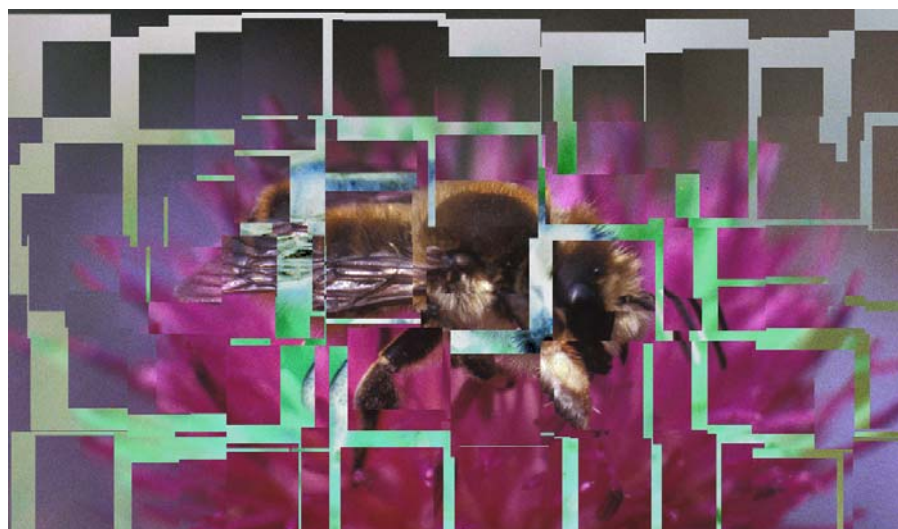


Vildbin och fragmentering

Kunskapssammanställning om situationen för de viktigaste pollinatörerna i det svenska jordbrukslandskapet



*Weronika I. Linkowski
Björn Cederberg &
L. Anders Nilsson*

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

Uppsala 2004

Innehåll

1. Sammanfattning.....	3
2. Bakgrund.....	4
3. Levnadssätt.....	5
3.1 Livscyklar.....	5
3.2 Bobyggnad.....	6
3.3 Pollensamling.....	8
3.4 Parasitbin.....	10
3.5 Aktivitetsområde.....	10
3.6 Biotoper.....	12
3.7 Diversitetmönster.....	12
4. Hoten mot vildbin.....	13
4.1 Trender.....	13
4.2 Brist på boplatser och bomaterial.....	13
4.3 Födobrist.....	13
4.4 Brist på lämpliga landskapsstrukturer.....	14
4.5 Konkurrens.....	14
4.6 Predation och parasitering.....	15
4.7 Utdöenden av små populationer.....	15
5. Biotopförlust och fragmentering.....	17
5.1 Allmänt.....	17
5.2 Fragmentering av vildbins livsmiljö.....	17
5.3 Kritiska nivåer.....	18
5.4 Fragmentens storlek.....	19
5.5 Isolering.....	19
5.6 Kanteffekter.....	21
5.7 Känslighet för fragmentering.....	21
5.8 Ekosystemfunktioner.....	22
6. Jordbruksåtgärder för vildbin.....	22
6.1 Allmänt.....	22
6.2 Ökad blomrikedom.....	23
6.3 Ökad boplatsrikedom.....	24
6.3 Ökad konnektivitet.....	25
7. Vildbinas framtid i Sverige.....	26
8. Referenser.....	27

Denna sammanställning är finansierad av Jordbruksverket inom projektet: *Svenska vildbiprojektet – restaurering av en ekologisk nyckelresurs*.

Framsida: Många vildbiarter hemmahörande i jordbrukslandskapet har drabbats av fragmentering av sina bo- och näringsresurser. Stortapetserarbetet *Megachile lagopoda* var tidigare utbredd i hela södra Sverige upp till Uppland, men har nu nästan helt försvunnit från fastlandet. Livskraftiga populationer finns bara kvar på Öland och Gotland. Arten är rödlistad och klassades 2000 som Missgynnad (NT). Foto: Björn Cederberg.

1. Sammanfattning

Vildbin (humlor och solitära bin) är de viktigaste pollinatörerna. Vildbin är därmed en nyckelgrupp för ekosystemfunktion och hållbar utveckling i jordbrukslandskapet. En allvarlig trend i Västeuropa och Sverige är att förekomst och mångfald av vildbin minskar. Av de knappt 300 svenska vildbiarterna har nära en tredjedel blivit så sällsynta eller gått så kraftigt tillbaka att de rödlistats. Minskningen tillskrivs i första hand degradering (hårdutnyttjande eller igenväxning) och fragmentering (habitatsplittring) av vildbins livsmiljöer, orsakade av förändrad markanvändning i det moderna jordbrukslandskapet. Föreliggande faktsammanställning redovisar fragmenteringens problematik, samt förslag till åtgärder som kan vända den negativa trenden för vildbimångfalden i Sverige.

Undersökningar visar att de livsavgörande resurserna som samtidigt måste finnas tillgängliga inom ett vildbis aktionsradie (ca 500 m) är lämpligt boområde och blommande pollen- och nektarväxter. Huvuddelen (70 %) av de svenska solitära vildbiarterna är markbyggande och behöver solexponerad, väl-dränerad och lättgrävd sand eller mineraljord med sparsamt vegetationstäck. Även död ved i solbelysta lägen är viktiga bosubstrat för ett antal solitära vildbiarter. Humlor är huvudsakligen markboende och behöver dikesrenar, åkerholmar och kantzoner för bobyggnad. Blommande näringsväxter i tillräckligt stora bestånd är en helt avgörande förutsättning för överlevnad. Flera biarter är starkt specialiserade på en eller några få pollenväxter vars blomning de är beroende av. Speciellt hos humlor, som dock är generalister, är storleken av populationerna beroende av kontinuitet i tillgång på blomresurser i landskapet under vegetationsperioden. Vildbins rörelser mellan lämpliga habitat underlättas starkt av sammanbindande landskapsstrukturer.

Sammanställningen visar att den största hotfaktorn är det alltmer specialiserade, intensiva utnyttjandet av odlingsbar mark. Den tidigare stora resursen av blomrika ogödslade naturliga fodermarker, blommande vall, blomrika kantzoner och blommande trädor i ett mosaikartat landskap är idag kraftigt fragmenterad och har till stor del ersatts av ett totalutnyttjat åkerlandskap utan bärkraftiga blomresurser eller boplatsmöjligheter för vildbin. De tidigare naturliga fodermarkerna har i stor utsträckning endera skogsplanterats eller är alltför hårt betade.

Slutsatsen är *att det svenska jordbruket måste utvecklas mot en mer mångfaldstolerant markanvändning för att uppnå dagens politiska mål om en hållbar utveckling där de naturliga pollinatörerna förekommer i livskraftiga populationer.*

Sammanställningen utmynnar i följande rekommendationer för att restaurera jordbrukslandskapet för vildbina och deras pollineringsstjänster:

A. Ökad blomrikedom

1. Premiera odlingsystem som medför ökade blomresurser: a) Öka areal klövervall och gröngödsling. b) Öka insådd av lågväxande ärtväxter som vitklöver i vall. c) Alternera vallslåttertid eller överhåll viss andel klövervall som får gå i blom så att tillgången på blommande klöver inte bryts på gårdsnivå. d) Minska användning av herbicider. e) Minimera gödsling av vall. f) Inför trädesbruk med insådd av nektar- och pollenrika växter.
2. Förbättra stimulansåtgärder för omläggning till ekologisk odling.
3. Öka arealen och samtidigt blomningstoleransen av bete: a) Tillåt lägre betesintensitet på naturbeten. b) Frångå hårdbete. c) Undvik tidigt bete på särskilt blomrika marker genom stängsling eller rotation.

4. Öka bidraget för eftersommarslätter på blomrik ängsmark så att arealen ökar.

B. Ökad boplatsrikedom

1. a) Anlägg bibäddar. b) Bevara exponerade torra slänter och åsar, c) Slänta inte ut sand- och grustag.
2. Røj och sambeta åkerholmar och bryn periodvis så att de behåller mosaikstruktur.
3. Bevara timmerbyggnader, korsvirkeshus, ag och halmtak, samt slå vakt om tillgången på död ved i bryn och på åkerholmar.

C. Ökad konnektivitet

1. Inför (sprutfria) blomrika kantzoner i åkermark, vallodling och längs markvägar och skyddszonerna mot vattendrag.
2. Återskapa strukturelement som diken, jordvallar, åkerrenar, åkerholmar och alléer.
3. Följ upp förbud mot herbicidbesprutning på icke odlad mark.

2. Bakgrund

Bin är en grupp steklar (ordningen Hymenoptera) med 18 000 kända arter i världen (Michener 2000). Honungsbiet (eller tambiet) är en art som människan utnyttjat sedan minst 6000 år. Övriga icke-domesticerade biarter är s.k. vildbin. Bin karakteriseras ekologiskt av att de tar all näring för livsuppehälle och fortplantning från blommor. Näringsberoendet har drivit fram långtgående anpassningar hos bina för att söka, insamla och använda blomprodukter. De frekventa blombesöken har i sin tur drivit många växtarter att utveckla anpassningar för pollenöverföring med hjälp av dessa insekter. Bina är blomväxternas viktigaste pollinatörer.

Vildbin (i Sverige humlor och solitärlevande, ”solitära” bin) är därför en ekologisk nyckelresurs, i såväl odlings- som skogslandskap (Pettersson et al. 2004). I egenskap av pollinatörer är vildbina oundgängliga för växtpopulationers reproduktion och därmed för ekosystemens funktion (Allen-Wardell et al. 1998). Det är en generell trend i Europa (och i Sverige) att utbredningen av många vildbiarter minskar, vilket leder till minskat artantal både lokalt och regionalt (Banaszak 1995, 1996, Westrich 1996). Av Sveriges ca 287 arter av vildbin (Nilsson 2003, samt opubl. data) upptas nära en tredjedel (84) på den svenska rödlistan (Gärdenfors 2000). Dessa arter har visat eller visar vikande populationstrender och/eller alarmerande lågt individantal. Nedgången tillskrivs i första hand förstörelse och minskning av vildbins livsmiljöer, processer som till viss del orsakas av okunskap och omedvetenhet om vildbins krav (Banaszak 1995, 1996, Westrich 1996, Pekkarinen et al. 2001).

Det Svenska Vildbiprojektet är ett samarbete mellan ArtDatabanken, SLU, och Avdelningen för västekologi vid Uppsala universitet. Projektets viktigaste mål är att vända den negativa trenden för landets vildbifauna, genom att föreslå åtgärder för att restaurera vildbins miljöer och ta fram metoder för uthålligt nyttjande av vildbin som ekologisk resurs. Ett inledande steg för att detta angelägna mål skall kunna uppfyllas är att sammanställa kunskap med relevans för den svenska bifaunans överlevnad och utveckling, samt sätta kunskaperna i händerna på de samhällseliga huvudaktörerna som har till uppgift att implementera förbättringar för biologisk mångfald bl.a. i odlingslandskapets miljöer. I föreliggande kunskapssammanställning fokuserar projektet på effekter av fragmenteringen av odlingslandskapets livsmiljöer för vildbin.

3. Levnadssätt

3.1 Livscyklar

I Nordvästeuropa lever flygaktiva vildbin 2–6 veckor. Larvutvecklingen plus puppstadiet tar vanligen ca 6–9 veckor. Detta har resulterat i att de flesta solitära biarterna i Sverige oftast bara har en generation per år. De kan grovt indelas i vår-, försommar-, sommar- och sensommarflygande arter. Endast några få har både en tidig vårgeneration och en sommargeneration, s.k. bivoltina arter. Övervintringsstrategierna varierar. Vårflygande arter av sand-, gök-, murar och sidenbin (*Andrena*, *Nomada*, *Osmia* respektive *Colletes*), sitter fullbildade under 8–9 månader inklusive vintern i de bon där de utvecklats och som anlagt av deras mödrar. De är typiska ”vårväntare”. Andra arter av dessa släkten som kläcks på våren och försommaren samt arter som flyger på högsommaren som blomster-, byx-, tapetserar- och citronbin (*Melitta*, *Dasypoda*, *Megachile* respektive *Hylaeus*), övervintrar som vilolarver. Arter som kläcks och flyger ut på eftersommaren, men sedan övervintrar, väljer olika övervintringsplatser. De kan återvända till boet som bandbin *Halictus* och smalbin *Lasioglossum*, gräva ner sig i sandmark som blodbin *Sphecodes* eller krypa in i ihåliga växtstjälkar som mörghbin *Ceratina* (se t.ex. Westrich 1990, Pekkarinen et al. 2001).

Bandbin *Halictus*, smalbin *Lasioglossum*, blodbin *Sphecodes* och humlor *Bombus* parar sig under eftersommar–höst och endast de befruktade honorna övervintrar, men alla andra arter som övervintrar som vuxna parar sig på våren, t.ex. vårflygande sandbin *Andrena*, gökbin, *Nomada*, vårsidenbi *Colletes cunicularius*, cyanbi *Ceratina cyanea*. Hanarna i en population kläcks eller vaknar oftast först (protandri) och börjar genast patrullera sannolika parningsställen. Hos de flesta arter parar sig honan med en hane, men hos vissa arter, t.ex. storullbi *Anthidium manicatum*, kan honan para sig med flera hanar. Hos honungsbiet *Apis mellifera* parar sig drottningen med flera hanar och vid flera tillfällen under en begränsad tid (Westrich 1990).

Varje arts hanar väljer att patrulleringsflyga där de har störst chans att träffa en obefruktad hona. Det kan vara vid boplatsen när honorna kläcks eller vid framträdande landmärken såsom stenar, buskar eller träd, s.k. *rendez-vous-platser*. Hanarna av vissa arter försvarar revir, t.ex. ullbina *Anthidium*, där hanarna ”flygboxas” om bestånd av näringsväxter. Många arter doftmarkerar för att öka anlockningskraften av sitt revir, på landmärkena eller längs patrulleringsrutterna, ett beteende som är särskilt väl utvecklat hos humlorna (Kullenberg et al. 1973, Svensson 1979, Cederberg et al. 1984). Bin som födosöker på en eller ett fåtal växtarter, t.ex. lysingbiet *Macropis europaea*, parar sig ofta vid eller på bestånd av näringsväxten. När honan kommer för att söka pollen och nektar första gången väntar patrullerande hanar där (Westrich 1990).

Humlor liksom honungsbin är sociala (samhällsbyggande) insekter och har individer av tre slag: Drottningar, arbetare och hanar, vilka skiljer sig i storlek och utseende. Arbetarna är honor med outvecklade ovarier. I Sverige vaknar den övervintrande befruktade humledrottningen när vårtemperaturen blir tillräckligt hög i april – juni och börjar då födosöka (ofta på sälj och viden) och leta efter en lämplig boplats. När drottningen hittat en boplats bygger hon en äggkammare och samlar pollen och nektar till sin första kull som kommer att utvecklas till 5–15 arbetare (Alford 1970, Pekkarinen et al. 2001). Arbetarna samlar in föda och tar hand om nästa generation larver. Efter två till tre kullar stannar drottningen permanent i boet och fortsätter äggläggning. Drottningen och arbetarna påskyndar larvutvecklingen genom att ”ruva” larverna, dvs. höja temperaturen i boet (Heinrich 1974). På detta sätt kan flera generationer arbetare produceras på relativt kort tid. Mot slutet av säsongen

kläcks nya drottningar och hanar och den gamla drottningen dör. Drottningarna jungfruflyger och parar sig då med patrulleringsflygande hanar. Arbetarna och hanarna dör under eftersommaren och hösten medan de nya befruktade drottningarna söker övervintringsställen (Alford 1969).

3.2 *Bobyggnad*

Bin som grupp uppvisar en mångfald av specialiseringar på boplats och val av byggnadsmaterial. I **Tabell 1** sammanfattas de svenska binas val av boplatser. Varje hona av de solitärt levande arterna gräver ut eller letar upp ett eget hålrum för sina yngelceller. Hos några arter bandbin och smalbin (*Halictus* och *Lasioglossum*) hjälps flera honor åt med bobyggnaden och delar i viss mån på sysslorna. De har då en gemensam ingång till boet, men bygger sina egna yngelceller (Michener 1974). Även om solitära bin bygger sina egna bon kan de ofta göra det inom samma begränsade markyta. Det bildas då större eller mindre aggregationer av bon. Om det är ont om lämpliga boplatser kan det uppstå konkurrens, både inom och mellan arterna (Westrich 1990). Markbobyggnande bin, som utgör ungefär 70 % av alla solitärbin i Sverige, vill oftast ha lättgrävd och väl-dränerad mer eller mindre sandig jord som är solexponerad torr och åtkomlig genom att vara blottad eller glest bevuxen (Westrich 1990, Calabuig 2000). Förmodligen har många biarter ganska specifika krav på markens fuktighet, kornstorlek och övriga struktur (Cane 1994, Cane et al. 1996). Studier gjorda av Potts och Willmer (1997, 1998) visade att honor av rödbandbi *Halictus rubicundus* föredrar att gräva sina bon i lös och varm sand, vilket föranledde en attraktion till sydvända solexponerade sluttningar. Man fann att honorna bygger sina bon på samma (uppenbart lämpliga) ställe som där de kläcktes (ur sina mödrars bon) vilket kan göra att det blir många bon inom ett begränsat område. Boaggregationer kan därför från år till år vara lokaliserade till samma små markytor, ofta någon eller några m² i en arts livsmiljö på en lokal.

I sitt bo bygger honan en eller flera yngelceller som hon provianterar med pollen och nektar. Hon lägger ett ägg (oftast direkt ovanpå ”pollenbollen”) per cell som sedan försluts. Larverna äter den tilldelade mängden näring. Honorna kan, beroende på art, arrangera cellerna på flera olika sätt (Michener 1974, Westrich 1990). Vid linjebyggen ligger cellerna på rad efter varandra (ullbin *Anthidium*, pälsbin *Anthophora*, blomsovarbin *Chelostoma*, sidenbin *Colletes*, kådbin *Heriades*, citronbin *Hylaeus*, tapetserarbin *Megachile*, murarbin *Osmia*). Vid grenbyggen gräver bina en huvudgång med sidogångar vilka avslutas med en cell (sandbin *Andrena*, byxbin *Dasypoda*, solbin *Dufourea*, bandbin *Halictus*, smalbin *Lasioglossum*). Vid honungscellsbyggen, byggs cellerna i bredd så att de bildar cellkakor (honungsbi *Apis*, humlor *Bombus*, några smalbin *Lasioglossum*). Vissa arter av murarbin, *Osmia* och *Hoplosmia*, murar in sina celler i tomma snäckskal med hjälp av salivblandad lera eller tuggade blad. Tapetserarbin (kallas även bladskärrarbin) *Megachile* använder utskurna bladbitar av exempelvis rosor att bygga celler av. Ullbin *Anthidium* biter av hår från bland annat kungsljus (*Verbascum*-arter), tussilago (*Tussilago farfara*) och lammöron (*Stachys byzantina*) och använder håren vid bobyggnaden (Westrich 1990).

Tabell 1. Förteckning av taxonomiska grupper av bin i Sverige, artantal samt huvudsaklig yngelplats (Westrich 1990, B. Cederberg & L.A. Nilsson opubl. data).

Familj	Släkte	Svenskt namn	Antal arter	Yngelplats
Colletidae				
	<i>Colletes</i>	sidenbin	8	Egna gångar och hålrum i sandmark, sprickor i branter/väggar
	<i>Hylaeus</i>	citronbin	16	I gångar efter vedlevande insekter, ihåliga växtstjälkar och gallbildningar
Andrenidae				
	<i>Andrena</i>	sandbin	60	Egna gångar och hålrum vanligen i sandmark
	<i>Panurgus</i>	fibblebin	2	Egna gångar och hålrum i sandmark
	<i>Panurginus</i>	bergsbin	1	Egna gångar och hålrum i sandiga slänter
Halictidae				
	<i>Dufourea</i>	solbin	4	Egna gångar och hålrum i sandmark
	<i>Rophites</i>	blomdyrkarbin	1	Egna gångar och hålrum i sandmark
	<i>Halictus</i>	bandbin	7	Egna gångar och hålrum, ofta i erosionshak och slänter
	<i>Lasioglossum</i>	smalbin	28	Egna gångar och hålrum, ofta i erosionshak och slänter
	<i>Sphecodes</i>	blodbin	15	Kleptoparasit* i bon av <i>Halictus</i> , <i>Lasioglossum</i> , <i>Andrena</i> , <i>Colletes</i>
Melittidae				
	<i>Dasygaster</i>	byxbin	3	Egna gångar och hålrum i sandmark
	<i>Macropis</i>	lysingbin	1	Egna gångar och hålrum i sandig-grusig mark
	<i>Melitta</i>	blomsterbin	4	Egna gångar och hålrum i sandmark
Megachilidae				
	<i>Chelostoma</i>	blomsovarbin	3	I gångar efter vedlevande insekter, i vasstak
	<i>Heriades</i>	väggbin	1	I gångar efter vedlevande insekter
	<i>Hoplitis</i>	murarbin	4	I gångar efter vedlevande insekter, växtstjälkar och gallbildningar
	<i>Hoplosmia</i>	murarbin	1	Tomma snäckskal och ihåliga växtstjälkar
	<i>Osmia</i>	murarbin	14	Egna murade bon i håligheter, snäckskal, växter, murar, under stenar
	<i>Anthidium</i>	ullbin	2	I håliga växtstjälkar, hålrum i väggar, murar, under stenar
	<i>Stelis</i>	pansarbin	4	Kleptoparasit i bon av <i>Heriades</i> , <i>Chelostoma</i> , <i>Osmia</i> , <i>Hoplitis</i> , <i>Anthidium</i>
	<i>Trachusa</i>	hartsbin	1	Egna gångar och hålrum i grusslänter och sandmark
	<i>Aglaopis</i>	kilbin	1	Kleptoparasit i andra bins bon (<i>Trachusa</i> ?)
	<i>Coelioxys</i>	kägelbin	8	Kleptoparasit i bon av <i>Megachile</i> , <i>Osmia</i> , <i>Anthophora</i>
	<i>Megachile</i>	tapetserarbin	12	I håligheter efter vedlevande insekter, i väggar, i murken ved, under stenar
Apidae				
	<i>Ceratina</i>	märgbin	1	Egna gnagda hålrum i märgiga växtstammar, ihåliga växtstjälkar
	<i>Nomada</i>	gökbin	33	Kleptoparasit i bon av <i>Andrena</i> , <i>Panurgus</i> , <i>Melitta</i> , <i>Eucera</i>
	<i>Epeolus</i>	filtbin	3	Kleptoparasit i bon av <i>Colletes</i>
	<i>Biastes</i>	pärlbin	1	Kleptoparasit i bon av <i>Dufourea</i>
	<i>Eucera</i>	långhornsbin	1	Egna gångar och hålrum i väl-dränerad mark
	<i>Anthophora</i>	pälsbin	5	Egna gångar och hålrum i sandmark, branter, murar och murken ved
	<i>Melecta</i>	sorgbin	1	Kleptoparasit i bon av <i>Anthophora</i>
	<i>Bombus</i>	humlor och snylthumlor	40	Bon i och på marken i sorkbon, grästuvor, mossor, ihåliga träd, fågelholkar. Undersläktet (<i>Psithyrus</i>) är socioparasiter** på andra humlor.
	<i>Apis</i>	honungsbin	1	Bon i bikupor, husprång, ihåliga träd
Totalt 287				

* En kleptoparasit parasiterar sin värd genom att lägga ägg på dess insamlade näringsförråd.

** En socioparasit parasiterar på sin värds sociala struktur – snylthumlornas larver matas av värdhumlans arbetare.

3.3 Pollensamling

Bin föder huvudsakligen upp sin avkomma på pollen, men en del arter även till stor del på nektar. Pollen är också en proteinkälla för bionerna när de skall utveckla ovarier och producera ägg. Nektar används främst som flygbränsle för de vuxna bina. Hanar varken samlar eller äter pollen, men besöker blommor för att dricka nektar. Både honor och hanar bidrar därför till att växter pollineras. Metoden för att samla och transportera pollen skiljer sig fundamentalt mellan bin av olika grupper. De olika metoderna för polleninsamling finns utförligt beskrivna i Westrich (1990). Citronbin (har också kallats urbin), *Hylaeus*, har det minst avancerade sättet. De saknar helt yttre pollensamlingsapparat på kroppen och samlar pollen direkt i krävan (s.k. krävsamlare). Inom samma familj, *Colletidae*, finns sidenbin, *Colletes*, som har den för bin karakteristiska täta och borstiga behåringen, vilken gör att det effektivt fastnar pollen på kroppen. Pollenet kan de sedan kamma ur och stryka av på en särskild pollenuppfångande hårbeklädnad (scopa) på bakbenen. Hos byxbin, *Dasygaster*, är bakbenen extremt långt och buskigt håriga för pollensamling, vilket förklarar namnet. Både sidenbin och byxbin är representanter för gruppen s.k. bensamlare. Det artrikaste svenska släktet sandbin, *Andrena*, är bensamlare som har krumböjda hår vid basen på bakbenen samt på efterryggens sidor och kan därför samla pollen både på bakbenen, vid höfterna och på sidorna baktill av mellankroppen. Lysingbin, *Macropis*, använder bara den yttre delen av bakbenen för att bära pollen som bakas ihop med olja från speciella hår i lysingblomman (*Lysimachia*). Hos buksammarbin (familjen *Megachilidae*), är större delen av bakkroppens undersida försedd med tättsittande, styva borstlika hår mellan vilka pollenet fångas upp och transporteras. Denna pollenhållande scopatyp antas vara en anpassning till boende i trånga gångar med skrovliga väggar, exempelvis i ved (Cederberg 1999).

Det är inte bara insamlings sättet som skiljer sig mellan olika bin utan även vilken sorts pollen de samlar. Ganska många biarter är specialiserade på arter av en växtfamilj, s.k. oligolektiska bin (Pesenko 1995, Pekkarinen 1998). I Sverige finns 62 oligolektiska arter (**Tabell 2**). Genom specialiseringen blir de relativt effektiva i pollenskördandet men samtidigt helt eller primärt beroende av sin näringsväxt. Några exempel på oligolektiska bin är lysingbiet *Macropis europaea* på lysing (*Lysimachia*-arter), blomsovarbina *Chelostoma campanularum* och *C. rapunculi* på blåklockor (*Campanula*-arter), och *C. florissomne* på smörblommor (*Ranunculus*-arter). Det bör dock påpekas att i lägen av akut brist (falerande värdväxt) kan de flesta oligolektiska arter frångå sin genetiskt programmerade specialisering och tillfälligtvis samla på andra växter. Övriga samlande biarter är s.k. polylektiska bin, som utnyttjar växter från mer än en växtfamilj för polleninsamling. Detta gör att pollenskördandet blir mindre effektivt men samtidigt kan det resultera i kortare flygavstånd och framförallt en säkrare tillgång på pollen. Honungsbiet, *Apis mellifera*, är den mest utpräglad polylektiska arten.

Humlor är polylektiska med undantag av stormhattshumlan *Bombus consobrinus* som huvudsakligen samlar nektar och pollen från nordisk stormhatt (*Aconitum lycoctonum*). I praktiken samlar polylektiska bin det mesta av pollenet från några få växtarter, som avlöser varandra under säsongen. Vilka växter det rör sig om varierar mellan olika humlearter och områden (Saville et al. 1997, Svensson 2002b). Svensson (2002a) fann att klöver (*Trifolium*-arter), tistlar (*Cirsium*-arter), kråkvicker (*Vicia cracca*), rödklint (*Centaurea jacea*), ängskovall (*Melampyrum pratense*), fackelblomster (*Lythrum salicaria*), dunörter (*Epilobium*-arter), lusern (*Medicago*-arter), hampdån (*Galeopsis speciosa*) och vitplister (*Lamium album*) tillhörde de mest besökta växterna i ett uppländskt jordbrukslandskap.

Tabell 2. Översikt av specialiserade vildbin och deras näringsväxtfamiljer i Sverige. Antalet oligolektiska arter är 62. Termer för specialisering enligt L.A. Nilsson (opubl. data). Snävligolektiska bin – använder endast ett växtsläkte, mellanligolektiska bin använder två till tre släkten inom samma växtfamilj och ett bredligolektiskt bi använder tre till många släkten inom samma växtfamilj. **Referenser:** 1, Svenska Vildbiprojektet (opubl. data); 2, Westrich 1990; 3, Müller et al. 1997; 4, Pekkarinen 1998; 5, Radchenko & Pesenko 1994; 6, Mjelde 1983.

Art	Svenskt namn	Specialisering	Näringsväxtfamilj: släkte	Referens
<i>Andrena albofasciata</i>	vitklöversandbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,2
<i>Andrena apicata</i>	spetssandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2
<i>Andrena batava</i>	busksandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2
<i>Andrena clarkella</i>	videsandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2,4
<i>Andrena curvungula</i>	blåklöversandbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,3
<i>Andrena denticulata</i>	tandsandbi	bredligolektisk	Asteraceae	1,2,4
<i>Andrena fulvago</i>	fibblesandbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,3,4
<i>Andrena fuscipes</i>	ljungsandbi	snävligolektisk	Ericaceae: <i>Calluna</i>	1,2,4
<i>Andrena gelriae</i>	väpplingsandbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Andrena hattorfiana</i>	väddsandbi	snävligolektisk	Dipsacaceae: <i>Knautia</i>	1,2,3,4
<i>Andrena humilis</i>	slättersandbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,3,4
<i>Andrena intermedia</i>	rödklöversandbi	bredligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Andrena labialis</i>	läppsandbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Andrena lapponica</i>	blåbärssandbi	snävligolektisk	Ericaceae: <i>Vaccinium</i>	1,2,4
<i>Andrena lathyri</i>	vialsandbi	snävligolektisk	Fabaceae: <i>Lathyrus</i>	1,2,3,4
<i>Andrena marginata</i>	guldsandbi	mellanligolektisk	Dipsacaceae	1,2,3,4
<i>Andrena nanula</i>	bockrotssandbi	mellanligolektisk	Apiaceae	1,4,5
<i>Andrena niveata</i>	snöfranssandbi	mellanligolektisk	Brassicaceae	2
<i>Andrena praecox</i>	vårsandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2,4
<i>Andrena ruficrus</i>	åssandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2,4
<i>Andrena similis</i>	ginstsandbi	mellanligolektisk	Fabaceae:	1,2
<i>Andrena tarsata</i>	fingerörtsandbi	snävligolektisk	Rosaceae: <i>Potentilla</i>	1,2,4
<i>Andrena vaga</i>	sälgsandbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2,4
<i>Andrena wilkella</i>	ärtsandbi	bredligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Anthophora furcata</i>	dånpälsbi	mellanligolektisk	Lamiaceae	1,2,3,4
<i>Bombus consobrinus</i>	stormhattshumla	snävligolektisk	Ranunculaceae: <i>Aconitum</i>	4,6
<i>Chelostoma campanularum</i>	småklocksovarbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,2,3,4
<i>Chelostoma florissomne</i>	smörblomsovarbi	snävligolektisk	Ranunculaceae: <i>Ranunculus</i>	1,2,4
<i>Chelostoma rapunculi</i>	storklocksovarbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,3,4
<i>Colletes cunicularius</i>	vårsidenbi	snävligolektisk	Salicaceae: <i>Salix</i>	1,2,3,4
<i>Colletes daviesanus</i>	kragesidenbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,3,4
<i>Colletes fodiens</i>	stääpsidenbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2
<i>Colletes marginatus</i>	harklöversidenbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,2
<i>Colletes similis</i>	renfanesidenbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,3,4
<i>Colletes succinctus</i>	ljungsidenbi	snävligolektisk	Ericaceae: <i>Calluna</i>	1,2,4,5
<i>Dasypoda argentata</i>	silverbyxbi	mellanligolektisk	Dipsacaceae	2
<i>Dasypoda hirtipes</i>	randbyxbi	bredligolektisk	Asteraceae	1,2,4
<i>Dasypoda suripes</i>	guldbyxbi	mellanligolektisk	Dipsacaceae	2
<i>Dufourea dentiventris</i>	blåklöversolbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,2,4
<i>Dufourea halictula</i>	monkesolbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Jasione</i>	1,2
<i>Dufourea inermis</i>	fredssolbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,2,4
<i>Dufourea minuta</i>	fibblesolbi	mellanligolektisk	Asteraceae	2,4
<i>Eucera longicornis</i>	långhornsbi	bredligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Heriades truncorum</i>	väggbi	bredligolektisk	Asteraceae	1,2,4
<i>Hoplitis claviventris</i>	klubbmurarbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,5

<i>Hoplitis mitis</i>	klockmurarbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i>	1,2
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	taggmurarbi	bredoligolektisk	Asteraceae	1,2
<i>Hylaeus signatus</i>	resedabi	snävligolektisk	Resedaceae: <i>Reseda</i>	1,2,4
<i>Macropis europaea</i>	lysingbi	snävligolektisk	Primulaceae: <i>Lysimachia</i>	1,2,3,4
<i>Megachile circumcincta</i> *	ärttapetserarbi	bredoligolektisk	Fabaceae	1,5
<i>Megachile lagopoda</i> *	stortapetserarbi	bredoligolektisk	Asteraceae	1,5
<i>Megachile lapponica</i>	lapptapetserarbi	snävligolektisk	Onagraceae: <i>Epilobium</i>	1,2,4
<i>Megachile ligniseca</i>	trätapetserarbi	bredoligolektisk	Asteraceae	1,5
<i>Megachile nigriventris</i>	vialtapetserarbi	mellanligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	blåklocksbi	snävligolektisk	Campanulaceae	1,2,4
<i>Melitta leporina</i>	lusernbi	bredoligolektisk	Fabaceae	1,2,4
<i>Melitta tricincta</i>	rödtoppebi	snävligolektisk	Scrophulariaceae: <i>Odontites</i>	1,2
<i>Melitta wankowiczi</i>	guteblomsterbi	snävligolektisk	Campanulaceae: <i>Campanula</i> **	1
<i>Osmia leaiana</i>	fibblemurarbi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,4
<i>Panurginus romani</i>	hallonbi	snävligolektisk	Rosaceae: <i>Rubus idaeus</i>	1
<i>Panurgus banksianus</i>	större fibblebi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2
<i>Panurgus calcaratus</i>	mindre fibblebi	mellanligolektisk	Asteraceae	1,2,4
<i>Rophites quinquespinosus</i>	blomdyrkarbi	mellanligolektisk	Lamiaceae	2
<i>Trachusa byssina</i>	hartsbi	bredoligolektisk	Fabaceae	1,2,4

* Polylektiska enligt Westrich 1990.

** Specialiserad på *Lythrum* enligt Westrich 1990.

3.4 Parasitbin

Ungefär två tredjedelar av de svenska biarterna samlar själv föda från blommor åt sina larver. Resten av arterna är parasitiska på samlarbinas näringsförråd (s.k. kleptoparasiter) eller sociala organisation (s.k. socioparasiter). De lever på att lägga ägg i andra bins bon och, i fallet socioparasiter, låta avkomman födas upp av värdbina. Parasitbin är mindre håriga än pollensamlade bin och saknar alltid specialiserade kroppsstrukturer för skörd och transport av pollen men besöker blommor för nektar. Olika släkten och arter av parasitbin är mer eller mindre värdbispecifica (framgår på släktnivå i **Tabell 1**). Exempelvis har de flesta arterna av det kleptoparasitiska släkte gökbin (*Nomada*) endast en värdart bland sandbin (*Andrena*).

Det finns 9 arter av snylthumlor (kallades tidigare *Psithyrus*, numera *Bombus*) som är socioparasiter på olika andra humlearter. Stensnylthumlan, *Bombus rupestris* är exempelvis specialiserad på stenhumlan, *Bombus lapidarius* (Cederberg 1983). Snylthumlornas larver utvecklas till drottningar och hanar, men aldrig till arbetare.

3.5 Aktivitetsområde

Ett aktivitetsområde (home-range) är det område som inom flygräckhåll för biet innehåller alla de resurser ett vildbi behöver för överlevnad och reproduktion (Appelqvist & Svedlund 1998). Ett sätt att studera utsträckning och storlek av solitärbins och humlors aktivitetsområde är att fånga och märka bin vid boet och sedan släppa ut dem med varierande avstånd från boet och se vid vilket avstånd de inte hittar tillbaka (Gathmann & Tschamntke 2002). Ett annat sätt är att fånga och märka bin och sedan försöka återfinna dem (Saville et al. 1997, Walther-Hellwig & Frankl 2000a, 2000b). Den senare metoden har visat sig ge mycket olika resultat beroende på om bina märks vid boet eller vid födosöksplatsen. Saville et al. (1997) fann bomärkta humlor upp till 350 m bort, medan humlor märkta under födosök återfanns inom 50 m från fångstplatsen. Humlor kan således flyga relativt långt ut från

boet för att födosöka, men memorerar och använder sedan samma ställe för födoinsamling under en längre period. I en tysk studie baserad på fångst-återfångst fann man att mosshumlan *Bombus muscorum* hade en flygsträcka på i genomsnitt 55 m och med ett maximum på 125 m, men vid pollenanalyser av vilka växter humlan samlade på fann man pollen från honungsfacelia (*Phacelia tanacetifolia*) som växte på ett fält som låg 650 m från boet (Walther-Hellwig & Frankl 2000a). Några i utlandet uppmätta flygavstånd av vildbiarter som även finns i Sverige sammanfattas i **Tabell 3**. Resultaten är baserade på olika undersökningsmetoder, men utgör ett mått på ungefärliga flygavstånd vid näringssök. Medelvärdet av flygavstånden för solitära bin är 365 m och för humlor 876 m. Sammantaget blir medelvärdet av maximala flygavstånd ca 500 m. Ingen av studierna är gjord i Sverige, men har säkert relevans även här.

Det är också skillnad mellan flygsträckor vid födosök och flygsträckor vid sök efter lämplig boplats. Det är viktigt att veta ifall uppmätta flygavstånd utgör sällsynta extremvärden. Humledrottningar kan på våren flyga mycket långt (Bowers 1985). Exempelvis fann man en vallhumledrottning, *Bombus subterraneus*, vid Härjehågna i Dalarna 10 mil från närmaste kända lokal 1927 (Løken 1973). Man bör komma ihåg att de uppmätta flygavstånden inte nödvändigtvis är betydelsefulla för vilka landskapsresurser som i realiteten ligger inom räckhåll för bina. Ett säkrare mått kan fås genom att korrelera bins förekomst med tillgången på resurser på olika skalor. Exempelvis fann Steffan-Dewenter et al. (2002) att solitära bins förekomst var bäst korrelerad med tillgången på örtrika gräsmarker inom en radie på 250 m. För humlor var motsvarande mått 750 m, medan honungsbin kunde nyttja marker upp till 3 km från kupan.

Tabell 3. Sammanställning av utländska uppmätta maximala flygavstånd hos i Sverige förekommande vildbiarter. Resultaten baserar sig på studier gjorda med flera olika metoder men kan användas som riktlinjer för hur långt vildbin kan flyga vid näringssök.

Art		Flygavstånd (max i m)	Referens
<i>Andrena barbilabris</i>	hedsandbi	500	Witt 1992
<i>Andrena barbilabris</i>	hedsandbi	300	Wesserling 1996
<i>Andrena cineraria</i>	gyllensandbi	300	Gebhardt & Röhr 1987
<i>Andrena clarkella</i>	mosandbi	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 & al. 1997
<i>Bombus muscorum</i>	mosshumla	125	Walter-Hellwig & Frankl 2000a
<i>Bombus terrestris</i>	mörk jordhumla	631	Osborne & al 1999,
<i>Bombus terrestris</i>	mörk jordhumla	1750	Walter-Hellwig & Frankl 2000a
<i>Chelostoma florisomne</i>	smörblomsövarbi	150	Käpylä 1978
<i>Chelostoma rapunculi</i>	storblomsövarbi	200	Gathmann 1998
<i>Colletes cunicularius</i>	vårsidenbi	350	Wesserling 1996
<i>Colletes succintus</i>	ljungsidanbi	250	Evertz 1993
<i>Megachile lapponica</i>	lapptapetserarbi	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 & al. 1995
<i>Panurgus banksianus</i>	storfibblebi	250	Münster-Sweden 1968

3.6 Biotoper

Begreppet biotop beskriver en naturtyp utifrån exempelvis jordart, växtplats och vegetation (t.ex. torräng, hållmarkstallskog), eller störningsslag (t.ex. brandfält, snölega). Begreppet habitat definieras utifrån arten. Habitatet är den del eller de delar av en biotop som används av en vildbiart. I engelskspråkig litteratur används ofta habitat och biotop synonymt i betydelsen biotop. De viktigaste biotoperna utifrån ett vildbiperspektiv är utpräglade störningsbiotoper, dvs. miljöer som är eller nyligen har varit påverkade av någon störning. Den kan vara människorelaterad, som t.ex. tamdjursbete eller annan hävd, eller naturlig, som t.ex. brand, sanddrift, uppfrysning och översvämning (Morris 2000, Ljungberg 2002). Störningen håller tillbaka träd- och buskskikt och eventuellt ett slutet fältskikt (Morris 2000, Berglind & Bengtsson 2001).

De viktigaste biotoperna för solitära vildbin är **vegetationsfattiga torrmarker** såsom sandstäpp, sandhed, ljunghed, alvarmark och torräng på lätt jord (se Tabell 4). De karakteriseras alla av att vara blomsterrika, näringsfattiga och väl-dränerade. Torka och uppfrysning håller det översta jordlagret i m eller m ständig störning (Ljungberg 2002) medan hävd håller tillbaka buskar och träd. Att torrmarkerna dessutom har lågväxt vegetation som inte skuggar bidrar till att skapa ett relativt gynnsamt mikroklimat för markboende bin (Wesslering & Tscharnke 1995a). Torra, varma platser är särskilt viktiga för biförekomster i länder som Sverige med nordligt läge.

Andra viktiga störningsbiotoper är stränder vid rinnande vatten och havsstränder (Ljungberg 2002). **Ruderatmarker** såsom trädesåkrar, tåkter, banvallar och vägkanter påminner om de naturliga strandbiotoperna (Klemm 1996). Detta är biotoper som människor skapat och som har sitt värde i den exponerade, vegetationsfattiga marken och ett stort antal snabbkoloniserande, men konkurrenskänsliga blommande växter (Saure 1996). Växterna är oftast triviala, vilket gör att biotoperna inte anses floristiskt skyddsvärda (Ljungberg 2002). Ruderatmarkerna erbjuder ett varierat alternativ eller sista reträttplats till de naturliga biotoperna och kan i många fall gynna förekomst av en mängd olika biarter. Exempelvis fann man längs en nedlagd järnväg i Tyskland mer än 100 och i staden Berlin 262 olika arter av bin som levde på ruderatmarkerna (Saure 1996).

3.7 Diversitetsmönster

Som för de flesta artgrupper finns det fler vildbiarter ju längre söderut i Europa man kommer (Westrich 1990), exempelvis: Finland 237 arter, Sverige 287, Litauen 335, Polen 454, forna Västtyskland 517 och Spanien 976. Tvärtemot är antalet humlearter högre i norra Europa än i södra (Pekkarinen & Teräs 1977). Bitätheten (individer per hektar) uppmätt på naturliga gräsmarker följer mönstret med flest bin söderut: Tyskland 650, Polen 752–1249, Rumänien 1285 och Bulgarien 1500 (Banaszak 1995, 1996). Samma mönster gäller inom Sverige, antalet vildbiarter är högst söderut: Lappland 68 arter, Dalarna 149 och Skåne 234 (B. Cederberg & L.A. Nilsson, opubl. data). Andelen oligolektiska biarter är högre söderut (Pekkarinen et al. 2001).

4. Hoten mot vildbin

4.1 Trender

I takt med att det småskaliga jordbruket avvecklats har antalet biarter på landskapsnivå minskat överallt i Europa. Flera arter som var vanliga för hundra år sedan finns nu på rödlistorna i de flesta europeiska länder (Banaszak 1992, 1996, Westrich 1996). Endast ett fåtal arter är skogslevande, och de flesta av dessa är beroende av öppna gläntor eller glesa partier i skogen för födosök. Anledningen till att bin är starkt knutna till öppna miljöer är främst att de följer förekomsten av solexponerade bosubstrat och blommande örter och buskar (Appelqvist et al. 2001). En teori är att de biarter som förekommer i resterna av det historiska jordbrukslandskapet har utvecklats i olika typer av strandmiljöer. När de europeiska floderna tidigare svämmade över skapades stora pionjärmarker med många blommande växter nära exponerade vallar med lös sand eller erosionshak (Klemm 1996).

4.2 Brist på boplatser och bomaterial

Förlust av lämpliga boplatser har ansetts vara nyckelfaktorn till vildbinas minskning i Centraleuropa (Westrich 1996), och detsamma gäller för svenska förhållanden (Cederberg 1999). En översikt av våra bisläktens boplatser framgår av **Tabell 1**. Vildbin som själva gräver ut gångar och hålrum i marken (70 % av vildbiarterna) behöver ytor med solexponerad, blottad eller glest bevuxen torr sand- eller mineraljord (Westrich 1990, Calabuig 2000). Sådana mikromiljöer har minskat i antal och areal i det moderna jordbrukslandskapet, främst på grund av att de gamla utmarksbetena på lättare jordar inte längre hävdas. Betesdjuren trampade upp jordblottor, och betet i kombination med plockhuggning höll markerna glesa och solexponerade (Lennartsson 2001). Ett för högt och tätt vegetationstäckte ger ett kallare och fuktigare mikroklimat och en tysk studie fann ett negativt samband mellan vegetationshöjd och antalet bon av marklevande biarter (Steffan-Dewenter & Tschardtke 2000b). Många arter bygger bon i ved, de utnyttjar timmerbyggnader, exponerade lågor och torrträd med kläckhål av större skalbaggar (Appelqvist et al. 2001). Död solexponerad ved är idag en bristvara både i skogs- och jordbrukslandskapet (Appelqvist & Svedlund 1998, Thor & Arvidsson 1999, Ehnström & Axelsson 2002). I Tyskland fann man att ängar med gamla träd hade högre tätheter av vildbin än ängar utan sådana träd, och detta tolkades som en effekt av att tillgången på boplatser var begränsande (Tschardtke et al. 1998). Även delar av äldre sorters hus t.ex. vasstak, lerväggar, samt väggsprickor används som boplatser (Westrich 1985, 1990).

Även tillgång på bomaterial kan vara begränsande. Ullbin *Anthidium*, väggbin *Heriades*, blomsovarbin *Chelostoma*, murarbin *Osmia* och tapetserarbin *Megachile* behöver specifika material till sitt bobyggande, exempelvis bladbitar, näverflarn, växthår, harts, finsand eller lera (Westrich 1990, Wójtowski et al. 1995, Banaszak & Romasenko 1998).

4.3 Födobrist

För att vildbin skall lyckas med sin reproduktion krävs att det finns tillräckligt med nektar och pollen av accepterat slag inom flygavstånd från lämplig boplatser under artens flygperiod. Det innebär att näringsväxten måste finnas i sådana blommande bestånd att den kan försörja en population av bin (Pekkarinen et al. 2001). Senila populationer av växter i igenväxande miljöer har ofta dålig blomning (T. Lennartsson opubl. data). Ibland kan näringsväxter finnas i tillräckligt antal men tidpunkten för hävd, (slätter, bete, etc.) gör att växten inte kan utnyttjas. I ett blomfattigt landskap kan det innebära

lokal katastrof om bete eller slätter inträffar innan blommorna slagit ut eller innan provianteringen av bocellerna (solitära bin) eller matandet av könsdjurens larver (humlor) är färdig. Högt betetryck med starkt reducerad blomresurs över stora ytor leder till samma starkt negativa resultat (Banaszak 1992, 1996, Westrich 1996).

4.4 Brist på lämpliga landskapsstrukturer

För att kunna utnyttjas av vildbin måste boplatser, bomaterial och föda samtidigt finnas inom ett för bina nåbart område. Hur stort detta område är, beror på hur långt de kan flyga (Gathmann et al. 1994, Gathmann & Tschardt 2002), vilket i sin tur i viss mån hänger samman med enskilda arters kroppsstorlek (Steffan-Dewenter & Tschardt 1997, Thomas 2000) och beteenden (Saville et al. 1997, Comba 1999, Osborne et al. 1999). Landskapsstrukturer som ökar konnektiviteten mellan dessa olika basresurser är viktiga. Lineära strukturer t.ex. ägogränser, vägar, öppna diken och vattendrag fungerar som sammanbindande element i landskapet och ökar binas tillgänglighet till annars isolerade ängs- och hagmarker (Saville et al. 1997, Osborne et al. 1999).

Viktiga är också de så kallade *rendez-vous*-platserna, ställen med attraktivt mikroklimat och lämplig topografi som drar till sig parningsökande bin. Många biarter utnyttjar särskilda blommande buskar, stenrosen eller träd i bryn som mötesplatser (Westrich 1990). En blommande buske eller ett stort träd i ett solvarmt bryn kan dra till sig bin på långt håll (Appelqvist et al. 2001). Även om dessa element ingår som en nödvändig del i binas aktivitetsområde, tenderar de att förbises på grund av att de används under en kort period och inte är vare sig boplatser eller näringsväxt (Appelqvist & Svedlund 1998, Appelqvist et al. 2001).

4.5 Konkurrens

Olika arter anses ofta konkurrera med varandra om nektar och pollentillgång (Sugden et al. 1996, Huryn 1997). Det är därför logiskt att anta att förekomsten av vildbin minskar med ökande konkurrens från honungsbiet *Apis mellifera*. På ljunghedsfragment i Tyskland ökade tätheten av det oligolektiska ljunghedsbiet *Colletes succinctus* med ökande avstånd från kupor med honungsbin (Evertz 1993). Konkurrens med honungsbiet har dock inte kunnat visas genomgående (Buchmann 1996, Sugden 1996, Thorp 1996). Sugden et al. (1996) jämförde olika studier av konkurrens mellan vildbin och honungsbin i Australien. De fann att 16 av 24 studier påvisade konkurrens under särskilda omständigheter. Steffan-Dewenter och Tschardt (2000b) gjorde ett experiment (i Tyskland), där de undersökte födosöksradie och resursöverslapp mellan honungs- och vildbin, samt artdiversitet, blombesöksfrekvens och täthet av vildbin både i konstgjorda och naturliga bon i marken. De fann inga negativa samband mellan biarterna, även om de delade samma blomresurs. I sin studie hade de dock endast få observationer av oligolektiska bin, vilka anses vara de känsligaste för konkurrens (Westrich 1990, Evertz 1993). Även här råder dock delade meningar och vissa författare menar att oligolektiska bin kan klara konkurrens med generalister genom att de är så specialiserade, bl.a. skickligare på att skörda pollen (Thorp 1996, Weislo & Cane 1996).

Det finns inga studier som visar vilken betydelse konkurrens har i förhållande till andra mer erkända hotfaktorer såsom boplatser och fragmentering. Steffan-Dewenter och Tschardt (2000b) påpekar baserat på sin konkurrensstudie att det viktigaste för vildbin är att framförallt skydda och vårda de områden där de lever, men de anser att även konkurrens kan ha betydelse.

4.6 Predation och parasitering

Då marklevande vildbins bohabitat minskar och isoleras ökar deras utsatthet. Med färre möjliga boplatser tvingas alla bin med samma boplatzpreferens ihop på en begränsad yta som blir mer känslig för slumpvisa katastrofiska händelser, som ras eller exploatering. Den lilla ytan gör sannolikt bina mer känsliga för predation i exempelvis ett törnskaterevir (Wagner 1993, Olsson 1995). Predation från majbaggar *Meloe*-arter och svävflugor *Bombyliidae* kan medföra kraftiga avbräck i ett boområde som blivit isolerat (Müller et al. 1997), liksom boparasitism från specialiserade biarter (kleptoparasiter), parasitoider som guldsteklar *Chrysididae* och parasitflugor (Wójtowski et al. 1995, Steffan-Dewenter 2002). Parasiteringsgraden ligger ofta på en nivå mellan 5–35 % (Westrich 1990). En sådan parasitering kan slå hårdare i ett fragmenterat landskap, där en parasitoid kan parasitera en stor andel bibon som trängts ihop inom ett begränsat område (Westrich 1990).

Det finns även exempel på det omvända, på hur bin kan undkomma parasitering om bona är isolerade från huvudområdet (Tscharntke et al. 1998). Även exempel från andra insektsgrupper visar att parasiteringen kan vara lägre i isolerade biotopfragment (Roland 1993, Maron & Harrison 1997). För arter som kan finna nya boplatser pågår en ständig kurragömmlek mellan en värdart och dess specialiserade parasiter.

Humlor, som normalt har väl utspridda boplatser, utsätts trots detta för ett ganska hårt predationstryck. Förutom specialiserade socioparasiter som snylthumlor kan humlemott *Aphomia sociella* och parasitflugan *Brachycoma devia* förstöra en ansevärd andel av bona (Alford 1973, Prys-Jones & Corbet 1991). I en studie uppgick andelen bon av åkerhumla *Bombus pascuorum* som förstördes av gnagare (huvudsakligen skogsmus) och grävling till 21 % (Westrich 1990).

4.7 Utdöenden av små populationer

Små populationer löper överhuvudtaget större risk att dö ut än större populationer på grund av demografiska (Klein 1989, Thomas & Harrison 1992, Hanski et al. 1995), genetiska (Saccheri et al. 1998, Edenhamn et al. 1999) och slumpmässiga orsaker (Hanski & Gilpin 1997, Berglind & Bengtsson 2001). Det finns inga studier på inavelseffekter och populationsdynamik hos små populationer av vildbin. Den genetiska variationen är generellt låg (Paxton et al. 1996, Pamilo et al. 1997). Detta beror delvis på att stekelhanar produceras ur obefruktade (haploida) ägg, vilket innebär en kontinuerlig urgallring av subletala gener ur populationen och man har anledning att tro att vildbin därför klarar inavel bra. Däremot kan slumpvisa händelser i många fall ha mycket stor betydelse. När landskap och biotoper förändras kan tidigare stora och utspridda bipopulationer koncentreras till ytterst begränsade restbiotoper. Exempel är marklevande arter som när betet upphör trängs ihop till någon stig, väggkant, sandtäkt eller skärning där det finns blottad jord, eller vedlevande arter som trängs ihop i de få solexponerade gammelträd som står kvar. Sådana restpopulationer kan dö ut katastrofiskt från en trakt om den aktuella markfläcken förstörs (Berglind & Bengtsson 2001) eller om trädet avverkas. Upplands sista population av svartpälbsbi *Anthophora retusa* grävdes sannolikt bort vid en ombyggnad av Akademiska sjukhuset i Uppsala på 1960-talet (Cederberg & Nilsson 2002).

Boplatzbrist och födobrist är ofta en följd av biotopförlust och degradering av existerande lämplig biotop (Westrich 1990). Olika aspekter av biotopfragmentering behandlas i följande avsnitt.

Tabell 4. Sveriges rödlistade vildbin (Gärdenfors 2000), samt deras vanligaste biotop och de två allvarligaste hoten (B. Cederberg & L.A. Nilsson opubl. data).

Art	Biotop	Hot 1	Hot 2	Rödliste-kategori
<i>Aglaopis tridentata</i>	torr ruderatmark	igenväxning	minskande värdbiart	NT
<i>Andrena apicata</i>	sandmark	igenväxning	borttagande av värdväxt	DD
<i>Andrena argentata</i>	sandmark	igenväxning	återställande av täkt	VU
<i>Andrena bimaculata</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Andrena chrysopeya</i>	sandhed	igenväxning	för intensivt bete	DD
<i>Andrena curvungula</i>	torrmark	igenväxning	för intensivt bete	EN
<i>Andrena fulvago</i>	torr ängsmark	igenväxning	för lite bete	NT
<i>Andrena gallica</i>	sandmark	igenväxning	liten populationsstorlek	RE
<i>Andrena gelriae</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	DD
<i>Andrena hattorfiana</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Andrena humilis</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	EN
<i>Andrena labialis</i>	torrmarker	igenväxning	liten populationsstorlek	EN
<i>Andrena labiata</i>	kortvuxen ängsmark	igenväxning	för lite bete	NT
<i>Andrena marginata</i>	blomrik sandmark	igenväxning	för tidig slåtter	NT
<i>Andrena niveata</i>	torrmark	igenväxning	för intensivt bete	RE
<i>Andrena pilipes</i>	torrmark	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Andrena thoracica</i>	sanddyner	igenväxning	badturism	VU
<i>Andrena varians</i>	park och trädgård	exploatering	liten populationsstorlek	RE
<i>Anthophora plagiata</i>	lund	restaurering av byggnader	liten populationsstorlek	DD
<i>Anthophora plumipes</i>	lund	restaurering av byggnader	granplantering	RE
<i>Anthophora retusa</i>	sandmark	för intensivt bete	igenväxning	VU
<i>Biastes truncatus</i>	blomrik sandmark	minskande värdbiart	igenväxning	NT
<i>Bombus cullumanus</i>	torräng	för intensivt bete	liten populationsstorlek	EN
<i>Bombus distinguendus</i>	blomrik ängsmark	mindre vallodling	för tidig slåtter	NT
<i>Bombus muscorum</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Bombus subterraneus</i>	blomrika ängar	mindre vallodling	liten populationsstorlek	NT
<i>Bombus veteranus</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Coelioxys conoidea</i>	torr ruderatmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	VU
<i>Coelioxys lanceolata</i>	blomrika ängar	minskande värdbiart	igenväxning	NT
<i>Coelioxys obtusispina</i>	torr ruderatmark	minskande värdbiart	igenväxning	EN
<i>Colletes fodiens</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Colletes marginatus</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Dasypoda argentata</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	RE
<i>Dasypoda hirtipes</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Dasypoda suripes</i>	sandstämp	igenväxning	för intensivt bete	DD
<i>Dufourea halictula</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Dufourea inermis</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	EN
<i>Dufourea minuta</i>	torräng	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Halictus confusus</i>	sandmark	igenväxning	exploatering	DD
<i>Halictus eurygnathus</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Halictus leucaheneus</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	DD
<i>Halictus quadricinctus</i>	blomrik mark	för intensivt bete	igenväxning	DD
<i>Halictus sexcinctus</i>	blomrik mark	för intensivt bete	igenväxning	RE
<i>Hylaeus cardioscapus</i>	skogsbryn	borttagande av död ved	igenväxning	DD
<i>Hylaeus gracilicornis</i>	skogsbryn	borttagande av död ved	igenväxning	RE
<i>Hylaeus pfankuchi</i>	vass och såvbälte	vassslätter	för intensivt bete	DD
<i>Hylaeus signatus</i>	ruderatmark	giftspridning (herbicer)	igenväxning	VU
<i>Lasioglossum brevicorne</i>	blomrik mark	igenväxning	för intensivt bete	RE
<i>Lasioglossum tarsatum</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	DD
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	torrmark	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Megachile lagopoda</i>	torr ruderatmark	igenväxning	minskande värdväxt	NT
<i>Megachile ligniseca</i>	skogsbryn	borttagande av död ved	omföring av löv till barrskog	NT
<i>Melecta luctuosa</i>	torräng	minskande värdbiart	liten population	RE
<i>Melitta leporina</i>	torrmark	minskande värdväxt	igenväxning	NT
<i>Melitta tricineta</i>	blomrik ängsmark	minskande värdväxt	för lite bete	VU
<i>Melitta wankowiczi</i>	torr ängsmark	minskande värdväxt	igenväxning	VU
<i>Nomada argentata</i>	blomrik ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	EN
<i>Nomada armata</i>	blomrik ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	EN
<i>Nomada facilis</i>	torr ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	EN

<i>Nomada ferruginata</i>	viderik mark	borttagande av videbuskar	exploatering	DD
<i>Nomada flava</i>	gles skogsmark	okänt		DD
<i>Nomada fuscicornis</i>	sandmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	VU
<i>Nomada guttulata</i>	torr ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	VU
<i>Nomada integra</i>	torr ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	VU
<i>Nomada moeschleri</i>	torr ruderatmark	okänt		NT
<i>Nomada obtusifrons</i>	torrmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	NT
<i>Nomada opaca</i>	skogsbryn & backar	liten populationsstorlek	skogsplantering	NT
<i>Nomada sexfasciata</i>	ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	RE
<i>Nomada similis</i>	sandmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	CR
<i>Nomada villosa</i>	torr ängsmark	minskande värdbiart	liten populationsstorlek	NT
<i>Osmia maritima</i>	dynsandmarker	igenväxning	exploatering	VU
<i>Osmia pilicornis</i>	gles ädellövskog	borttagande av död ved	minskande värdväxt	NT
<i>Panurgus banksianus</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	VU
<i>Panurgus calcaratus</i>	sandmark	igenväxning	för intensivt bete	NT
<i>Rophites quinquespinosus</i>	sandmark	minskande värdväxt	giftspridning (herbicer)	VU
<i>Sphecodes cristatus</i>	sandhed	minskande värdbiart	igenväxning	EN

5. Biotopförlust och fragmentering

5.1 Allmänt

Begreppet fragmentering kan ses som ett samlingsbegrepp för flera olika ekologiska processer: Minskad fragmentstorlek och minskande totalmängd habitat, ökande avstånd mellan fragmenten, ökande kanteffekter (Linkowski & Lennartsson 2002). Fragmentering innebär att ett tidigare sammanhängande område delas upp. Under naturliga förhållanden sker emellertid fragmentering nästan aldrig utan att totalytan habitat minskar samtidigt som isoleringen av fragmenten ökar (Linkowski & Lennartsson 2002). Den relativa betydelsen av fragmentens storlek respektive isolering förväntas bero på hur mycket av ursprungshabitatet som finns kvar (Andrén 1994). När mindre än en viss mängd av ursprungshabitat finns kvar ökar isoleringen exponentiellt med ytterligare minskningar (Andrén 1994, 1999, Økland 1996, Summerville & Crist 2001). Detta kan också uttryckas som att så länge tillräckligt mycket habitat finns kvar spelar fragmentens rumsliga fördelning en mindre roll jämfört med habitatförlust (biotopen upplevs som kontinuerlig). Under ett kritiskt värde för habitatmängd blir fragmentstorlek och isolering betydelsefulla faktorer (Fahrig 1997, 1998, 2001).

Om landskapet skall anses som fragmenterat beror på spridningsförmågan hos den art man är intresserad av. En art med låg rörlighet kan uppfatta landskapet som ett system av habitatöar medan en annan kan röra sig över hela landskapet och därför uppfattar det som sammanhängande (Thomas 2000). Skillnaderna mellan organismer kan också bero på deras förmåga att utnyttja mellanliggande områden för att röra sig mellan habitatfragmenten. Biotopförändringar kan göra mellanliggande områden mer ogästvänliga för fragmentens organismer, så att dödligheten ökar för de individer som rör sig mellan fragmenten (Hanski 1994, Hanski & Ovaskainen 2000, Ferreras 2001). Detta innebär att ett landskap kan fragmenteras utan att andelen habitat förändras över huvud taget. Man kan säga att fragmenten blir funktionellt men inte strukturellt isolerade.

5.2 Fragmentering av vildbins livsmiljö

Den största mångfalden av vildbin finner vi idag i resterna av det historiska jordbrukslandskapet (Klemm 1996). Jordbrukslandskapet har historiskt erbjudit en mångfald resurser som vildbin behöver, t.ex. stor art- och beståndsrikedom av blommande växter, landskapsstrukturer med boplatser och

bomaterial (t.ex. vägkanter, diken, slätter, vallar, odlingsrösen, gamla byggnader, död ved), samt många solexponerade småmiljöer (Westrich 1990, Wójtowski et al. 1995, Westrich 1996, Svensson et al. 2000). Med människans utnyttjande av skogen för betesdrift och vedhuggning skapades öppna örtrika gläntor och bryn vilket gynnat förekomsten av vildbin. Allmänt är jordbrukslandskapet ett mosaikartat landskap (Cederberg 1999, Appelqvist et al. 2001). Detta landskap har alltid varit fragmenterat, där en stor andel av de artrika biotoperna utgörs av mer eller mindre punktformiga och linjära element (odlingsrösen, diken, stengärdsgårdar, markvägar). De vanligaste fragmenteringsmodellerna som uppskattar kritiska nivåer för andel kvarvarande biotop, kan därför inte tillämpas utan vidare. Sådana modeller, och även flertalet empiriska studier, gäller tidigare sammanhängande biotoper som splittrats. Istället kan det tänkas att funktionell isolering av biotopfragment är viktigare för jordbrukslandskapets bin, än strukturell isolering. Exempelvis har örtrika diken och bryn en viktig funktion som sammanbindande spridningsvägar för bin. När dessa småbiotoper minskar kvarvarande habitatfragment att funktionellt sett bli mer isolerade. I ett sådant redan hårt fragmenterat ekosystem är det också tänkbart att ytterligare biotopförlust har mycket stor betydelse, speciellt om det drabbar de sammanbindande biotopelementen.

En avsevärd andel av biotopmosaikerna i jordbrukslandskapet har bestått av blandningen mellan öppna och trädklädda biotoper. Detta gör andelen bryn- och övergångsbiotop mycket högre än i något naturligt svenskt ekosystem, och det gör att den traditionella synen på fragmentering (habitatfragment/matrix) inte är helt tillämpbar.

5.3 Kritiska nivåer

I praktiskt naturvårdsarbete räcker det inte att veta att förhållandena för biologisk mångfald försämras med fragmentering, man måste också veta vid vilka nivåer ökad fragmentering jämfört med andra faktorer leder till starkt minskad mångfald. Man kan anta att det finns kritiska tröskelnivåer. Under tröskelnivån försämras förhållandena snabbare än ovanför. Teoretiska modeller och empiriska studier av fragmentering har funnit kritiska nivåer bland annat för avstånd mellan fragment, fragmentstorlek, populationsstorlek samt andelen kvarvarande biotop i landskapet. I teoretiska studier kan man variera förutsättningarna och simulera populationsutveckling eller andel utnyttjad biotop under många tidssteg. De första studierna som vågade sig på att ange en gräns för när fragmenteringen blir ett allvarligt problem (jämfört med biotopförlust) gav relativt samstämmiga resultat: först när 20–40 % finns kvar av lämplig biotop blir effekterna av fragmenteringen påtaglig (Andrén 1994, 1996, With & Crist 1995, Bascompte & Sole 1996, Fahrig 1997). Senare studier har å andra sidan påpekat att resultaten är mycket beroende av vilken spridnings- och fortplantningspotential som tilldelats modellorganismen (With & Crist 1995, Pagel & Payne 1996, Fahrig 1998, 2001, With & King 1999).

Empiriska studier är av många skäl ofta starkt begränsade i tid och rum. Trots detta har flera studier identifierat och ibland kvantifierat fragmenteringseffekter på populationers tillväxt, spridning och utdöenderisk. Mekanismerna bakom fragmenteringseffekterna varierar. Lämpliga områdena kan bli för små på grund av fragmentering (Thomas & Harrison 1992, Collinge 1998, Wolf 2001, Harrison et al. 2001), och komma allt för långt ifrån varandra på grund av att mellanliggande områden förlorats eller att landskapet som omger de lämpliga områdena försämrats (Groom 1998, Goverde et al. 2002). Även artinteraktioner såsom pollination via humlor och andra vildbin kan hindras (Steffan-Dewenter & Tschardt 1999, Lennartsson 2002).

5.4 Fragmentens storlek

Ofta sägs stora områden vara bättre och ha högre biodiversitet än mindre (MacArthur & Wilson 1967, Bowers 1985, Steffan-Dewenter & Tscharntke 2000a). En av flera möjliga orsaker är att ett större område rymmer mer heterogenitet, vilket kan gynna ett flertal arter (Weibull et al. 2000), både direkt och indirekt genom ett ökat antal artinteraktioner (Launer & Murphy 1994, Maudsley 2000, Haddad et al. 2001, Denys & Tscharntke 2002). När det gäller vildbin kan ett större område rymma både fler boplatser, tillräckliga bestånd med växter och lämpliga parningshabitat. Exempelvis visades i en norsk studie att större fragment innehöll fler humlearter (Saville et al. 1997) och i Utah fick större ängar fler koloniserande humledrottningar (Bowers 1985). Samma resultat erhöles i en tysk studie; större fragment hade inte bara fler arter av fjärilar, bin och monofaga insekter utan även högre tätheter (Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999). Stora (ca 15 ha) naturbetesmarker i Uppland hade nästan dubbelt så hög täthet av humlor som små (2,5 ha) (Lennartsson 2002).

Arters känslighet för fragmentering varierar kraftigt beroende på skillnader i populationsdynamik. Genom att utnyttja befintlig kunskap om vildbin borde det vara möjligt att identifiera art – biotop kombinationer som kan antas vara särskilt känsliga för fragmentering. Exempelvis är ofta specialister känsligare än generalister (Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002, Bender et al. 1998). Vidare ökar utdöenderisken om artens eller biotopens egenskaper orsakar stora svängningar i populationsstorleken (Tscharntke 1992, Ray 2001). Bin och humlor är känsliga för väder, och en kall vår kan exempelvis negativt påverka även en livskraftig population (Westrich 1990).

Metapopulationer består av ett antal delpopulationer som med viss sannolikhet dör ut och återetableras. Metapopulationsdynamik har studerats i relation till fragmentering för vissa insekter, främst fjärilar (Tscharntke 1992, Thomas & Harrison 1992, Hanski et al. 1995). Det är mycket troligt att många vildbiarter har en utpräglad metapopulationsstruktur men forskning på området saknas.

5.5 Isolering

Isolering är ett relativt och mycket artspecifikt begrepp. Ett biotopfragment är isolerat för en art om individer har svårt att ta sig dit, på grund av beteende, avståndet från spridningskällan i kombination med artens flygförmåga och det omgivande landskapets ogästvänlighet.

Effekten av isolering är särskilt tydlig och lätt att förstå när det gäller faunan på öar. Gotland är tillräckligt isolerat för att flera av de mest kraftfulla flygarna bland vildbina, humlorna, historiskt visat sig ha svårigheter att kolonisera. Öland som ligger avsevärt närmare fastlandet har varit mer tillgänglig för kolonisering och har följaktligen ett större antal arter av samhällsbyggande humlor (*Bombus* s. str.) (Gotland 13, Öland 16 och Småland 18 arter). Honor av snylthumlor (undersläktet *Psithyrus*) som har sämre kapacitet för långflygning än humledrottningar tycks ha haft svårare att sprida sig till Gotland (Gotland 3, Öland 7 och Småland 7 arter) (Løken 1973, Løken 1985, B. Cederberg & L.A. Nilsson opubl.). Även Öresund har fungerat som en spridningsbarriär för många arter. Under senare år har flera relativt nyinvandrade vildbiarter kunnat konstateras i landet (Sörensson 2000, Cederberg & Nilsson 2000, Nilsson & Cederberg 2002) möjligen beroende på ett antal relativt varma somrar. Eventuellt kan den nya bron över sundet öka möjligheten för migrerande bioner att spridas. För värmeberoende arter, som många av de solitära bina, är sannolikt benägenheten att korsa vatten eller skogsområden mycket begränsad. Det finns också tecken som tyder på att helåkerslandskap med få näringskällor fungerar som barriärer för spridning, t.ex. i Skåne. Spridningen på denna större landskapsskala är mycket svårt att

aktivt studera och därför är kunskapen om detta också begränsad och fragmentarisk. Nyetablerade arter som t.ex. storblodbiet *Sphecodes albilabris* uppvisade under åren 1999–2003 en expansion norrut genom Uppland, Västmanland, Gästrikland och Dalarna på ca 30 km/år (B. Cederberg och L.A. Nilsson opubl.).

Även om många bin har kapacitet att sprida sig avsevärda sträckor, sätter säkert benägenheten att utnyttja spridningskapaciteten fullt ut ofta gränser. Detta har studerats främst när det gäller habitatutnyttjande och habitatfragmentering och nästan uteslutande vid honors näringssök för att proviantera bocellerna. Resurserna måste finnas inom det begränsade område som bina kan nå, och isoleringseffekterna blir därmed mycket beroende av flygkapaciteten (se **Tabell 3**). Solitära bin anses ha en flygradie under 500 m (Westrich 1990, Wessering & Tschardt 1995b, Steffan-Dewenter et al. 2001, Gathmann & Tschardt 2002). Humlor är större, har päls och kan alstra egen värme, vilket gör att de kan flyga längre (Pekkarinen et al. 2001, Steffan-Dewenter et al. 2001). Det finns studier som visar att födosökande humlor kan flyga ut mer än 3 km från boet (Gathmann et al. 1994).

Den rumsliga fördelningen av en art påverkas direkt av habitatfragmentens isolering, genom att förflyttningarna mellan fragmenten minskar (Goverde et al. 2002). Fragment som ligger närmast får oftast de flesta besöken (Launer & Murphy 1994, Kruess & Tschardt 2000, Ferreras 2001). I ett försök av Steffan-Dewenter och Tschardt (1999) sattes experimentgrupper av senap (*Sinapis arvensis*) och rädisa (*Raphanus sativus*) ut i åkrar på varierande avstånd från blommande klövervallar. Vallarna hade en naturlig uppsättning av pollinatörer. Studien visade att ju längre avståndet var till vallarna desto färre arter och antal av pollinatörer besökte växterna (Steffan-Dewenter & Tschardt 1999).

Ibland kan beteendet sätta gränser på en förvånansvärt liten rumslig skala. En studie av Osborne och Williams (2001) visade att trots att humlorna sågs flyga mellan 300–900 m från boet så uppfattade de en 9 m bred kornåker som en spridningsbarriär. När man studerade rörelsemönstren fann man att humlorna följde landskapsstrukturer mellan resthabitaten, exempelvis diken där det växte strätta, *Angelica sylvestris* (Saville et al. 1997). En studie av humlor visade att igenväxning med enbuskar hindrar humlor från att hitta blommande växter (Lennartsson 2002). Så korta avstånd som 5 m avklippt vegetation kan hindra sandhumlan, *Bombus veteranus*, från att uppsöka blommande humlesuga, *Stachys officinalis*, som är en mycket attraktiv näringsväxt (Goverde et al. 2002). De humlor som flög ut till fragmenten stannade längre och pollinerade fler blommor per blomställning och per yta (Goverde et al. 2002). Detta kan leda till lägre frösättning, ökad inavel och sämre överlevnad för växterna i isolerade fragment (Jennersten & Nilsson 1993, Ågren 1996, Groom 1998, Wolf 2001, Lennartsson 2002). Vid diskussion av olika arters flygavstånd vid näringssök, bör man skilja mellan enstaka uppmätta sträckor (absolut rörlighet) och de avståndintervall som arten vanligen rör sig inom (funktionell rörlighet).

Då ett område fragmenteras kan bytesdjur undkomma sina fiender om fienderna har svårt att ta sig till det isolerade området (Kareiva 1987, Roland 1993, Maron et al. 2001). Genom att sätta ut konstgjorda bibon i små blomrika gräsmarker och med varierande avstånd från en stor gräsmark kunde en tysk studie visa att dödligheten hos vilda bin på grund av naturliga fiender minskade med ökande isolering (Tschardt et al. 1998). Redan på ett avstånd av 100–530 m minskade dödligheten med 10–50 % beroende på att parasitoiderna har svårare att hitta sina värdar ute i de isolerade fragmenten. Liknande resultat fann en finsk studie som visade att små fjärilspopulationer i närheten av huvudområdet dog ut

mer än små populationer längre bort, detta på grund av att parasitoiderna i huvudområdet spreds till de små populationerna i närheten, men inte till populationerna som var mer isolerade (Lei & Hanski 1997).

Även mängden biotoper på landskapsnivå har betydelse för bipopulationer genom en kombinerad effekt av fragmentstorlek och isolering. Exempelvis var humletillgången och därmed pollinationen betydligt jämnare mellan år i landskap med högre andel (15 %) naturliga gräsmarker än i landskap med lägre andel (5 %) gräsmarker (Lennartsson 2002). Även artrikedom och antal solitära bin har visat sig vara positivt korrelerade med andelen naturliga gräsmarker (Steffan-Dewenter et al. 2002).

5.6 Kanteffekter

Ökande kanteffekter anses allmänt vara en negativ effekt av fragmentering (Courtney & Courtney 1982, Burkey 1993, Debinski & Holt 2000, Harrison et al. 2001). Eftersom vildbin ofta förekommer i kantbiotoper som bryn mellan skog och äng, torde vildbimångfalden påverkas positivt av en måttlig fragmentering. Bender et al. (1998) gjorde en metaanalys där de studerade resultatet av 25 publicerade studier av fågel-, däggdjurs- och insektspopulationers täthet i fragmenterade områden. De delade in arterna i kategorier baserat bland annat på om arterna levde i kärnan eller i kanten av biotopfragmenten. Metaanalysen visade att de olika kategorierna reagerade olika på fragmentering: Generalister som använder både kärnan och kanten av biotopfragmentet minskade i direkt proportion till hur mycket biotopen minskade. Kärnarter minskade mer än vad man kunde förvänta sig utifrån minskningen i yta, medan kantarter minskade mindre än förväntat (Bender et al. 1998). De allra flesta vildbin kan utan tvekan behandlas som kantarter (Westrich 1990, Banaszak 1996).

5.7 Känslighet för fragmentering

Arters känslighet för biotopfragmentering beror till viss del på graden av specialisering. Specialiserade arter kan (direkt eller indirekt) vara mera känsliga för fragmentering än generalister, därför att de per definition är mer krävande vad gäller förutsägbarhet av näringsväxter, födotyp eller biotop och oftast har begränsad möjlighet att klara av en föränderlig miljö (Didham et al. 1996, Zabel & Tschardtke 1998, Davies et al. 2000). I Aizen och Feinsingers (1994) studie av skogsfragmentering i Amazonas försvann de mer specialiserade insektspollinatörerna först (främst vilda bin). Oligolektiska bin kan således förväntas vara mer känsliga för fragmentering och andra omgivningsfaktorer än polylektiska bin (Westrich 1996, Pekkarinen et al. 2001). Möjligen kan det förklara varför andelen oligolektiska bin minskar norrut där klimatet är mindre gynnsamt (Pekkarinen et al. 2001). Oligolektiska bin har också visats minska mer än polylektiska när jordbrukslandskapet förändrats (Banaszak 1996, Westrich 1996).

Flera experiment och andra undersökningar har visat att arter högre upp i näringskedjan är känsligare för fragmentering än arter lägre ner (Kruess & Tschardtke 1994, Zabel & Tschardtke 1998, Holt et al. 1999). Orsaken till att känsligheten ökar med trofisk nivå (Kruess & Tschardtke 1994, Holt et al. 1999) är bl.a. att specialister och arter högre upp i näringsväven lever på en mer sparsam resurs, som det är mer lokal och svårare att hitta. En sparsam resurs blir också snabbare för knapp eller osäker för att garantera överlevnad. Det betyder att artspecifika parasitbin t.ex. många gökbin (*Nomada*) har högre utdöenderisk i isolerade habitat än sina respektive värdarter och bör således vara mer känsliga för fragmentering.

5.8 Ekosystemfunktioner

När ett ekosystem fragmenteras försvinner inte bara populationer och arter i sig utan även de ekosystemtjänster arterna tillhandahåller, exempelvis pollination och fröspridning (Rathcke & Jules 1993, Buchmann & Nabhan 1996). Minskad pollination ger som regel ökad utdöenderisk hos växtpopulationer, vilket minskar pollinatörernas resurser och därmed deras populationer, vilket leder till ytterligare minskad pollination. Man kan tala om en utdöendespiral. Samtidigt drabbas andra arter som också är beroende av näringsväxten (Kearns et al. 1998, Allen-Wardell et al. 1998). Sammantaget kan förlorade ekosystemfunktioner och degraderade eller brutna artinteraktioner leda till att fragmenterade landskap förlorar fler arter och populationer än förväntat (Pimm 1991). Bin är de viktigaste pollinatörerna och förluster i artantal kan dramatiskt påverka reproduktionen negativt hos grödor och vilda växter (Corbet et al. 1991, Allen-Wardell et al. 1998).

De negativa effekterna av minskat antal naturliga pollinatörer kan i vissa fall motverkas av att andra pollinatörer tar över (Aizen & Feinsinger 1994). Corbet (1997) samlade exempel på hur specialiserade pollinatörer kan ha svårt att hitta sin näringsväxt om populationerna blir fragmenterade, och fann att i vissa fall kan förlusten av specialiserade pollinatörer ersättas av generalistiska pollinatörer såsom honungsbin. Idag går dock biodlingen starkt tillbaka i landet p.g.a. svag lönsamhet (Fries & Pettersson 1997). Vi är alltså hänvisade till att alltmer förlita oss på de vilda biarternas pollinationstjänster.

6. Jordbruksåtgärder för vildbin

6.1 Allmänt

I denna kunskapsammanställning har de viktigaste hoten mot vildbiarternas överlevnad sammanställts på basis av litteraturuppgifter. Detta arbete är inte bara en fråga om att ta fram kunskap, utan det är än viktigare att sprida kunskapen till de aktörer som påverkar landskapets struktur och innehåll. Men mycket kunskap saknas och det är av stor vikt att identifiera och fylla de kritiska kunskapsluckor som finns. Vildbinas problem och behov har hittills inte varit någon viktig grund för jordbrukets och markägares åtgärder. Det beror delvis på att avståndet mellan artexperter och aktörer är större än för många andra mer välkända artgrupper (främst fåglar och kärlväxter). Men det beror också på att det inte funnits bestämningslitteratur eller ekologisk litteratur att tillgå för svenska förhållanden, vilket medfört att få undersökningar faktiskt genomförts och att dessa varit extra arbetskrävande. Situationen har under de senaste åren börjat förbättras och kunskapen om de olika arternas förekomst och habitatkrav har höjts avsevärt. Nu krävs det fokuserade och aktiva insatser för att inte kunskapen skall stanna hos experterna utan bli tillgängligt för alla som kan påverka utvecklingen för denna viktiga artgrupp.

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 arter levde i staden. Deras ”nya” habitat var övergivna järnvägar, fabriker, upplag och annan ruderatmark, där det fanns gott om grävbar mark för bobyggande, samt ett stort antal blommande växtarter i stora bestånd för polleninsamling (Saure 1996). Solitärbin kan således förväntas svara bra och relativt snabbt på genomförda riktade restaureringsåtgärder. Risberg (2004) kunde visa att val av odlingssystem kan starkt påverka humlepopulationernas storlek, vilket visar på en stor potential hos artgruppen svara på åtgärder och faktiska förändringar i driften. I de följande avsnitten diskuteras specifika åtgärder för vildbin på basis av kunskapsammanställningens resultat.

6.2 Ökad blomrikedom

Alla åtgärder som ökar blomrikedomen i jordbrukslandskapet gynnar också vildbifaunan. Såväl val av växtföljd och odlingssystem som skötsel av naturbetesmarker och naturliga strukturelement är viktigt att inkludera i ett landskapsperspektiv som svarar mot vildbinas habitatutnyttjande.

Odlingssystem som medför ökade blomresurser på åkermarken bör premieras. Ökad areal klövervall innebär en stor näringspotential särskilt för humlor. Skörd av vallen sker idag innan blomning för att maximera proteininnehållet i ensilaget. Genom att öka insådd av lågväxande ärtväxter som vitklöver i vallen tillgodoses både fortsatta blomresurser för humlor och gröngödslingseffekten, trots att vallen slås tidigt. Ärtväxtinnehållet i vallen minimerar också behov av gödning med ytterligare gödselgivor. Genom att överhålla viss andel av rödklövervallen, som tillåts gå i blom, kan man lätt bidra till att det finns kontinuitet av blomresurser på gårdsnivå. Alternierande vallslåttertid kan säkerställa tillgången på blommande fält.

Växtföljder där träda ingår, är av stort betydelse särskilt på lätta sandiga jordar i södra Sverige, där det idag finns ett stort antal hotade biarter. Trädesbruket är ett verksamt redskap för att snabbt öka mångfalden av bin och även annan biologisk mångfald. Insådd av nektar- och pollenrika växter i trädan kan ge ännu mycket större positiv effekt, eftersom fröbanken ofta är starkt utarmad.

Odlingssystem där herbicidbesprutning ingår regelmässigt är starkt negativa för vildbifaunan. Marginellt kan sprutfria kantzoner vara till viss lindring. En större positiv effekt bör dock förbättrade stimulansåtgärder för omläggning till ekologisk odling eller odlingssystem med låg gifthanvändning ge.

Naturliga betesmarker utgör ofta livsviktiga refugier, speciellt för marklevande solitärbin. Trampslitaget skapar boplatzmöjligheter (se 6.3 nedan) och grässvålen är ofta örtrik. Betet hindrar igenväxning och skapar gynnsamma mosaikstrukturer om buskskikt och trädskikt inte röjs bort helt. Hårt bete och tidigt betespåsläpp innebär dock att mängden blomster blir mycket starkt decimerad. På vissa lokaler har sannolikt det hårda betetrycket inneburit att specialiserade biarter utrotats. Det är därför viktigt att finna lämpliga nivåer av pulserat bete genom stängsling och periodvis betesfrist på särskilt blomrika marker. Arealen av sådant extensivt, blomningstolerant bete bör öka. Det är också viktigt att tillämpningen av bidragsreglerna tillåter lägre betesintensitet på artrika naturbeten.

Tidigare slåtterängar har ofta ett mycket artrikt fåltskikt och har traditionellt skötts så att alla de insektsarter som är beroende av blomknoppar, blommor, pollen, nektar, frukter och frön kunnat överleva. Dagens skötsel med uteslutande betesdrift innebär en kraftig utarmning av den blomberoende insektsfaunan, i synnerhet oligolektiska vildbin, som kräver stora bestånd av sin pollenväxt för att kunna upprätthålla livskraftiga lokala populationer. Det är önskvärt ur mångfaldssynpunkt att arealen sent slåtttrad, blomrik ängsmark ökar. Ett viktigt styrmedel för detta är att ersättningsnivåerna för eftersommarslätter på denna marktyp höjs.

Det är angeläget att återskapa och sköta småbiotoper, t.ex. genom att skapa öppna diken i åkerlandskapet och att försiktigt röja brynzoner mot åkermark så att de blir mosaikartade med glest busk- och trädskikt och örtrika och solexponerade gläntor. Vid röjning av bryn och diken bör särskild arthänsyn tas till att lämna följande blomvedväxter: Sälge, vide, rönn, oxel, slån, hagtorn, rosor, vildapel, brakved, getapel, olvon, fläder, nypon, hallon och björnbär. Artrika bryn kan ha en mängd olika buskar som blommar från tidig vår (vildapel, hagtorn) till långt in på sensommaren (björnbär,

brakved). Sälg och videbuskar (speciellt de pollengivande hanindividerna) är särskilt viktiga, då de utgör en resurs under en period på våren då ett fåtal andra växter blommar och är av mycket stor betydelse för specialiserade solitärbin och alla humlor (Westrich 1996, Svensson et al. 2000, Svensson 2002b,c, Pettersson et al. 2004). Genom att så in ängsblommor i olika slags idag ogynnsamma, enahanda marginella gräsmarker kan näringsresurserna ökas (Pettersson et al. 2004).

Gårdsmiljöer är ofta av positiv betydelse för den vilda bifaunan (Masierowska 1995, Comba et al. 1999). En brittisk studie fann att humlesamhällen tillväxte snabbare om de var placerade i bebyggt område jämfört med konventionellt jordbrukslandskap, även när det senare var medvetet berikat med blommande växter (Goulson et al. 2002). Genom odling av växter med både prydnads- och nyttovärde kan näringsresursen för vildbin i gårdsmiljöer och trädgårdar enkelt ökas. Informationsmaterial på svenska om åtgärder som gynnar vilda bin i gårdsmiljö bör tas fram.

6.3 Ökad boplatsrikedom

Boplatsbrist är ett väldokumenterat problem för vildbin, vilket kan avhjälpas genom ett antal riktade, enkla åtgärder. Flertalet av våra vildbiarter bor i marken (över 70 %). Genom att exponera både små och större ytor av mineraljord, gärna sand i sydvända, solexponerade lägen (bryn, slänter, erosionshak), kan man skapa boplatser för bin, s.k. bibäddar. Det finns exempel på att sådana åtgärder snabbt givit positiv effekt, som t.ex. i Southampton där 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 (Westrich 1996). Flera tyska studier har visat på ökade populationsstorlekar av vildbin i biotoper där man tagit bort den högre vegetationen och ökat exponeringen av marken (Wesslering & Tschardt 1995a,b). Många av de sand- och grustag som betraktats som sår i landskapet har blivit nya boplatser åt marklevande bin och bör skyddas mot igenläggning. De hyser ofta även värdefulla bestånd av blomväxter. I jordbrukslandskapet är ofta små husbehovstäckter i åsar eller sandfält av stort värde för vildbina, så länge de inte tillåts skuggas ut av träd- och buskvegetation. Med vildbinas och många andra organismers bästa för ögonen är det därför förkastligt att plana ut och plantera igen sand- och grustag (jfr. Ljungberg 2002). Sydvända, som regel kulturskapade slänter, ofta av typ ”fibleslänter”, utgör ett slags halvnaturliga bibäddar som är särskilt värdefulla kärnområden för förekomsten av många arter i en trakt och bör skyddas och bevaras. Metoder för anläggning av bibäddar bör utvecklas för att göra dem så effektiva, lättskötta och lättinspekterade som möjligt. Särskilda anvisningar bör tas fram som stöd för naturvårdsansvariga på kommuner och länsstyrelser.

Den kanske viktigaste åtgärden för att skapa lämpliga marktyper för bobyggnad är att stimulera till hållbar, mångfaldstolerant beteshävd på lätta jordar i solexponerade miljöer. Gamla utmarker bör särskilt uppmärksammas för sådan markanvändning. Åkerholmar och bryn bör periodvis röjas (vissa faunastödjande växtarter måste lämnas, se ovan!) och sambetas så att de bibehåller mosaikstruktur.

Äldre träd med döda grenar eller stampartier med död ved i bryn och på åkerholmar i jordbrukslandskapet är viktiga boplatser för vildbin som t.ex. tapetserarbin och murarbin. Särskilt gamla lövträd i solbelysta lägen har ofta veden genomborrat av skalbaggs-larver, vars gångar utgör utmärkta bohål för många biarter. Buskar och halvbuskar med porös märe som fläder, hallon och björnbär, men också vissa styva vinterståndare av t.ex. kungsljus, erbjuder boplatser för många mindre biarter som citronbin, murarbin och blomsovarbin. På samma sätt tjänar äldre timmerbyggnader, korsvirkeshus (med obränt lertegel), samt hus med tak av ag och halm som utmärkta boplatser.

Saknas lämpliga naturliga boplatser för vedboende vildbin kan denna resursbrist lätt kompenseras genom uppsättning av s.k. bibatterier. De kan bestå av buntar med vass, avsågade bambupinnar eller av träblock och klampar med uppborrade hål, 4-10 mm i diameter. Åtminstone 15 svenska vildbiarter kan utnyttja bibatterier. Genom att öka mängden möjliga boplatser med vasstrån i buntar fick Tschamtket et al. (1998) en fördubbling av tätheten av solitära bin på en lokal i Tyskland. I en polsk studie kunde man skapa en livskraftig population av rödmurarbi *Osmia rufa* på bara 5 år genom att anlägga vassbuntar som boställen där arten tidigare inte funnits (Wójtowski et al. 1995).

Outnyttjade småbiotoper är av avgörande betydelse för humlorna i jordbrukslandskapet. I en uppländsk studie observerades majoriteten av alla besökande humledrottningar i biotopelement bestående av åkerholmar, åkerrenar och diken (Svensson et al. 2000). Förstärkning av boplatstillgången för humlor är i viss utsträckning möjlig genom att spara refugier som inte utnyttjas i fälten t.ex. hörntriangelarna på odlade fält som ändå är svåra att bearbeta maskinellt. Även utsättning av humleholkar kan ge viss effekt men endast en liten andel blir bebodda varje år. De tillverkas som fågelholkar men med mindre ingångshål och fyllda med lämpligt bomaterial. Det är oftast hushumlan, *Bombus hypnorum*, som använder outrensade fågelholkar eller humleholkar (Pekkarinen et al. 2001).

6.4 Ökad konnektivitet

Fragmentering kan aktivt motarbetas på en rad enkla sätt. Olika lineära strukturelement som diken, jordvallar, åkerrenar, stenmurar och vägkanter binder samman större habitatöar, som blommande fält, åkerhörn och åkerholmar, till strukturer som vildbin kan utnyttja på ett funktionellt sätt. Om dessa strukturelement dessutom i sig själva innehåller viktiga närings- och boplatseresurser kan landskapets artinnehåll och populationer hållas på en högre nivå och utgöra en resurs för de pollinationstjänster vi är beroende av.

Blomrika kantzoner i odlingar, bl.a. i vall och längs skyddszonerna mot vattendrag, är lätta att tillskapa och innebär en bra förstärkning av näringstillgången för vildbin. Även sprutfria kantzoner i åkermark bör utvecklas och kan bidra som strukturelement med näringsresurser i form av bestånd av blommande örter som blåklint, riddarsporre, gulsporre, dån och vallmo. Man bör också bättre följa upp förbudet mot besprutning på icke odlad mark.

I storskaliga åkerlandskap finns det ett behov av att återskapa naturliga biotopelement. Anläggning av åkerholmar från åkerhörn och upplagda massor som besås med mångfaldsstödjande växter eller införande av ett system med flerårsträdor innebär viktiga restaureringsinsatser för ett utarmat landskap.

Vissa marker i jordbrukslandskapet utgör viktiga ”hot-spots” med lång kontinuitet och har karaktären av kärnområden för vildbiarter i en trakt. Det är ofta fornminnesområden som haft en mycket lång kontinuitet av bete eller hackslätter. Sådana områden har mycket stor betydelse för överlevnaden av flera av de rödlistade biarterna och bör därför särskilt uppmärksammas i naturvårdssammanhang (Cederberg & Nilsson 2002). Kring sådana områden finns det särskilda skäl att öka konnektiviteten med angränsande bryn och refugiehabitat och dessutom förstärka kantzoner med viktiga blomresurser.

7. Vildbinas framtid i Sverige

Hotsituationen för vildbin i Sverige idag är allvarlig. Sexton arter betraktades för 5 år sedan som försvunna (Gärdenfors 2000) och prognosen är fortsatt dålig för en stor andel av arterna, varav flera i dagsläget är mycket nära ett försvinnande från landet. Förlorade arter är svåra att få tillbaka, särskilt om förhållandena i landskapet inte förbättrats på ett avgörande sätt. Det kan också vara omöjligt att finna populationer av den aktuella genotypen eller geografiska rasen som krävs om återintroduktion övervägs, eftersom situationen ofta är likartad eller kritisk för populationerna i våra grannländer och för vissa arter i hela Västeuropa.

Klimatförändringen med högre årsmedeltemperaturer kan medföra en förbättring för många arter som idag har sin nordgräns i södra Sverige. Vildbin är också starkt värmekrävande och kan öka sitt näringsök och spridningsavstånd om temperaturen är högre under deras aktivitetsperiod. Det är dock inte säkert att det är enbart gynnsamt med förhöjd temperatur. Det kan också innebära att nederbörden under sommaren ökar eller att vädret blir mer oförutsägbart, vilket bl.a. kan innebära sämre överensstämmelse i de fenologiska anpassningarna till värdväxtblomning.

Trots att läget är kritiskt för många vildbiarter tyder denna kunskapssammanställning på att det finns möjlighet att med en relativt begränsad ekonomisk men målinriktad insats vända den negativa trenden. Genom att snarast starta åtgärdsprogram kan arter som är nära försvinnande kanske räddas kvar i landet. Dessutom måste man satsa på att sprida kunskap och öka medvetenheten om vildbins behov så att vildbivårdande eller åtminstone vildbivänliga åtgärder kan bli en naturlig del av skogs-, jordbruks- och urban planering. Särskilt positiva faktorer är att vildbin i många avseenden är människans följeslagare, samt att deras habitat och aktivitetsområden är relativt småskaliga. Detta innebär att människans närvaro i sig inte är något hot, utan att vi tvärtom kan gynna vildbin inom alla våra markanvändningsområden. Positivt är att de jordbruksåtgärder som gynnar vildbin, också gynnar de allra flesta av de organismer som bör finnas i ett rikt och hållbart odlingslandskap.

Därför finns det all anledning att genomföra de åtgärder som idag framstår som angelägna för vildbin, för att vi ska öka möjligheterna att behålla och förbättra pollination som en självklar ekosystemtjänst för grödor och vild flora.

8. Referenser

- Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey-bees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications* **4**, 378-392.
- Alford, D.V. 1969. A study of the hibernation of bumblebees (Hymenoptera: Bombidae) in southern England. *J. Anim. Ecol.* **38**.
- Alford, D.V. 1970. The incipient stages of development of bumble-bee colonies. *Insectes Sociaux* **17**:1-10.
- Alford, D.V. 1975. *Bumblebees*. Davis-Pointer, London.
- Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P.A., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C.E., Kennedy, K., Kevan, P., Koopowitz, H., Medellin, R., Medellin-Morales, S., Nabhan, G.P., Pavlik, B., Tepedino, V., Torchio, P. & Walker, S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* **12**, 8-17.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos* **71**, 355-366.
- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: Statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* **76**, 235-242.
- Andrén, H. 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* **84**, 306-308.
- Appelqvist, T., Gimdal, R. & Bengtson, O. 2001. Insekter och mosaiklandskap. *Entomologisk Tidskrift*. **122**, 81-97.
- Appelqvist, T. & Svedlund, L. 1998. Insekter i odlingslandskapet – Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. pp.1-28. *Jordbruksverket*
- Banaszak, J. 1992. Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* **40**, 179-192.
- Banaszak, J. 1995. Natural resources of wild bees in Poland and an attempt at estimation of their changes. In: *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe* (Ed. by J. Banaszak), pp. 11-25. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Banaszak, J. 1996. Ecological bases of conservation of wild bees. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 55-62. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic Press.
- Banaszak, J. & Romasenko, L. 1998. *Megachilidbees of Europe*. pp. 1-239. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Bascompte, J. & Sole, R.V. 1996. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology* **65**, 465-473.
- Bender, D.J., Contreras, T.A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**, 517-533.
- Berglind, S.-Å. & Bengtsson, J. 2001. Biologisk mångfald på Brattförshedens flygfält – skyddsbehov och riktlinjer för restaurering och skötsel. pp. 1-35. Länsstyrelsen i Värmlands län, Miljöenheten, Rapport (planerad att tryckas).
- Bowers, M.A. 1985. Bumble bee colonization, extinction and reproduction in subalpine meadows in Northeastern Utah. *Ecology* **66**, 914-927.
- Buchmann, S.L. 1996. Competition between honey bees and native bees in the Sonoran Desert and the global bee conservation issues. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 125-142. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic Press.
- Buchmann, S.L. & Nabhan, G.P. 1996. *The forgotten pollinators*. Island Press, Washington D.C.
- Burkey, T.V. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* **66**, 139-143.
- Calabuig, I. 2000. Assessment of the foraging and nesting conditions for solitary bees and bumblebees, and their distribution in a Danish agricultural landscape. In: *Solitary Bees and Bumblebees in a Danish Agricultural Landscape* Ph. D. thesis Univ. Copenhagen.
- Cane, J.H. 1994. Nesting biology and mating behavior of the Southeastern blueberry bee, *Habropoda laboriosa* (Hymenoptera, Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* **67**, 236-241.

- Cane, J.H., Schiffhauer, D. & Kervin, L.J. 1996. Pollination, foraging, and nesting ecology of the leaf cutting bee *Megachile (Delomegachile) addenda* (Hymenoptera: Megachilidae) on cranberry beds. *Annals of the Entomological Society of America* **89**, 361-367.
- Cederberg, B. 1983. The role of trail pheromones in host selection by *Psithyrus rupestris* (Hym., Apidae). *Ann. Ent. Fenn.* **49**, 11-16.
- Cederberg, B. 1999. Vilda bin. *K. Skogs- o. Lantbr. akad. Tidskr* **138**, 63-68.
- Cederberg, B. & Nilsson, L.A. 2000. Sandbiet *Andrena flavipes* i Sverige (Hym: Andrenidae). *Ent. Tidskr.* **121**, 193-197.
- Cederberg, B. & Nilsson, L.A. 2002. *Mångfald av vildbin (Hymenoptera, Apoidea) vid Tunåsen och Uppsala högar, Uppsala kommun*. Inventeringsrapport, Uppsala kommun. 1-18 pp.
- Cederberg, B., Svensson, B.G., Bergström, G., Appलगren, M. & Groth, I. 1984. Male marking pheromones in North European cuckoo bumble bee, *Psithyrus* (Hymenoptera, Apidae). *Nova Acta Reg. Soc. Scient. Upsaliensis, Serie V:C*, **3**, 161-166.
- Collinge, S.K. 1998. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning* **42**, 157-168.
- Comba, L. 1999. Patch use by bumblebees (Hymenoptera Apidae): temperature, wind, flower density and traplining. *Ethology Ecology & Evolution* **11**, 243-264.
- 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.
- Corbet, S.A. 1997. Role of pollinators in species preservation, conservation, ecosystem stability and genetic diversity. *Proc. Int'l Symp on Pollination* 219-229.
- Corbet, S.A., Williams, I.H. & Osborne, J.L. 1991. Bees and the pollination of crops and flowers in the European community. *Bee World* **72**, 47-59.
- Courtney, S.P. & Courtney, S. 1982. The 'edge-effect' in butterfly oviposition: causality in *Anthocharis cardamines* and related species. *Ecological Entomology* **7**, 131-137.
- Davies, K.F., Margules, C.R. & Lawrence, J.E. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* **81**, 1450-1461.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* **14**, 342-355.
- Denys, C. & Tschardtke, T. 2002. Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* **130**, 315-324.
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E. & Davis, A.J. 1996. Insects in fragmented forests: A functional approach. *Trends in Ecology & Evolution* **11**, 255-260.
- Edenhamn, P., Ekendahl, A., Lönn, M. & Pamilo, P. 1999. *Spridningsförmåga hos svenska växter och djur*. 1 edn. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Edwards, M. 1996. Optimizing habitats for bees in the United Kingdom – a review of recent conservation action. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 35-41. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic press.
- Ehnström, B. & Axelsson, R. 2002. *Insektsnag i bark och ved*. pp. 1-512. ArtDatabanken. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- 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. Hochsch.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* **61**, 603-610.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modeling* **105**, 273-292.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* **100**, 65-74.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* **100**, 125-136.
- Fries I. & Pettersson M. W. 1997. Om inte pollinatörerna gör det. *Svenska Frötidning* **5**: 20-22.

- 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. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* **71**, 757-764.
- 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.
- 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.
- Groom, M.J. 1998. Allee effects limit population viability of an annual plant. *American Naturalist* **151**, 487-496.
- Gärdenfors, U. The 2000 red list of Swedish species. 2000. Uppsala, ArtDatabanken.
- Haddad, N.M., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M. & Knops, J.M.H. 2001. Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: A field experiment. *American Naturalist* **158**, 17-35.
- 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. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **9**, 131-135.
- Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. San Diego: Academic Press.
- Hanski, I.A. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* **404**, 755-758.
- Hanski, I.A., Pakkala, T., Kuussaari, M. & Lei, G.C. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* **72**, 21-28.
- Harrison, S., Rice, K. & Maron, J. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* **100**, 45-53.
- Heinrich, B. 1974. Thermoregulation in bumblebees. I. Brood incubation by *Bombus vosnesenskii* queens. *J. comp. Physiol.* **88**, 129-140.
- Holt, R.D., Lawton, J.H., Polis, G.A. & Martinez, N.D. 1999. Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* **80**, 1495-1504.
- Huryn, V.M.B. 1997. Ecological impacts of introduced honey bees. *Quarterly Review of Biology* **72**, 275-297.
- Jennersten, O. & Nilsson, S.G. 1993. Insect flower visitation frequency and seed production in relation to patch size of *Viscaria vulgaris* (Caryophyllaceae). *Oikos* **68**, 283-292.
- Kareiva, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator prey interactions. *Nature* **326**, 388-390.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N.M. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**, 83-112.
- Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* **70**, 1715-1725.
- Klemm, M. 1996. Man-made bee habitats in the anthropogenous landscape of central Europe – substitutes for threatened or destroyed riverine habitats? In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A.Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 17-34. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic Press.
- Kruess, A. & Tschardtke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* **264**, 1581-1584.
- Kruess, A. & Tschardtke, T. 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia* **122**, 129-137.
- Kullenberg, B., Bergström, G., Bringer, B., Carlberg, B., Cederberg, B. 1973. Observations on scent marking by *Bombus Latr.* and *Psithyrus* Lep. Males (Hym., Apidae) and localization of site of production of the secretion. *ZOON supplement* **1**, 23-30.
- Käpylä, M. 1978. Foraging distance of small solitary bee, *Chelostoma maxillosum* (Hym, Megachilidae). *Annales Entomologici Fennici* **44**, 63-64.

- Launer, A.E. & Murphy, D.D. 1994. Umbrella species and the conservation of habitat fragments – a case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. *Biological Conservation* **69**, 145-153.
- Lei, G.C. & Hanski, I.A. 1997. Metapopulation structure of *Cotesia melitaeorum*, a specialist parasitoid of the butterfly *Melitaea cinxia*. *Oikos* **78**, 91-100.
- Lennartsson, T. 2001. Skötsel av naturliga fodermarker – viktiga kunskapsluckor och forskningsuppgifter. *CBMs skriftserie* **4**:23-31
- Lennartsson, T. 2002. Extinction thresholds and disrupted plant–pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* **83**, 3060-3072.
- Linkowski, W.I. & Lennartsson, T. 2002. *Fragmentering och biologisk mångfald – en kunskapssammanställning*, pp. 1-27. Inst. naturvårdsbiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Jordbruksverket.
- Ljungberg, H. 2002. Våra rödlistade jordlöparens habitatkrav. *Entomologisk Tidskrift*. **123**, 167-185.
- Løken, A. 1973. Studies on Scandinavian bumble bees (Hymenoptera, Apidae). *Norsk entomologisk* **20**, 1-218.
- MacArthur, R.H. & Wilson, O.E. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Maron, J.L. & Harrison, S. 1997. Spatial pattern formation in an insect host–parasitoid system. *Science* **278**, 1619-1621.
- Maron, J.L., Harrison, S. & Greaves, M. 2001. Origin of an insect outbreak: escape in space or time from natural enemies? *Oecologia* **126**, 595-602.
- Masierowska, M. 1995. Some ornamental shrubs as food source for pollinating insects. In: *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe* (Ed. by J. Banaszak), pp. 189-200. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Maudsley, M.J. 2000. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* **60**, 65-76.
- Michener, C.D. 1974. *The social behavior of the bees. A comparative study*. Harvard University press. Cambridge, MA.
- Mjelde, A. 1983. The foraging strategy of *Bombus consobrinus* (Hymenoptera, Apidae). *Acta Entomol. Fennica* **42**, 51-56
- Morris, M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* **95** (2), 129-142.
- Müller, A., Krebs, A. & Amiet, F. 1997. *Bienen: Mitteleuropäische Gattungen, Lebensweise, Beobachtung*. München: Naturbuch Verlag.
- Münster-Swendsen, M. 1968. On the biology of the solitary bee *Panurgus banksianus* Kirby (Hymenoptera, Apidae), including some ecological aspects. *Arskrift Kongelige Veterinær Og Landbohøjskole* **51**, 215-241.
- Nilsson, L.A.: 2003. *Prerevisional checklist and synonymy of the bees of Sweden* (Hymenoptera: Apoidea). pp. 1-114 pp. ArtDatabanken. Uppsala.
- Nilsson, L.A. & Cederberg, B. 2001. *Nomada fucata*, ett för Sverige nytt gökbi (Hymenoptera: Anthophoridae). *Ent. Tidskr.* **123** (1-2), 19-22.
- Olsson, V. 1995. The red-backed shrike *Lanius collurio* in Southeastern Sweden: Habitat and territory. *Ornis Svecica*. **15**. 31-41.
- 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.
- Pagel, M. & Payne, R.J.H. 1996. How migration affects estimation of the extinction threshold. *Oikos* **76**, 323-329.
- Pamilo, P., Gertsch, P., Thoren, P. & Seppa, P. 1997. Molecular population genetics of social insects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**, 1-25.
- Paxton, R.J., Thoren, P.A., Tengö, J., Estoup, A. & Pamilo, P. 1996. Mating structure and nestmate relatedness in a communal bee, *Andrena jacobii* (Hymenoptera, Andrenidae), using microsatellites. *Molecular Ecology* **5**, 511-519.
- Pekkarinen, A. 1997. Oligolectic bee species in Northern Europe (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologica Fennica* **8**, 205-214.
- Pekkarinen, A., Pitkänen, M. & Söderman, G. 2001. Insect pollinators. In: *Biodiversity of Agricultural Landscapes in Finland* (Ed. by M. Pitkänen & J. Tiainen), pp. 69-80. Birdlife Finland Conservation Series 3, Helsinki.

- Pesenko, Y.A. 1995. Synopsis of the bee fauna (Hymenoptera: Apoidea) of Russia and the neighbouring countries, with a list of oligolectic species. In: *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe* (Ed. by J. Banaszak), pp. 45-52. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- 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*. Rapport Jordbruksverket.
- Pimm, S.L. 1991. *The Balance of Nature?: Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. 1 edn. Chicago, USA: The University of Chicago Press.
- Potts, S.G. & Willmer, P. 1997. Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology* **22**, 319-328.
- Potts, S.G. & Willmer, P. 1998. Compact housing in built-up areas: spatial patterning of nests in aggregations of a ground-nesting bee. *Ecological Entomology* **23**, 427-432.
- Prys-Jones, O.E. & Corbet, S.A. 1991. *Bumblebees*. Richmond Publ. Co. Ltd. Slough, England.
- Radenchenko, V.G. & Pesenko, Y.A. 1994. *Biology of bees*. pp. 1-350. Russian Academy of Sciences, St Petersburg.
- Rathcke, B.J. & Jules, E.S. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science* **65**, 273-277.
- Ray, C. 2001. Maintaining genetic diversity despite local extinctions: effects of population scale. *Biological Conservation* **100**, 3-14.
- Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia* **93**, 25-30.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* **392**, 491-494.
- Saure, C. 1996. Urban habitats for bees: the example of the city of Berlin. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 47-53. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 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., Munzenberg, U. & Tschardtke, T. 2001. Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, -Biological Sciences* **268**, 1685-1690.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 1997. Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* **109**, 294-302.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* **121**, 432-440.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 2000a. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* **3**, 449-456.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 2000b. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia* **122**, 288-296.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation* **104**, 275-284.
- Sugden, E.A. 1996. Towards an ecological perspective of beekeeping. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 153-162. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic Press.
- Sugden, E.A., Thorp, R.W. & Buchmann, S.L. 1996. Honey bee native bee competition: Focal point for environmental change and apicultural response in Australia. *Bee World* **77**, 26-44.
- Summerville, K.S. & Crist, T.O. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* **82**, 1360-1370.
- Svensson, B. G. 1979. Patrolling behaviour of bumble bee males in a subalpine/alpine area, Swedish Lapland. *Zoon* **7**, 67-94.

- Svensson, B. 2002a. Do bumblebees (Hymenoptera: Apidae) use the same plant species, regardless of species or caste? In: *Foraging and Nesting Ecology of Bumblebees (Bombus Spp.) in Agricultural Landscapes in Sweden* Ph.D. thesis; Swedish University of Agricultural Sciences.
- Svensson, B. 2002b. Foraging preferences of bumblebees (Hymenoptera: Apidae) in a diverse agricultural landscape. In: *Foraging and Nesting Ecology of Bumblebees (Bombus Spp.) in Agricultural Landscapes in Sweden* Ph.D. thesis; Swedish University of Agricultural Sciences.
- Svensson, B. 2002c. The willow, *Salix caprea* L. – a key stone plant species for bumblebees (*Bombus* spp.). In: *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.
- Sörensson, M. 2000. *Andrena chrysoceles* (Kirby) – ett nytt sandbi för Sverige. (Hymenoptera: Andrenidae). *Ent. Tidskr.* **121**, 53-57.
- Thomas, C.D. 2000. Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* **267**, 139-145.
- Thomas, C.D. & Harrison, S. 1992. Spatial dynamics of a patchily distributed butterfly species. *Journal of Animal Ecology* **61**, 437-446.
- Thor, G. & Arvidsson, L. 1999. Rödlistade lavar i Sverige – artfakta. pp. 1-528. ArtDatabanken. Sveriges lantbruksuniversitet
- Thorp, R.W. 1996. Resource overlap among native and introduced bees in California. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 143-151. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic press.
- Tscharntke, T. 1992. Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population-size, habitat suitability, and local extinction of moths, flies, aphids and birds. *Conservation Biology* **6**, 530-536.
- 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.
- Wagner, T. 1993. Seasonal change in diet and composition of the red-backed shrike (*Lanius collurio*). *J. für Ornithologie.* **134**, 1-11.
- 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.
- Weislo, W.T. & Cane, J.H. 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored foods by natural enemies. *Annual Review of Entomology* **41**, 257-286.
- 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.
- Wesserling, J. 1996. *Habitatwahl Und Ausbreitungsverhalten Von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) in Sandgebieten Unterschiedlicher Sukzessionsstadien*. Ph.D. thesis; University of Karlsruhe.
- Wesserling, 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.
- Wesserling, 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 Bad. – Württ.* pp. 1-24. Karlsruhe. (3:e upplagan 1989).
- Westrich, P. 1990. *Die Bienen Baden-Württembergs*. Stuttgart: Ulmer.
- Westrich, P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: *The Conservation of Bees* (Ed. by A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 1-16. San Diego, CA, Linnean Society Symposium Series 18 Academic press.
- With, K.A. & Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* **76**, 2446-2459.

- With, K.A. & King, A.W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* **13**, 314-326.
- 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.
- Wolf, A. 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. *Biological Conservation* **100**, 35-44.
- Wójtowski, F., Wilkaniec, Z. & Szymas, B. 1995. Increasing the total number of *Osmia rufa* (L.) (*Megachilidae*) in selected biotopes by controlled introduction method. In: *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe* (Ed. by J. Banaszak), pp. 177-180. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Zabel, J. & Tschardtke, T. 1998. Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia* **116**, 419-425.
- Ågren, J. 1996. Population size, pollinator limitation, and seed set in the self-incompatible herb *Lythrum salicaria*. *Ecology* **77**, 1779-1790.
- Økland, B. 1996. Unlogged forests: Important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea). *Biological Conservation* **76**, 297-310.