre vanliga i Sverige men finns t ex längs Emån. Där har dock inga studier av vildbin ännu genomförts.

## 6. Riktade stödåtgärder för boplatser

Den främsta hotorsaken för svenska vildbin är bristen på lämpliga boplatser (Westrich 1985, 1990, 1996, Banaszak 1996). Boplatsbrist för vildbin är ett stort problem som man kan avhjälpa genom riktade åtgärder. Den viktigaste åtgärden är att bevara och utöka de redan lämpliga miljöerna. När det gäller nyskapande av boplatser för vildbin finns det olika tillvägagångssätt beroende på vilka förutsättningar som gäller. Restaureringar av igenväxta ängsmarker tar tid, ibland flera år, innan området blir återkoloniserat och då kan det krävas riktade åtgärder med huvudsyfte att skapa boplatser för vildbin. Dessa boplatser gynnar även många andra organismer. Rent allmänt förutsätter nedanstående åtgärder att födoväxter finns eller kan sås in i närheten av de nyskapade boplatserna.

### 6.1 Bibäddar

Den största andelen av vildbina (70 %) är markbobyggande och kräver lättgrävd, varm jord utan hindrande eller skuggande vegetation. Genom att gräva upp diken eller lägga upp vallar med sand, grus och/eller lätt jord kan man skapa boplatser (Westrich 1990, 1996, Edwards 1996, Wesserling & Tschardt 1995a). Den aktuella jordytan bör vara sydvänd, vindskyddad och med sparsam vegetation. Olika jordarter har olika kvalitet för grävande bin. Sand av olika dimensioner är användbart men grovt isälvsgrus är i regel oanvändbart (B. Cederberg muntl.). Berglind och Bengtsson (2001) skriver i sin rapport om Brattforshedens flygfält att vallarna skall vara sydvända, hästskoformade och ca 10 m långa. I betesmarker på sandig mark kan en enkel åtgärd för att öka antalet möjliga boplatser vara att gräva ut en brant (Sörensson 2002). Om marken betas hålls slutningen öppen av boskapens tramp (Sörensson 2002). Kaniner kan också vara goda markstörare (Wesserling & Tschardt 1995a). Markbobyggande bin är opportunisterna och är snabba att utnyttja en ny boplats. Redan samma år som vallen, diket eller branten upprättats flyttar och vildbina in om de finns i landskapet. För att hindra igenväxning krävs skötsel vart annat till vart tredje år (Hansson & Fogelfors 2000, Cousins *et al.* 2003).

I USA tillverkas enligt noggrant utprovade anvisningar speciella bäddar där t ex marklevande alkalibin (*Nomia melanderi*) bygger bon. Det är en liten tunna med jord i som vattnas underifrån och har en saltyta (Cane 2002).

### 6.2 Bibatterier och humleholkar

För de arter, (åtminstone 15 i Sverige) som bygger bon i ihåliga kvistar och andra hålrum i trä, strån och stjälkar kan man skapa s k bibatterier. Dessa kan bestå av buntar med vass eller avsågade bambupinnar, eller av träblock och klampar med uppborrade hål, eller av tegelstenar (Westrich 1985). För de arter som murar kan man bidra med lådor med lera som efterliknar lerväggar (Westrich 1985). Vasstråna eller bambupinnarna skall vara ca 20 långa och helst av olika diametrar mellan 5 - 15 mm. För att de inte skall bli blöta kan de packas i ett plaströr eller sättas under ett litet skärmtak. Gathmann och Tschardtke (1999) byggde bibatterier som innehöll 150 - 180 stycken vasstrån instoppade i plaströr med en diameter på 10 - 20 cm och uppsatta på 1,5 m höga stolpar ute i jordbrukslandskapet. Genom att studera antalet arter som byggt bo och parasiteringsgrad kunde de jämföra olika områdens biologiska mångfald. Bibatterierna skall inte sitta för högt upp (max 2 m) och med öppningen riktad åt soligast möjliga läge.

Genom att öka mängden möjliga boplatser (vasstrån i buntar) fick Tschardtke *et al.* (1998) en fördubbling av tätheten av solitära bin. I en polsk studie kunde man skapa en livskraftig population av rödmurarbiet *Osmia rufa* på bara 5 år genom att anlägga vassbuntar som boställen där arten tidigare inte funnits alls (Wójtowski *et al.* 1995). Flera tyska studier argumenterar för att man kan använda bibatterigynnade vildbin och deras parasiter som bio-indikatorer på artrikedomen i olika landskap (Gathmann *et al.* 1994, Gathmann 1998, Tschardtke *et al.* 1998, Gathmann & Tschardtke 1999, Steffan-Dewenter 2002).

Med bibatterier är det stor chans att åtminstone få någon vildbiart. Bibatterier i trädgårdar, parker och på balkonger ger en unik möjlighet att öka det allmänna intresset hos människor att studera våra vildbin på nära håll och samtidigt öka den biologiska mångfalden i landskapet. De flesta vildbin är harmlösa. Sandbin och citronbin (*Andrena* och *Hylaeus*) har svaga gaddar att de inte kan tränga genom människohud (Westrich 1990). Solitärbin är icke aggressiva. Detta gör att man inte bör vara rädd för att gynna bin i trädgården eller på balkongen.

Hålbyggande arter är relativt lättmanipulerade och flera arter används också kommersiellt i USA som pollinerare i fruktodlingar och växthus (Cane 2002).

För humlor har man provat speciella nedgrävda humleholkar eller tegelkrukor men erfarenheterna visar att det kan vara svårt att få dem bebodda. Ibland blir det så få som 1 på 10 holkar koloniserade (B. Cederberg, muntl.). Både i holkarna och i krukorna skall man gärna fodra med torrt gräs, vilket är humlornas naturliga bomaterial. En humleholk skall vara 20 x 40 x 15 cm stor och ha en 30-40 cm lång ingång. Ingången skall ha en diameter 1,5 - 2 cm och kan bestå av ett plaströr eller en trägång. Gräv sedan ner boet i en sluttning eller i en stenmur. Lerkrukan placerar man upp och ner tills bara hålet syns och lägger några halvstora stenar som skydd vilket hindrar att det regnar in. Det är huvudsakligen hushumlan (*Bombus hypnorum*) som utnyttjar humleholkar, och för den delen också fågelholkar, som boplatser (Hasselroth 1960, Cederberg 1976, Pekkarinen *et al.* 2001).

En särskild skrift om bivård i bebyggd miljö bör tas fram och där kan jordbrukare, fritidsodlare och trädgårdsentusiaster enkelt läsa sig till vilka åtgärder som krävs för att gynna resursen vildbin.

## 7. En framtid för vildbin och människor

De vilda bina är utan tvekan en kaskadgrupp för den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet, eftersom de genom sina pollinerande aktiviteter skapar växtresurser åt andra organismer och bidrar till de rika naturvärden som bör känneteckna ett ur alla

synpunkter väl fungerande odlingslandskap. De är dessutom pollinatörer av ett flertal av de odlade grödorna, vilket bidrar till människornas försörjning av livsmedel. En ökad andel restbiotop i jordbrukslandskapet är positiv för artantal och täthet av både vilda växter och vildbin. Restbiotoper i form av linjära landskapselement som diken, åkerrennar och vägrenar bildar strukturer som vildbin använder då de förflyttar sig i landskapet. Fler sådana biotop-element ökar konnektiviteten i landskapet, förbättrar möjligheten för bina att utnyttja biotopöar och gynnar därmed vildbinas populationsutveckling och spridning i landskapet. Det optimala landskapet för en rik vildbifauna är således en varierad habitatmosaik som omfattar både boplatser och blomrika zoner mellan vilka bina lätt kan förflytta sig. Det varierade och hållbart nyttjade landskapet är också det mest attraktiva för människorna.

## 8. Referenser

- Andersson, H. (1996) Snylthumlan *Psithyrus vestalis* (Geoffroy) och övriga humlors status i Skåne. *FaZett* **9**, 10-16.
- Andersson, H. (1999) Rödlistade eller sällsynta evertebrater knutna till ihåliga murkna eller savande träd samt trädsvampar i Lunds stad. *Entomologisk tidskrift*, **120**, 169-183.
- Appelqvist, T. & Svedlund, L. (1998) Insekter i odlingslandskapet - Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket.
- Arrhenius, J. & Lindqvist, C. A. (1904) Lantbrukspraktika. Beijers Bokförlags-Aktiebolag, Stockholm.
- Aronsson, M. & Matzon, C. (1987) Odlingslandskapet. LTs förlag, Stockholm.
- Banaszak, J. (1992) Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **40**, 179-192.
- Banaszak, J. (1996) Ecological bases of conservation of wild bees. In: *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Berglind, S. Å. & Bengtsson, J. (2001) Biologisk mångfald på Brattforshedens flygfält - skyddsbehov och riktlinjer för restaurering och skötsel. Länsstyrelsen i Värmlands län, Karlstad.
- Bhattacharya, M., Primack, R. B. & Gerwein, J. (2003) Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation*, **109**, 37-45.
- Bosch, J. & Kemp, W. P. (2002) Developing and establishing bee species as crop pollinators: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera : Megachilidae) and fruit trees. *Bulletin of Entomological Research*, **92**, 3-16.
- Bosch, J., Kemp, W. P. & Peterson, S. S. (2000) Management of *Osmia lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae) populations for almond pollination: Methods to advance bee emergence. *Environmental Entomology*, **29**, 874-883.
- Buttermore, R. E. (1997) Observations of successful *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae) colonies in southern Tasmania. *Australian Journal of Entomology*, **36**, 251-254.
- Calabuig, I. (2000a) Assessment of the foraging and nesting conditions for solitary bees and bumblebees, and their distribution in a Danish agricultural landscape. *Solitary bees and bumblebees in a Danish agricultural landscape* Ph. D. thesis Univ. Copenhagen.
- Calabuig, I. (2000b) Dispersal of solitary bees and bumblebees in a winter oilseed rape field. *Solitary bees and bumblebees in a Danish agricultural landscape* Ph. D. thesis Univ. Copenhagen.
- Cane, J. H. (2002) Pollinating bees (Hymenoptera : Apiformes) of US alfalfa compared for rates of pod and seed set. *Journal of Economic Entomology*, **95**, 22-27.
- Carvell, C. (2002) Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, **103**, 33-49.
- Cederberg, B. (1977) Timmerväggens hemligheter. *Fältbiologen* 1977(3): 14-15.
- Cederberg, B. (1982) Bonäsfältet, en inventering av insektslivet. *Information från Länsstyrelsen i Kopparbergs län*. N 1982:1.
- Cederberg, B. (1999) Vilda bin. *Kungl. Skogs & Lantbruksakademiens Tidskrift*, **138**, 63-68.

- Cederberg, B. & Nilsson, L. A. (2000) Sandbiet *Andrena flavipes* i Sverige (Hymenoptera: Andrenidae). *Entomol.Tidskrift*, **121**, 193-197.
- Cederberg, B. & Nilsson, L. A. (2002) Mångfald av vildbin (Hymenoptera, Apoidea) vid Tunåsen och Uppsala högar, Uppsala kommun 1-18.
- Cederberg, B. & Nilsson, L. A. (2003) Resedabiet på spåret. *Fauna och Flora*, **98**, 36-38.
- Chmurzynski, J. A., Kieruzel, M., Krzysztofiak, A. & Krzysztofiak, L. (1998) Long-distance homing ability in *Dasypoda altercator* (Hymenoptera, Melittidae). *Ethology*, **104**, 421-429.
- Comba, L., Corbet, S. A., Hunt, L. & Warren, B. (1999) Flowers, nectar and insect visits: Evaluating British plant species for pollinator-friendly gardens. *Annals of Botany*, **83**, 369-383.
- Cousins, S. A. O., Lavorel, S. & Davies, I. (2003) Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden. *Landscape Ecology*, **18**, 315-332.
- Edwards, M. (1996) Optimizing habitats for bees in the United Kingdom - a review of recent conservation action. *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Ehnström, B. & Axelsson, R. (2002) Insektsnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed, N. (1988) Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. LTs Förlag, Stockholm.
- Ekstam, U. & Forshed, N. (1992) Om hävden upphör. Kärlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. Naturvårdsverket.
- Emanuelsson, M. (2003) Skogens biologiska kulturarv - Att tillvarata föränderliga kulturvärden. Riksantikvarieämbetet, Västerås.
- Emanuelsson, U. (2002) Det skånska kulturlandskapet. 2:a uppl. Naturskyddsföreningen i Skåne. Lund.
- Evertz, S. (1993) Untersuchungen zur interspezifischen Konkurrenz zwischen Honigbienen (*Apis mellifera* L.) und solitären Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea). pp. 1-123. Ph. D. thesis Aachen Techn. Hochschule.
- Falk, S. (1991) A review of the scarce and threatened bees, wasps and ants in Great Britain. *Research and Survey in Nature Conservation*, No 35.
- Fussell, M. & Corbet, S. A. (1992) Flower Usage by Bumblebees - A Basis for Forage Plant Management. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 451-465.
- Gathmann, A. (1998) Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler in der Agrarlandschaft: Artenreichtum und Interaktionen in Nisthilfen, Habitatbewertung und Aktionsradien. Ph.D. thesis; University of Göttingen.
- Gathmann, A., Greiler, H. J. & Tschardtke, T. (1994) Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields - succession and body-size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, **98**, 8-14.
- Gathmann, A. & Tschardtke, T. (1999) Landschafts-Bewertung mit Bienen und Wespen in nisthilfen: Artenspektrum, Interaktionen und Bestimmungsschlüssel. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg*, **73**, 277-305.
- Gebhardt, M. & Röhr, G. (1987) Zur Bionomie der Sandbienen *Andrena clarkella* (Kirby), *A. cineraria* (L.), *A. fuscipes* (Kirby) und ihrer Kuckucksbienen (Hymenoptera: Apoidea). *Drosera*, **87**, 89-114.
- Goulson, D., Hughes, W. O. H., Derwent, L. C. & Stout, J. C. (2002) Colony growth of the bumblebee, *Bombus terrestris*, in improved and conventional agricultural and suburban habitats. *Oecologia*, **130**, 267-273.
- Goulson, D. & Stout, J. C. (2001) Homing ability of the bumblebee *Bombus terrestris* (Hymenoptera : Apidae). *Apidologie*, **32**, 105-111.
- Goverde, M., Schweizer, K., Baur, B. & Erhardt, A. (2002) Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behaviour: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation*, **104**, 293-299.
- Gärdenfors, U. (red.) (2000) Rödlistade arter i Sverige 2000. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Götmark, F., Gunnarsson, B. & Andrén, C. (1998) Biologisk mångfald i kulturlandskapet- Kunskapsöversikt om effekter av skötsel på biotoper, främst ängs- och hagmarker. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Haeseler, V. (1982) Zur Bionomie der Küstendünen bewohnenden Biene *Osmia maritima* Friese (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae). *Zoologische Jahrbücher für Systematik*, **109**, 117-144.
- Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (1997) Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, San Diego.

- Hanski, I. A. & Ovaskainen, O. (2000) The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, **404**, 755-758.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. (2000) Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, **11**, 31-38.
- Hirst, R. A., Pywell, R. F. & Putwain, P. D. (2000) Assessing habitat disturbance using an historical perspective: The case of Salisbury Plain military training area. *Journal of Environmental Management*, **60**, 181-193.
- Itioka, T., Inoue, T., Kaliang, H., Kato, M., Nagamitsu, T., Momose, K., Sakai, S., Yumoto, T., Mohamad, S. U., Hamid, A. A. & Yamane, S. (2001) Six-year population fluctuation of the giant honey bee *Apis dorsata* (Hymenoptera : Apidae) in a tropical lowland dipterocarp forest in Sarawak. *Annals of the Entomological Society of America*, **94**, 545-549.
- Kers, L. (1977) Rommehed – naturinventering med förslag till dispositions- och skötselplan. Meddelande från länsstyrelsen i Kopparbergs län 1977:1.
- Klemm, M. (1996) Man-made bee habitats in the anthropogenous landscape of central Europe - substitutes for threatened or destroyed riverine habitats? *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Kremen, C., Williams, N. M. & Thorp, R. W. (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**, 16812-16816.
- Kwak, M. M., Velterop, O. & Boerrigter, E. J. M. (1996) Insect diversity and the pollination of rare plant species. *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Käpylä, M. (1978) Foraging distance of small solitary bee, *Chelostoma maxillosum* (Hym, Megachilidae). *Annales Entomologici Fennici*, **44**, 63-64.
- Larsson, A. (1976) Den svenska fuktängen – vegetation, dynamik och skötsel. *Medd. Nr 31 fr. Avd. Ekol. Botanik, Lunds Univ.*
- Lennartsson, T., Sundberg, S. & Persson, T. (1996) Landskapets förändringar. *Upplands fåglar - fåglar, människor och landskap genom 300 år* (eds R. Fredriksson & M. Tjernberg), pp. 51-89. Uppsala Ornitologiska Förening.
- Lennartsson, T. (2001) Skötsel av naturliga fodermarker - viktiga kunskapsluckor och forskningsuppgifter. *Centrum för Biologisk Mångfalds ' Skriftserie*, **4**, 22-31.
- Linkowski, W. I., Cederberg, B. & Nilsson L. A. (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.
- Linkowski, W. I. & Lennartsson, T. (2003) Traditionell kunskap och biologisk mångfald. Centrum för Biologisk Mångfald/Naturvårdskedjan, Uppsala.
- Ljungberg, H. (2002) Våra rödlistade jordlöparens habitatkrav. *Ent.Tidskr.*, **123**, 167-185.
- Ljungberg, K. O., Löfroth, M. & Nitare, J. (1995) Sandstäpp: en unik miljö. Naturvårdsverket, Solna.
- Løken, A. (1984) Scandinavian species of the genus *Psithyrus* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae). *Ent. Scand. Suppl.* No. 23.
- Mattson, R. (1985) Jordbrukets utveckling i Sverige. SLU, Uppsala.
- Masierowska, M. (1995) Some ornamental shrubs as food source for pollinating insects. *Changes in fauna of wild bees in Europe* (ed. J. Banazak), pp. 189-200. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- McGregor, S. E. (1976) Insect pollination of cultivated crop plants. Department of Agriculture.
- Minckley, R. L. & Reyes, S. G. (1996) Capture of the orchid bee, *Eulaema polychroma* (Friese) (Apidae: Euglossini) in Arizona, with notes on northern distributions of other mesoamerican bees. *Journal of the Kansas Entomological Society*, **69**, 102-104.
- Moora, M., Sober, V. & Zobel, M. (2003) Responses of a rare (*Viola elatior*) and a common (*Viola mirabilis*) congeneric species to different management conditions in grassland - is different light competition ability responsible for different abundances? *Acta Oecologica*, **24**, 169-174.
- Morris, M. G. (2000) The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, **95**, 129-142.

- Münster-Swendsen, M. (1968) On the biology of the solitary bee *Panurgus banksianus* Kirby (Hymenoptera, Apidae), including some ecological aspects. *Arskrift Kongelige Veterinaer Og Landbohøjskole*, **51**, 215-241.
- Nilsson, G. E. (1988) Nya landskapsfynd av gaddsteklar med *Evagetes subnudus* ny för Nordeuropa och *Sphecodes albilabris* återfunnen i Sverige. *Entomologisk Tidskrift* **109**, 97-100.
- Nilsson, L. A. & Cederberg, B. (2002) *Nomada fucata*, ett för Sverige nytt gökbi (Hymenoptera: Anthophoridae). *Entomologisk Tidskrift*, **123**, 19-22.
- Nilsson, S. G., Arp, U., Baranowski, R. & Ekman, S. (1994) Trädbundna lavar och skalbaggar i ålderdomliga kulturlandskap. *Svensk Botanisk Tidskrift*, **88**, 1-12
- Osborne, J. L., Clark, S. J., Morris, R. J., Williams, I. H., Riley, J. R., Smith, A. D., Reynolds, D. R. & Edwards, A. S. (1999) A landscape-scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Journal of Applied Ecology*, **36**, 519-533.
- Osborne, J. L. & Williams, I. H. (2001) Site constancy of bumble bees in an experimentally patchy habitat. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **83**, 129-141.
- Pekkarinen, A., Pitkänen, M. & Söderman, G. (2001) Insect pollinators. *Biodiversity of agricultural landscapes in Finland* (eds M. Pitkänen & J. Tiainen), pp. 69-80. Birdlife Finland Conservation Series 3, Helsinki.
- Pekkarinen, A., & Teräs, I. (1995) Polymorphic melanism of bumblebees in Finland and neighbouring areas (Hymenoptera: Apidae). *Changes in fauna of wild bees in Europe* (ed. J. Banaszak) pp. 37-44.
- Pettersson, M. W., Cederberg, B. & Nilsson, L. A. (2004) Grödor och vildbin i Sverige - Kunskapssammanställning för hållbar utveckling av insektspollinerad matproduktion och biologisk mångfald i odlingslandskapet. Svenska Vildbiprojektet vid ArtDatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala Universitet.
- Rappe, C., Rydberg, H., Löfgren, R., Ekstam, U., Vik, P. & Löfroth, M. (1997) Svenska naturtyper i det europeiska nätverket Natura 2000. Naturvårdsverket, Solna.
- Risberg, J. O. (2004) Humlor (*Bombus*) på ekologiska och konventionella gårdar - odlingsystemets och landskapets betydelse för en ekologisk nyckelresurs. Examensarbete/seminarieuppsats 69, Inst. för ekologi och växtproduktionslära, SLU, Uppsala.
- Saure, C. (1996) Urban habitats for bees: the example of the city of Berlin. *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Saville, N. M., Dramstad, W. E., Fry, G. L. A. & Corbet, S. A. (1997) Bumblebee movement in a fragmented agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **61**, 145-154.
- Steffan-Dewenter, I. (2002) Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology*, **27**, 631-637.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. & Tschardtke, T. (2002) Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, **83**, 1421-1432.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. (2000) Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia*, **122**, 288-296.
- Svensson, B. (2002) Foraging preferences of bumblebees (Hymenoptera: Apidae) in a diverse agricultural landscape. *Foraging and nesting ecology of bumblebees (Bombus spp.) in agricultural landscapes in Sweden* Ph.D. thesis; Swedish University of Agricultural Sciences.
- Svensson, B., Lagerlöf, J. & Svensson, B. G. (2000) Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera : Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **77**, 247-255.
- Svensson, R., Wigren-Svensson, M. & Ingelög, T. (1993) Hotade åkergräs: biologi och bevarande i allmogeåkrar. Databanken för hotade arter, WWF, LRF, Borås.
- Sörensson, M. (2000a) Insektsinventering av "Kaninlandet" 1999. Lunds kommun, Tekniska förvaltningen.
- Sörensson, M. (2000b) *Andrena chrysoceles* (Kirby) - ett nytt sandbi för Sverige (Hymenoptera: Andrenidae). *Entomol.Tidskrift*, **121**, 53-57.
- Sörensson, M. (2002) Hävd av ängs- och betesmark. Förslag till strategi med utgångspunkt i ekologi och miljökrav hos solitära bin på två lokaler i Höörs kommun. Höörs kommun.
- Thor, G. & Arvidsson, L. (1999) Rödlistade lavar i Sverige - Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

- Tscharntke, T., Gathmann, A. & Steffan-Dewenter, I. (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 708-719.
- Tyler, T. (2003) Sandstüppens status vårvintern 2003. *Bot. Notiser* **136(4)**, 1-22.
- van Nieuwstadt, M. G. L. & Iraheta, C. E. R. (1996) Relation between size and foraging range in stingless bees (Apidae, Meliponinae). *Apidologie*, **27**, 219-228.
- Walther-Hellwig, K. & Frankl, R. (2000a) Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius*, and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *Journal of Insect Behavior*, **13**, 239-246.
- Walther-Hellwig, K. & Frankl, R. (2000b) Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology-Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, **124**, 299-306.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000) Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, **23**, 743-750.
- Wesslerling, J. (1996) Habitatwahl und Ausbreitungsverhalten von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) in Sandgebieten unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Ph.D. thesis; University of Karlsruhe.
- Wesslerling, J. & Tscharntke, T. (1995a) Habitat selection of bees and digger wasps: experimental habitat management of plots. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angev. Entomol.*, **9**, 697-701.
- Wesslerling, J. & Tscharntke, T. (1995b) Homing distances of bees and wasps and the fragmentation of habitats. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angev. Entomol.*, **10**, 323-326.
- Westrich, P. (1985) Wildbienen - Schutz in Dorf und Stadt. *Arbeitsblätter zum Naturschutz in Baden-Württemberg*, 1-24.
- Westrich, P. (1990) Die Bienen Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- Westrich, P. (1996) Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Williams, I. H. (1996) Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. *The conservation of bees* (eds A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. Williams). Academic Press.
- Witt, R. (1992) Zur Bionomie der Sandbiene *Andrena barbilaris* (Kirby 1802) und ihrer Kuckucksbiene *Nomada alboguttata* (Herrich-Schäffer 1893) und *Sphecodes pellucidus* (Smith 1845). *Drosera*, **92**, 47-81.
- Wójtowski, F., Wilkaniec, Z. & Szymas, B. (1995) Increasing the total number of *Osmia rufa* (L.) (*Megachilidae*) in selected biotopes by controlled introduction method. *Changes in fauna of wild bees in Europe* (ed. J. Banaszak), pp. 177-180. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Östman, Ö., Ekbom, B., Bengtsson, J. & Weibull, A. C. (2001) Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, **11**, 480-488.