

Humlor (*Bombus*) på ekologiska och konventionella gårdar

- odlingssystemets och landskapets betydelse för en ekologisk nyckelresurs

Jens O. Risberg



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

Uppsala 2004

Denna rapport är också utgiven som ett examensarbete i serien:

Examensarbeten/Seminarieuppsatser - 69

Institutionen för ekologi och växtproduktionslära, SLU
Uppsala 2004

ISSN 1404-0409

Undersökningen har genomfört under ledning av: B. Cederberg, L. A. Nilsson & J. Bengtsson

Arbetet har delfinansierats av Jordbruksverket inom projektet: *Svenska vildbiprojektet – restaurering av en ekologisk nyckelresurs*

Sammanfattning

Humlor (*Bombus*) på ekologiska och konventionella gårdar

– odlingsystemets och landskapets betydelse för en ekologisk nyckelresurs

Det svenska jordbrukslandskapet har under de senaste 50 åren förändrats på ett sätt som påverkat diversiteten i jordbruksekosystemen negativt. Eftersom många arter bidrar till viktiga ekosystemtjänster, har en minskande biologisk mångfald gett anledning till oro. Ekologisk odling, som tar större hänsyn till natur och miljö, kan vara ett alternativ till konventionellt jordbruk.

Många grödor inom jordbruket och trädgårdsnäringen är helt eller delvis beroende av pollinering. Därför är det allvarligt att flera pollinerande insekter är på tillbakagång. Av de svenska vilda pollinatörerna utför humlor (*Bombus* spp.) den största andelen av pollineringen. I detta arbete har därför artantal och täthet av humlor på ekologiska och konventionella studerats.

För att jämföra ekologisk och konventionell odling har fem gårdspår bestående av en ekologisk och en konventionell gård inventerats. För varje gård har ett index räknats ut som visar hur mosaikartat landskapet är, dels på en stor skala (5×5 km), dels på en liten skala (400×400 m). Studien utfördes under sommaren 2002 i Uppsalatrakten. Gemensam odlad blomresurs för gårdarna var fodervallar med klöver vilka blev studieobjekt tillsammans med ett område med naturlig vegetation nära varje vall. Humlor inventerades genom linjetaxering.

De ekologiskt odlade gårdarna hade signifikant individrikare humlepopulationer än de konventionellt odlade. Främsta orsaken var inslaget av vitklöver i vallar på ekologiska gårdar. Vitklöver blommar under längre period än rödklöver. Detta antyder att en god kontinuitet av blommor under hela sommaren krävs för att humlepopulationerna skall bli starka. Antalet humlearter skiljde inte mellan odlingsystemen men ökade med ökad mosaikgrad på den större skalan. Som helhet var artdiversiteten i det uppländska jordbrukslandskapet god och alla arter som förväntades förekomma observerades. Tre rödlistade arter observerades: Vallhumla (*B. subterraneus*), klöverhumla (*B. distinguendus*) med endast två observationer och mosshumlan (*B. muscorum*). Mosshumlan noterades i Uppland för första gången på 50 år. Vallhumlans hör dock till de mer frekventa arterna i denna studie.

Ärtväxter, med rödklöver och vitklöver i topp, besöktes i störst omfattning i mer naturlig vegetation. Detta visar att klövervallarna verkligen är en bra födoresurs för humlor. Åkerböna besöktes i störst omfattning av humlearter med lång tunga till vilka de rödlistade arterna klöverhumla och vallhumla hör.

Några åtgärder som klart gynnar humlorna, och därmed stärker den viktiga ekosystemtjänsten pollinering, rekommenderas: 1) Öka andelen klövervall i växtföljden. 2) Så in vitklöver i vallen för att få tidigare och förlängd blomningssäsong. 3) Skapa förutsättningar för blomrikare kanthabitat för att öka mångfalden av blomresurser. 4) Spara en mindre del av vallen vid skörd som får gå i blom. 5) Odlå åkerböna istället för ärt som foder så gynnas särskilt långtungade humlearter.

Ämnesord: Humlor, *Bombus*, ekologisk odling, landskapsekologi, biologisk mångfald, diversitet, abundans, ekosystemtjänster, odlingsystem, vallodling, klöver, *Trifolium*, rödklöver, *Trifolium pratense*, vitklöver, *Trifolium repens*

Kontaktperson: Jens O. Risberg, e-post: jens.risberg@telia.com

Abstract

Bumblebees (*Bombus*) on organic and conventional farms – the effect of farming practice and landscape on keystone pollinators

During the last 50 years the agricultural landscape in Sweden has undergone large changes with negative consequences for diversity. Reports of biodiversity losses have caused great concern as many species contribute to important ecosystem services. One alternative to conventional farming practices that has been proposed is organic farming.

Many crops are largely dependent on insect pollination. Therefore reports of declines of many insect pollinators are worrying. In Sweden, bumblebees (*Bombus* spp.) are the most important of the wild pollinators. Hence, this study concerns species richness and abundance of bumblebees on organic and conventional farms.

Five organic and five conventional farms were paired in order to compare the two farming systems. Landscape heterogeneity was calculated for each farm, both on a large scale (5×5 km) and on a small scale (400×400 m). The study was performed during the summer of 2002 in the province of Uppland, central Sweden. Leys with clover (*Trifolium* sp.) were the floral resource growing on all the farms. Hence, leys together with a neighboring area with natural floral resource were chosen as study objects. Bumblebees were surveyed through bee walk transects.

The abundance of bumblebees was significantly larger on organic farms, mainly because of the abundance of white clover (*T. repens*) in organically managed leys. The flowering period of white clover lasts longer than that of red clover (*T. pratense*). These findings suggest that to get strong populations of bumblebees continuous flower resources during the entire summer are important. There were no differences in species richness between the farming systems but the number of species increased with increasing large-scale landscape heterogeneity. All species occurring in the agricultural landscape of Uppland were observed in this study including three species on the Swedish red list, *B. subterraneus*, two individuals of *B. distinguendus* and *B. muscorum*, which was the first observation in Uppland since the 1950s, while *B. subterraneus* is among the more frequent species in this study.

Most of the flower visits in the natural foraging resources were to leguminous flowers, especially red and white clover. This shows that leys with clover are good foraging resources for bumblebees. Long-tongued bumblebee species such as the threatened *B. subterraneus* and *B. distinguendus* paid more visits to broad bean (*Vicia faba*).

Actions that are recommended as beneficial for bumblebees, and hence pollination as an ecosystem service, include: 1) Increase the amount of ley with clover in the crop rotation. 2) Include white clover in the leys, which will result in earlier and longer flowering period. 3) Increase the diversity of flower resources through flower-rich field margins. 4) When harvesting the ley, leave smaller parts as flower resources for bumblebees. 5) Use broad bean as fodder instead of peas to favor especially long-tongued bumblebee species.

Keywords: Bumblebees, *Bombus*, organic farming, landscape ecology, biodiversity, diversity, abundance, ecosystem services, farming practice, ley, clover, *Trifolium*, red clover, *Trifolium pratense*, white clover, *Trifolium repens*

Corresponding author: Jens O. Risberg, e-mail: jens.risberg@telia.com

Innehållsförteckning

Sammanfattning	1
Abstract	2
Innehållsförteckning	3
1. Introduktion	4
2. Material och metoder	6
2.1. Inventering	6
2.1.1. Val av gårdar	6
2.1.2. Linjetranssekt	7
2.1.3. Födosökshabitat	8
2.1.4. Placeringen av transekterna	8
2.1.5. Inventeringsperioden	10
2.1.6. Datainsamling och bestämning	10
2.2. Beräkningar – Statistik	13
2.2.1. Heterogenitetsindex	13
2.2.2. Artantal, diversitet, rarefaction och abundans	13
2.2.3. Statistiska modeller	14
3. Resultat	15
3.1. Allmänt om resultaten	15
3.1.1. Vädret under inventeringsperioden	15
3.1.2. Inventeringsdata	16
3.2. Arter och abundans	16
3.2.1. Artförekomst	16
3.2.2. Diversitetsindex och rarefaction	21
3.2.3. Abundans över säsongen	22
3.3. Blombesök och blombförekomst	24
4. Diskussion	30
4.1. Artantal påverkas av landskapets mosaikgrad	30
4.2. Abundans påverkas av odlingsystemets landskapsstruktur	32
4.2.1. Skillnader i blomrikedom	33
4.2.2. Pesticidanvändning påverkar blomresurser	34
4.2.3. Kontinuitet av födoresurser stärker humlepopulationer	34
4.2.4. Vitklöver besöks ofta av humlorna	35
4.2.5. Betydelsen av blommande ”ogräs”	36
4.2.6. Blombesök på lusern, ärt och åkerböna	36
4.2.7. Blombesök i kanthabitat	37
4.3. Artförekomst och blombesök i Uppland	37
4.3.1. Vanligt förekommande arter	37
4.3.2. Snylthumlor	38
4.3.3. Ovanligt förekommande arter	38
4.3.4. Blombesök	39
4.4. Slutsatser och faunastödjande åtgärder	40
4.4.1. Ökad andel klövervall	41
4.4.2. Insådd av vitklöver	41
4.4.3. Blomrika kanthabitat	41
4.4.4. Spara vall vid skörd	42
4.4.5. Åkerböna som foder	42
Tack	43
Referenser	44
Internetreferenser	46
Datorprogram	47

1. Introduktion

Under de senaste 50 åren har jordbruket världen över genomgått en omfattande intensifiering med större åkrar, ökad pesticidanvändning och minskad variation av grödor. Detta har satt sina spår på jordbruksekosystemen och medfört att många växter och djur minskat eller försvunnit i jordbrukslandskapet (Benton *et al.*, 2003; Krebs *et al.*, 1999; Matson *et al.*, 1997). I Sverige visar jordbruksstatistik att förändringen av landskapet fram till 1990-talet resulterat i ett mer enformigt landskap då många småbiotoper har försvunnit (SCB, 2002). Att detta påverkar den biologiska mångfalden visar det faktum att en stor andel av de arter som är knutna till jordbruksmark också finns upptagna på den svenska rödlistan (Ahnström, 2002; Gärdenfors, 2000; Kvarnbäck *et al.*, 2003). En orsak till oron över att arter minskar och försvinner i jordbrukslandskapet är att många arter bidrar till ekosystemtjänster. Genom att framhäva dessa ekosystemtjänster kan bönderna bli motiverade att väga in även på den biologiska mångfalden i brukandet. Det blir en sporre till bevarande om man också kan se nyttan av den biologiska mångfalden. Ett sådant burkande skulle kunna beskrivas som mångfaldstollerant.

En diskussion har även pågått huruvida ekologiska gårdar gynnar biologisk mångfald mer än konventionella. Om detta är fallet skulle ekologiska gårdar därmed ha en större tillgång på ekosystemtjänster. Ahnström (2002) har gjort en sammanställning över hur det ekologiska lantbruket påverkar den biologiska mångfalden. I många fall gynnade ekologiskt lantbruk den biologiska mångfalden men i vissa fall fanns ingen skillnad mot den konventionella odlingen. Några exempel på nödvändiga ekosystemtjänster inom jordbruket är markfaunan som bidrar till näringscirkulationen, bakterier som bryter ner gifter, samt pollinering (Ahnström, 2002; Björklund *et al.*, 1999).

Denna studie berör ekosystemtjänsten pollination där artantal och täthet av humlor (*Bombus* sp.) i det uppländska jordbrukslandskapet studerats. Ett 20-tal av de grödor som odlas inom jordbruket och trädgårdsnäringen i Sverige kräver pollination eller ger ökad skörd efter pollination från humlor och bin (Björklund *et al.*, 1999). Det ekonomiska värdet av grödor som kräver pollination inom trädgårdsodlingen i Sverige uppskattades 1998 till 95 milj USD (Björklund *et al.*, 1999). Beräkningar visar också att genom en förbättrad pollinering skulle svensk fruktodlarnäring få ett tillskott på 13 milj SEK endast vid en mycket måttlig ökning på 10% av äppelskörden (Ericsson, 1999). Även bärödlingen, som i Sverige till övervägande del sker på friland, ger betydande skördeökningar när pollineringen varit god (Ericsson, 1999). Inom jordbruket är klöver (*Trifolium* spp.) i vallar samt oljeväxter (*Brassica* spp.) de ekonomiskt viktigaste insektpollinerade grödorna (Lundborg, 1999). I Sverige beräknades, för år 1996, det ekonomiska värdet av dessa grödor till 29 milj USD (Björklund *et al.*, 1999). Det är uppenbarligen av värde för en bonde att skapa goda förutsättningar för pollinatörer på gården.

Det finns behov av ökad kunskap om pollinatörer, särskilt då flera rapporter visar att många pollinatörsgrupper minskar eller är hotade, både i Sverige och i resten av världen (Allen-Wardell *et al.*, 1998; Björklund *et al.*, 1999; Cederberg, 1999; Cederberg & Nilsson, 2000; Croxton *et al.*, 2002; Elmqvist, 1999; Williams, 1986). Detta gäller såväl honungsbin som vilda pollinatörer. Då också biodlingen minskar ökar behovet av naturliga pollinatörer, vilket gör det än viktigare att uppmärksamma och bevara dessa grupper (Allen-Wardell *et al.*, 1998). I norra Europa är det, av de vilda pollinatörerna, humlor som utför den största andelen av pollineringen (Fridén, 1962; Fridén, 1967a; Fridén, 1967b; Williams, 1986). Jämfört med honungsbin är de dessutom effektivare (Cederberg, 1999; Teräs, 1976; Williams, 1986). Humlorna arbetar vid lägre temperaturer, besöker fler blommor under en födosökstur samt är bättre än honungsbin på att pollinera blommor med djup blompip, t ex ärtväxter, då de har längre tunga än honungsbin (Cederberg, 1999; Fridén, 1962; Teräs, 1976; Williams, 1986). Hoten mot humlorna i jordbrukslandskapet är brist på boplatser (Kells & Goulson, 2003; Stark, 1999; Svensson *et al.*, 2000), brist på kontinuitet av blommor (Bäckman & Tiainen, 2002; Cederberg, 1999; Cederberg & Nilsson, 2000; Croxton *et al.*, 2002; Dramstad & Fry, 1995; Mänd *et al.*, 2002) samt pesticider (Allen-Wardell *et al.*, 1998; Stark, 1999; Williams, 1986). Bristen på boplatser och blomresurser beror till stort på avlägsnandet av småbiotoper som diken och åkerholmar. Dessa kan antas erbjuda de bästa bo- och födosökmöjligheterna i jordbrukslandskapet eftersom diken och åkerholmar inte störs i samma omfattning som det omgivande åkerlandskapet. De erbjuder därför en bättre kontinuitet. Hotet från pesticiderna är dels en direkt giftverkan men herbicider påverkar även blomresurserna i och med att blommande ogräs bekämpas (Ahnström, 2002; Allen-Wardell *et al.*, 1998; Kvarnäck *et al.*, 2003).

I denna studie har vikten lagts på blomresurserna i jordbrukslandskapet samt till viss del på pesticidanvändningen då undersökningen utförts på gårdspår där den ena gården är ekologiskt odlad och den andra konventionellt odlad. Uppdelningen på ekologiska och konventionella gårdar ger också möjlighet att studera andra skillnader mellan odlingsystemen än just pesticider. Kremen *et al.* (2002) har undersökt vildbipopulationer, både humlor och solitärbin, samt deras förmåga att utföra pollinationstjänster på ekologiska och konventionella gårdar. Där kunde de visa att endast på ekologiska gårdar med närhet till opåverkade områden kunde pollinationsbehovet täckas av vildbipopulationen utan stöd av honungsbin.

I den här studien visas att humlepopulationerna påverkas av de olika odlingsystemen. Graden av pollinationstjänsten undersöks inte men däremot visar resultaten skillnader i förutsättningarna för pollinationstjänster mellan de olika odlingsmetoderna. Ytterligare kan några råd ges om hur humlorna kan gynnas i jordbrukslandskapet, råd som också kan ge positiva effekter för andra pollinatörsgrupper. Denna studie visar vilka arter som förekommer i det uppländska jordbrukslandskapet, i vilka frekvenser arterna förekommer och vilka blommor som besöks. Studien visar även att det inte skiljer nämnvärt i artdiversitet mellan ekologiska och konventionella gårdar.

2. Material och metoder

2.1. Inventering

2.1.1. Val av gårdar

Inför studien valdes 11 gårdar i Uppsala län ut (Tabell 1 och Fig. 1). Åtta av dem (Tabell 1) har tidigare ingått i andra studier där man undersökt effekter av odlingsystem, landskapets effekter samt olika biotopers effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Weibull *et al.*, 2000; Weibull, 2002a; Weibull, 2002b; Östman *et al.*, 2001a; Östman *et al.*, 2001b). Gårdarna valdes ut 1996, och då på ett sådant sätt att de bildade par, med en ekologisk och en konventionell gård som har liknande markanvändning och ligger tämligen nära varandra. För mer detaljer angående urvalsprocessen hänvisas till Weibull *et al.* (2000).

Variationen av landskap och biotoper inom paren minimerades för att låta odlingsmetoden, ekologisk eller konventionell, vara den avgörande faktorn som utgör eventuella skillnader. Mellan paren var det däremot skillnad och urvals-



Figur 1 Karta över området där inventeringarna utfördes under sommaren 2002. Gårdarna (n=11) som inventerats är markerade med svarta punkter.

Tabell 1 Data för de gårdar (n=11) som ingick i studien. Tabellen vilka gårdar som parats med varandra, gårdsnamnet, förkortningen som används i andra tabeller och figurer, om gården har ekologiskt eller konventionellt odlingsystem, mått på den storskaliga och småskaliga heterogeniteten, det är då de ekologiska gårdarna ställde om samt om gården ingått i tidigare studier

Par	Gård	Förkortn.	Eko/Konv	Landskapsheterogenitet		Ekologisk sen	Ingått i tidigare studier*
				Storskalig	Småskalig		
0	Skörkulla	Skör	K	0,80	0,32		Nej
1	Sällinge	Säl	K	1,04	0,57		Nej
1	Ekhaga	Ek	E	0,95	0,51	1988	Nej
2	Risberga	Ris	K	0,98	0,42		Ja
2	Åsbergby	Åsb	E	1,10	0,84	1992	Ja
3	Lena Husby	Hus	(K)	1,21	0,83	Ställer om	Ja
3	Hånsta	Hån	E	1,09	0,36	1987	Ja
4	Filke	Fil	K	1,01	0,75		Ja
4	Finnsta	Fin	E	0,99	0,70	1993	Ja
5	Saringe	Sar	K	0,93	1,03		Ja
5	Ora	Ora	E	0,98	0,93	1993	Ja

*(Weibull *et al.*, 2000; Weibull, 2002a; Weibull; 2002b; Östman *et al.*, 2001a; Östman *et al.*, 2001b)

processen var sådan att de olika paren skulle täcka en gradient från landskap med låg heterogenitet, det vill säga gårdar i intensiv jordbruksbygd med få småhabitat (åkerholmar etc.), till landskap med hög heterogenitet där gårdarna ligger i anslutning till skogsområden och har många småhabitat (Weibull *et al.*, 2000). Dock fanns det en brist i att det saknades representanter för de mest enhanda jordbrukslandskapen där större delen av jordbruksmarken upptas av stråsådsodling och avståndet till större skogsområden är stort. Därför inkluderades ytterligare tre gårdar i studien (Tabell 1) vilka motsvarade denna ytterlighet. Efter att ha jämfört med hur de andra gårdarna i studien valts och parats, konstaterades att två av dessa gårdar kunde betraktas som ett par. Den sista gården (Skörkulla) är en konventionell gård som inkluderades då den har lägst landskapsheterogenitet. Någon ekologisk gård med lika låg heterogenitet kunde inte hittas för att bilda ett par.

Vad gäller paret Hånsta - Lena Husby (Tabell 1) visade det sig att Lena Husby håller på att ställas om till ekologisk odling varför skillnaderna för detta par är mindre uttalade. Lena Husby har därför inte räknats in i de konventionella gårdarna när sammanställningar av resultaten har gjorts. Gården har heller inte förts till de ekologiska gårdarna då den inte drivs helt ekologiskt.

2.1.2. Linjetransekter

Humlorna inventerades efter linjetransekter enligt en metod som beskrivs av Banaszak (1980, citerad i Teräs 1983), Teräs (1983) samt av Prys-Jones & Corbet (1991). Metoden modifierades något efter studiens förutsättningar. Under inventeringen gick inventeraren långsamt utefter transekten och noterade alla humlor som observerades framför och på sidorna av inventeraren. Avståndet på varje sida om inventeraren, inom vilket humlorna noterades, varierade mellan 1-3 m beroende på förutsättningarna vid varje inventeringstillfälle. Var det mycket humlor och/eller hög vegetation minskades bredden. Bredden av den inventerade

transekten var dock konstant under varje inventeringstillfälle. Teräs (1983) nämner att man genom denna metod inte får tillräcklig information för att göra en noggrann uppskattning av humlepopulationen, för detta krävs märkning och återfångst. Dock är metoden relevant då den inte är lika arbetsintensiv samt att den har använts i många andra studier där humlor inventerats (Bäckman & Tiainen, 2002, Croxton *et al.*, 2002; Dramstad & Fry, 1995; Kells & Goulson, 2003; Meek *et al.*, 2002; Mänd *et al.*, 2002; Saville *et al.*, 1997; Svensson *et al.*, 2000; Svensson, 2002; Teräs, 1983; Walter-Hellwig & Frankl, 2000) varför resultaten går att jämföra med dessa data.

2.1.3. Födosökshabitat

De olika födosökshabitat som inventerades kan indelas i odlade blomresurser och naturliga blomresurser. Alla de inventerade gårdarna var djurgårdar vilket bidrog till att de odlade blomresurserna främst utgjordes av grovfodervallar med varierande inslag av



Foto: Jens Risberg

Figur 2 Exempel på ett kanthabitat i form av ett skogsbryn. rödklöver (*Trifolium pratense*), vitklöver (*T. repens*) samt i enstaka fall kärringtand (*Lotus corniculatus*) och lusern (*Medicago falcata* × *sativa*). Enstaka fält med ärtor (*Pisum sativum*) (n=5) eller bönor (*Vicia faba*) (n=2) ingick också i de odlade blomresurserna. Detta täcker i stort in de grödor som odlades på gårdarna vilka humlor kan tänkas besöka i större omfattning. De naturliga blomresurserna utgjordes av områden med mer naturlig vegetation i närheten av varje inventerad vall. Dessa har kallats kanthabitat (Fig. 2, 3 & 4). På varje gård valdes, om möjligt, två vallar som var lämpliga för inventering. Valmöjligheten på ekologiska gårdar var oftast större då dessa hade större andel vall än de konventionella gårdarna. Detta är ett mönster som är karaktäristiskt för ekologiska gårdar och är en av de tydliga förändringarna när en gård ställer om till ekologisk odling (Kvarnbäck *et al.*, 2003). I två fall, Lena Husby och Risberga (Fig. 1 och Tabell 1), inventerades bara en vall per gård. Dock tillkom på Risberga och Filke (Fig. 1 och Tabell 1) en vall på vardera gården som till större delen var omgiven av skog. Detta gjordes för att studera om några av de mer skogsbundna humlearterna fanns i dessa habitat. Kravet på de naturliga habitaterna (kanthabitat) var att de skulle ligga i anslutning till eller i närheten av vallen så att de kunde sägas vara vallens kantzon.

2.1.4. Placeringen av transekterna

För vallarna och fälten med ärtor respektive bönor placerades transekterna så att de i möjligaste mån utgick från den kant av fältet som var närmast obrukade habitat i form av en skogskant, kantzon eller åkerholme. Detta för att täcka in en eventuell gradient och undersöka om avståndet från ett ostört habitat påverkar antalet humlor i vallen. Transekterna sträckte sig över hela fältet.



Foto: Jens Risberg

Figur 3 Exempel på ett kanthabitat i form av en dikeskant.



Foto: Jens Risberg

Figur 4 Exempel på ett kanthabitat i form av en åkerholme.

Kanthabitaten där transekter placerades skiljde sig något mellan gårdarna men inom gårdsparen valdes liknande habitat. Avgörande var de habitat som fanns i anslutning till vallen. De olika habitaterna sträckte sig från skogsbryn (Fig. 2) via vägkanter (Fig. 3) till åkerholmar (Fig. 4) som i vissa fall även betades.

Alla transekterna matades in som rutter i en GPS (GARMIN® eTrex® Venture personal navigator™) för att öka säkerheten för att transekterna inventerades på samma ställe varje gång. Start och slutpunkt lagrades i GPS:en, samt punkter där transekten ändrade riktning. Dessa användes för att skapa rutter. Detta underlättade inventeringsarbetet avsevärt då det var svårt att hitta lämpliga riktmärken framförallt i de större fälten.

2.1.5. Inventeringsperioden

Transekterna inventerades mellan den 10 juni och den 21 augusti 2002. Under v. 31 (29 juli-4 aug) gjordes ett uppehåll i inventeringen. I de flesta fall besöktes gårdarna en gång per vecka. Dock gjordes några förskjutningar under veckor med mycket regn och dåliga förhållanden. Totalt besöktes varje gård tio gånger men vissa transekter inventerades färre gånger då de plöjdes upp och därmed utgick. Fälten med ärtor och bönor inventerades under blomningen och då i mån av tid. Inventeringar utfördes inte dagar med ihållande regn, när vinden var stark eller när temperaturen var under 14°C. Vid små, lokala regnskurar undveks inventering 1/2-1h efter skuren.

Inventeringarna utfördes mellan kl. 9 på morgonen och kl. 18 på kvällen. Vid enstaka tillfällen under juli startades inventeringarna tidigare eller höll på längre men då endast när temperaturen var över 20°C och vädret var utmärkt. Ingen inventering skedde tidigare än kl. 8 på morgonen eller senare än kl. 20 på kvällen.

2.1.6. Datainsamling och bestämning

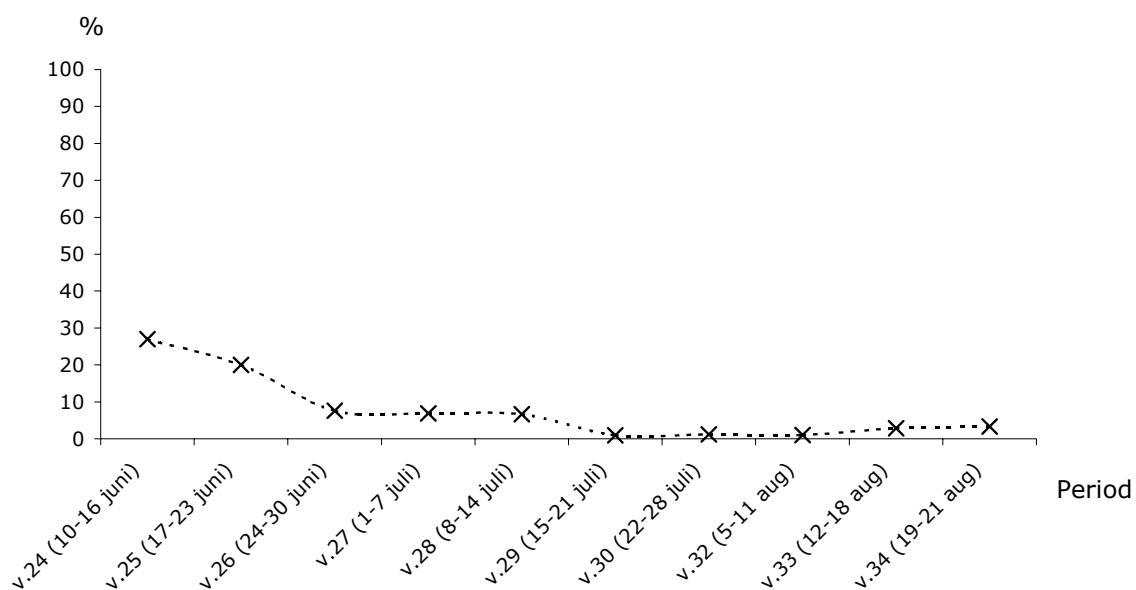
Under inventeringen av transekten noterades alla humlor som observerades visuellt. För varje individ noterades art, kast och kön (drottning, arbetare, hane), aktivitet samt koordinater i rikets nät (RT90). Om humlan enbart sågs förbiflygande noterades detta som en ospecificerad individ. De blommor som besöktes noterades till art samt, i de fall detta var möjligt, om humlan hämtade pollen eller nektar. En del individer av jordhumlorna (*B. lucorum* och *B. terrestris*) har lärt sig att tjuva nektar från blommor med djup blompip genom att bita hål vid basen av blompipen och därigenom komma åt nektar (Dramstad & Fry, 1995; Fridén *et al.*, 1962; Fridén, 1967b; Teräs, 1976). Detta beteende noterades också. Koordinaterna bestämdes okorrigerat med en handburen GPS. Från och med den 26 juni noterades även de solitärbin som påträffades. I övrigt noterades för varje transekt den aktuella temperaturen, tiden då transekten började inventeras samt väderförhållandena.

För varje transekt antecknades de växter som blommade och som skulle kunna besökas av humlor. Täckningsgraden av blomställningar (inflorescenser) för varje art i förhållande till den totala täckningen av blomställningar på transekten bedömdes på en skala med fem täckningsklasser där 1=0,5%, 2=1%, 3=5%,

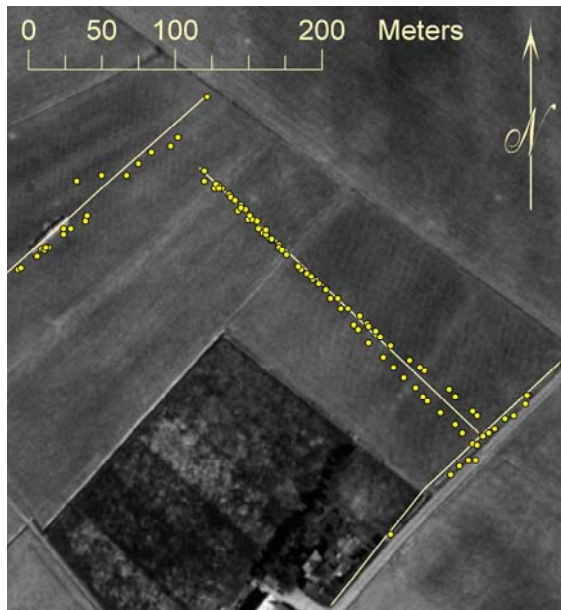
4=25% och 5=50% täckning. Denna metod har tidigare använts i en finsk studie där olika habitats kvalitéer för humlor har studerats (Bäckman & Tiainen, 2002). Täckningsgraden av det totala antalet blomställningar för hela transekten bedömdes också efter samma skala men med det tillägget att 0=0%, det vill säga sex täckningsklasser. Detta gjordes för att få en grov uppfattning om blomtillgången och hur den varierade. För vallarna bedömdes även täckningsgraden av blomställningar i fyra rutor på 1m², slumpartat fördelade över vallen. Rutorna befann sig inte vid fasta punkter på vallen utan varierade från gång till gång.

Alla insamlade data har inte använts i analyserna. Endast i en analys har skillnad gjorts på drottningar, arbetare och hannar. Inga analyser har gjorts för olika humlearters blompreferenser och inte heller för vilka blommor som är nektar- och pollenkällor. De koordinater som samlats in för observationerna har endast använts i liten omfattning. Man skulle kunna tänka sig vidare analyser där rumsliga fördelningar undersöks. Observationerna av solitärbin presenteras inte här men har förts in i ArtDatabankens fynddatabas. Täckningsgradsdata från inventeringsrutorna i vallarna används endast vid ett tillfälle och då endast för en vall.

Humlorna artbestämdes i fält så långt det var möjligt. Individer av *B. lapidarius*, *B. ruderarius* och melanistiska *B. sylvarum* kan vara svåra att skilja i fält, särskilt arbetarna. Vid tveksamheter fångades dessa i glaströr för närmare bestämning med lupp. De individer av dessa tre arter som inte kunde fångas då tveksamhet rådde grupperades som *B. lapidarius*-grupp (Lap gr). Vid fältbestämning är det dessutom omöjligt att skilja ljus jordhumla (*B. lucorum*), kragjordhumla (*B. magnus*) och liten jordhumla (*B. cryptarum*). Det är även svårt att bestämma insamlade exemplar av dessa arter (Amiet, 1996; Løken, 1973; Rasmont, 1984; Rasmont *et al.*, 1986). Därför benämndes de som *B. lucorum*. Även mörk jordhumla (*B. terrestris*) är väldigt

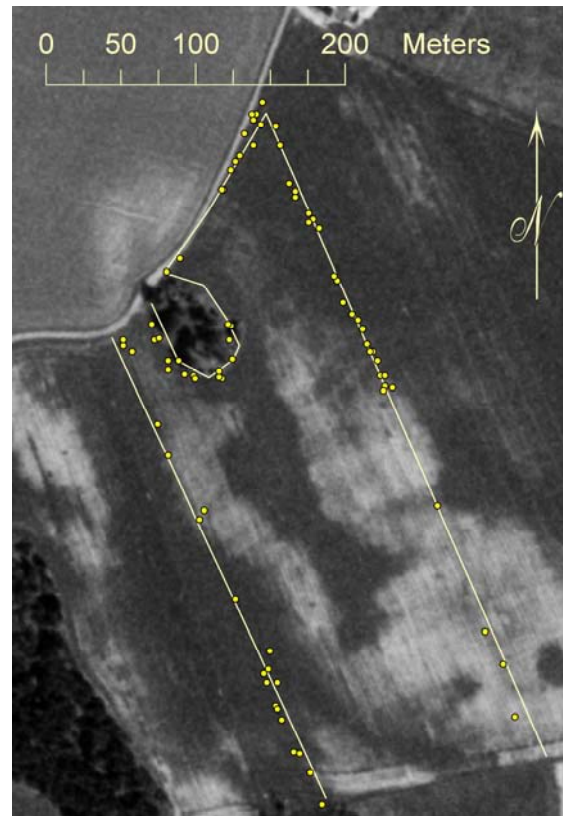


Figur 5 Diagrammet visar hur andelen ej artbestämda observationer minskar under inventeringsperioden. Det indikerar att det blev en större säkerhet i artbestämningen varefter inventeringen fortskred.



Källa: GSD, Metria, Gävle

Figur 6 Bilden visar den största avvikelse från en transekt som förekommit under inventeringen. De ljusa strecken visar hur transekterna lades ut och punkterna visar hur observationerna gjordes utefter transekten. (Ortofoto över Skörkulla)



Källa: GSD, Metria, Gävle

Figur 7 I de flesta fall överensstämde observationerna (ljusa prickar) med den utlagda transekten (ljus linje) under hela inventeringsperioden. (Ortofoto över Filke)

lik arterna som ingår i *B. lucorum* (*s. lat*) och slitna arbetare av mörk jordhumla kan vara svåra att skilja från de andra arterna i fält. När osäkerhet rått har dessa klassats som *B. terrestris*-grupp (Terr gr). Nordjordhumla (*B. sporadicus*) förekommer inte i de områden av Uppsala län som inventerades (se Løken, 1973). Vid osäkerheter under fältbestämningen samlades individen, om möjligt, för senare bestämning. Bestämning skedde med hjälp av Løken (1973 & 1984), Rasmont (1984), Rasmont *et al.* (1986) och Amiet (1996) och namngivningen följer Nilsson (2003). Individer som inte kunde bestämmas eller som inte samlades in klassades som ospecificerade.

En konfirmering på att artbestämningen blev säkrare vartefter inventeringen fortskred visas av att andelen ospecificerade observationer minskar (Fig. 5). I början av inventeringen ligger andelen mellan 20-30 % varefter den sjunker till 10 % och från mitten av juli ligger andelen ospecificerade observationer under 5 %.

Transekterna har i stort sett följts vid de olika inventeringstillfällena. På stora vallar där det saknats tydliga riktmärken har det ibland varit svårt att hålla riktningen. Som mest har avdriften varit 20 m (Fig. 6) vilket man ser om man plottar koordinaterna för observationerna på ortofoton över gårdarna. I de flesta fall har dock transekten kunnat följas utan problem (se exempel Fig. 7).

2.2. Beräkningar – Statistik

2.2.1. Heterogenitetsindex

För de gårdar som ingått i tidigare studier har ett flertal landskapsvariabler räknats fram (Weibull *et al.*, 2000; Weibull, 2002a). De som använts i denna studie är mått på landskapets mosaikgrad, småskalig och storskalig heterogenitet. För att räkna ut heterogeniteten, både den småskaliga och den storskaliga, användes Shannon-Wieners diversitetsindex, $H' = -\sum p_i \ln p_i$, där p_i är proportionen av habitat ”i” i området.

Den småskaliga heterogeniteten, som speglar landskapet på gården, räknades fram genom att ett rutnät med rutor av storleken 400×400m placerades över gården. Rutor som bestod av >50% skog, bebyggelse eller vatten uteslöts. Därefter valdes genom slumpen fyra rutor där Shannon-Wieners index räknades ut för varje ruta. Medelvärde av H' i dessa rutor presenterades som småskalig heterogenitet. Habitatklasserna som användes var jordbruksmark, annan öppen mark, blandskog, hyggen, åkerholmar, vatten och bebyggelse (Weibull *et al.*, 2000). Den storskaliga heterogeniteten, som speglar gårdens omgivande landskap, räknades fram genom att en kvadrat på 5×5 km placerades över varje gård. För varje sådan stor ruta beräknades Shannon-Wieners index, men habitatklasserna var andra än de för den småskaliga heterogeniteten, nämligen jordbruksmark, annan öppen mark, blandskog inklusive hyggen, lövskog, vatten och bebyggelse (Weibull *et al.*, 2000). För de tre gårdar som tillkommit i denna studie (Tabell 1) beräknades den storskaliga och småskaliga landskapsheterogeniteten på samma sätt som för de tidigare gårdarna.

2.2.2. Artantal, diversitet, rarefaction och abundans

Antalet arter av humlor på varje gård räknades samman dels för gården som helhet, dels för de två habitaten vall och kant. Då det inventerade området och antalet observerade individer skiljde sig mellan gårdar beräknades också antalet arter efter en rarefaction-analys med EcoSim 7.30 (Gotelli & Entsminger, 2003). Detta för att få mer jämförbara värden på artantalet.

Därefter beräknades abundansen som antal observerade humlor per hektar. Beräkningarna gjordes för varje gård över hela säsongen. Det totala antalet observationer av humlor under hela säsongen delades med den totala inventerade arean under hela säsongen. Dessutom gjordes samma sak för det totala antalet av de sex vanligaste arterna. Detta gjordes för alla inventerade transekter samt för vall- och kanttransekterna separat. De beräknade värdena för abundansen presenteras i appendix VI och ursprungsdata finns i appendix I & II. Observationer per hektar är det mått som lämpar sig bäst vid jämförelse mellan gårdarna i och med att det tar hänsyn till att den inventerade arean inte är standardiserad. Tidigare studier har också beräknat humletätheten på samma sätt vilket underlättar jämförelser med den här studien. Anledningen till att humletätheten anges som observationer/ha istället för individer/ha är att den inventeringsmetod som används, linjetransekter, inte utesluter att man kan se samma individ två gånger. En individ som observerats kan

flyga framåt längs transekten och observeras igen. Det troliga är emellertid att detta inte händer så ofta då humlor är ganska platstroga under sitt födosök (Saville *et al.*, 1997; Osborne *et al.*, 1999; Osborne & Williams, 2001). Risken är störst när humletätheten är stor och många stopp för anteckningar måste göras under inventeringen. Samtidigt är det lättare att missa individer när humletätheten är stor, så dessa felkällor tar till viss del ut varandra.

Från frekvenserna för arterna beräknades också Shannon-Wieners diversitetsindex, $H' = -\sum p_i \ln p_i$ där p_i är andelen observationer av arten i av det totala antalet observationer. Detta diversitetsindex tar hänsyn både till antalet arter, sällsynta arter samt om fördelningen mellan arterna är jämn eller ojämn (Magurran, 1988).

2.2.3. Statistiska modeller

Statistisk analys utfördes för att undersöka skillnader mellan ekologiskt och konventionellt odlingsystem samt för att se om landskapsheterogeniteten påverkar humlornas abundans och diversitet. Detta gjordes genom en ANCOVA där ekologiskt/konventionellt odlingsystem var faktor och landskapsheterogenitet co-variater. De program som användes var Statview, SuperAncova for Macintosh och MINITAB™. Variablerna som analyserades var artantal och abundans för varje gård, dels totalt, dels för kanthabitaten och vallarna var för sig. Artantal är den enda variabel som analyserades med MiniTab. Abundansen för de sex vanligaste arterna (Tabell 3) analyserades också. Övriga arter förekom i för låga tätheter för att analyseras. I de data som användes till den statistiska analysen (Appendix VI) ingick inte gården Lena Husby då denna gård var under omställning till ekologisk. Dessutom uteslöts de transekter som låg omgivna av skog på gårdarna Filke och Risberga då dessa skiljde sig starkt från de övriga i landskapsstruktur. Vallarna från Risberga med endast 2 arter betraktas som en outlier vid analysen av artantalet i vallarna.

I analysen undersöktes först vilken av storskalig (LS) eller småskalig (SS) landskapsheterogenitet som påverkade varje variabel. Som kriterium för påverkan sattes $F > 1$. Om både LS och SS hade $F > 1$ behölls den av dem som hade högst värde. Om båda landskapsvariablerna var signifikanta ($p < 0,05$, $F \approx 5$) användes båda som co-variater i ANCOVA:n. Om ingen av LS eller SS hade $F > 1$ behölls LS.

Från den första modellen kunde sedan interaktionen mellan landskap och odlingsystem uteslutas i alla fall utom ett (se Appendix III). Som kriterium användes att interaktionen uteslöts om $F < 2$. I de flesta fall blev alltså den slutgiltiga modellen den där ekologiskt/konventionellt odlingsystem är faktorn och en eller båda landskapsvariablerna (LS respektive SS) är co-variater. Då co-variater (LS) tenderade att vara signifikant för artantal gjordes en regressionsanalys för att se om artantal och LS var korrelerade.

Ett antal olika Chi²-test gjordes. Först för att undersöka skillnader i blommängd mellan ekologiska och konventionella gårdar. Där analyserades den totala fördelningen av de noterade täckningsklasserna för alla inventeringstillfällen.

Klasserna 0 och 1 (0% och 0,5%) samt 4 och 5 (25% och 50%) slogs samman till nya klasser ($0-1 \leq 0,5\%$ och $4-5 > 25\%$) för att få tillräckligt med observationer i varje klass. Detta gjordes både för vallarna respektive kanthabitaten. Skillnader i mängden vitklöver mellan ekologiska och konventionella gårdar analyserades också men där jämfördes antalet inventeringstillfällen med observerad vitklöverblom mot de inventeringstillfällen utan vitklöverblom. För att undersöka en förmodad preferens för vitklöver framför rödklöver undersöktes fördelningen vitklöver kontra rödklöver på ekologiska gårdar under de två sista veckorna i juli. Antalet observationer i täckningsklasserna 0-3 och 4-5 jämfördes. Blomningsperiodens längd verkade skilja mellan odlingssystemen. För att undersöka detta användes den längsta sammanhängande blomningsperioden för varje vall räknat i antal veckor. Denna delades in i två klasser som motsvarade 0-2 veckors blomning samt 3-11 veckors blomning. På ekologiska gårdar verkade rödklövern gå i blom tidigare efter det att vallen hade slagits. Därför analyserades också fördelningen mellan antalet vallar där rödklövern började blomma inom 3 veckor respektive efter 3 veckor.

I fall med endast en frihetsgrad har Yates korrektion använts vid beräkningar av χ^2 -värdet enligt formeln $\chi^2 = \sum((O-E)^2/E)$ där O= observerade värden och E= förväntade värden.

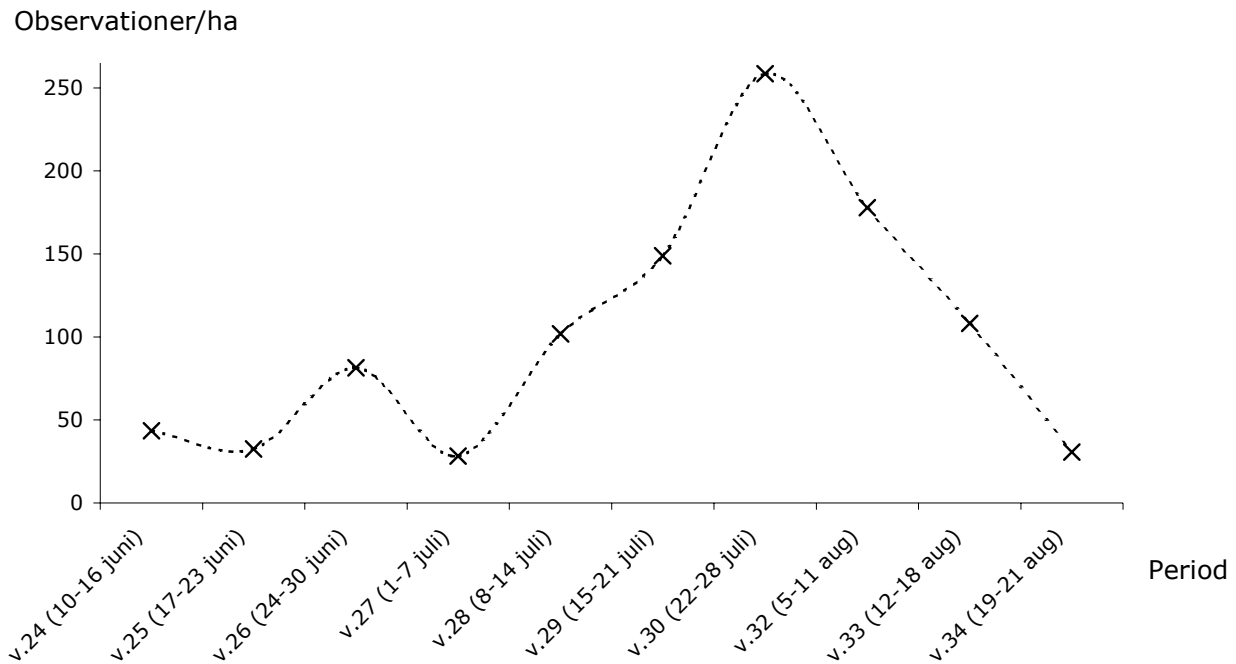
3. Resultat

3.1. Allmänt om resultaten

3.1.1. Vädret under inventeringsperioden

Väderförhållandena under sommaren 2002 var som helhet mycket bra ur inventeringssynpunkt. Endast 6 dagar i juni och 1 dag i juli hade medeltemperaturer på 14°C eller lägre enligt data från Geocentrum, Uppsala universitet (Inst. för geovetenskap – meteorologi, UU, 2003). Den lägsta temperatur då inventering genomfördes var 17°C. Innan inventeringen startade hade nederbördsmängden varit mycket liten under en lång period. Från det att inventeringen började den 10 juni och fram till den 6 juli var vädret ganska ostadigt med ganska mycket nederbörd. Temperaturerna var till en början höga men runt den 20 juni och två veckor framåt var de betydligt lägre. Medeltemperaturerna låg då mellan 13°C och 16°C enligt data från Geocentrum. Det var också ganska blåsigt och några inventeringsdagar låg på gränsen till att vara alltför blåsiga. Därför var det svårt att hitta lämpliga inventeringsdagar under denna period.

Resten av sommaren var mycket varm och torr med ganska svaga vindar. Under en period mellan den 19 och 25 juli förekom dock kraftiga åskväder men dessa var lokala och variationen var stor inom inventeringsområdet. Torkan medförde att mängden blommor i kanthabitaten minskade markant för de flesta gårdarna i slutet av juli och början av augusti. Vallarna blommade dock ändå.



Figur 8 Diagrammet visar hur den totala abundansen av humlor, oavsett art, fluktuerade under säsongen. Värdena gäller alla observationer som gjorts (n=5678), oavsett habitat och gård.

3.1.2. Inventeringsdata

Den totala abundansen av humlor för alla inventerade gårdar kulminerade under slutet av juli med 258 observationer per hektar (Fig. 8) för att sedan minska starkt i augusti. Detta överrensstämmer med resultat från andra studier (Dramstad & Fry, 1995; Teräs, 1983). Av kurvan (Fig. 8) ser man att det sker en nedgång i början av juli som till viss del beror på att vädret var dåligt denna vecka (se ovan) och att det därför var svårt att hitta lämpliga inventeringsdagar. Det innebar att alla gårdar inte blev inventerade denna vecka. Dessutom var vädret i veckan innan inte heller helt gynnsamt för humlorna (se ovan) vilket troligen också bidragit.

3.2. Arter och abundans

3.2.1. Artförekomst

Totalt under inventeringen observerades 19 arter varav 5 var snylthumlor (Tabell 2). Detta täcker in större delen av de 22 arter som kan förväntas finnas i jordbruksbygd i Uppsala län (Vildbiprojektet, opubl.). I dessa 22 räknas liten jordhumla (*B. cryptarum*) och kragjordhumla (*B. magnus*) in vilka inte har skiljts från *B. lucorum* i denna studie. *Bombus cryptarum* finns dokumenterad för Uppsala län (Vildbiprojektet, opubl.) men data för *B. magnus* är osäkra. Løken (1973) redovisar ett exemplar för Uppland utan bestämd lokal. Den enda art som definitivt inte hittats i denna studie och som kan påträffas i jordbruksbygd i Uppsala län är broksnylthumla (*B. quadricolor*) (Vildbiprojektet, opubl.). Ytterligare två arter, ängssnylthumla (*B. sylvestris*) och ljunghumla (*B. jonellus*), kan påträffas i Uppsala län men då företrädesvis i skogstrakter (Vildbiprojektet, opubl.).

Tabell 2 Översikt över de humlearter som finns dokumenterade för Uppsala län och i vilka studier de hittats. Humlearter med eventuell hotkategori enligt den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000), auktor, svenskt namn, de arter som Løken (1973 & 1984) anger förekommer i Uppsala län, arter som observerats under Fridéns (1967) studie på Ultuna 1962, arter där Svenska vildbiprojektet har säkra fynddata från Uppsala län (Vildbiprojektet, opubl.), arter som observerats under Svenssons (2002) inventering 1991 samt arter som observerats i denna studien

Arter	Auktor	Svenskt namn	Løken	Fridén (1967)	Vildbi-projektet	Svensson (2002)	Aktuell studie
<i>Bombus barbutellus</i>	(Kirby)	Trädgårdssnylthumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus bohemicus</i>	Seidl	Jordsnylthumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus campestris</i>	(Panzer)	Åkersnylthumla	☐	☐	☐		☐
<i>Bombus norvegicus</i>	(Sparre-Shneider)	Hussnylthumla	☐		☐		☐
<i>Bombus quadricolor</i>	(Lep.)	Broksnylthumla	☐		☐		
<i>Bombus rupestris</i>	(Fabr.)	Stensnylthumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus sylvestris</i>	(Lep.)	Ängssnylthumla	☐		☐		
<i>Bombus humilis</i>	Ill.	Backhumla	☐	☐	☐		☐
<i>Bombus muscorum</i> (NT) ¹	(L.)	Mosshumla	(☐) ²		☐		☐
<i>Bombus pascuorum</i>	(Scop.)	Åkerhumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus ruderarius</i>	(Müll.)	Gräshumla	☐	☐	☐		☐
<i>Bombus sylvarum</i>	(L.)	Haghumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus hortorum</i>	(L.)	Trädgårdshumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus soroeensis</i>	(Fabr.)	Brynhumla	☐	☐	☐		☐
<i>Bombus distinguendus</i> (NT) ¹	Morawitz	Klöverhumla	☐	☐	☐		☐
<i>Bombus subterraneus</i> (NT) ¹	(L.)	Vallhumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus hypnorum</i>	(L.)	Hushumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus jonellus</i>	(Kirby)	Ljunghumla	☐	☐	☐		
<i>Bombus pratorum</i>	(L.)	Ängshumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus cryptarum</i>	(Fabr.)	Liten jordhumla			☐		
<i>Bombus lucorum</i>	(L.)	Ljus jordhumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus magnus</i>	Vogt	Kragjordhumla	(☐) ²		☐ ³		
<i>Bombus sporadicus</i>	Nylander	Nordjordhumla	(☐) ²		☐ ³		
<i>Bombus terrestris</i>	(L.)	Mörk jordhumla	☐	☐	☐	☐	☐
<i>Bombus lapidarius</i>	(L.)	Stenhumla	☐	☐	☐	☐	☐
Totalt			21(+3)	18	23(+2)	12	19

¹(NT)=Missgynnad enligt den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000).

²Förekomsterna inom parantes är något osäkra (Løken, 1973).

³För dessa arter är statusen inte klarlagd för Uppsala län (Vildbiprojektet, opubl.).

Av de arter som hittades var *B. terrestris* absolut vanligast, 32% av totalt 5678 observationer (Tabell 3). *B. pascuorum* var näst vanligast (19%) följt av *B. lapidarius* (14%) och *B. lucorum* (12%) (Tabell 3). Snylthumlorna förekom generellt i låga nivåer, vanligast var *B. barbutellus* och *B. rupestris* med 8 observationer vardera (Tabell 3). På alla gårdar där snylthumlor förekom hittades också den art de parasiterar (Appendix II). Av de övriga arterna förekom *B. distinguendus*, *B. humilis* och *B. muscorum* med låga frekvenser (Tabell 3). Endast en arbetare av *B. humilis* observerades. Denna individ besökte ärtor i ett fält på den ekologiskt odlade gården Ekhaga, Lövstasläppen strax utanför Uppsala (Appendix II och Fig. 1).

Tabell 3 Frekvens och fördelning av arter som observerats i studien. Arter, antal observationer samt procentandelen som arten utgör av alla observationer

Arter	Frekvens	%
<i>B. distinguendus</i>	2	0,04
<i>B. hortorum</i>	135	2
<i>B. humilis</i>	1	0,02
<i>B. hypnorum</i>	29	0,5
<i>B. lapidarius</i>	795	14
<i>B. lucorum</i>	704	12
<i>B. muscorum</i>	1	0,02
<i>B. pascuorum</i>	1074	19
<i>B. pratorum</i>	95	2
<i>B. ruderarius</i>	71	1
<i>B. soroeensis</i>	131	2
<i>B. subterraneus</i>	189	3
<i>B. sylvarum</i>	266	5
<i>B. terrestris</i>	1828	32
<i>B. barbutellus</i>	8	0,1
<i>B. bohemicus</i>	3	0,05
<i>B. campestris</i>	2	0,04
<i>B. norvegicus</i>	2	0,04
<i>B. rupestris</i>	8	0,1
Ospec.	270	5
Terr gr	12	0,2
Lap gr	52	1
Σ	5678	

vilket var högsta artantalet. Samma gäller för Risberg som utan transekterna omgivna av skog hade 11 arter (Tabell 5). Med dessa hade Risberga ytterligare en art (Appendix II). Närheten till skogen medför att några arter kan observeras som är mer knutna till just skogsbryn, framförallt några snylthumlor (Appendix II). För

Tabell 4 Diversitet på de ekologiska gårdarna beräknat som Shannon-Wieners diversitetsindex (H'), antal arter (S) och rarefaction till 41 individer (S_R^1). Gårdsförkortning, de totala värdena för gården, värdena för vallarna på gården samt värdena för kanthabitaten på gården visas

Ekologiska gårdar									
Gård	Totalt			Vall			Kant		
	H'	S	S_R^1	H'	S	S_R^1	H'	S	S_R^1
Ek	1,43	11	7	1,33	10	7	1,50	7	6
Åsb	1,76	12	8	1,76	11	8	1,67	11	7
Hån	1,59	14	8	1,58	12	7	1,49	10	8
Fin	1,77	12	8	1,88	11	8	1,18	11	7
Ora	1,68	13	7	1,69	11	7	1,13	10	6
Alla	1,77	16	8	1,74	13	8	1,68	14	8

¹Rarefaction till 41 individer.

B. distinguendus och *B. muscorum* finns med på den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000) tillsammans med *B. subterraneus* (Tabell 2). Av *B. subterraneus* gjordes hela 189 observationer (3%) (Tabell 3). Två drottningar av *B. distinguendus* hittades (Tabell 3) vilka observerades i samma vall och under samma inventeringstillfälle på gården Sällinge strax öster om Uppsala stad (Appendix II och Fig. 1). Den enda observationen av *B. muscorum* var en hane i en vall på den konventionellt odlade gården Filke strax sydväst om Uppsala (Appendix II och Fig. 1). Detta fynd är det första som med säkerhet kan knytas till Uppsala län då den enda tidigare uppgiften är ett fynd från Uppland utan bestämd lokal (Løken, 1973). I den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000) klassas arten som försvunnen från Uppsala län.

Antalet arter på enskilda gårdar varierade mellan 11 och 14 arter (Tabell 4 & 5). I tabell 5 skiljs de transekter ut som låg i och i anslutning till vallar omgärdade av mycket skog. Om dessa transekter läggs till gårdarna får Filke 16 arter (Appendix II)

Tabell 5 Diversitet på de konventionella gårdarna beräknad som Shannon-Wieners diversitetsindex (H'), antalet arter (S) och rarefaction till 41 individer (S_R). Gårdsförkortning, de totala värdena för gården, värdena för vallarna på gården samt värdena för kanthabitaten på gården visas

Konventionella gårdar									
Gård	Totalt			Vall			Kant		
	H'	S	S_R^1	H'	S	S_R^1	H'	S	S_R^1
Skör	1,13	11	7	0,85	9	5	2,03	9	
Säl	1,92	14	10	1,81	12	9	1,88	11	10
Ris ²	2,00	11	10	0,57	2		2,06	11	10
Hus ⁴	1,56	10	7	1,32	7	6	1,70	10	8
Fil ²	2,06	13	11	1,99	13	11	1,99	12	11
Sar	1,61	11	8	1,48	8	8	1,45	9	7
RisS ³	1,60	8	8	0,48	2		1,64	7	
FilS ³	1,55	13	9	1,31	8	6	1,62	13	12
Alla ⁴	1,97	18	9	1,71	15	8	2,10	16	10

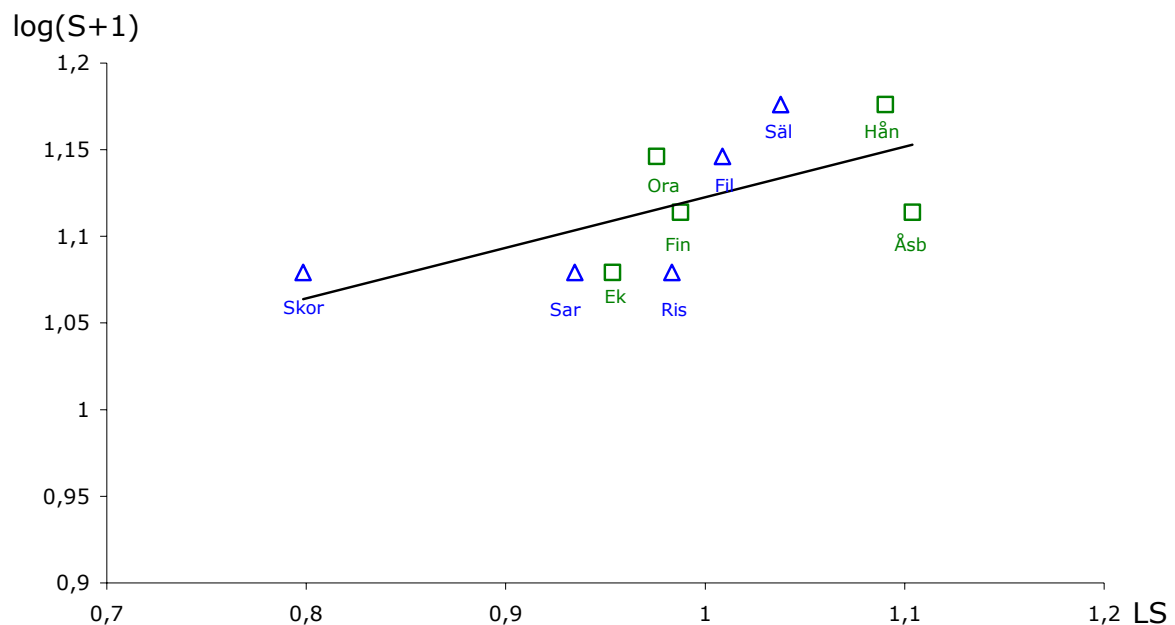
¹Rarefaction till 41 individer. Där värde saknas var totala antalet observationer mindre än 41.

²Utan de transekter som ligger omgivna av skog.

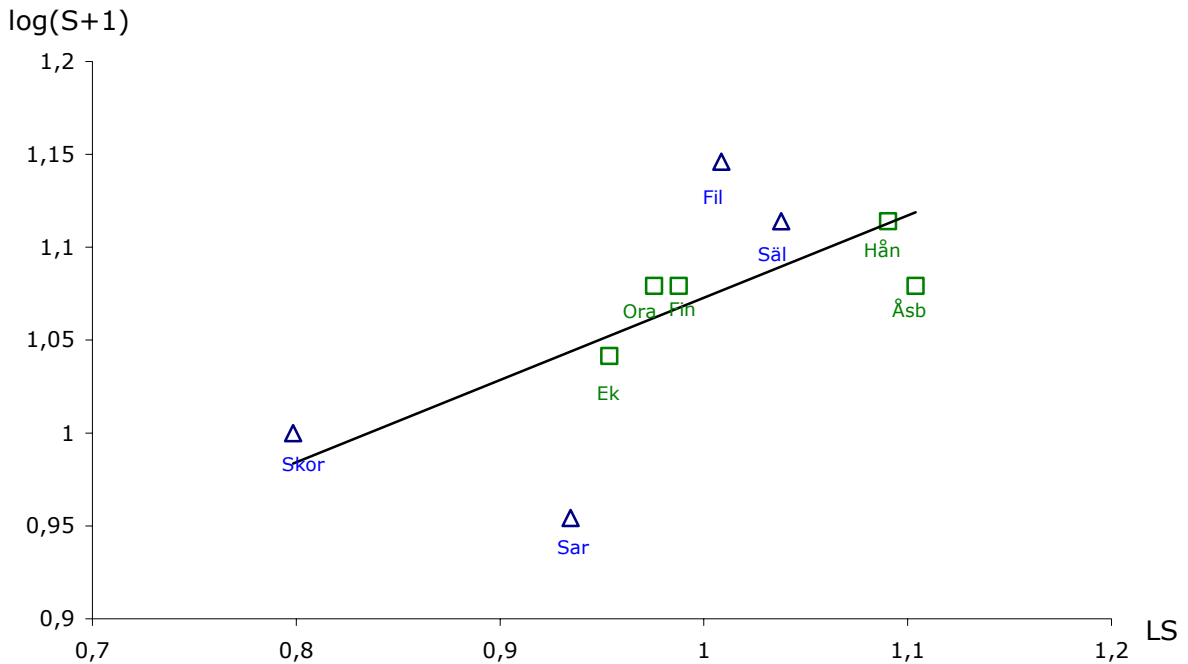
³Endast de transekter som ligger omgivna av skog.

⁴I värdena för alla de konventionella gårdarna ingår inte Hus som är under omställning till ekologisk odling. Däremot ingår transekterna omgivna av skog.

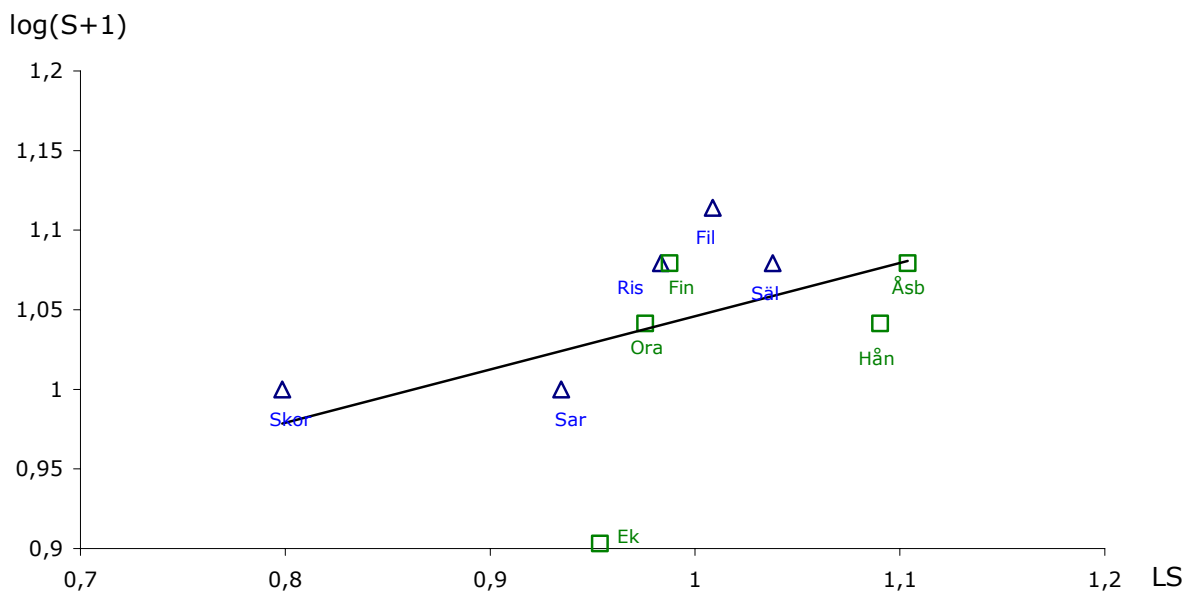
jämförelser mellan gårdarnas jordbruksmark är det därför riktigare att utesluta skogstransekter, vilket har gjorts i den statistiska analysen. Det skiljde mycket lite mellan ekologiska och konventionella gårdar vad gäller antalet arter, totalt 16 på ekologiska (Tabell 4) och 18 på konventionella (Tabell 5). Det var inte någon signifikant skillnad mellan odlingssystemen (Fig. 9 & Appendix III). Däremot var



Figur 9 Sambandet mellan totala antalet arter (S) på konventionella respektive ekologiska gårdar och den storskaliga landskapsheterogeniteten (LS) var signifikant ($F_{1,8} = 5,99$; $p = 0,040$). Antalet arter skiljde inte mellan odlingssystemen men LS som co-variater hade en tendens till signifikans ($F_{1,7} = 4,4$; $p = 0,0742$). Trianglar visar de konventionellt odlade gårdarna och kvadraterna de ekologiskt odlade.



Figur 10 Sambandet mellan totala antalet arter (S) i vallar med >1% täckning av blommor någon gång under året och den storskaliga landskapsheterogeniteten (LS) var signifikant ($F_{1,7}= 6,46$; $p=0,039$). Vallen från Risberga med endast 2 arter hade aldrig >1% täckning av blommor och behandlades som en outlier och uteslöts från analysen. Antalet arter skiljde inte mellan odlingssystemen men LS som co-variater var signifikant ($F_{1,6}=9,1$; $p=0,0236$). Trianglar visar de konventionellt odlade gårdarna och kvadraterna de ekologiskt odlade.

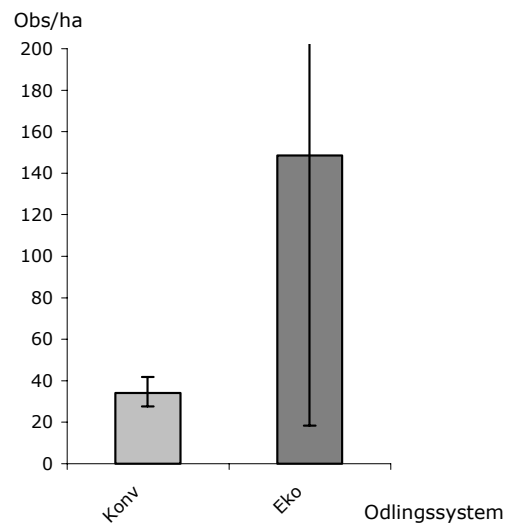


Figur 11 Sambandet mellan totala antalet arter (S) i kanthabitaten på konventionella respektive ekologiska gårdar och den storskaliga landskapsheterogeniteten (LS) var inte signifikant ($F_{1,8}= 5,99$; $p=0,153$). Antalet arter skiljde inte mellan odlingssystemen men LS som co-variater hade en tendens till signifikans ($F_{1,7}=4,9$; $p=0,0634$). Trianglar visar de konventionellt odlade gårdarna och kvadraterna de ekologiskt odlade.

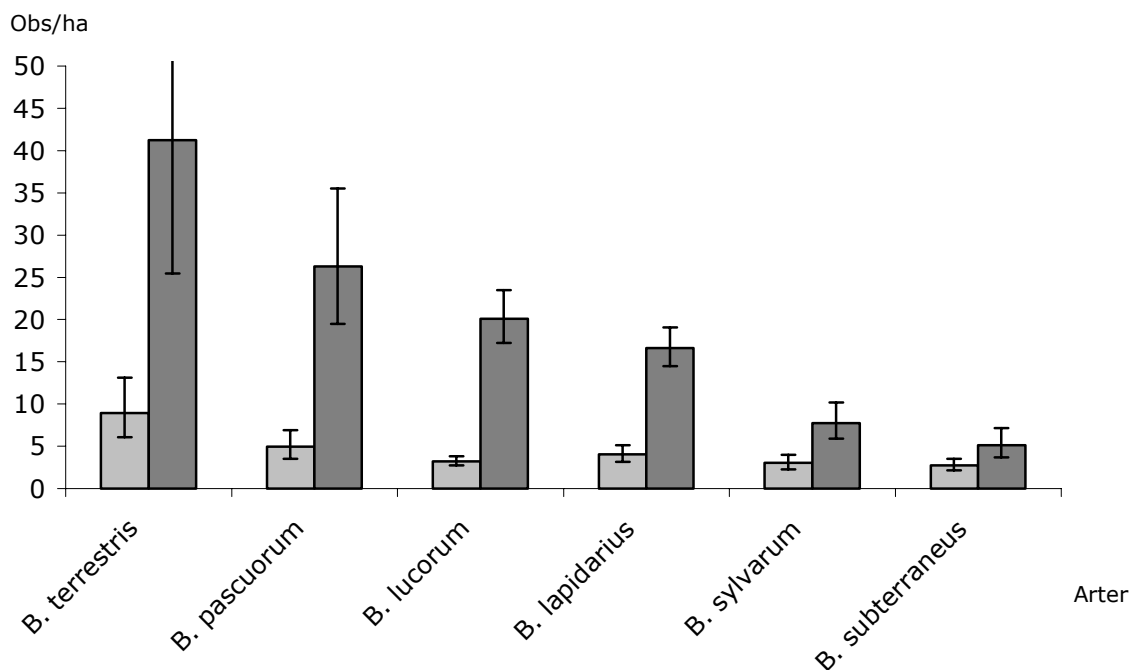
det totala artantalet på de olika gårdarna, oberoende av odlingsystem, beroende av den storskaliga landskapsheterogenitet (Fig. 9 & Appendix III). Detta samband var ännu tydligare för vallarna (Fig. 10). Kanthabitaten hade inte detta samband men då den storskaliga heterogeniteten användes som co-variater fanns tendens till signifikans ($F_{1,7}=4,9$, $p=0,0634$) (Fig. 11 & Appendix III).

3.2.2. Diversitetsindex och rarefaction

Shannon-Wieners diversitetsindex (H') och artantal vid rarefaction till 41 individer följde ett likartat mönster med högre värden på konventionella gårdar (Tabell 5) än på ekologiska (Tabell 4). Detta beror till stor del på hur de två måtten räknats ut. Både H' och rarefaction tar hänsyn till jämnheten i arternas abundans (Magurran,



Figur 12 Diagrammet visar skillnaden i abundans mellan ekologiska och konventionella gårdar vilken var signifikant ($F_{1,7}=42,1$; $p=0,0003$). Ljusgrå stapel är konventionella gårdar och mörkgrå stapel ekologiska. Spridningsmättet anger SE.

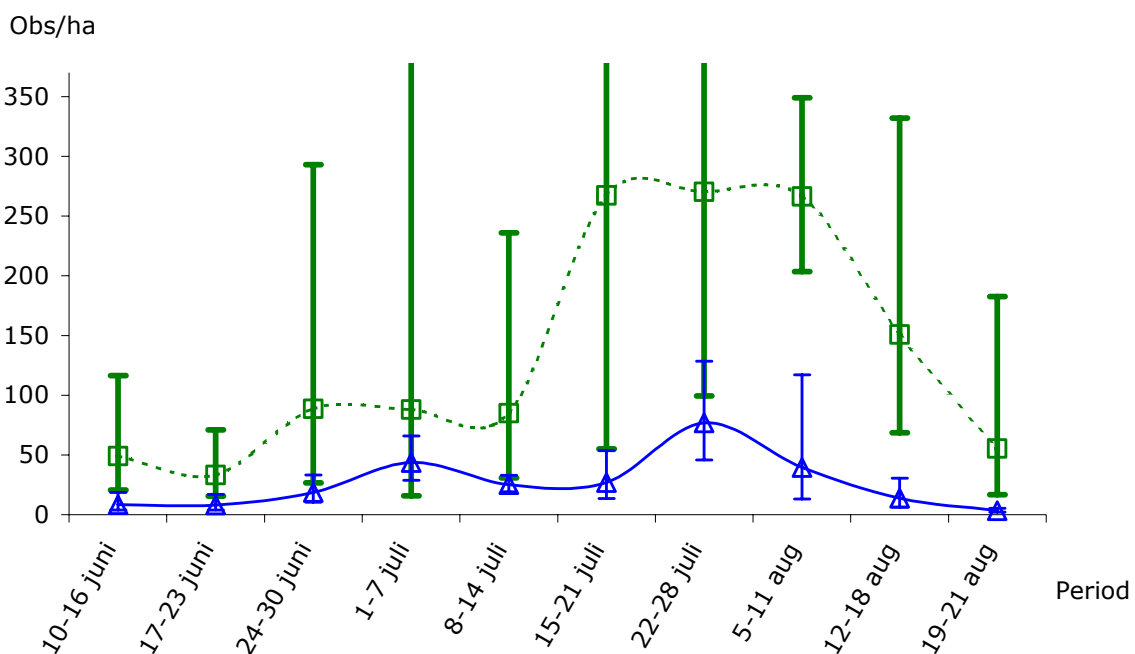


Figur 13 Diagrammet visar skillnaderna i abundans mellan ekologiska och konventionella gårdar för alla de vanligaste arterna vilka alla var signifikanta: *B. terrestris* ($F_{1,7}=14,1$; $p=0,0071$), *B. pascuorum* ($F_{1,7}=8,4$; $p=0,0232$), *B. lucorum* ($F_{1,7}=41,51$; $p=0,00043$), *B. lapidarius* ($F_{1,7}=34,0$; $p=0,0006$), *B. sylvarum* ($F_{1,7}=9,6$; $p=0,0175$) och *B. subterraneus* ($F_{1,7}=6,0$; $p=0,0436$). Ljusgrå staplar är konventionella gårdar och mörkgrå staplar ekologiska. Spridningsmättet anger SE.

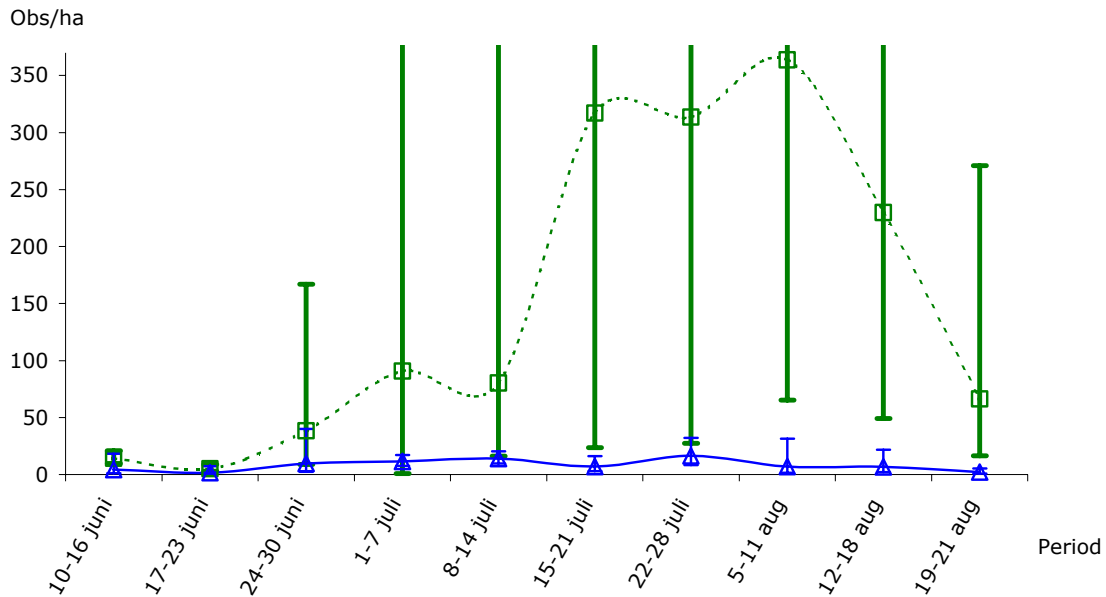
1988). På ekologiska gårdar ökade i stort sett alla arter i abundans (Fig. 13 & Appendix I) men en eller några arter (*B. terrestris*, *B. lucorum*, *B. lapidarius*, *B. pascuorum*) ökade mycket mer. Detta mönster syntes när man sammanställde den totala abundansen av de vanligaste arterna (Fig. 13). Där var skillnaderna mellan ekologiska och konventionella gårdar större för de ovan nämnda expansiva arterna än för de två andra, vanligt förekommande arterna (*B. sylvarum* och *B. subterraneus*) (Fig. 13 och Appendix I). Det verkar däremot inte som om dessa expansiva arter ökade på de andra arternas bekostnad. Detta gav en skev jämnhet med lägre H' och rarefactionartantal som följd trots en större abundans på ekologiska gårdar även för de flesta mindre vanligt förekommande arterna.

3.2.3. Abundans över säsongen

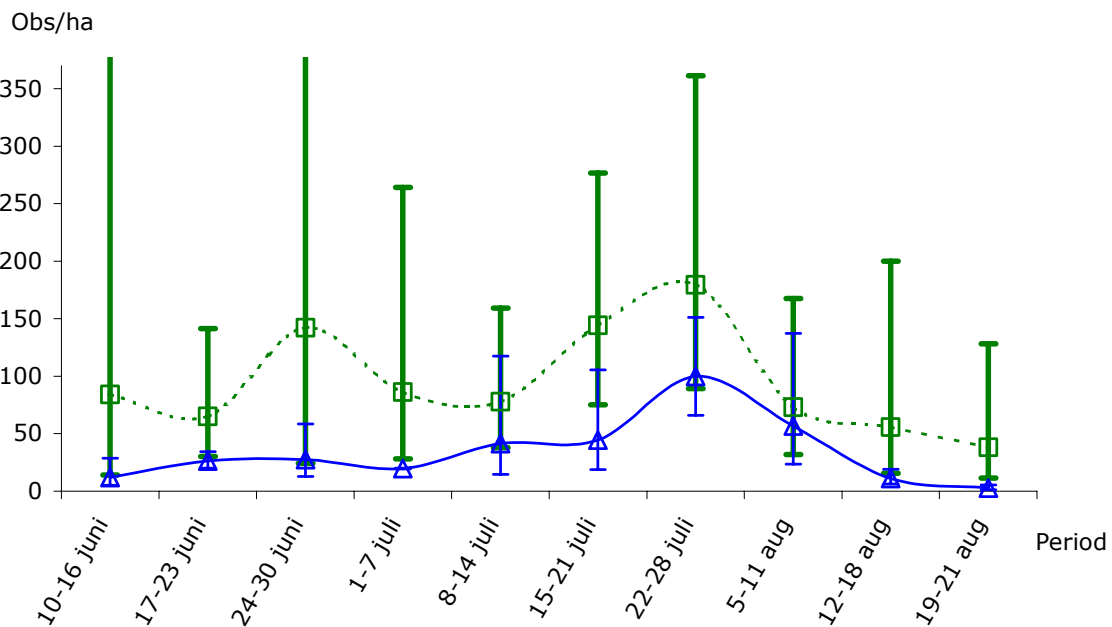
Den totala abundansen av humlor var signifikant högre på de ekologiska gårdarna (Fig. 12) och detta gäller även för var och en av de sex vanligaste arterna (Fig. 13). Både i vallarna och kanthabitaten var abundansen signifikant högre ($F_{1,7}=15,9$; $p=0,0053$ respektive $F_{1,7}=6,1$; $p=0,0489$) (Appendix III). Mosaikgraden i landskapet påverkade inte abundansen vare sig i vallarna, kanthabitaten eller totalt sett (Appendix III). Ser man på förändringarna över säsongen skiljde sig ekologiska och konventionella gårdar ytterligare. Medelabundansen var konstant högre på ekologiska gårdar men spridningen för varje period var stor (Fig. 14). Dessutom hade ekologiska gårdar toppvärden under en längre period under sommaren, från 15 juni till 11 augusti, att jämföra med toppen på konventionella gårdar, som varade



Figur 14 Diagrammet visar hur den totala abundansen varierade över säsongen på ekologiska och konventionella gårdar. De ekologiska gårdarna hade tydligt högre humletäthet endast under perioderna 10-16 juni, 15-21 juli samt från 5 aug och framåt. Kvadrater är ekologiska gårdar och trianglar är konventionella. Spridningsmättet anger $2 \times SE$ ($\approx 95\%$ konfidensintervall).



Figur 15 Diagrammet visar den totala abundansens variation över säsongen i vallarna på ekologiska och konventionella gårdar. Vallarna på de ekologiska gårdarna hade tydligt högre humletäthet endast under perioderna 15-21 juli samt från 5 aug och framåt. Kvadrater är ekologiska gårdar och trianglar är konventionella. Spridningsmättet anger $2 \times SE$ ($\approx 95\%$ konfidensintervall).

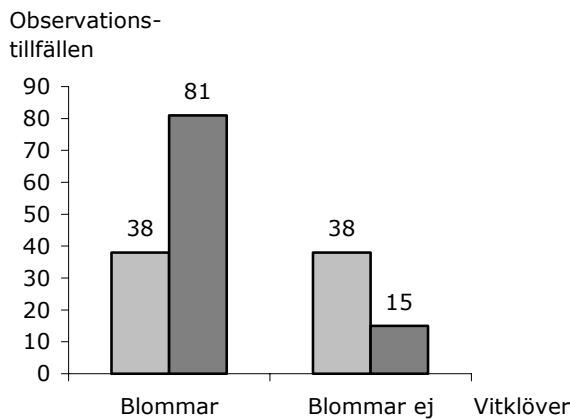


Figur 16 Diagrammet visar den totala abundansens variation över säsongen i kanthabitaten på ekologiska och konventionella gårdar. Kanthabitaten på de ekologiska gårdarna hade tydligt högre humletäthet endast under perioderna 1-7 juli samt 19-21 augusti. Kvadrater är ekologiska gårdar och trianglar är konventionella. Spridningsmättet anger $2 \times SE$ ($\approx 95\%$ konfidensintervall).

Tabell 6 De femton mest besökta växterna totalt i studien samt för vall- och kanthabitat. För varje växt anges hur många besök av humlor som observerades, samt på hur många gårdar som växten förekom. Det totala antalet växter som besöktes i studien samt i varje habitat visas längst ner i tabellen

Totalt	Besök	#gårdar	Vall	Besök	#gårdar	Kanthabitat	Besök	#gårdar
<i>Trifolium pratense</i>	2673	11	<i>Trifolium pratense</i>	2288	11	<i>Trifolium pratense</i>	335	11
<i>Trifolium repens</i>	1605	11	<i>Trifolium repens</i>	1378	11	<i>Trifolium repens</i>	202	11
<i>Vicia faba</i>	140	2	<i>Carduus crispus</i>	26	3	<i>Trifolium medium</i>	76	10
<i>Trifolium medium</i>	84	9	<i>Lamium album</i>	6	1	<i>Rosa</i> sp.	62	8
<i>Carduus crispus</i>	75	5	<i>Medicago sativa</i>	4	3	<i>Centaurea jacea</i>	58	9
<i>Medicago sativa</i>	68	4	<i>Arctium tomentosum</i>	4	2	<i>Carduus crispus</i>	49	4
<i>Rosa</i> sp.	62	8	<i>Bursa pastoris</i>	4	9	<i>Vicia cracca</i>	48	10
<i>Centaurea jacea</i>	58	9	<i>Galeopsis speciosa</i>	3	8	<i>Trifolium hybridum</i>	47	8
<i>Pisum sativum</i>	58	4	<i>Cirsium arvense</i>	2	8	<i>Cirsium arvense</i>	41	11
<i>Centaurea cyanus</i>	55	4	<i>Lotus corniculatus</i>	2	2	<i>Lotus corniculatus</i>	39	10
<i>Trifolium hybridum</i>	48	9	<i>Lathyrus pratensis</i>	2	2	<i>Vicia sepium</i>	27	9
<i>Vicia cracca</i>	48	11	<i>Sonchus arvensis</i>	2	3	<i>Lathyrus pratensis</i>	22	10
<i>Cirsium arvense</i>	46	11	<i>Viola arvensis</i>	2	5	<i>Symphytum × uplandicum</i>	21	1
<i>Lotus corniculatus</i>	41	10	<i>Trifolium hybridum</i>	1	9	<i>Lamium album</i>	20	6
<i>Vicia sepium</i>	27	9				<i>Leontodon autumnalis</i>	18	10
Totalt antal besökta arter	59		Totalt antal besökta arter	14		Totalt antal besökta arter	51	

endast 22-28 juli (Fig. 14). Det var under denna period med toppvärden som ekologiska gårdar skiljde sig tydligt från konventionella. Ekologiska gårdar hade alltså stora populationer under en längre tid. Den stora toppen på de ekologiska gårdarna berodde på abundansen i vallarna (Fig. 15) vilka också bidrog till den stora variationen då en del vallar kunde vara slagna och en del stå i full blom under



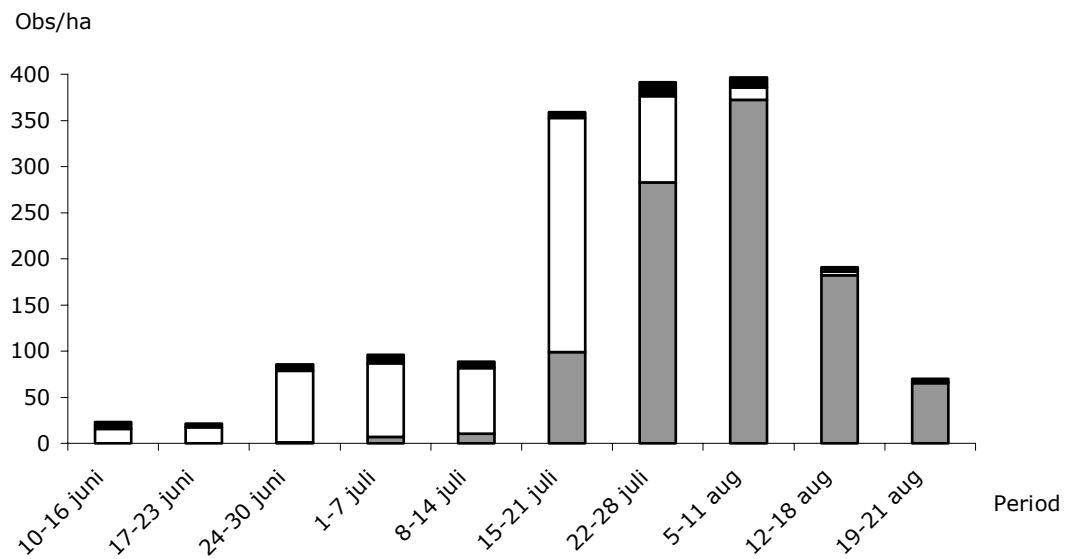
Figur 17 Diagrammet visar Antalet observationstillfällen i vallarna då vitklöver blommade, uppdelat på konventionella (ljusgrå staplar) och ekologiska gårdar (mörkgrå staplar). Det var signifikant fler observationstillfällen med vitklöverblom i ekologiska vallar ($\chi^2=24,3$; $df=1$; $p=0,000$). Observera dock att observationerna inte var helt oberoende varför p-värdet är överskattat.

17). Detta återspeglar sig i blombesöken på vitklöver respektive rödklöver i ekologiska och konventionella vallar (Fig. 18 & 19). Där ser man att besöken på vitklöver i ekologiska vallar dominerade under hela juni och en stor del av juli. I slutet av juli blommade det signifikant mer rödklöver än vitklöver i de ekologiska

samma period. Det skiljde lite i abundans mellan ekologiska och konventionella kanthabitat men även här var det större spridning för de ekologiska kanthabitaten (Fig. 16).

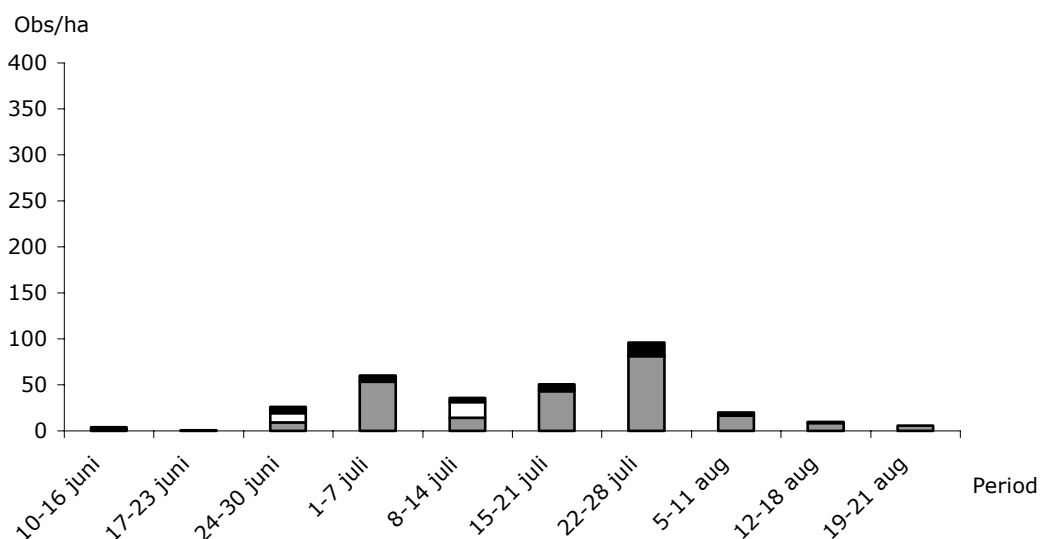
3.3. Blombesök och blomförekomst

Resultaten för blombesöken gäller alla humlor och snylthumlor som observerats i studien och inga analyser av skillnader mellan olika arters preferenser i blombesök har gjorts. De flesta blombesöken observerades på rödklöver (*T. pratense*) och vitklöver (*T. repens*) (Tabell 6). Antalet observationstillfällen då vitklöver blommade i ekologiska vallar var signifikant fler än för de konventionella vallarna (Fig.

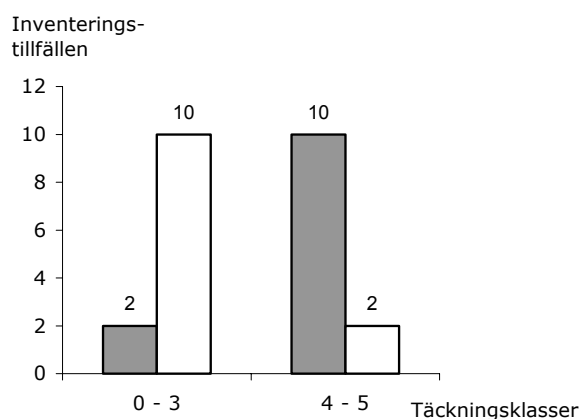


Figur 18 Diagrammet visar variationen i besök till de två viktigaste näringsväxterna under säsongen i ekologiska vallar. Staplarna anger det totala antalet observerade besök per hektar och indelningen hur stor andel som utgjorde besök till vitklöver (vit), rödklöver (grå) samt övriga observationer (svart).

vallarna (Fig. 20) men trots detta utgjorde besöken på vitklöver en stor andel (Fig. 18). Figur 21 är ett exempel på det mönster som i större eller mindre omfattning kunde ses på de ekologiska gårdarna. Även när täckningsgraden av vitklöverblom var så låg som 3%, den 16 juli, och rödklöverblomningen var omfattande, så var andelen besök till vitklöver ändå hög (Fig. 21). Vitklövern går i blom tidigare efter slåtter än vad rödklöver gör vilket figur 21 visar exempel på.



Figur 19 Diagrammet visar variationen i besök till de två viktigaste näringsväxterna under säsongen i konventionella vallar. Staplarna anger det totala antalet observerade besök per hektar och indelningen hur stor andel som utgjorde besök till vitklöver (vit), rödklöver (grå) samt övriga observationer (svart).



Figur 20 Diagrammet visar fördelningen mellan rödklöver och vitklöver i ekologiska vallar under den sista veckan i juli (22-28 juli). Täckningsklasserna anger hur stor andel som respektive art utgjorde av det totala antalet blomster vid inventeringstillfället där 0-3 är <25% och 4-5 är >25%. Staplarna anger antalet inventeringstillfällen under perioden där täckningsgraden av rödklöver (grå) respektive vitklöver (vita) observerats. Det var signifikant fler observationer av rödklöver i klassen 4-5 (Fischer exact test; $df=1$; $p=0,002$).

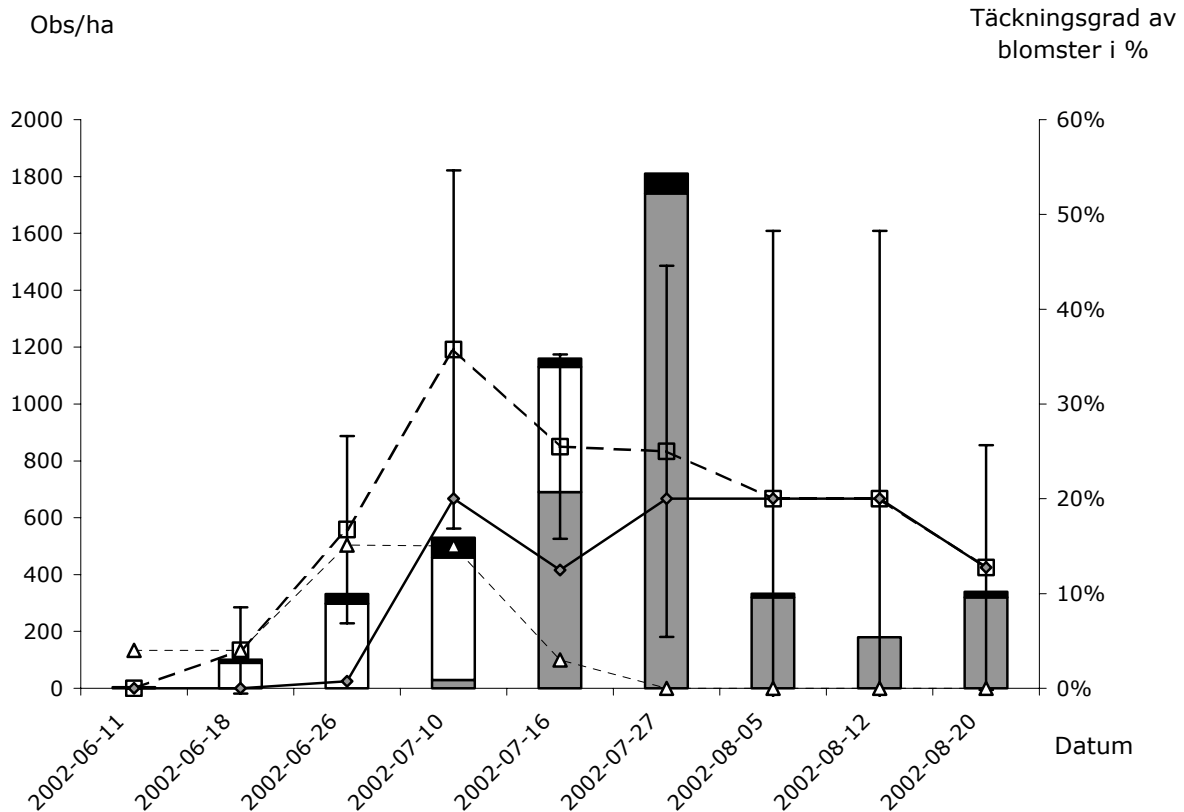
I kanthabitaten var besöken på rödklöver och vitklöver flest även om dominansen av dessa arter inte var lika stor där (Tabell 6). Generellt var det ärtväxter och korgblommiga växter samt rosor som besöktes i störst utsträckning (Tabell 6). Särskilt ärtväxterna var populära och utgjorde 84 % av alla besök (Tabell 7). Andelen besök på ärtväxter var signifikant större på ekologiska gårdar, även i kanthabitaten där det inte är självklart att ekologiska gårdar skall ha mer ärtväxter (Tabell 7).

På listan över de mest besökta växterna (Tabell 6) placerade sig åkerböna (*Vicia faba*) högt. I denna studie odlades åkerböna bara på två ekologiska gårdar. Även om åkerböna blommade större delen av juni så kunde fälten bara inventeras första

Tabell 7 Besöksfrekvenser för ärtväxterna i studien grupperade totalt och för respektive habitat. För varje överkategori finns även värdena för de ekologiska och konventionella gårdarna. Totalt och för kanthabitaten är det signifikant fler besök till ärtväxter på ekologiska gårdar ($\chi^2=29,4$; $df=1$; $p=0,000$ respektive ($\chi^2=31,5$; $df=1$; $p=0,000$). För vallarna finns ingen skillnad ($\chi^2=2,86$; $df=1$; $p>0,05$) Längst ned anges totala antalet besök till ärtväxter, totala antalet observationer i studien samt hur stor andel i % av observationerna som utgjordes av besök till ärtväxter

Arter	Totalt			Vallar			Kanthabitat ¹		
	Total	Eko	Konv	Total	Eko	Konv	Total	Eko	Konv
<i>Lathyrus pratensis</i>	24	15	6	2	0	0	22	15	6
<i>Lotus corniculatus</i>	41	39	1	2	2	0	39	37	1
<i>Medicago lupulina</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Medicago sativa</i>	68	4	0	4	4	0	0	0	0
<i>Melilotus officinalis</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Trifolium hybridum</i>	48	45	3	1	1	0	47	44	3
<i>Trifolium medium</i>	84	49	33	0	0	0	76	49	25
<i>Trifolium pratense</i>	2673	2174	468	2288	1884	400	335	241	68
<i>Trifolium repens</i>	1605	1172	99	1378	1062	79	202	90	18
<i>Vicia cracca</i>	48	30	17	0	0	0	48	30	17
<i>Vicia faba</i>	140	140	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	27	16	4	0	0	0	27	16	4
Antal besök	4760	3685	632	3675	2953	479	798	523	143
Antalet observationer	5678	4163	967	3906	3083	561	1306	764	393
% besök till ärtväxter av det totala antalet besök	84	89	65	94	96	85	61	68	36

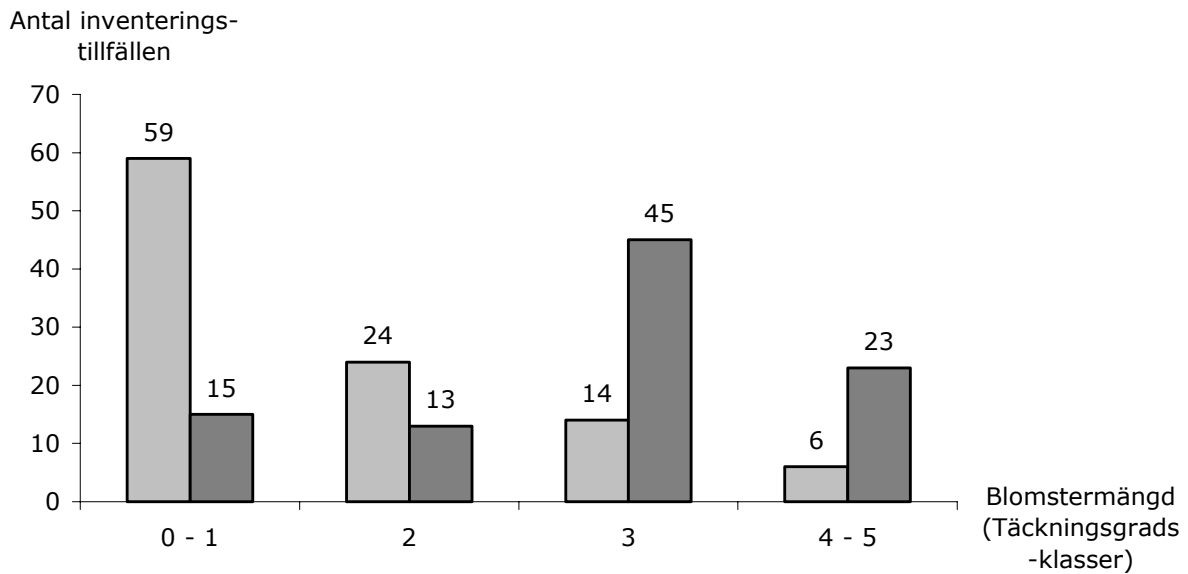
¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar



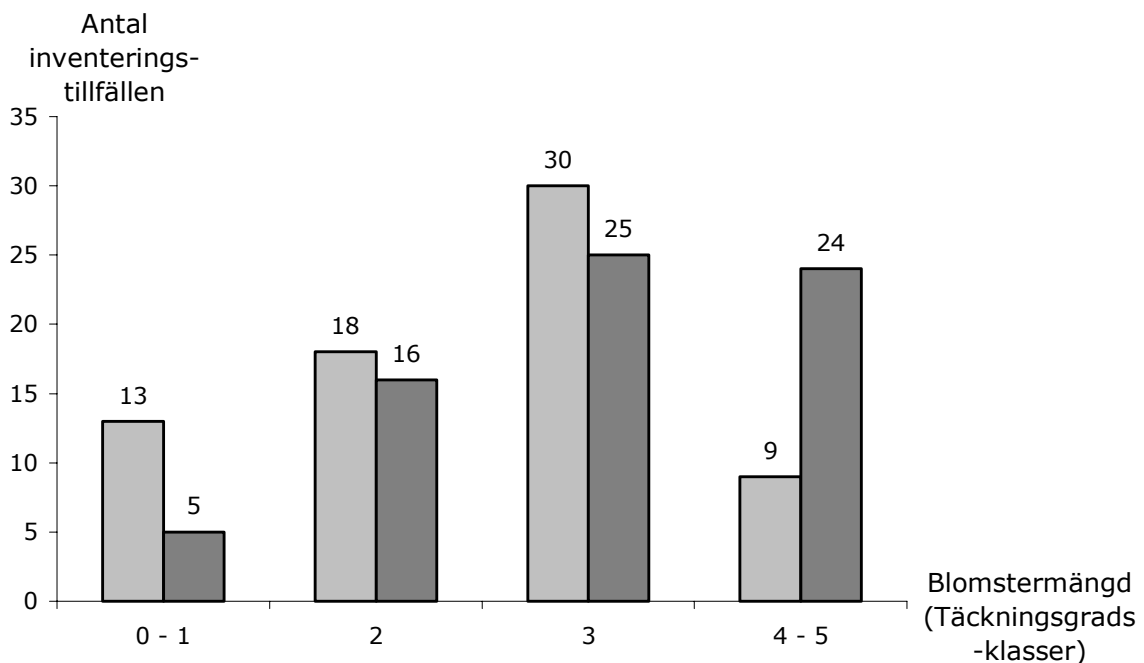
Figur 21 Diagrammet visar blomningsintensiteten totalt för alla inventerade växter samt för de två viktigaste näringsväxterna, rödklöver och vitklöver i en vall på en ekologisk gård (Åsbergby). Blomningsintensiteten är relaterad till abundansen av humlor samt vilket födoval de gör. Anmärkningsvärd är den stora andelen besök till vitklöver den 16 juli trots att vitklöverblommen utgjorde en mycket mindre andel (3%) än rödklöverblommen (12,5%). Vallarna var nyligen slagen vid första inventeringen men trots detta bommade vitklöverna och den stora vitklöverblommen kom igång två veckor tidigare (26/6) än vad som var fallet för rödklöverblommen (10/7). Dessa samband gick igen på flera gårdar. Staplarna visar tätheten av humlor (obs/ha) och de sammanbundna punkterna visar den uppskattade täckningsgraden av blommor (%). Indelningen av staplarna motsvarar andelen besök till vitklöver (vit), rödklöver (grå) samt övriga observationer (svart). Kvadraterna sammanbundna med tjock långstreckad linje är den totala blomtätheten, de grå fyllda romberna sammanbundna med smal linje är tätheten av rödklöver och trianglarna sammanbundna med kortstreckad linje är tätheten av vitklöver. Spridningsmättet anger $2 \times SE$ ($\approx 95\%$ konfidensintervall).

inventeringsomgången i början av juni. Trots detta hamnade den på tredje plats vad gäller antalet besök. En stor andel av besöken utgjordes av vallhumla (*B. subterraneus*) och trädgårdshumla (*B. hortorum*) (Tabell 8) som båda är långtungade arter. Särskilt utgjorde drottningarna en stor andel av besöken och för vallhumlan var det drottningarna som dominerade (Tabell 8).

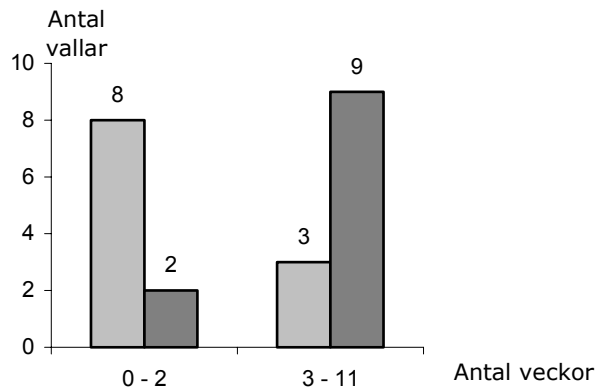
En komplett lista över alla växter där blombesök observerades presenteras i appendix IV. Många växter besöktes dock inte varför appendix V visar alla de växter som observerades under inventeringen uppdelade på de gårdar där växten förekommit, totalt och för varje födosökshabitat. De flesta av de välbesökta växterna (Tabell 6) fanns på alla gårdarna (Appendix V). De växter som fanns på färre gårdar men ändå besöktes i stor omfattning är oftast sådana som fanns i de



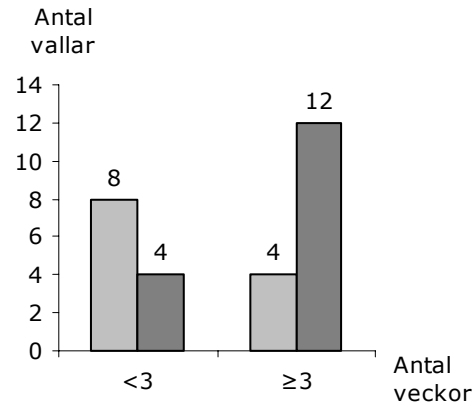
Figur 22 Diagrammet visar fördelningen av den observerade täckningsgraden av blommor i vallarna för alla inventeringstillfällen under studien (n=199) uppdelat på konventionella (ljusgrå stapel) och ekologiska gårdar (mörkgrå stapel). Täckningsklasserna är 0-1 ≤ 0,5%, 2=1%, 3=5% och 4-5 > 25%. De ekologiska gårdarna hade fler inventeringstillfällen där blomstermängden bedömdes vara i de två översta täckningsklasserna och de konventionella gårdarna hade fler inventeringstillfällen där blomstermängden bedömdes vara i den understa täckningsklassen ($\chi^2=55,5$; $df=3$; $p=0,000$). Observera dock att observationerna inte är helt oberoende varför p-värdet är överskattat.



Figur 23 Diagrammet visar fördelningen av den observerade täckningsgraden av blommor i kanthabitaten för alla inventeringstillfällen under studien (n=140) uppdelat på konventionella (ljusgrå stapel) och ekologiska gårdar (mörkgrå stapel). Täckningsklasserna är 0-1 ≤ 0,5%, 2=1%, 3=5% och 4-5 > 25%. De ekologiska gårdarna hade fler inventeringstillfällen där blomstermängden bedömdes vara i den översta täckningsklassen och de konventionella gårdarna hade fler inventeringstillfällen där blomstermängden bedömdes vara i den understa täckningsklassen ($\chi^2=10,9$; $df=3$; $p=0,012$). Observera dock att observationerna inte är helt oberoende varför p-värdet är överskattat.



Figur 24 Diagrammet visar den längsta sammanhängande period räknat i antal veckor där vallen har $\geq 5\%$ täckning av blomster uppdelat på konventionella (ljusgrå stapel) och ekologiska gårdar (mörkgrå stapel). Blomningsperioderna har delats in i klasser om 0-2 veckor och ≥ 3 veckor. Ekologiska gårdar hade signifikant fler vallar med $\geq 5\%$ täckning av blomster där blomningsperioden är ≥ 3 veckor ($\chi^2=5,5$; $df=1$; $p<0,05$).



Figur 25 Diagrammet visar antalet veckor efter slåttern (<3 och ≥ 3) då rödklöverblom observerades i vallarna uppdelat på konventionella (ljusgrå stapel) och ekologiska gårdar (mörkgrå stapel). Det var signifikant fler ekologiska vallar där rödklövern började blomma inom 3 veckor efter slåtter ($\chi^2=4,0$; $df=1$; $p<0,05$).

fält med andra attraktiva grödor som bönor (*Vicia faba*), ärtor (*Pisum sativum*) och i ett fall en transekt med övervägande luservall (*Medicago falcata* × *sativa*) (Appendix II). I ärtfälten på ekologiska gårdar fanns också mycket blåklint (*Centaurea cyanus*) vilket gjorde att den hamnade högt på listan över välbesökta växter (Tabell 6). Krustisteln (*Carduus crispus*) som endast förekom på ett fåtal gårdar (Appendix V) har ändå hamnat högt på listan över populära växter (Tabell 6). En anledning är att krustisteln på dessa gårdar (Appendix V) ofta fanns i väldigt stor omfattning i vallen och i vissa fall utgjorde den enda stora näringskällan för humlorna.

Den observerade täckningsgraden av blomställningar för varje transekt visar att blommängden var större på ekologiska gårdar än på konventionella, både i vallarna och i kanthabitaten (Fig. 22 & 23). Det var dessutom signifikant fler ekologiska vallar som blommar rikligt under 3 veckor

Tabell 8 Den observerade abundansen av humlor i de fält med åkerböna (*Vicia faba*) ($n=2$) som inventerades en respektive två gånger i studien. För de arter som besökte åkerböna anges också abundansen uppdelat på drottningar respektive arbetare

Arter	Totalt (obs/ha)	Blombesök, åkerböna (obs/ha)	
		drott.	arb.
<i>B. hortorum</i>	45	17	26
<i>B. lapidarius</i>	17	11	6
<i>B. lucorum</i>	40		36
<i>B. pascuorum</i>	2		
<i>B. pratorum</i>	2		
<i>B. soroeensis</i>	9	2	6
<i>B. subterraneus</i>	26	17	6
<i>B. sylvarum</i>	6	4	
<i>B. terrestris</i>	155		151
Ospec.	70		15
Σ obs/ha	372	51	247

eller längre (Fig. 24). Ytterligare en skillnad mellan odlingssystemen var att röd-klöver gick i blom tidigare efter slåttern i ekologiska vallar (Fig. 25). Fördelningen av blommängden över inventeringsperioden för vallarna respektive kanthabitaten visas i figur 26 & 27.

4. Diskussion

Det tydligaste resultatet från denna studie är att ekologiska gårdar hade starkare humlepopulationer (Fig. 12). Detta styrks av att var och en av de sex vanligaste arterna, totalt sett, också hade högre abundans på ekologiska gårdar (Fig. 13). Däremot var det ingen skillnad i antalet arter mellan odlingssystemen men artantalet var beroende av mosaikgraden i gårdens omgivande landskap (Fig. 9). Dessa resultat beror alla på effekter kopplade till landskapets struktur. Abundansen vid transektinventeringen, som speglar populationsstorleken, beror på landskapsfaktorer kopplade till de två odlingssystemen. Landskapsfaktorer som påverkade artförekomst är däremot oberoende av skillnader mellan odlingssystemen.

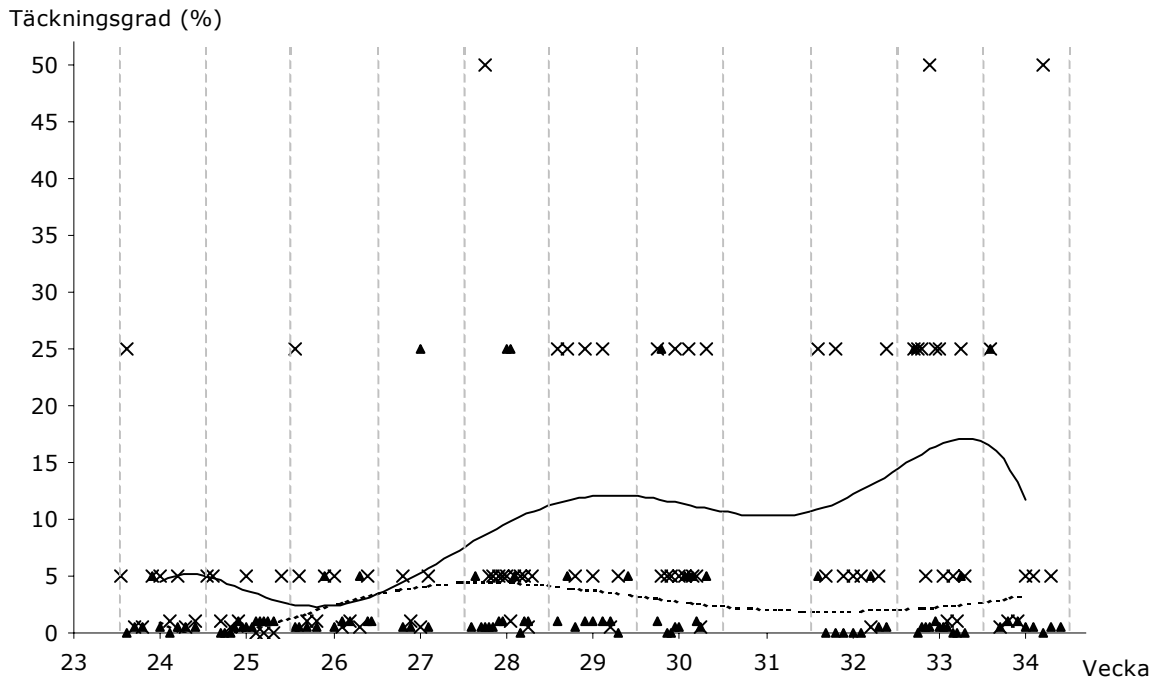
Den landskapsfaktor som i denna studie skiljde mest mellan odlingssystemen var den större andelen vallar på ekologiska gårdar. Vallarna skiljde sig också genom att de ekologiska blommade mer (Fig. 22) och under längre perioder (Fig. 24). En större andel vitklöver i ekologiska vallar är en bidragande orsak till detta mönster. Resultaten visar därför att en god blomkontinuitet under hela sommaren krävs för att humlepopulationerna skall bli starka. Resultaten visar också att det är ärtväxterna som besöks i störst omfattning av humlorna (Tabell 7). På två av de ekologiska gårdarna i studien fanns fält med bönor (*Vicia faba*) vilka drog till sig långtungade humledrottningar i början av juni (Tabell 8). Två av de rödlistade humlearterna hör till de långtungade arterna varför åkerböna verkar kunna stödja dessa arter under den känsliga perioden i början av sommaren då samhällena grundas.

Skall antalet humlearter öka i ett landskap, tyder mina resultat på att det krävs en ökad mosaikgrad av olika habitat. För att åstadkomma detta krävs relativt stora insatser. En ökad blomkontinuitet, särskilt ärtväxter, vilket stödjer populationerna av de befintliga arterna kan däremot åstadkommas ganska lätt och några enkla råd har utformats utifrån resultaten i denna studie.

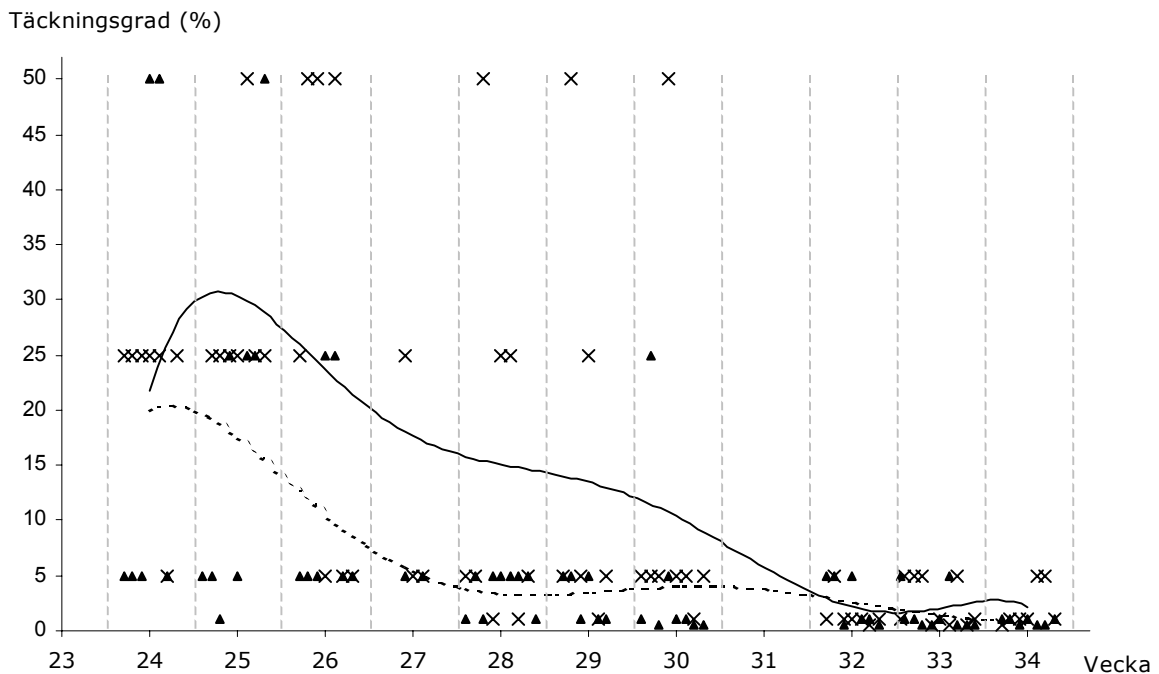
4.1. Artantal påverkas av landskapets mosaikgrad

I denna studie var det mosaikgraden av landskapet i gårdens omgivning som påverkade artantalet och inte skillnader mellan ekologiska och konventionella odlingssystem (Fig. 9). Sambandet var tydligast för vallarna (Fig. 10) medan landskapets effekt på artantal i kanter endast syns när storskalig landskaps-heterogenitet används som co-variabel (Fig. 11).

Det är rimligt att artantalet är mer beroende av landskapet än av odlingssystemen. Detta är också samma mönster som observerats i tidigare studier på de



Figur 26 Figuren visar den observerade täckningsgraden av blommor i vallarna vid varje inventeringstillfälle fördelat över hela inventeringsperioden, uppdelat på ekologiska (x) och konventionella gårdar (▲). En linje har passats för att ge en grov uppfattning av variationen över tiden. Helledragen motsvarar ekologiska gårdar och streckad konventionella.



Figur 27 Diagrammet visar den observerade täckningsgraden av blommor i kanthabitaten vid varje inventeringstillfälle fördelat över hela inventeringsperioden, uppdelat på ekologiska (x) och konventionella gårdar (▲). En linje har passats för att ge en grov uppfattning av variationen över tiden. Helledragen motsvarar ekologiska gårdar och streckad konventionella.

inventerade gårdarna (Weibull, 2002b). För dagfjärilar gällde till exempel att artdiversiteten ökade med en ökad småskalig landskapsheterogenitet (Weibull *et al.*, 2000) vilket också antyder att fjärilar och humlor påverkas av olika landskapskalor. En ökad landskapsheterogenitet innebär att utbudet av olika habitat ökar, både bohabitat, födosökshabitat och parningshabitat. Dessa habitat behöver nödvändigtvis inte sammanfalla med varandra (Dennis *et al.*, 2003). I min studie har födosökshabitat inventerats men förekomst av en art i födosökshabitatet innebär åtminstone att lämpliga bohabitat finns inom ett område motsvarande humlans längsta flygradie. De vanligaste humlearterna är antingen knutna till habitat som det finns gott om eller kan utnyttja många olika habitat som boplats medan de arter som förekommer i lägre frekvenser kan ha lite mer specifika krav på boplats. Ökar variationen i ett landskap ökar därför också möjligheten att flera humlearters krav uppfylls.

Att det är den storskaliga och inte den småskaliga landskapsheterogeniteten som påverkar artantalet gör att man kan sluta sig till att det är habitatvariationer i landskapet i gårdens omgivning som påverkar artantalet och inte bara de små habitatvariationerna som finns på gården. I en tysk studie (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002) där man undersökt hur landskapet påverkade honungsbin, humlor och solitärbin på olika skalor fann man tendens till att humlorna påverkades mest av landskapets utformning inom en radie av 750 m. I samma studie (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002) nämns också att några få arter av humlor tillsammans med honungsbin är de pollinatörer som finns kvar i de mest enahanda landskapen. Båda dessa resultat stöder att det är den storskaliga landskapsheterogeniteten som är den avgörande faktorn för hur humlorna reagerar på landskapet.

Två tyska studier (Kreyer *et al.*, 2003; Walther-Hellwig & Frankl, 2000) visar att blommande jordbruksgrödor (super-abundant resources) attraherar humlor på mycket stora avstånd, ända uppemot två kilometer. Detta kan vara en förklaring till att den storskaliga landskapsheterogeniteten inte påverkade artantalet i kanthabitaten i samma omfattning som i vallarna. En blommande klövervall kan fungera som en humlemagnet i landskapet och dra till sig humlor från ett större område än vad ett kanthabitat gör.

Kanske hade resultaten blivit tydligare om fler gårdar ingått i denna studie med lika låg eller lägre landskapsheterogenitet än Skörkulla, men det var svårt att hitta lämpliga gårdspår i de mest enahanda jordbrukslandskapen. Habitatklasserna som använts för beräkningen av mosaikgraden är ganska vida. Om man i stället beräknat andelen habitat som är viktiga för humlornas förekomst och testat artantalet mot dessa skulle man kunnat få reda på vilka habitattyper som är viktigast för humlorna samt om arterna skiljer sig i vilka habitat de är beroende av.

4.2. Abundans påverkas av odlingssystemets landskapsstruktur

Det är tydligt att ekologiska gårdar gynnar abundans av humlor (Fig. 12). Detta är fallet för alla de vanligaste arterna (Fig. 13) vilket tydligt visar att den ekologiska

odlingen gynnar humlorna som grupp. Frågan är då vad som skiljer odlings-systemen åt?

Hoten mot de vilda pollinatörerna har definierats som brist på boplatser, brist på födoresurser samt pesticidanvändning. I en studie där bosökande humledrottningar inventerades visade det sig att flest drottningar observerades i de ostörda småbiotoperna i jordbrukslandskapet (Svensson, 2000). Boplatserna är därför starkt kopplade till landskapets utseende. Småbiotoper är en faktor som ingår i landskaps-heterogeniteten. Om boplatserbrist påverkar abundansen borde därför landskapets mosaikgrad i någon skala påverka resultatet. För den totala abundansen finns inga tecken på att det är så (Appendix III). Därför spelar någon av de andra faktorerna en större roll. Både mängden födoresurser och pesticidanvändningen är faktorer där det finns skillnader mellan ekologiska och konventionella gårdar.

4.2.1. Skillnader i blomrikedom

De ekologiska gårdarna skiljde sig från de konventionella genom att ha större andel vall, ofta mer än en tredjedel och ibland mer än hälften av den odlade arealen. Dessutom fanns mer klöver i de ekologiska vallarna. Detta är ett resultat av att behovet av grüngödsling genom kvävefixerande grödor ökar när en gård ställer om till ekologisk odling (Kvarnbäck *et al.*, 2003). Den större andelen klöver ger en större blommängd och en längre blomningsperiod på de ekologiska gårdarna. Detta mönster ses framförallt i vallarna (Fig. 22 & 24) men även kanthabitaten har mer blommor på de ekologiska gårdarna (Fig. 23).

En bidragande orsak till att ekologiska vallar blommar mer och längre är att vitklöver oftare ingår. Det är inte lika vanligt att konventionella gårdar har vitklöver i sina vallar (Fig. 17). Denna skillnad gäller åtminstone generellt för djurgårdar. Vid en omställning av en djurgård till ekologisk produktion ökar behovet av betesareal (Kvarnbäck *et al.*, 2003). Ofta efterbetas då grovfodervallarna. De flesta vallfröblandningar för foder och efterbete innehåller vitklöver (Lantmännen, 2004; Olssons, 2004; Skånefrö, 2004; SW, 2004). Fördelen med vitklöver ur ett humleperspektiv är att den blommar tidigare på sommaren och går i blom mycket snabbare efter slåttern än vad rödklövern gör (Fig. 21). Rödklöver blommar också tidigare i de ekologiska vallarna efter slåttern (Fig. 25) vilket ytterligare förstärker skillnaderna mellan odlingsystemen. Den tidigare rödklöverblommen i ekologiska fält beror på att ekologiska fält i genomsnitt har mindre växttillgängligt kväve än konventionella (Ahnström, 2002). Den högre kvävetillgängligheten i konventionella fält gör att rödklövern tillväxer under en längre period innan den går i blom.

Fler vallar och mer blommor under en längre tid ger en skillnad i landskapets utformning mellan ekologiska och konventionella gårdar. Skillnader inom jordbruksmarken innefattades inte i beräkningarna av landskaps-heterogeniteten varför denna landskapseffekt ligger inbakad i skillnaderna mellan odlingsystem.

4.2.2. Pesticidanvändning påverkar blomresurser

Pesticidpåverkan kan skilja mycket mellan gårdar beroende på vilken strategi bonden har vid ogräsbekämpningen, nu och längre tillbaks i tiden. Östman *et al.* (2001) har i en studie under 1998 redovisat pesticidanvändningen i ettåriga grödor för de av gårdarna som ingått i tidigare studier (Tabell 1). Där visade det sig att endast två av de konventionella gårdarna använde någon form av insekticider men att alla använde herbicider. Det är därför herbicideffekten som skiljer mest mellan gårdarna i den här studien, särskilt då vallarna inte besprutas. Konventionella vallar kan dock sprutas med Round Up innan den plöjs men effekten ur humlornas perspektiv är samma som då vallen plöjs, det vill säga födoresursen försvinner. Insekticidernas inverkan bör dock inte negligeras i andra sammanhang då det finns rapporter om biförgiftningar med insekticider som orsak (Stark, 1999).

I sin litteraturgenomgång av biologisk mångfald i ekologiskt lantbruk nämner Ahnström (2002) att ”det finns få dokumenterade skillnader mellan ekologisk och konventionellt lantbruks påverkan på småbiotoperna” och påpekar vidare att ”det är brukarens inställning som är viktigare än brukningsformen”. En uppfattning som jag fått från de observationer som gjorts under inventeringen är att många av de konventionella gårdarna som inventerats hade en mer utarmad flora i kanthabitaten än de ekologiska gårdarna, även om det finns undantag i båda fallen. Det är dock inte självklart att det skall vara skillnad mellan kanthabitaten då det rör sig om mer naturlig vegetation men uppfattningen stöds av det faktum att ekologiska gårdar har en större blommängd i kanthabitaten (Fig. 23). Två viktiga faktorer som kan bidra till att minska mängden blommor i kanthabitaten är gödsel- och pesticidpåvekan vilket utarmar floran (Ahnström, 2002; Kvarnäck *et al.*, 2003). Kväveläckage till omgivande kanthabitat är inte något som borde skilja mellan ekologiska och konventionella gårdar men kanthabitat på konventionella gårdar löper större risk att påverkas av pesticider. Effekter av herbicider kan finnas kvar, även på ekologiska gårdar som nyligen varit konventionella då det tar tid för växtsamhället att återhämta sig.

Den påverkan som pesticider kan ha på humlorna i denna studie skulle därför vara indirekt genom minskade blomresurser. Den huvudsakliga skillnaden mellan ekologiska och konventionella gårdar i denna studie kan sammanfattas som en skillnad i mängden blomresurser, både i vallar och kanthabitat.

4.2.3. Kontinuitet av födoresurser stärker humlepopulationer

Den avgörande skillnaden mellan odlingssystemen var abundansen i vallarna. Kanthabitaten skiljde sig tydligt endast under den sista inventeringsveckan (Fig. 16). I studien har de allra flesta observationer gjorts av blombesökande humlor. Endast för 6% av observationerna har annan aktivitet än blombesök noterats (Appendix IV). Det är därför rimligt att den skillnad i abundans som observerats är kopplad till skillnaden i blommängd mellan ekologiska och konventionella gårdar.

Jämför man abundansen på ekologiska och konventionella gårdar över hela säsongen (Fig. 14-16) visar det sig att variationen mellan gårdarna var stor. Under

första veckan och från mitten av juli var den totala abundansen tydligt högre på ekologiska gårdar med undantag av populationstoppen på de konventionella gårdarna under sista veckan i juli (Fig. 14). Denna populationstopp syns både i vallar och kanthabitat (Fig. 15 & 16). En liknande populationstopp syns i ekologiska vallar och kanthabitat (Fig. 15 & 16) men toppen i vallarna varar under en mycket längre tid (Fig. 15).

Om skillnaden i abundans är kopplad till skillnader i mängden blommor så skall en motsvarande skillnad till populationstoppen i vallarna synas mellan blom-mängden i ekologiska och konventionella vallar. Denna skillnad syns från vecka 28 (8-14 juli) och den var tydligast under augusti (Fig. 26) då också skillnaden i abundans var som störst (Fig. 15). För att få en uppfattning om den totala blommängden på ekologiska respektive konventionella gårdar får man jämföra blommängden både i vallarna och i kanthabitaten. Blommängden i kanthabitaten minskar mot slutet av sommaren men gör det snabbare på konventionella gårdar (Fig. 27). Torkan i slutet av sommaren gjorde att blommängden minskade drastiskt i augusti (Fig. 27) vilket speglar sig i att abundansen på både ekologiska och konventionella kanthabitat minskade kraftigt i augusti (Fig. 16). På ekologiska gårdar motverkades denna brist på blommor av att vallarna rikliga blom men på konventionella gårdar blev det troligen kritiskt för humlorna.

Den bättre kontinuiteten av födoresurser på ekologiska gårdar gör att den totala abundansen blir hög under en längre period (Fig. 14). Under slutet av juli och i augusti producerar humlesamhällena framförallt könsdjur (hannar och drottningar) (Prys-Jones & Corbet, 1991). Detta gör att humlepopulationerna på ekologiska gårdar har en mycket längre tidsperiod då de kan producera nya drottningar som också blir parade. Dessa drottningar övervintrar och bildar nya samhällen kommande år. Gårdarna kan därför antas utgöra ett källa-sänka-system där de ekologiska gårdarna är källor och försörjer de konventionella med humlor.

4.2.4. Vitklöver besöks ofta av humlorna

På ekologiska gårdar bidrog vitklöver till att förlänga blomningssäsongen. Detta gav en synbar effekt på humlornas blombesök. I vallarna syns en tydlig skillnad i hur blombesöken fördelades där besöken till vitklöver utgjorde en betydande andel i de ekologiska vallarna (Fig. 18). Detta gäller även framförallt i sista veckan av juli då rödklövern dominerar (Fig. 20). För de konventionella vallarna skedde besöken nästan uteslutande på rödklöver då vitklöver endast förekom i liten omfattning (Fig. 19). Ett exempel på att vitklöver föredras framför rödklöver är en av vallarna på Åsbergby (Fig. 21). Både vitklöver och rödklöver blommade rikligt i vällen, som representerar en ekologisk ”medellvall” vad gäller blommängd och fördelning av blombesöken.

En anledning till att vitklöver besöks oftare än rödklövern är att alla arter inte kommer åt nektar från rödklöver. Även om humlorna generellt har långa tungor så är det bara de riktigt långtungade arterna som kan utnyttja rödklövern effektivt (Fridén *et al.*, 1962; Teräs, 1976; Williams, 1986). Det är då rimligt att humlearter

med kortare tunga väljer vitklöver framför rödklöver när den förstnämnda finns att tillgå.

Att vitklövern börjar blomma tidigare är den främsta orsaken till att abundansnivåerna stiger mycket tidigare på säsongen i ekologiska vallar (Fig. 15). Troligt är att detta ger en bättre grund för att samhällena på ekologiska gårdar skall växa till senare på säsongen och nå de höga abundansnivåer som uppmätts i slutet av juli och början av augusti då rödklövern har sin stora blomning.

4.2.5. Betydelsen av blommande ”ogräs”

Övriga växter i vallarna besöktes i mycket liten omfattning och det var endast krustitel (*Carduus crispus*) som utgjorde någon större andel (Tabell 6). Den har i tidigare studier visat sig vara en populär näringsväxt (Svensson 2002). Krustisteln förekom i vallen endast på ett fåtal gårdar och det var endast på den konventionella gården Saringe som den förekom i stor omfattning (Appendix V). Där var den dessutom en dominerande näringsväxt under delar av säsongen (Risberg, opubl. data). Detta visar att ogräs som förekommer i åkrarna kan utgöra viktiga näringskällor för humlorna.

Besök till ogräsväxter utgjorde en mycket större andel i de konventionella vallarna där vit- och rödklöver inte förekommer i lika stor omfattning (Appendix IV). På ekologiska gårdar som inte använder bekämpningsmedel finns fler örtogräs (Ahnström, 2002). Ett exempel på detta är att i de ärtfält som undersökts har det, på de ekologiska gårdarna till skillnad från de konventionella, blommat en hel del blåklint (*Centaurea cyanus*). Detta gjorde att blåklint ligger på tionde plats bland de besökta växterna totalt sett (Tabell 6). Ogräsen på de ekologiska gårdarna kan utgöra alternativa näringskällor under perioder då vallen är avslagen vilket kan vara ytterligare en orsak till de högre abundansnivåerna på ekologiska gårdar.

4.2.6. Blombesök på lusern, ärt och åkerböna

Vallar var inte det enda odlade födosökshabitat som inventerades. Både fält med ärtor (*Pisum sativum*) (n=5) och bönor (*Vicia faba*) (n=2) inventerades. Dessutom gjordes en inventering i en vall med enbart lusern (*Medicago falcata* × *sativa*). Detta gör att ärt, åkerböna och lusern har fler besök i den totala sammanställningen än om man summerar besöken i vallar och kanthabitat (Tabell 6). I de vallar där lusern var insädd och blommade samtidigt med klöver var det inte många besök till lusern (Tabell 6) men blommade lusern däremot ensam attraherade den mycket humlor, men i stort sett enbart *B. terrestris* och *B. lucorum* (Appendix II). Detta visar att lusern är en bra näringsväxt för en del arter men finns vit- och rödklöver att tillgå föredrar humlorna att besöka dessa.

Ärtor är den av de undersökta jordbruksgrödorna som i minst omfattning gynnar humlorna även om vissa sorter fungerar bättre än andra. I fälten med ärtor varierade humletätheten stort. Alla utom två av besöken till ärt observerades på Ekhaga. Detta kan ha sin förklaring i att Ekhaga använde en annan sort, Odalett, än de övriga gårdarna vilka hade någon av sorterna Brutus eller Agadir. Gamla

undersökningar av humlors blombesök i jordbruksgrödor visar att ärtfält har jämförelsevis låga abundansnivåer (Fridén, 1972). Skälet till att Odalett utmärker sig är inte helt klart. När skillnaderna uppmärksammades under inventeringen undersöktes om alla ärtsorterna erbjöd pollen och nektar vilket de gjorde men det skiljde något i hur utvecklade seglet och vingarna var. Odaletts blomma var mer utvecklad vid blomningen än de andra två sorternas blommor vilket kan ha gjort det lättare för humlorna att komma åt nektar och pollen.

Fälten med åkerböna fanns bara på ekologiska gårdar och inventerades i början av juni. Fälten blommade dock under större delen av juni. Trots få inventeringar hamnade åkerböna på tredje plats av de mest besökta växterna totalt sett (Tabell 6) vilket tyder på att den är en bra näringsväxt. Framförallt verkar den gynna de långtungade humlearterna som *B. hortorum* och *B. subterraneus* (Tabell 8). För just dessa två arter utgör även drottningarna en stor andel av observationerna vilket tyder på att åkerböna kan gynna de långtungade arterna speciellt. Detta kan vara av intresse då det finns rapporter från flera ställen i Europa om att just de långtungade arterna har minskat (Osborne & Corbet, 1994; Rasmont, 1995; Saville, 1993; alla citerade i Carvell 2002). Det faktum att åkerböna har en lång blomningstid som sträcker sig över stor del av juni gör den extra lämplig som stödjande växt för humlepopulationerna då det är just i denna tid som drottningarna grundar samhället och samhällsutvecklingen tar fart.

4.2.7. Blombesök i kanthabitat

Generellt hade ekologiska gårdars kanthabitat fler blombesök men på lika många näringsväxter som på de konventionella gårdarna (Appendix III). Ekologiska kanthabitat hade också signifikant fler besök till ärtväxter (Tabell 7). Det är svårt att säga om detta också speglar en större andel ärtväxter. Då angränsande vallar kan ha en viss kvävebrist kan detta påverka kanthabitaten. Ärtväxter som kan fixera kväve från luften skulle då tänkas ha större fördel på de ekologiska gårdarnas kanthabitat. Om detta är något som utskiljer ekologiska gårdar från konventionella är svårt att säga men klart är att ett ökat inslag av ärtväxter är en faktor som gynnar humlorna.

4.3. Artförekomst och blombesök i Uppland

4.3.1. Vanligt förekommande arter

Antalet humlearter som observerats i denna studie täcker väl in vad man kan förvänta att finna i det uppländska jordbrukslandskapet. Vid en jämförelse med vildbiprojektets artlista (Tabell 2) fattas bara ett fåtal sällsynta arter. När man bortser från de arter som företrädesvis hittas i skogsmark och de jordhumlor som räknas in i *B. lucorum*-gruppen är det bara broksnylthumlan (*B. quadricolor*) som inte observerades. I en jämförelse med tidigare studier som gjorts i samma områden (Fridén, 1967b; Svensson, 2002) visar det sig att båda dessa studier har hittat färre arter (Tabell 2). Delvis beror detta på att fler arter är sammanförda till större grupper. När hänsyn är tagen till detta kvarstår ändå en skillnad där de mer sällsynta arterna har observerats i den här studien. Detta visar att situationen för humlearterna i det uppländska jordbrukslandskapet som helhet är god även om de

sällsynta arterna återfinns i låga tätheter (Tabell 3). Svensson (2002) kommenterar i sin studie att antalet arter som hittades var litet och diskuterar särskilt *B. sylvarum* och *B. subterraneus* där det finns rapporter om minskande populationer från övriga Europa. Denna studie visar att artantalet i Uppland inte har minskat. *B. sylvarum* och *B. subterraneus*, den senare dessutom rödlistad som NT (Gärdenfors, 2000) tillhör de sex vanligaste arterna (Tabell 2 & Fig. 13). För dessa arter verkar läget därför inte vara så allvarligt, åtminstone inte i Uppland.

Ser man på den allmänna fördelningen av arterna så utgör de fyra vanligaste arterna drygt tre fjärdedelar av alla observationer och utökar man till de åtta vanligaste arterna utgör de hela 90 % vilket ger de övriga 11 arterna 10 % (Tabell 3). Fördelningen var till viss del väntad då de flesta observationerna är gjorda i vallar där födoresurserna tidvis är rikliga. Detta innebär att arter som kan flyga långt och/eller bygger upp stora samhällen har större möjlighet att utnyttja stora födoresurser, dels då resursen ligger inom räckhåll för fler samhällen, dels då samma antal samhällen bidrar med fler individer än vad de arter som bara bygger upp små samhällen kan göra. En liknande fördelning med stor övervikt för de vanligaste arterna kan ses i en undersökning i vallar för fröodling som 1962 utfördes vid dåvarande lantbrukshögskolan på Ultuna (Fridén, 1967b).

4.3.2. Snylthumlor

Tittar man på snylthumlorna (för arter se Tabell 2) så utgör de en väldigt liten andel av observationerna (Tabell 3) vilket är förklarligt eftersom de inte själva producerar några arbetare utan parasiterar på andra humlors samhällen (Løken, 1984). De vanligaste snylthumlorna är i stort sett de som boparasiterar de vanligaste humlearterna i studien. Trädgårdssnylthumlan (*B. barbutellus*) är dock den klart mest förekommande snylthumlearten vilket inte står i proportion till antalet observationer av dess värd som är trädgårdshumlan (*B. hortorum*) (Løken, 1984). Detta kan indikera att *B. hortorum* är vanligare än vad man kan tolka av denna studie men då observationerna av snylthumlor generellt är så få kan inga säkra slutsatser dras. En trolig orsak kan vara att *B. hortorum* föredrar andra födosökshabitat än de som inventerats i studien. Trädgårdshumlan, som namnet antyder, ses ofta i trädgårdar och i anslutning till bebyggda områden. Jag har själv observerat den i stora antal i dessa miljöer.

Trots att jag inte observera *B. quadricolor* under 2002 skulle det kunna vara möjligt att den förekommer. *B. quadricolor* parasiterar *B. soroeensis* (Løken, 1984) som är den åttonde vanligaste arten. På gårdar som Lena Husby, Ora och Åsbergby där *B. soroeensis* förekommer i större omfattning (Appendix II) borde det finnas goda möjligheter för *B. quadricolor*. *B. quadricolor* är dock ovanlig i Uppsala-trakten och endast enstaka observationer har gjorts under den senaste 10-årsperioden (B. Cederberg pers. medd.).

4.3.3. Ovanligt förekommande arter

För några av de arter som förekommer i låga frekvenser (Tabell 3) ger inte denna studie en helt rättvis bild då de habitat som inventerats inte är de där dessa arter är

vanligast. Detta gäller framförallt arter som *B. humilis* och *B. hypnorum* men till viss del även för *B. pratorum* (Hasselrot, 1960; Løken, 1973; Risberg & Ivarsson, opubl. data). För *B. pratorum* och *B. ruderarius* gäller också att de bildar små samhällen (Hasselrot, 1960; Løken, 1973) vilket kan vara orsaken till att så få individer observerades. Även om dessa arter observerades i låga frekvenser i denna studie kan man inte säga något mer än att dessa arter förefaller vara mer lågfrekventa i det uppländska jordbrukslandskapet.

För en art som *B. distinguendus*, som däremot är mer knuten till odlade landskap (Løken, 1973), är läget sämre vilket bekräftar att arten klassas som missgynnad (NT) i den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000). En jämförelse av resultaten från den här studien med studier gjorda för 50 år sedan (Fridén 1967a & 1967 b) visar att bedömningen är rimlig åtminstone för det område av Uppsala län som studien gäller. I Fridéns studier (1967a & 1967b) förekommer *B. distinguendus* i låga frekvenser men ändå i tillräcklig grad att den bedöms som en resurs i pollinering av klöver. I denna studie observerades endast två drottningar i en vall där bonden väntade med att slå tills rödklövern gått i blom. *B. distinguendus* hör till de arter som har lång tunga och gynnas särskilt av rödklöver. Dessutom är arten ganska sen i sin samhällsuppbyggnad (Løken, 1973) vilket gör att den tid då drottningar och de första arbetarna kommer igång med pollen- och nektarinsamlingen ligger nära den tid då rödklövern går i blom. Detta styrks av att arten observerades i den enda vall där rödklövern tilläts gå i blom innan första slåttern. Kanske skulle det gynna *B. distinguendus* om en liten del av varje vall sparades vid första skörden så att rödklövern där får gå i blom tidigare.

Det intressantaste fyndet av de ovanliga arterna är utan tvekan den hanne av *B. muscorum* som hittades på Filke c:a en mil SV om Uppsala (Fig. 1). *B. muscorum* klassas som missgynnad (NT) i den svenska rödlistan (Gärdenfors, 2000) och betraktades som försvunnen från Uppsala län. Løken (1973) listar en gammal kollekt från Uppland utan närmare data samt några exemplar från Upplandskusten men inget senare än 1951 varför detta fynd är det första i Uppland på 50 år som med säkerhet kan bestämmas till *B. muscorum* (Det. L. A. Nilsson). Om detta är ett enstaka fynd och om arten finns på fler ställen i området är värt att undersöka.

4.3.4. Blombesök

Resultaten från blombesöken i kanthabitaten ger, till skillnad från de odlade fälten, en riktigare bild av vilka näringsväxter humlorna föredrar då utbudet av blommande arter är mycket större här. Rödklöver och vitklöver tillsammans med skogsklöver (*Trifolium medium*) var även i kanthabitaten de näringsväxter som fick flest besök (Tabell 6) trots att de där inte dominerade i lika stor omfattning. Detta samstämmer med andra undersökningar där humlors födoval har undersökts (Teräs, 1976; Dramstad, 1995; Bäckman & Tiainen, 2002; Carvell, 2002). Jämför man de mest besökta växterna i kanthabitaten i denna studie (Tabell 6) med tidigare studier finner man att det inte skiljer nämnvärt (Teräs, 1976; Dramstad, 1995; Bäckman & Tiainen, 2002; Carvell, 2002; Svensson, 2002). Av de populäraste

näringsväxterna var de allra flesta ärtväxter (Fabaceae), korgblommiga växter (Asteraceae) samt rosor (*Rosa* sp.) (Tabell 6). Ärtväxterna var absolut viktigast och utgjorde hela 61 % av besöken i kanthabitaten (Tabell 7).

4.4. Slutsatser och faunastödjande åtgärder

Pollination är en viktig ekosystemtjänst inom jordbruk och trädgårdsnäring (Björklund *et al.*, 1999; Ericsson, 1999; Lundborg, 1999). Det är därför oroande att det rapporterats om en minskning av både vilda pollinatörer och honungsbin (Cederberg, 1999; Cederberg & Nilsson, 2000; Björklund *et al.*, 1999; Croxton *et al.*, 2002; Allen-Wardell *et al.*, 1998; Williams, 1986). För jordbrukare kan det vara av intresse att skapa förutsättningar för en stark population av humlor på gården och i närliggande landskap och därmed öka möjligheten till god pollination.

Denna studie visar att en ökad mosaikgrad av olika habitat i landskapet som gården ligger i ökar antalet humlearter i jordbrukslandskapet. Jordbruksområden med få humlearter skulle kunna stärkas genom att skapa en större variation av obrukade miljöer som svarar mot humlornas habitatkrav. Då det rör sig om landskapsförändringar i den större skalan (5x5 km) krävs relativt stora insatser vilket kanske inte alltid är möjligt. Denna studie svarar inte heller exakt på vilka miljöer som skulle behöva skapas.

Råd om populationsstödjande åtgärder för de befintliga arterna kan däremot ges. Studien visar att en ökad kontinuitet av blommor, särskilt ärtväxter, höjer abundansen av humlor för alla arter. Nyckelelement är blommande grödor som klövervallar och fält med åkerböna men blomrika kanthabitat är också viktiga, framförallt i början av sommaren. Vitklöver i vallarna ger en avsevärd effekt. Även om studien visar att ekologiska gårdar har dessa humlestödjande element i störst omfattning hindrar det inte konventionella gårdar att tillämpa samma principer. Ett ”mångfaldstolerant” odlings sätt där fler blommande ogräs tillåts ger också ett komplement till de blommande grödorna. Då kan även ett sädesfält bli attraktivt för pollinatörer.

För Upplands jordbrukslandskap, där inga arter helt har försvunnit, kan populationsstödjande åtgärder vara tillräckligt för att lågfrekventa arter skall klara sig, givet att deras habitatkrav fortfarande uppfylls. Kanske kan en art som klöverhumlan (*B. distinguendus*) bli vanligare igen. För att ge råd om stödåtgärder i jordbrukslandskap där arter helt försvunnit krävs mer kunskap om sällsynta arters habitatkrav.

Från resultaten i denna studie rekommenderas följande åtgärder som stödjer befintliga humlepopulationer:

1. En ökad andel klövervall i växtföljden.
2. Insådd av attraktiva lågväxande klöverarter som vitklöver.
3. Skapa förutsättningar för blomrikare kanthabitat.
4. Spara mindre delar av vallen vid skörd.
5. Odlå åkerböna istället för ärtor som foder.

4.4.1. Ökad andel klövervall

Det tydligaste resultatet är att vallen gynnar alla humlearter starkt. Om det finns utrymme kan man öka andelen vall i växtföljden, gärna i form av en mer lågintensiv vallodling som gynnar humlorna. Med mer vall behöver man inte ta lika mycket foder från vallen och den kan samtidigt användas som grüngödslingsvall. Ett exempel utgör den ekologiska gården Åsbergby. På denna gård ingår en stor andel vall i växtföljden. På några av dessa vallar togs enbart en första skörd. I anslutning till andraskörden slogs dessa vallar endast på hög höjd då vallen användes som grüngödsling. Detta medförde att rödklövern fortsatte blomma i dessa vallar fram till det att de plöjdes i slutet av augusti. De utgjorde därmed en stor födoresurs för humlorna. Mer vall kan även gynna andra pollinatörer. Exempel finns på att många fjärilsarter attraheras av en blommande klövervall, och en del blåvingar kan utnyttja just klövern som värdväxt (Kvarnbäck *et al.*, 2003). Används vallen som grüngödslingsvall kan man låta den blomma en tid innan man putsar den. Man kan även tänka sig att slå delar av vallen vid olika tidpunkter för att på så sätt se till att någon del av vallen alltid blommar. Detta är en åtgärd som har rekommenderats efter undersökningar av pollinering i fröodlingar redan på 60-talet (Fridén, 1967a).

En flerårig vall har också fördelen att den blommar långt in på hösten efter sista slåttern. En bra födotillgång på hösten ökar chanserna att fler drottningar klarar sig och kan övervintra. Dessa drottningar utgör basen för kommande års humlepopulationer, vilket också nämns i undersökningarna från 60-talet (Fridén, 1967a)

4.4.2. Insådd av vitklöver

Vitklövern bidrog stort till att öka humletätheten på ekologiska gårdar. Genom att välja fröblandningar med inslag av vitklöver får man vallar som blommar under längre period av sommaren. Detta ger en bra grund för att humlepopulationerna skall växa till. Även andra lågväxande ärtväxter som käringtand skulle kunna fungera. Den stora effekten består i att lågväxande arter återväxer snabbare efter slåtter och blommar tidigare än rödklövern vilket ger en bra födokälla tidigare på säsongen när samhällena grundas och den första samhällstillväxten sker.

4.4.3. Blomrika kanthabitat

Blommängden spelar en viktig roll, och i de kanthabitat med riklig blomtillgång förekommer fler humlor. Svensson (2002) hade också vid sina inventeringar från 1991 de största tätheterna i blomrika betsmarker och vägkanter. För att få en god tillgång på näringsväxter under hela säsongen kan man försöka skapa kanthabitat med en lämplig flora. Detta kan till exempel göras genom att skapa öppnare brynzoner där åkern gränsar mot skog. En annan möjlighet är att så in fröblandningar med gynnsamma näringsväxter på ytor som inte kan användas till odling. Bokenstrand *et al.* (2004) har i en studie anlagt och undersökt hur permanenta kantzoner, där bland annat ängsväxter såtts in, klarat sig under en tioårsperiod. Skötseln bestod i årlig slåtter samt bortforslande av det slagna (Bokenstrand *et al.*, 2004). Olika ängsfröblandningar finns att få tag på och man kan även välja vilka växter som skall ingå i blandningen. Förslag på växter kan man få från listan



Foto: Björn Cederberg

Figur 28 Genom att spara en mindre del av vallen vid skörd kan denna bli en resurs av rödklöver som blommar tidigare. Detta kan gynna de långtungade humlor som är särskilt lämpade för pollination av blommor med djup blompip. Bilden visar en hanne av den rödlistade klöverhumlan (*B. distinguendus*) vilken hör till de långtungade humlearterna.

över de mest besökta näringsväxterna (Tabell 6) samt från studien av permanenta kantzoner (Bokenstrand *et al.*, 2004). Att skapa en kontinuitet av näringsväxter är också en av åtgärderna som förordas i underökningarna av pollinering i fröodlingar från 60-talet (Fridén, 1967a)

4.4.4. Spara vall vid skörd

I denna undersökning utmärkte sig en vall genom att den först slogs efter att rödklövern gått i blom första gången. Detta gav förutom en stor födokälla också en observation av den rödlistade klöverhumlan (*B. distinguendus*) (Fig. 28). Det kan alltså vara gynnsamt att låta en del av klövervallen få stå kvar och blomma när första

skörden tas i vallen. Man skulle kunna spara en slätterbredd efter ena sidan av vallen eller, om vallen är ojämnt formad, spara en liten del för att underlätta slättern. Genom detta får man rödklöver som blommar tidigare på säsongen vilket kan gynna de långtungade humlor som är särskilt lämpade för pollination av blommor med djup blompip. Hur stor del som är lämpligt att spara är lite osäkert men undersökningar där en del av vallen sparas vid första skörden utförades under 2003.

4.4.5. Åkerböna som foder

Man kan också ge rådet att odla mer åkerböna istället för ärt som foderväxt. Åkerböna har, förutom att vara bra näringsväxt för humlor, också den fördelen att den inte angrips av ärtrotröta (Boström, 2003). De sorter som finns idag har dessutom inte lika höga halter av alkaloider och tanniner som tidigare sorter och fungerar därför bra som foder (Boström, 2003). I den här studien observerades åkerbönan blomma under större delen av juni och den attraherade också mycket humlor. Särskilt gynnades de långtungade humlearterna som trädgårdshumla (*B. hortorum*) och vallhumla (*B. subterraneus*). De långtungade humlearterna rapporteras minska på flera ställen i Europa (Osborne & Corbet, 1994; Rasmont, 1995; Saville, 1993; alla citerade i Carvell 2002) varför odling av åkerböna kan gynna dessa arter särskilt. Åkerböna, liksom vitklöver, utgör en bra födokälla för humlorna tidigt på säsongen.

Tack

Denna studie har till en del finansierats av jordbruksverkets forsknings- och utvecklingsmedel genom Svenska vildbiprojektet vid ArtDatabanken och avdelningen för växtekologi, Uppsala universitet. Jag vill tacka Björn Cederberg, L. Anders Nilsson och Jan Bengtsson för att ha handlett mig genom exjobbet. Sanna Nordström skall ha ett speciellt tack för den tid hon lagt ned på att rätta och komma med värdefulla åsikter på språk och upplägg. Anki Weibull och Örjan Östman har bidragit med information om gårdarna och råd inför inventeringsarbetet. Jag har Erik Sjödin att tacka för att det gick så snabbt att lära sig artbestämma humlor. Hans sprudlande energi och uppmuntran gjorde att mitt intresse för dessa fantastiska insekter vaknade till liv. Johan Ahnström har varit en källa till råd och bra tankar om biologisk mångfald i jordbruket och ekologisk odling. Riccardo Bommarco hjälpte mig att se på mina resultat ur en ny synvinkel vilket förbättrade min diskussion avsevärt. Statistik är inte det roligaste här i livet och utan kursen Ekologiska arbetsmetoder och lärarna där hade jag aldrig förstått poängen med statistiska tester. Bönderna på de gårdar som jag inventerat skall ha en stor eloge för att de upplåtit sina marker samt för det vänliga bemötande jag fått när jag språkat med dem. Det har gett mig mycket att få prata med dem och höra deras syn på mina studier och på arbetet för en ökad biologisk mångfald i jordbruket. Under tiden jag suttit på Naturicum och kämpat med sammanställningen av exjobbet har många bidragit till att lyfta mig ur tillfällig tristess. Henrik, Martin, Marcus, Måns och Pär skall särskilt nämnas. Slutligen vill jag tacka min faster Karin som ryckte in när bilnycklarna försvann i en vall och min älskade Marit som alltid funnits där och stöttat, speciellt när det varit som jobbigast.

Referenser

- Ahnström, J. 2002. Ekologiskt lantbruk och biologisk mångfald – en litteraturgenomgång. Centrum för uthålligt lantbruk, SLU.
- 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 Pollinators Declines on the Conservation of Biodiversity and Stability of Food Crop Yields. *Conservation Biology*, 1-1998, 8-17.
- Amiet, F. 1996. *Apidae 1*. Insecta Helvetica, Fauna 12, 1-98.
- Banaszak, J. 1980. Studies on methods of censuring the numbers of bees (Hymenoptera Apoidea). *Polish ecological studies* 6, 355-366.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18, 182-188.
- Björklund, J., Limburg, K. E., Rydberg, T. 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological economics*, 29, 269-291.
- Bokenstrand, A., Lagerlöf, J., Redbo Torstensson, P. 2004. Establishment of vegetation in broadened field boundaries in agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 21-29.
- Bäckman, J.-P. C., Tiainen, J. 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 53-68.
- Carvell, C. 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103, 33-49.
- Cederberg, B. 1999. Vilda bin. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademins Tidskrift*, 138, 63-68.
- Croxtton, P. J., Carvell, C., Mountford, J. O., Sparks, T. H. 2002. A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation*, 107, 365-374.
- Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., Van Dyck, H. 2003. Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos*, 102, 417-426.
- Dramstad, W., Fry, G. 1995. Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources on arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53, 123-135.
- Elmqvist, T. 1999. Is there a pollination crisis? – a global overview. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademins Tidskrift*, 138, 9-18.
- Ericsson, N.-A. 1999. Trädgårdsodlingens behov av pollinering. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademins Tidskrift*, 138, 35-38.
- Fridén, F., Eskilsson, L., Bingfors, S. 1962. Bumblebees and red clover pollination in central Sweden. *Meddelande från Sveriges Fröodlarförbund*, 7, 17-26.
- Fridén, F. 1967a. Humlorna och jordbruket. *Meddelande från Sveriges Fröodlarförbund*, 8, 65-82.
- Fridén, F. 1967b. Jämförande undersökningar av insektspopulationer i frövallar. *Meddelande från Sveriges Fröodlarförbund*, 8, 83-95.
- Fridén, F. 1972. Humlor och jordbruksväxter. *Svensk frötidning*, 41, 77-82.
- Gärdenfors, U. (ed). 2000. *Rödlistade arter i Sverige 2000*. Artdatabanken, SLU. Uppsala.
- Hasselrot, T. B. 1960. Studies on Swedish bumblebees (Genus *Bombus* Latr.) their domestication and biology. *Opuscula entomologica supplementum*, 17, 1-192.

- Kells, A. R., Goulson, D. 2003. Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biological conservation*, 109, 165-174.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., Siriwardena, G. M. 1999. The Second Silent Spring?. *Nature*, 400, 611-612.
- Kremen, C., Williams, N. M., Thorp R. W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Science*, 99, 16812-16816.
- Kreyer, D., Oed, A., Walther-Hellwig, K., Frankl, R. 2003. Are forests potential barriers for foraging bumblebees? Landscape scale experiments with *Bombus terrestris* agg. And *Bombus pascuorum* (Hymenoptera, Apidae). *Biological Conservation*, 116, 111-118.
- Kvarnäck, O., Roempke, G., Ahnström, J., Weibull, A.-C., Östman, Ö., Ackered, H. 2003. Biologisk mångfald i ekologiskt lantbruk. Hushållningssällskapet. Uppsala.
- Lundborg, O. 1999. Lantbrukets behov av pollinering. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademins Tidskrift*, 138. 29-34.
- Løken, A. 1973. Studies on Scandinavian Bumble Bees (Hymenoptera, Apidae). *Norsk entomologisk tidskrift*, 20, 1-218.
- Løken, A. 1984. Scandinavian species of the genus *Psithyrus* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae). *Entomologica Scandinavica* Supplement 23, 1-45.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. New Jersey.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A.G., Swift, M. J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277, 504-509.
- Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H., Nowakowski, M. 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation*, 106, 259-271.
- Mänd, M., Mänd, R., Williams, I. H. 2002. Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 69-76.
- Nilsson, L. A. 2003. *Prerevisional checklist and synonymy of the bees of Sweden (Hymenoptera; Apoidea)*. Swedish Wild Bee Project, ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- Olssons Frö AB. 2004. *Vallfrö 2004*. Helsingborg.
- 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 and Environment*, 83, 129-141.
- Osborne, J. L., Corbet, S. A. 1994. Managing habitats for pollinators in farmland. *Aspects of Applied Biology*, 40; *Arable farming under CAP reform*, 207-215.
- Prys-Jones, O. E., Corbet, S. A. 1991. *Bumblebees*. Naturalists' Handbooks, 6. The Richmond Publishing Co. Ltd, Slough.
- Rasmont, P. 1984. Les bourdons du genre *Bombus* Latreille sensu stricto en Europe Occidental et Central (Hymenoptera, Apidae). *Spixiana* 7, 135-160.
- Rasmont, P., Scholl, A., De Jonghe, R., Obrecht, E., Adamski, A. 1986. Identité et variabilité de mâles de bourdons du genre *Bombus* Latreille sensu stricto en Europe occidentale et central (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). *Revue Suisse de Zoologie*, 93, 661-682.
- Rasmont, P. 1995. How to restore the apoid diversity in Belgium and France? Wrong and right ways, or the end of protection paradigm! In: *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe* (Ed. by Banaszak, J.). Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Saville, N. M. 1993. *Bumblebee Ecology in Woodlands and Arable Farmland*. PhD Thesis, University of Cambridge.

- Saville, N. M., Dramstad, W. E., Fry, G. L. A., Corbet, S.A. 1997. Bumblebee movement in a fragmented agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61, 145-154.
- SCB. 2002. *Jordbrukets miljöpåverkan*. Jordbruksstatistisk årsbok 2002. 175-180. Statistiska centralbyrån. Örebro.
- Stark, J. A. 1999. Pollinerare i jordbrukslandskapet. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift*, 138, 19-28.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardt, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinators guilds. *Ecology*, 83, 1421-1432.
- Svensson, B., Lagerlöf, J., Svensson, B. G. 2000. Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77, 247-255.
- Svensson, B. 2002. Foraging and nesting Ecology of Bumblebees (*Bombus* spp.) in Agricultural Landscapes in Sweden. *Agraria*, 318. SLU, Uppsala.
- Teräs, I. 1976. Flower visits of bumblebees, *Bombus* Latr. (Hymenoptera, Apidae), during one summer. *Annales Zoologici Fennici*, 13, 200-232.
- Teräs, I. 1983. Estimation of bumblebee densities (*Bombus*: Hymenoptera, Apidae). *Acta Entomologica Fennica*, 42, 103-113
- Walther-Hellwig, K., Frankl, R. 2000. Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*, 124, 299-306.
- Weibull, A-C. 2002a. Diversity in the Agricultural Landscape- Species richness and composition in relation to farm management, landscape structure and habitat. *Agraria*, 326. SLU, Uppsala.
- Weibull, A-C. 2002b. Störst mångfald i mosaikartade jordbrukslandskap. *Entomologisk tidskrift*, 123, 163-165. Uppsala, Sweden.
- 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.
- Williams Paul H. 1986. Environmental change and the distributions of British bumble bees (*Bombus* Latr.). *Bee world*, 67, 50-61.
- Östman, Ö., Ekbom, B., Bengtsson, J. & Weibull, A-C. 2001a. Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, 11, 480-488.
- Östman, Ö., Ekbom, B. & Bengtsson, J. 2001b. Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic & Applied Ecology*, 2, 365-371.

Internetreferenser

- Boström, U. 2003. *Proteinrik helsädes-ensilage/grönfoder*. SLU:s Ekoforsk 2002-2004. http://www.evp.slu.se/ekoforsk/Projekt/Lupin_silage.htm, 2003-10-10.
- Cederberg, B., Nilsson, L. A. 2000. *Blommor och bin – hotat samspel*. Pressmeddelande 2000-11-07, SLU. <http://www.slu.se/aktuellt/press/press00/press001107.html>, 2001-07-05, 15:17.
- Inst. för geovetenskaper - Meteorologi, UU. 2003. Väder/Klimatdata för Uppsala och andra platser/Månadsrapporter av väderobservationer i Uppsala från 1997 och framåt. <http://www.met.uu.se/drizzle/METRAPP/index.html>, 2003-03-12.
- Lantmännen. 2004. Växtodlaren Inför vårsädd 2004. 34-47. http://www.lantmannen.se/webit/bilddb/objektvisa.asp?SidObj=WS24014_1_34-47.pdf, 2004-02-16
- Skånefrö AB. 2004. <http://www.skanefro.se/lantbruk/grovfoder/index.html>, 2004-02-16
- Svalöf Weibull AB, 2004. <http://www.swseed.se/>, 2004-02-16

Datorprogram

Gotelli, N. J. & Entsminger G. L. 2002. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.
Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Burlington, VT 05465.

<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>

Statview 5.0.1 for MacIntosh.

SuperANOVA 1.1 for MacIntosh.

MiniTab Statistical Software. 2000. Release 13.31.

Appendix I

Frekvens och abundans av humlor på gårdar i Uppsala län under sommaren 2002																		
Arter	Totlat						Vallar						Kanthabitat ¹					
	Frekvens (antal obs.)			Abundans (Obs/ha)			Frekvens (antal obs.)			Abundans (Obs/ha)			Frekvens (antal obs.)			Abundans (Obs/ha)		
	Totalt	Eko ²	Konv ³	Totalt	Eko ²	Konv ³	Totalt	Eko ²	Konv ³	Totalt	Eko ²	Konv ³	Totalt	Eko ²	Konv ³	Totalt	Eko ²	Konv ³
<i>B. disitinguendus</i>	2	0	2	0	0	0,07	2	0	2	0,05	0	0,1	0	0	0	0	0	0
<i>B. hortorum</i>	135	104	29	2	4	1	79	67	12	2	4	1	29	14	14	2	2	2
<i>B. humilis</i>	1	1	0	0,02	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. hypnorum</i>	29	8	15	0,5	0,3	0,5	10	4	2	0,3	0,2	0,1	18	3	13	1	0,4	2
<i>B. lapidarius</i>	795	500	86	13	18	3	530	343	45	13	19	2	237	143	41	15	18	5
<i>B. lucorum</i>	704	577	63	12	21	2	572	505	40	15	27	2	85	51	23	5	6	3
<i>B. muscorum</i>	1	0	1	0,02	0	0,04	1	0	1	0,03	0	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>B. pascuorum</i>	1074	839	196	18	30	7	594	512	70	15	28	4	460	310	124	28	39	16
<i>B. pratorum</i>	95	50	42	2	2	2	66	41	25	2	2	1	27	8	16	2	1	2
<i>B. ruderarius</i>	71	45	21	1	2	1	30	24	6	1	1	0,3	38	19	14	2	2	2
<i>B. soroeensis</i>	131	78	21	2	3	1	89	66	8	2	4	0,4	28	7	13	2	1	2
<i>B. subterraneus</i>	189	133	55	3	5	2	143	104	39	4	6	2	25	13	12	2	2	2
<i>B. sylvarum</i>	266	205	50	5	7	2	161	138	16	4	7	1	84	48	33	5	6	4
<i>B. terrestris</i>	1828	1384	310	31	50	11	1434	1151	248	36	62	13	185	95	61	11	12	8
<i>B. barbutellus</i>	8	3	5	0,1	0,1	0,2	2	1	1	0,1	0,1	0,05	6	2	4	0,4	0,2	0,5
<i>B. bobemicus</i>	3	2	1	0,1	0,1	0,04	0	0	0	0	0	0	3	2	1	0,2	0,2	0,1
<i>B. campestris</i>	2	1	1	0,03	0,04	0,04	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0,1	0,1	0,1
<i>B. norvegicus</i>	2	0	2	0,03	0	0,07	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0,1	0	0,3
<i>B. rupestris</i>	8	3	5	0,1	0,1	0,2	5	3	2	0,1	0,2	0,1	3	0	3	0,2	0	0,4
Ospec.	270	196	48	5	7	2	156	105	35	4	6	2	53	35	13	3	4	2
Terr gr	12	4	7	0,2	0	0,3	7	2	4	0,2	0	0,2	4	1	3	0,2	1	0,3
Lap gr	52	37	7	1	1,3	0,3	25	17	5	1	0,9	0,3	17	12	2	1	0,1	0,4
Σ	5678	4170	967	96	149	35	3906	3083	561	99	167	28	1306	764	393	80	95	52
H⁴	1,8306	1,7731	1,9713				1,7643	1,7387	1,7109				1,8657	1,6802	2,1042			
S	19	16	18				15	13	15				16	14	16			
Area (ha)	58,9	27,9	27,9				39,4	18,4	19,7				16,3	8,0	7,5			

¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar ²Ekologiskt odlade gårdar ³Konventionellt odlade gårdar ⁴Shannon-Wieners diversitetsindex

Appendix II:1

Abundans (Obs/ha) av humlor fördelade över gårdarna i studien																		
Arter	Skör			Åsb			Ris			Ek			Säl			Ora		
	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹
<i>B. disitnguendus</i>													0,5	1				
<i>B. hortorum</i>	1	0,3	2	5	6	1	1		2	1	1	1	3	2	6	2	2	3
<i>B. humilis</i>										0,3								
<i>B. hypnorum</i>							1		2				0,5	0,4	1	0,2	0,3	
<i>B. lapidarius</i>	4	4	4	21	27	15	3		8	25	22	35	2	2	3	23	24	20
<i>B. lucorum</i>	3	4	1	23	33	8	1		3	15	26	3	4	3	5	33	46	8
<i>B. muscorum</i>																		
<i>B. pascuorum</i>	1	2		18	29	4	7	3	13	7	12		1	1	2	46	29	80
<i>B. pratorum</i>	0,4	0,3		1	1	1	1		2	0,3	0,5		0,3		1	1	2	
<i>B. ruderarius</i>	0,8		3	1	1	0,3	1	0,3	1	4	2	7	2	1	4	0,2	0,3	
<i>B. soroeensis</i>	0,4	0,3	1	4	5	1	2		5	1	2		0,3	0,4		4	6	1
<i>B. subterraneus</i>	3	3	2	4	6	1	0,4		1	9	12	6	7	9	4	2	2	1
<i>B. sylvorum</i>	2	2	2	6	9	1	2		6	22	22	18	4	2	9	4	3	4
<i>B. terrestris</i>	45	66	3	48	68	11	4	0,3	10	108	163	18	12	8	22	26	38	2
<i>B. barbutellus</i>	0,2		1	0,1		0,3							0,5		2	0,2		0,5
<i>B. bobemicus</i>																0,2		0,5
<i>B. campestris</i>																		
<i>B. norvegicus</i>																		
<i>B. rupestris</i>				0,2	0,4		0,2		1				0,3	0,4				
Ospect.	3	3	1	8	10	2	1	0,3	2	10	5	5	5	5	4	3	4	2
Lap gr				0,5	0,4	0,6				4	1	4	1	1		0,5	0,3	1
Terr gr	0,2	0,3		0,2	0,2	0,3	0,2	0,3										
Σ (obs/ha)	65	87	20	140	197	46	23	5	56	206	269	98	44	36	62	145	156	122
H ²	1,13	0,85	2,03	1,75	1,75	1,67	2,03	0,62	2,11	1,43	1,33	1,50	1,92	1,81	1,88	1,68	1,69	1,13
S	11	9	9	12	11	11	12	3	12	11	10	7	14	12	11	13	11	10
Area (m ²)	47700	31880	9800	87910	49710	32000	48000	30600	17400	39210	20800	13000	38930	26930	12000	58170	38770	19400

¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar ²Shannon-Wieners diversitetsindex

Appendix II:2

Abundans (Obs/ha) av humlor fördelade över gårdarna i studien (Data för de fält som undersökts och som inte var vallar har lyfts fram)																		
Arter	Sar			Hån			Hus			Fin			Fil			Ärtor, bönor och lusern		
	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	Tot	Vall	Kant ¹	<i>P. sativum</i>	<i>V. faba</i>	<i>M. sativa</i>
<i>B. disitinguendus</i>																		
<i>B. hortorum</i>				5	6	3	1		1	1	0,3	2	1	1	1	1		45
<i>B. humilis</i>																1		
<i>B. hypnorum</i>	1		2	1	0,2	1	2	3	3	1	1	2	1	0,2	2			
<i>B. lapidarius</i>	5	4	8	7	8	4	84	114	72	10	11	8	1	1	3	8	15	27
<i>B. lucorum</i>	1	1	4	13	10	6	25	22	15	17	20	5	2	2	2	3	40	284
<i>B. muscorum</i>													0,1	0,2				
<i>B. pascuorum</i>	9	1	31	40	38	50	15	10	35	42	20	120	12	8	24	1		2
<i>B. pratorum</i>	1		3	3	3	6	1		4	4	5	2	4	4	3		2	
<i>B. ruderarius</i>				2	2		2		7	3	1	10	1	0,5	2	1		
<i>B. soroensis</i>	1	1	1	0,2		1	13	12	11	3	4		1	0,5	1	6	9	
<i>B. subterraneus</i>	0,1	0,2		7	9					2	2	2	1	1	2	1		26
<i>B. sylvarum</i>	0,4	0,2	1	4	4	6	4	6	4	6	5	10	1	0,3	4	8	6	14
<i>B. terrestris</i>	2	1	3	68	67	37	53	28	39	11	12	6	2	2	5	30	155	554
<i>B. barbutellus</i>				0,2	0,2								0,3	0,2	0,5			
<i>B. bobemicus</i>	0,1		1	0,2		1												
<i>B. campestris</i>										0,2		1	0,1		0,5			
<i>B. norvegicus</i>													0,3		1			
<i>B. rupestris</i>	0,1	0,2		0,2	0,2								0,3		1			
Ospec.	0,4	1		5	4	13	9	13	7	5	3	11	1	1	2	14	68	
Lap gr	0,1	0,2		2	2		3	2	4	1	1	3	0,3		1		2	
Terr gr	0,4		2	0,2	0,2		0,4	1					0,3	0,3		5	2	
Σ (ind/ha)	21	9	56	158	155	129	214	210	201	106	85	184	30	22	55	80	372	878
H ²	1,61	1,48	1,45	1,59	1,58	1,49	1,55	1,30	1,70	1,77	1,88	1,18	1,96	1,84	1,94	1,43	1,39	0,83
S	11	8	9	14	12	10	10	7	10	12	11	11	16	13	15	10	9	4
Area (m ²)	67500	50100	17400	53360	43120	7000	24810	12470	7400	40700	31900	8800	76440	57640	18800	16710	4700	740

¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar ²Shannon-Wieners diversitetsindex

Appendix III

Statistiska data över skillnader mellan odlingsystem och effekter av landskap												
Varibel ¹	Eko/Konv			Landskapsheterogenitet						Interaktion ⁵		
	F ²	p	E/K ³	Storskalig (LS)			Småskalig (SS)			Eko/Konv * LS		Eko/Konv * SS
				F ²	p	+/- ⁴	F ²	p	+/- ⁴	F ²	p	F ²
S (tot) ⁶		n.s.		4,4	0,0742	+					n.s.	
Obs/ha (tot)	42,1***	0,0003	E		n.s.						n.s.	
lap (tot)	34,0***	0,0006	E		n.s.						n.s.	
luc (tot)	41,5***	0,0004	E		n.s.						n.s.	
pasc (tot)	8,4*	0,0232	E		n.s.						n.s.	
terr (tot)	14,1**	0,0071	E				8,5*	0,0223	-			n.s.
sub (tot)	6,0*	0,0436	E				7,3*	0,0304	-			n.s.
syl (tot)	9,6*	0,0175	E				4,6	0,0691	-			n.s.
S (vall) ⁷		n.s.		9,1*	0,0236	+					n.s.	
Obs/ha (vall)	15,9**	0,0053	E		n.s.						n.s.	
lap (vall)	10,7*	0,0135	E					n.s.				n.s.
luc (vall)	14,0**	0,0072	E		n.s.						n.s.	
pasc (vall)	37,6***	0,0005	E		n.s.						n.s.	
terr (vall)	10,0*	0,0161	E		n.s.						n.s.	
sub (vall)		n.s.			n.s.						n.s.	
syl (vall)	12,8**	0,0090	E		n.s.						n.s.	
S (kant) ⁶		n.s.		4,9	0,0634	+					n.s.	
Obs/ha (kant)	6,1*	0,0489	E		n.s.					5,2	0,0637	
lap (kant)	5,4	0,0528	E					n.s.				n.s.
luc (kant)		n.s.		6,6*	0,0368	+					n.s.	
pasc (kant)		n.s.			n.s.			n.s.				n.s.
terr (kant)		n.s.		19,1**	0,0047	+	18,6**	0,0050	-			n.s.
sub (kant)		n.s.						n.s.				n.s.
syl (kant)		n.s.						n.s.				n.s.

¹S = artantal; **Obs/ha** = abundans; **lap** = abundans av *B. lapidarius*; **luc** = abundans av *B. lucorum*; **pasc** = abundans av *B. pascuorum*; **terr** = abundans av *B. terrestris*; **sub** = abundans av *B. subterraneus*; **syl** = abundans av *B. sylvarum*

²p<0,05*, p<0,01**, p<0,001***

³Visar för vilken av ekologiska (E) och konventionella (K) gårdar som variabeln har högre medelvärden.

⁴Visar om variabeln svarar positivt eller negativt på landskapet

⁵Visar om variabeln reagerar olika på landskapet på ekologiska respektive konventionella gårdar.

⁶Vallen på Risberga gård är ej med i analysen.

Appendix IV:1

Arter	Besöksfrekvens (Antal obs.)								
	Totalt			Vallar			Kanthabitat ¹		
	Total	Eko ²	Konv ³	Total	Eko ²	Konv ³	Total	Eko ²	Konv ³
<i>Anthriscus sylvestris</i>	7	2	2	0	0	0	4	2	2
<i>Arctium tomentosum</i>	17	15	2	4	4	0	13	11	2
<i>Bursa pastoris</i>	4	0	4	4	0	4	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i>	3	2	1	0	0	0	3	2	1
<i>Carduus crispus</i>	75	7	68	26	0	26	49	7	42
<i>Centaurea cyanus</i>	55	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centaurea jacea</i>	58	43	15	0	0	0	58	43	15
<i>Centaurea scabiosa</i>	2	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Cirsium arvense</i>	46	17	19	2	0	2	41	14	17
<i>Cirsium palustre</i>	11	0	11	0	0	0	11	0	11
<i>Cirsium vulgare</i>	3	1	2	0	0	0	3	1	2
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	10	8	2	0	0	0	8	8	0
<i>Galeopsis bifida</i>	7	3	4	0	0	0	7	3	4
<i>Galeopsis</i> sp.	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Galeopsis speciosa</i>	16	3	14	3	1	2	13	1	12
<i>Galeopsis tetrahit</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Galium album</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Geum rivale</i>	4	0	4	0	0	0	4	0	4
<i>Hieracium umbellatum</i>	5	5	0	0	0	0	5	5	0
<i>Hypericum maculatum</i>	9	4	4	0	0	0	9	4	4
<i>Hyssopus officinalis</i>	2	2	0	0	0	0	2	2	0
<i>Lamium album</i>	26	0	26	6	0	6	20	0	20
<i>Lamium purpureum</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	24	15	6	2	0	0	22	15	6
<i>Leontodon autumnalis</i>	18	11	7	0	0	0	18	11	7
<i>Linaria vulgaris</i>	16	0	16	0	0	0	16	0	16
<i>Lotus cornicularius</i>	41	39	1	2	2	0	39	37	1
<i>Lycbhis flos-cuculi</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Matricaria maritima</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Medicago lupulina</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Medicago sativa</i>	68	4	0	4	4	0	0	0	0
<i>Melilotus officinalis</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	2	2	0	0	0	0	2	2	0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pisum sativum</i>	58	56	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	3	0	3	0	0	0	3	0	3

¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar ²Ekologiskt odlade gårdar ³Konventionellt odlade gårdar

Appendix IV:2

Arter	Besöksfrekvens (Antal obs.)								
	Totalt			Vallar			Kanthabitat ¹		
	Total	Eko ²	Konv ³	Total	Eko ²	Konv ³	Total	Eko ²	Konv ³
<i>Prunella vulgaris</i>	4	0	4	0	0	0	4	0	4
<i>Rosa</i> sp.	62	47	15	0	0	0	62	47	15
<i>Rubus idaeus</i>	4	1	3	0	0	0	4	1	3
<i>Rubus caesius</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Sedum telephium</i>	10	3	7	0	0	0	10	3	7
<i>Solanum dulcamara</i>	4	0	4	0	0	0	4	0	4
<i>Sonchus arvensis</i>	3	3	0	2	2	0	1	1	0
<i>Stachys palustris</i>	4	1	3	0	0	0	4	1	3
<i>Succisa pratensis</i>	2	0	2	0	0	0	2	0	2
<i>Symphytum</i> × <i>uplandicum</i>	21	0	21	0	0	0	21	0	21
<i>Taraxacum vulgare</i>	2	2	0	0	0	0	1	1	0
<i>Thymus serpyllum</i>	3	3	0	0	0	0	3	3	0
<i>Trifolium hybridum</i>	48	45	3	1	1	0	47	44	3
<i>Trifolium medium</i>	84	49	33	0	0	0	76	49	25
<i>Trifolium pratense</i>	2672	2174	468	2288	1884	400	335	241	68
<i>Trifolium repens</i>	1605	1172	99	1378	1062	79	202	90	18
<i>Vicia cracca</i>	48	30	17	0	0	0	48	30	17
<i>Vicia faba</i>	140	140	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	27	16	4	0	0	0	27	16	4
<i>Viola arvensis</i>	2	1	1	2	1	1	0	0	0
Bosökande	6	2	4	0	0	0	6	2	4
Bosökande?	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Förbiflygande	265	184	53	162	104	39	49	33	13
Sökande blomster	3	2	1	2	2	0	1	0	1
På ett blad	3	2	1	1	0	1	1	1	0
På grässtrå	2	2	0	2	2	0	0	0	0
På marken	18	11	5	4	3	1	14	8	4
På min T-shirt (en röd)	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Lämnade bo	9	8	1	0	0	0	9	8	1
Inflygande till bi	10	10	0	0	0	0	10	10	0
I ett plundrat bo	3	3	0	0	0	0	3	3	0
Antal observationer	5677	4163	967	3906	3083	561	1306	764	393
Antal besökta arter	59	44	40	14	9	8	51	37	37
Area (m²)	589100	279350	278570	393920	184300	197150	163000	80200	75400
% Besök av tota antalet observationer									
<i>T. pratense</i> + <i>T. medium</i>	49	53	52	59	61	71	31	38	24
<i>T. repens</i> + <i>T. hybridum</i>	29	29	11	35	34	14	19	18	5

¹Dikeskanter, åkerkanter och åkerholmar ²Ekologiskt odlade gårdar ³Konventionellt odlade gårdar

Appendix V:1 Blommande arters förekomst på gårdarna totalt, i vallarna och i kanthabitaten

Arter	Skor (konv)			Asb (eko)			Ris (konv)			Ek (eko)			Sal (konv)			Ora (eko)			Sar (konv)			Han (eko)			Hus (konv)			Fin (eko)			Fil (konv)		
	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³			
<i>Achillea millefolium</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Achillea ptarmica</i>																x		x															
<i>Aegopodium podagraria</i>	x																																
<i>Agrimonia eupatoria</i>				x		x										x		x				x		x	x		x				x		x
<i>Allium oleraceum</i>				x		x										x		x							x		x				x		x
<i>Angelica sylvestris</i>																			x		x												
<i>Anthemis tinctoria</i>																x		x															
<i>Antbriscus sylvestris</i>	x		x	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aquilegia vulgaris</i>	x		x	x		x																											
<i>Arctium tomentosum</i>				x		x							x		x	x	x	x															
<i>Aronia melanocarpa</i>										x		x																					
<i>Bidens tripartita</i>							x		x	x		x																					
<i>Sanguisorba officinalis</i>										x		x																					
<i>Bunias orientalis</i>							x		x	x		x	x		x										x								
<i>Bursa pastoris</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Calluna vulgaris</i>				x		x													x		x												
<i>Campanula patula</i>																			x	x	x												
<i>Campanula persicifolia</i>	x			x		x	x		x				x		x				x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Campanula rapunculoides</i>	x		x	x		x							x		x										x		x						
<i>Campanula rotundifolia</i>				x		x	x		x	x		x							x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carduus crispus</i>	x		x				x		x	x	x	x				x		x	x	x	x												
<i>Carum carvi</i>				x		x	x		x	x		x				x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						
<i>Centaurea cyanus</i>				x						x		x													x						x		x
<i>Centaurea jacea</i>				x		x	x		x	x		x	x		x	x		x	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Centaurea scabiosa</i>	x		x										x		x				x		x												
<i>Chelidonium majus</i>							x		x																								
<i>Cichorium intybus</i>										x	x	x										x	x										
<i>Cirsium arvense</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cirsium palustre</i>							x		x																								
<i>Cirsium vulgare</i>				x	x	x	x		x	x		x				x		x															
<i>Consolida regalis</i>				x		x																			x								
<i>Convallaria majalis</i>																			x		x												
<i>Convolvulus arvensis</i>				x	x	x							x		x							x	x	x	x	x	x				x	x	x
<i>Crepis praemorsa</i>																			x		x	x	x	x									
<i>Dianthus deltoides</i>				x		x				x		x							x		x												
<i>Echium vulgare</i>				x																													
<i>Epilobium sp.</i>																			x		x												

¹Totalt ²Vallar ³Kanthabitat

Appendix V:2

Arter	Skor (konv)			Asb (eko)			Ris (konv)			Ek (eko)			Sal (konv)			Ora (eko)			Sar (konv)			Han (eko)			Hus (konv)			Fin (eko)			Fil (konv)				
	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³					
<i>Erysimum cheiranthoides</i> ssp. <i>cheiranthoides</i>				x	x		x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
<i>Filipendula ulmaria</i>	x		x				x		x							x		x								x		x		x		x			
<i>Filipendula vulgaris</i>				x		x										x		x							x		x		x		x				
<i>Fragaria vesca</i>				x		x																									x		x		
<i>Fumaria officinalis</i>				x		x				x		x	x	x	x										x		x		x						
<i>Galeopsis bifida</i>				x		x	x		x	x	x	x				x		x																	
<i>Galeopsis</i> sp.				x		x				x		x	x	x											x										
<i>Galeopsis speciosa</i>	x		x	x		x	x		x	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Galeopsis tetrabit</i>	x		x				x		x	x	x	x																							
<i>Galium album</i>	x		x	x		x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Galium boreale</i>	x		x	x		x						x		x										x		x	x	x	x	x	x	x			
<i>Galium uliginosum</i>							x		x																							x		x	
<i>Galium verum</i>	x		x	x		x	x		x		x		x		x	x		x		x		x		x		x		x		x		x			
<i>Geranium sanguineum</i>																																			
<i>Geranium sylvaticum</i>							x		x							x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Geum rivale</i>							x		x							x		x	x	x															
<i>Geum urbanum</i>	x		x				x		x							x		x														x		x	
<i>Glechoma hederacea</i>							x		x																										
<i>Helianthemum nummularium</i>																																			
<i>Hieracium</i> gr. <i>Oreadea</i>																																			
<i>Hieracium</i> gr. <i>Stiptolepidea</i>	x		x				x		x							x		x																	
<i>Hieracium</i> gr. <i>Vulgatiformia</i>																																			
<i>Hieracium pilosella</i>				x		x	x		x							x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hieracium</i> sp.				x		x																													
<i>Hieracium umbellatum</i>				x		x	x		x							x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hypericum maculatum</i>				x		x	x		x							x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hypericum perforatum</i>				x		x										x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hyssopus officinalis</i>																																			
<i>Knautia arvensis</i>																																			
<i>Lamium album</i>	x		x	x		x	x		x		x		x		x	x		x		x		x		x		x		x		x		x		x	
<i>Lamium purpureum</i>				x												x		x																	
<i>Lapsana communis</i>				x		x	x		x		x		x		x	x		x		x		x		x		x		x		x		x		x	
<i>Lathyrus pratensis</i>	x		x	x		x	x		x		x		x		x	x		x		x		x		x		x		x		x		x		x	
<i>Leontodon autumnalis</i>	x		x	x		x	x		x		x		x		x	x		x		x		x		x		x		x		x		x		x	
<i>Leontodon hispidus</i>																																			

¹Totalt ²Vallar ³Kanthabitat

Appendix V:3

Arter	Skor (konv)			Asb (eko)			Ris (konv)			Ek (eko)			Sal (konv)			Ora (eko)			Sar (konv)			Han (eko)			Hus (konv)			Fin (eko)			Fil (konv)		
	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³	T ¹	V ²	K ³			
<i>Leucantemum vulgare</i>	x	x		x	x				x	x					x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Linaria vulgaris</i>	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x									x	x						
<i>Lotus cornicularius</i>				x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Lycbmis flos-cuculi</i>															x	x																	
<i>Lycbmis viscaria</i>				x	x										x	x																	
<i>Lysimachia vulgaris</i>							x	x							x	x																	
<i>Matricaria maritima</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Medicago falcata</i>																				x	x												
<i>Medicago falcata</i> X <i>sativa</i>																				x	x												
<i>Medicago lupulina</i>				x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x				x	x	x				
<i>Medicago sativa</i>									x	x		x	x							x	x	x	x										
<i>Melampyrum nemorosum</i>																			x	x													
<i>Melampyrum</i> sp.																			x	x													
<i>Melilotus alba</i>												x	x	x	x												x	x					
<i>Melilotus officinalis</i>									x	x		x	x														x	x					
<i>Myosotis arvensis</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Nepeta cataria</i>									x	x																							
<i>Papaver rhoeas</i>																																	
<i>Phacelia tanacetifolia</i>									x	x																							
<i>Pimpinella saxifraga</i>				x	x		x	x				x	x							x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Pisum sativum</i>	x			x					x																								
<i>Polygala</i> sp.				x	x															x	x	x	x	x									
<i>Potentilla anserina</i>												x	x	x	x																		
<i>Potentilla argentea</i>				x	x															x	x	x	x						x	x			
<i>Potentilla erecta</i>	x	x		x	x		x	x						x	x	x	x									x	x	x	x	x			
<i>Potentilla norvegica</i>							x	x																									
<i>Potentilla reptans</i>	x	x		x	x		x	x				x	x	x	x											x	x		x	x			
<i>Potentilla</i> sp.																				x	x												
<i>Prunella vulgaris</i>				x	x									x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x				
<i>Ranunculus acris</i>				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Ranunculus arvensis</i>							x	x																									
<i>Ranunculus bulbosus</i>				x	x															x	x												
<i>Ranunculus repens</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Ranunculus</i> sp.	x	x					x	x	x	x					x	x	x	x	x	x	x								x	x			
<i>Rhianthus minor</i>																																	
<i>Rhianthus serotinus</i>																																	
<i>Rosa</i> sp.				x	x		x	x							x	x	x									x	x	x	x	x			
<i>Rubus caesius</i>																																	
<i>Rubus idaeus</i>							x	x																									

¹Totalt ²Vallar ³Kanthabitat

Appendix VI

Rådata för den statistiska analysen.											
Gård	Eko/ Konv	Landskapsheterogenicitet		Totalt på gårdarna							
		Storskalig	Småskalig	S	Humlor/ ha	<i>B. lapidarius</i> (obs/ha)	<i>B. lucorum</i> (obs/ha)	<i>B. pascuorum</i> (obs/ha)	<i>B. terrestris</i> (obs/ha)	<i>B. subterraneus</i> (obs/ha)	<i>B. sylvarum</i> (obs/ha)
Skör	K	0,80	0,32	11	65	4	3	2	45	3	2
Sar	K	0,93	1,03	11	21	5	1	9	2	0	0
Ora	E	0,98	0,93	13	145	23	33	46	26	2	4
Säl	K	1,04	0,57	14	44	2	4	1	12	7	4
Ek	E	0,95	0,51	11	206	25	15	7	108	9	22
Fil	K	1,01	0,75	13	23	2	2	6	3	1	1
Fin	E	0,99	0,70	12	106	10	17	42	11	2	6
Ris	K	0,98	0,42	11	28	3	2	6	7	1	5
Åsb	E	1,10	0,84	12	140	22	23	18	48	4	6
Hån	E	1,09	0,36	14	158	7	13	40	68	7	4

Gård	Eko/ Konv	Landskapsheterogenicitet		Vallar på gårdarna							
		Storskalig	Småskalig	S	Humlor/ ha	<i>B. lapidarius</i> (obs/ha)	<i>B. lucorum</i> (obs/ha)	<i>B. pascuorum</i> (obs/ha)	<i>B. terrestris</i> (obs/ha)	<i>B. subterraneus</i> (obs/ha)	<i>B. sylvarum</i> (obs/ha)
Skör	K	0,80	0,32	9	87	5	5	2	66	3	2
Sar	K	0,93	1,03	8	9	4	1	1	1	0	0
Ora	E	0,98	0,93	11	156	24	46	30	38	2	3
Säl	K	1,04	0,57	12	36	2	3	1	8	9	2
Ek	E	0,95	0,51	10	269	22	26	12	163	12	22
Fil	K	1,01	0,75	13	17	1	3	4	2	1	0
Fin	E	0,99	0,70	11	85	11	20	20	12	2	5
Ris	K	0,98	0,42	2*	4	0	0	3	1	0	0
Åsb	E	1,10	0,84	11	197	27	32	29	68	6	9
Hån	E	1,09	0,36	12	155	8	10	38	67	9	4

*=Ingick ej i ANCOVA och regressionsanalys

Gård	Eko/ Konv	Landskapsheterogenicitet		Kanthabitat på gårdarna							
		Storskalig	Småskalig	S	Humlor/ ha	<i>B. lapidarius</i> (obs/ha)	<i>B. lucorum</i> (obs/ha)	<i>B. pascuorum</i> (obs/ha)	<i>B. terrestris</i> (obs/ha)	<i>B. subterraneus</i> (obs/ha)	<i>B. sylvarum</i> (obs/ha)
Skör	K	0,80	0,32	9	20	4	1	0	3	2	2
Sar	K	0,93	1,03	9	56	8	4	31	3	0	1
Ora	E	0,98	0,93	10	122	20	8	80	2	1	4
Säl	K	1,04	0,57	11	62	3	5	2	22	4	9
Ek	E	0,95	0,51	7	98	35	3	0	18	6	18
Fil	K	1,01	0,75	12	44	4	2	15	6	2	5
Fin	E	0,99	0,70	11	184	8	5	120	6	2	10
Ris	K	0,98	0,42	11	65	6	5	12	16	2	12
Åsb	E	1,10	0,84	11	46	15	8	4	11	1	1
Hån	E	1,09	0,36	10	129	4	6	50	37	0	6