

KIMALASTE TOIDURESSURSID ÖKOLOOGILISE JA KONVENTSIONAALSE MAAVILJELUSEGA TALUDES EESTIS

M. Mänd, A.-J. Martin, R. Viiralt, V. Geherman, R. Karise, E. Koskor

ABSTRACT. *Bumble bee food resources in organic and conventional farms in Estonia.* The agricultural interest has begun to shift away from chemical management toward environmentally friendly practices. The aim of this study was to assess the heterogeneity of the plant species composition used by the bumble bee species comparatively on the ecological and conventional farms. For these purposes five pairs of farms were selected in different areas of Estonia. The transects passed through fields of leguminous crops, field boundaries and wasteland in correlation with the land use of each farm. We found no significant difference between the numbers of flowering plants in the grasslands of two farm types. However, ecological farms provide the most heterogeneous food plants suitable for bumble bees compared with conventional ones. The short-tongued *Bombus lucorum*, *B. lapidarius* and the middle-tongued *B. pascuorum* were able to use very different plant species as food resources. Long-tongued bumble bees are most vulnerable to their restricted diet.

Keywords: *organic farming, conventional farming, nonparasitic bumble bees, flowering plants, bumble bee food plants.*

Sissejuhatus

Kimalased on olulised tolmeldajad nii agrotsönoosides kui ka looduslikes kooslustes mitte ainult Eestis, vaid ka enamikus parasvöötme piirkondades. Üha rohkem on hakatud rääkima tolmeldajate bioloogilise mitmekesisuse säilitamise ja taastamise vajadusest agrotsönoosides. Põhjuseks on kimalaste ja teiste looduslike tolmeldajate liigirikkuse vähenemine ja koosluste vaesumine põllumajanduspiirkondades (Rathke, Jules, 1993; Williams, 1996; Kearns *et al.*, 1998). Entomoloogilise kaardistamise andmetel esines enne 1960. aastat Inglismaa keskosas 14 tavaliiki kimalasi praeguse seitsme asemel (Williams, 1986). Sama perioodi vältel on vähenenud kimalaste liikide arv ka Prantsusmaal, Belgias, Hollandis ja Saksamaal (Williams, 1996). Kuuekümnendate aastate alguses Prantsusmaal kirjeldatud kolmekümne ühest kimalaste liigist on kümne arvukus oluliselt langenud ja neli neist täielikult kadunud (Cane, Tepedino, 2001).

Kimalaste arvukuse languse põhjusteks peetakse eelkõige muutusi maakasutuses. Nii intensiivse kui ka ekstensiivse maaharimisega kaasneb pesitsusvõimaluste kitsenemine ja toidutaimede mitmekesisuse ning arvukuse vähenemine, mis omakorda piirab kimalaste arvukust (Johansen, Mayer, 1990; Fussell, Corbet, 1991, 1992). Tekib suletud ring, kus tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse vähenemine kutsub esile taimekoosluste vaesumise, mõjutades omakorda seemnetoiduliste lindude ja imetajate arvukust. Seetõttu tuleb tolmeldajaid, eeskätt mesilaselaadseid, pidada võtmegrupiks nii kultuur- kui ka looduskeskkonnas (Williams, Carreck, 1994), sest nad on üheks tähtsamaks loodusressursiks nii kultuurtaimede saagikuse tagamisel kui ka loodusliku mitmekesisuse säilimisel.

Alternatiiviks intensiivsele maaviljelusele on pakutud ökoloogilist (mahe)maaviljelust, mis peaks eeldatavasti looma soodsad tingimused looduslike tolmeldajate arengule ja levikule põllumajandusmaastikes. Taanis tehtud uuringud näitavadki, et mahepõllundusega kaasneb üldiselt taimede, putukate, lindude ja loomade suurem arvukus (Chamberlain *et al.*, 1996; Vereijken *et al.*, 1997; Beecher *et al.*, 2002). Samas andmed liblikate ja kimalaste arvukusest ning liigilisest mitmekesisusest ökoloogilistes ja konventsionaalsetes taludes on erinevates piirkondades tehtud uuringutes vasturääkivad. Näiteks Saksamaal oli ökotaludes nende liikide arvukus oluliselt kõrgem (Von Ammer *et al.*, 1988), samal ajal kui Rootsis tehtud uuringutes sellist erinevust ei täheldatud (Weinbull, 1999). Samas on mesilaselaadsete arvukus kõrgem põldudel, mis paiknevad looduslike niitude vahetus läheduses (Mänd, Martin, 1999). Meie poolt tehtud uuringud Eestis (Mänd *et al.*, 2001 a, b) näitavad, et kimalaste arvukus ja liigirikkus on suuremad ökoloogilise maaviljelusega põllumajanduslikel aladel. Käesoleva töö eesmärgiks oli selgitada, kas on erinevusi õistaimede arvukuses ja mitmekesisuses, võrreldes ökoloogilisi ja konventsionaalseid talusid, ning kuidas see mõjutab kimalaste toidutaimede valikut.

Materjal ja meetodika

Uuringud kimalaste toidutaimede arvukuse ja liigilise koosseisu selgitamiseks toimusid viies ökoloogilise ja konventsionaalse viljelusega talude paaris, mis paiknesid Eesti erinevates piirkondades. Andmed ökoloogiliste talude kohta saadi Eesti Biodünaamilisest Ühingust. Nende valikul lähtuti ökoloogilise põlluviljeluse kestusest

uurimisel talus. Sobilikuks peeti vähemalt viie aasta vanuseid ökoloogilise maaviljelusega talusid. Tavaviljelusega talud leiti ökoloogiliste talude lähedusest. Kimalaste koosluste uurimiseks märgistati igas talus 1000 meetri pikkune ja 2 meetri laiune ala, mis läbis liblikõieliste kultuuride põlde, heinamaid, põllu- ja metsaservi ning looduslikke rohumaad vastavalt talu maakasutusele.

1. Kaarma, Saaremaa. Ökotalu: looduslikud niidud (48%), põldheina (punase ristiku ja timuti segu) põllud (32%), lutserni seemnepõld (20%). Tavatalu: looduslikud niidud (56%), lutserni seemnepõld (32%), teeservad (12%).
2. Ahli, Läänemaa. Ökotalu: looduslikud niidud (10%), nõiahamba põld (20%), põldheina (punase ristiku ja timuti segu) põllud (70%). Tavatalu: põlluservad (26%), punase ristiku seemnepõllud (14%), teeservad teraviljapõldude vahel (40%), õunaaed (20%).
3. Lehetu, Harjumaa. Ökotalu: looduslikud niidud (20%), punase ristiku seemnepõllud (36%), teeservad (44%). Tavatalu: punase ristiku seemnepõllud (60%), teeservad (40%).
4. Saare, Viljandimaa. Ökotalu: karjamaa (12%), metsaservad (14%), teraviljapõldude servaalad (60%). Tavatalu: looduslikud niidud (20%), teeservad (34%), põldheina (punase ristiku ja timuti segu) põllud (46%).
5. Haanja, Võrumaa. Ökotalu: looduslikud niidud (26%), lutsernipõld (20%), teeservad (14%), põldheina (punase ristiku ja timuti segu) põllud (40%). Tavatalu: looduslikud niidud (22%), teeservad (10%), põldheina (punase ristiku ja timuti segu) põllud (68%).

Kimalaste arvukuse hindamiseks kasutati kombineeritud ruuttransektloendust (Teräs, 1985; Mänd *et al.*, 1999, 2002), kus iga transekt jaotati 20 meetri pikkusteks lõikudeks. Võrreldavate andmete saamiseks tehti loendus transektipaarides võimalikult üheaegselt ajavahemikus juuli lõpust kuni augusti esimese dekaadini, s.o perioodil, mil kimalaste peredes on hulgaliselt hauet ja ka tööliste arv on kõige suurem. Selle aja jooksul läbiti igat transekti kolm korda. Kimalaste arvukuse hindamisel liiguti piki transekti keskjoont ja loendati õisi külastavad kimalased (*Bombus spp.*) mõlemalt poolt ühe meetri ulatuses vastavalt Banaszaki (1980), Teräse (1985), Prys-Jonesi ja Corbeti (1991) poolt kasutatud meetodikale, registreerides kimalaste liigid, kastilise kuuluvuse ja toidutaimed, mida nad külastasid. Töös kasutatakse Løkeni süsteemi (1973). Liigid, mida oli raske välitingimustes määrata, püüti ja määrati hiljem. Seoses raskustega eristada omavahel liike *Bombus lucorum*, *B. cryptarum* ja *B. magnus*, on neid liike käsitletud kui maakimalasi (*B. lucorum*). Et kimalaste kastide vahekord nii ökoloogilistes kui ka konventsionaalsetes taludes oli sama – emakimalasi 3%, isakimalasi 16% ja töölisi 81% – siis on töös kasutatud summeeritud andmeid. Kägukimalasi (*Psithyrus spp.*) loendustes arvesse ei võetud. Kimalasi loendati vaid korjelendudeks sobivate ilmastikutingimuste puhul. Tugevate vihmasadude ja udu korral ning juhul, kui temperatuur langes alla +18 °C, vaatlusi ei tehtud.

Õite liigirikkuse ja tiheduse hindamiseks transektil kasutati Dramstadi ja Fry (1995) meetodit. Igal transektil loendati õitsevate taimede arvukus ja liigiline koosseis viiekümnes juhulikult valitud 1 m² suuruses prooviruudus. Saadud tulemuste alusel arvutati õite/õisikute arvukus kogu transektil. Õistaimede liigirikkuse ja arvukuse erinevuste olulisust ökoloogiliste ja konventsionaalsete talude vahel kontrolliti paarilise t-testi abil. Kimalaste toidutaimede eelistuste selgitamiseks kasutati Murdoch'i valikuindeksit (*C*), mille väärtused varieeruvad nullist lõpmatuseni. Kui kimalased kasutavad taimi selektiivselt, siis varieerub *C* väärtus ühest lõpmatuseni, kui aga mitteselektiivselt, siis jääb *C* väärtus nulli ja ühe vahele (Cowgill *et al.*, 1993). Indeksi väärtused moodustavad asümmeetrilise skaala. Neid väärtusi logaritmidest saame sümmeetrilise skaala. Indeksi *C* väärtus arvutatakse valemiga

$$C = \frac{Nc/Nc'}{N/N'}$$

kus *Nc* tähistab konkreetse (uuritava) taimeliigi õisikuid külastanud kimalaste arvu, *Nc'* ülejäänud õisikuid külastanud kimalaste arvu, *N* konkreetse taimeliigi õisikute arvu ja *N'* ülejäänud õisikute arvu. Kui kimalased eelistavad antud taimi, siis on $\log C$ väärtus positiivne, vältimise korral aga negatiivne (Cowgill *et al.*, 1993). Eelistuste olulisust kontrolliti χ^2 -testiga. Erinevat liiki kimalaste dieedi mitmekesisuse hindamiseks ökoloogilistes ja konventsionaalsetes taludes kasutati Shannoni-Wieneri indeksi (*H'*) (Krebs, 1999).

Võtmesõnad: ökoloogiline maaviljelus, konventsionaalne maaviljelus, kimalased, õistaimed, kimalaste toidutaimed.

Tulemused ja arutelu

Kuigi ökoloogiliste ja konventsionaalsete talude vahel ei täheldatud olulist erinevust õite tiheduses ($t=1,71$, $df=4$, $P=0,16$) ega ka õistaimede liigirikkuses ($t=0,08$, $df=4$, $P=0,94$), ilmnisid siiski erinevused taimestiku struktuuris. Konventsionaalsetes taludes oli oluliselt vähem mitmeaastasi ($t=3,69$, $df=4$, $P=0,02$) ja üheaastasi taimi ($t=3,09$, $df=4$, $P=0,04$). Samal ajal üheaastaste poolparasiitsete ja kaheaastaste taimede arvukuses olulisi erinevusi uurimisel talutüüpide vahel ei leitud. Kimalaste toidutaimede seisukohalt on aga

kõige olulisemad rohke nektariproduktiooniga taimed. Mitmed uurijad on näidanud, et kimalased eelistavad mitmeaastasi taimi, aga ka poolparasiitseid mitmeaastasi taimi, mis produtseerivad rikkalikult nektarit (Dramstad, Fry, 1995; Mänd *et al.*, 2000, 2002).

Uurimisalustel transektidel kasvas kohati kokku 80 õitsevat taimeliiki, kusjuures ökoloogilistes taludes loendati 62 taimeliiki ja konventsionaalsetes taludes 60 liiki (tabel 1). Ökoloogilistes taludes olid kõige arvukamalt esinenud liikideks nõiahammas (*Lotus corniculatus*) (40%), harilik lutsern (*Medicago sativa*) (21%), punane ristik (*Trifolium pratense*) (8%) ja arujumikas (*Centaurea jacea*) (5%). Ülejääki oli vähem. Konventsionaalseid talusid läbivatel transektidel olid kõige arvukamad harilik lutsern (17,5%), harilik härghhein (*Melampyrum nemorosum*) (14%), punane ristik (12%), humallutsern (*Medicago lupulina*) (10%) ja harilik pune (*Origanum vulgare*) (5,5%).

Tabel 1. Uurimistransektidel esinenud taimeliigid ja kimalaste poolt külastatud toidutaimed ökoloogilistes (E) ja konventsionaalsetes (C) taludes. 1 – üheaastased taimed, 2 – üheaastased poolparasiitset taimed, 3 – kaheaastased taimed ja 4 – mitmeaastased taimed

Table 1. The abundance of flowering plant species and plant species visited by bumble bees on the transects of ecological (E) and conventional (C) farms. 1 – annuals, 2 – hemiparasitic annuals, 3 – biennials, 4 – perennials

Taimeliik <i>Plant species</i>		Taim iga <i>Plant life history</i>	Õisi/õisikuid (2000 m ²) <i>Flowers/ inflorescences</i>		Kimalasi (2000 m ²) <i>Bumble bees</i>	
Ladina keeles <i>In Latin</i>	Eesti keeles <i>In Estonian</i>		E	C	E	C
1	2	3	4	5	6	7
<i>Achillea millefolium</i> L.	H. raudrohi	4	3520	12200	–	–
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	H. maarjalepp	4	200	0	–	–
<i>Angelica sylvestris</i> L.	Harilik heinputk	4	40	0	21	–
<i>Anthemis tinctoria</i> L.	Kollane karikakar	4	0	40	–	–
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. s.str.	H. koldrohi	3	0	360	–	2
<i>Arctium</i> spp.	Takjas	3	0	480	–	3
<i>Berteroa incana</i> (L.)	Hall kogelearohe	3	0	120	–	–
<i>Bunias orientalis</i> L.	Rakvere raibe	3	0	480	–	–
<i>Campanula glomerata</i> L.	Kerakellukas	4	160	0	–	–
<i>Campanula patula</i> L.	H. kellukas	4	920	400	–	–
<i>Campanula persicifolia</i> L.	Suurõieline kellukas	4	0	120	–	–
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.)	H. hiirekõrv	1	5000	0	–	–
<i>Centaurea cyanus</i> L.	Rukkilill	3	280	40	6	–
<i>Centaurea jacea</i> L.	Arujumikas	4	48640	5720	132	78
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	Põldjumikas	4	40	5000	22	101
<i>Chamomilla recutita</i> (L.)	Teekummel	1	40	1040	–	–
<i>Cirsium arvense</i> (L.)	Põldohakas	4	6680	80	21	–
<i>Consolida regalis</i> Gray	Põld-varesjalg	1.	24360	360	106	–
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	H. kassitapp	4	0	280	–	–
<i>Corydalis solida</i> (L.)	H. lõokannus	4	12560	1280	2	2
<i>Echium vulgare</i> L.	H. ussikeel	4	7720	2600	36	2
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Ahtalehine põdrakanep	4	920	0	–	–
<i>Erodium cicutarium</i> (L.)	H. kurekael	4	8440	0	–	–
<i>Fragaria viridis</i> Duchesne	Muulukas	4	0	40	–	–
<i>Fumaria officinalis</i> L.	H. punand	1	200	0	–	–
<i>Galeopsis</i> spp.	Kõrvik	1	5320	760	27	6
<i>Galium</i> spp.	Madar	1	13560	1520	–	–
<i>Galium verum</i> L.	Hobumadar	4	3600	5440	–	–
<i>Geranium sanguineum</i> L.	Verev kurereha	4	3320	80	27	–
<i>Geum rivale</i> L.	Ojamõõl	4	40	0	–	–

1	2	3	4	5	6	7
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.)	H. kuld kann	4	0	400	–	–
<i>Hieracium</i> L.	Hunditubakas	4	2960	4200	6	4
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Liht-naistepuna	4	1680	1880	3	–
<i>Inula salicina</i> L.	Pajuvaak	4	80	1800	–	–
<i>Knautia arvensis</i> (L.)	H. äiatar	4	80	1720	–	13
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Hõlmne iminõges	3	200	0	–	–
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	H. härjasilm	4	1520	5880	–	–
<i>Lotus corniculatus</i> L. s.str.	Harilik nõiahammas	4	376680	1840	6	3
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	H. metsvits	4	80	0	–	–
<i>Matricaria perforata</i> Mérat	H. kesalill	3	41960	2760	–	–
<i>Medicago lupulina</i> L.	Humallutsern	3	3880	31360	–	3
<i>Medicago sativa</i> L.	H. lutsern	4	195000	55160	7	2
<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	H. härghein	2	5480	44360	–	1
<i>Melampyrum sylvaticum</i> L.	Mets-härghein	2	0	40	–	–
<i>Melanpyrum arvense</i> L.	Põld-härghein	2	0	1320	–	48
<i>Mentha arvensis</i> L.	Põldmünt	4	880	0	–	–
<i>Myosotis</i> spp.	Lõosilm	3	7160	7960	–	–
<i>Ononis repens</i> L.	Roomav jooksjarohi	4	0	12320	–	1
<i>Origanum vulgare</i> L.	H. pune	4	14640	17520	7	114
<i>Papaver dubium</i> L.	Põldmagun	1	40	0	–	–
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	H. näär	4	2920	10720	–	–
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Süstlehine teeleht	4	40	0	1	–
<i>Potentilla anserina</i> L.	Hanijalg	4	840	40	–	–
<i>Potentilla argentea</i> L.	Höbemaran	4	0	2360	–	–
<i>Potentilla erecta</i> (L.)	Tedremaran	4	2000	0	–	–
<i>Potentilla reptans</i> L.	Roomav maran	4	1800	640	–	–
<i>Prunella vulgaris</i> L.	H. käbihein	4	2400	2720	4	9
<i>Ranunculus acris</i> L.	Kibe tulikas	4	640	280	–	–
<i>Rhinanthus serotinus</i> (Schönh.)	Suur robirohi	2	560	0	–	–
<i>Rubus caesius</i> L.	Põldmurakas	4	1680	160	6	3
<i>Silene alba</i> (Mill.)	Valge pusurohi	3	2760	80	–	–
<i>Silene dioica</i> (L.)	Punane pusurohi	3	0	80	–	–
<i>Silene vulgaris</i> (Moench)	H. põisrohi	4	0	440	–	–
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Põldsinep	1	30040	40	3	–
<i>Solidago virgaurea</i> L.	H. kuldvits	4	80	0	–	–
<i>Sonchus arvensis</i> L.	Põld-piimohakas	4	0	80	–	–
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	H. piimohakas	1	560	1280	–	–
<i>Stellaria</i> spp.	Tähthein	4	2760	1120	–	–
<i>Taraxacum</i> spp.	Võilill	4	160	0	9	–
<i>Thymus serpyllum</i> L.	Nõmm-liivatee	4	0	1520	–	–
<i>Trifolium hybridum</i> L.	Roosa ristik	4	4320	1800	1	9
<i>Trifolium medium</i> L.	Keskmine ristik	4	2040	14680	9	12
<i>Trifolium pratense</i> L.	Punane ristik	4	76240	38480	180	194
<i>Trifolium repens</i> L.	Valge ristik	4	600	2800	–	–
<i>Valeriana officinalis</i> L.	H. palderjan	4	360	0	–	–
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Külmamailane	4	80	0	–	–
<i>Veronica spicata</i> L.	Kassisaba	4	0	200	–	–
<i>Vicia cracca</i> L.	H. hiirehernes	4	1920	7400	12	19
<i>Vincetoxicum hirsutinaria</i> Medik.	Lood-angervars	4	120	0	–	–
<i>Viola arvensis</i> Murray	Põldkannike	3	4600	280	–	–

Kõikidel vaatlusaladel kokku kohati 11 erinevat liiki kimalasi, kellest arvukamalt esines maakimalast (*B. lucorum* L.) ja kivikimalast (*B. lapidarius* L.). Metsa- (*B. sylvarum* (L.)), ristiku- (*B. distinguendus* Mor.) ja Schrenki kimalased (*B. schrencki* Mor.) olid haruldased. Kimalased külastasid ökoloogilise maaviljelusega talude transektidel 62 õitsevast taimeliigist 24 liiki (38,7%) ja konventsionaalsete talude transektidel 60 õitsevast taimede 22 liiki (36,7 %) (tabel 1).

Kimalaste poolt enam külastatud toidutaimedeks ökoloogilistes taludes olid punane ristik (29,7%), arujumikas (21,8%), põld-varesjalg (*Consolida regalis*) (17,5%), harilik ussikeel (*Echium vulgare*) (5,9%), verev kurereha (*Geranium sanguineum*) (4,5%), kõrvikud (*Galeopsis*) (4,5%), põldjumikas (*Centaurea scabiosa*) (3,6%), põldohakas (*Cirsium arvense*) (3,5%), harilik hiirehernes (*Vicia cracca*) (2,0%), keskmine ristik (*Trifolium medium*) (1,5%) ja võilill (*Taraxacum*) (1,5%). Konventsionaalsetes taludes olid nendeks taimedeks punane ristik (32,4%), harilik pune (19,0%), põldjumikas (16,9%), arujumikas (13,0%), põld-härghhein (*Melampyrum arvense*) (8,0%), harilik hiirehernes (3,2%), harilik äiatar (*Knautia arvensis*) (2,2%), roosa ristik (*Trifolium hybridum*) (1,5%) ja harilik käbihein (1,5%).

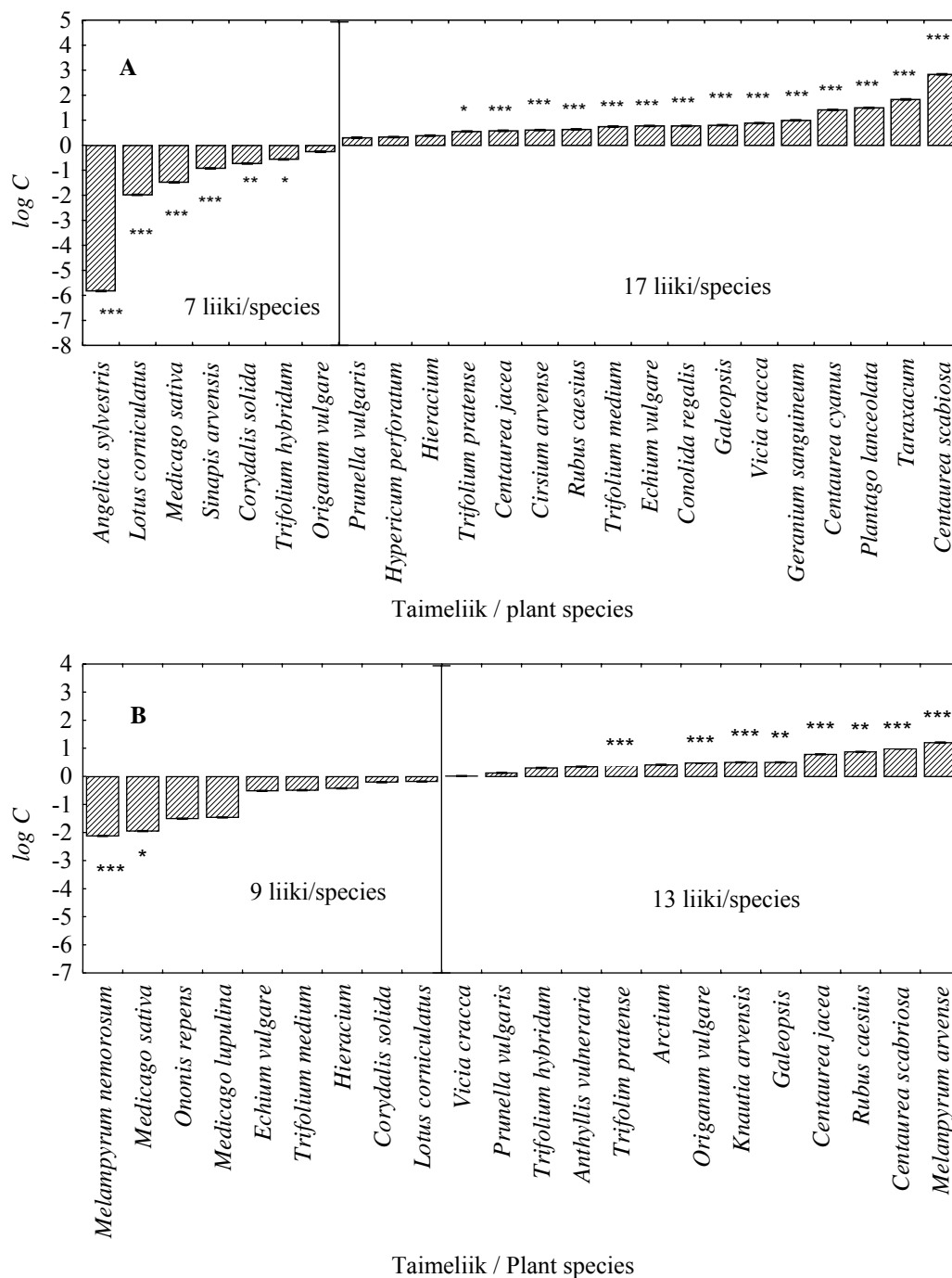
Kimalaste toidutaimede eelistuste hindamiseks kasutati Murdoch'i valikuindeksit *C*, mille väärtused on graafiliselt esitatud joonisel 1. Oluliselt rohkem külastati (erinevused külastamissageduse ja vastavate õite/õisikute esinemissageduse vahel olid statistiliselt olulised) ökoloogilistes taludes 14 ja konventsionaalsetes taludes 8 taimeliiki (joonis 1 A, B). Indeksi *C* väärtuste alusel oli ökoloogilistes taludes alakülastatud 7 ja konventsionaalsetes taludes 9 taimeliiki, kusjuures oluline erinevus külastussageduse ja õite/õisikute esinemissageduse vahel oli ökotaludes 6 ja tavataludes 2 liigi puhul (joonis 1). Ülejäänud toidutaimi külastati proportsionaalselt nende esinemissagedusega.

Kuigi taimed reastusid kimalaste eelistuste alusel ökoloogilise ja konventsionaalse maaviljelusega taludes erinevalt, eelistasid kimalased mõlemas talutüübis ühtmoodi põld- ja arujumikat, põldmurakat, kõrvikuid ning punast ristikut. Samal ajal harilikku lutserni külastasid kimalased oluliselt vähem, kui seda oleks eeldanud õisikute esinemissagedus (joonis 1).

Toidutaimede valik sõltub kimalaste morfoloogilistest iseärasustest, eriti suiste pikkusest, mis varieerub liigiti tugevasti (Pekkarinen, 1979). Hinnates mõlemas talutüübis arvukamalt esinenud kimalaseliikide dieedi mitmekesisust Shannon-Wieneri indeksi (*H'*) abil, selgus, et ökoloogilistes taludes oli indeksi väärtus enamikul uuritud kimalaseliikidel oluliselt kõrgem kui konventsionaalsetes taludes ($t=2,35$, $df=7$, $P=0,05$) (joonis 2), s.t et kimalaste dieet ökoloogilistes taludes oli oluliselt mitmekesisem kui konventsionaalsetes taludes. Ainsaks erandiks oli karukimalane.

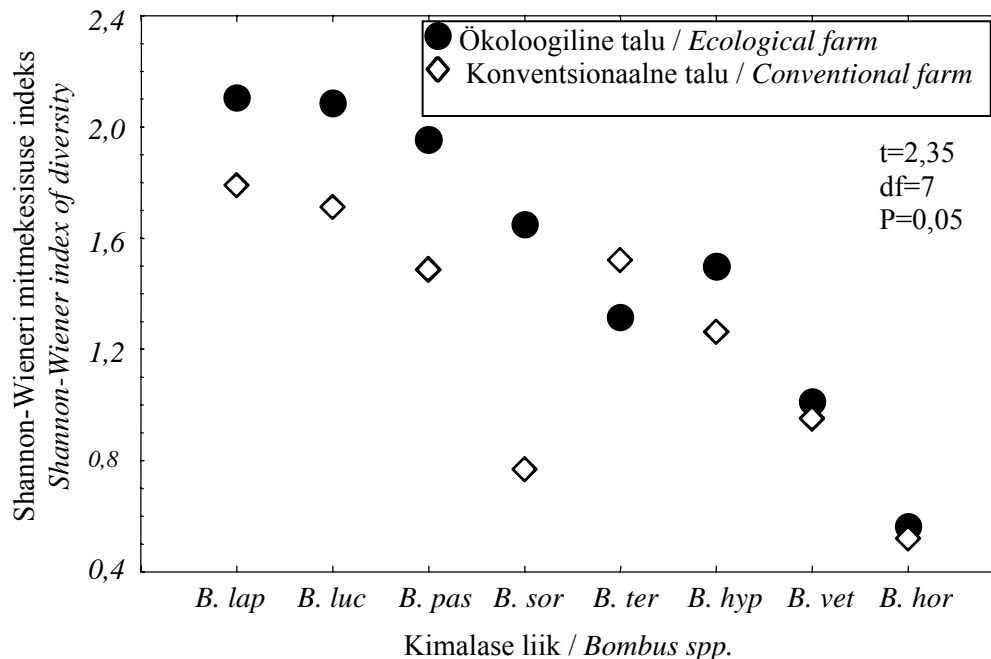
Erinevused ilmsesid ka lühi- ja pikasuiseliste kimalaste dieedi mitmekesisuses (joonis 2). Pikasuiselised aedkimalased (*B. hortorum* (L.)) külastasid meie vaatlusaladel vaid kaht erinevat liiki taime õisi, mistõttu dieedi mitmekesisuse indeks oli kõige madalam. Samas aga lühisuiseliste kivi- ja maakimalase ning keskmise suise pikkusega põldkimalase toidutaimede valik osutus kõige mitmekesisemaks, s.t need liigid kogusid nektarit ja õietolmu paljudelt erinevatelt taimedelt (joonis 2). Nimetatud kolm liiki olid kõige arvukamalt esindatud nii ökoloogilistes kui ka tavataludes. Walther-Hellwigi ja Frankli (2000) andmetel on need liigid ka suure korjelennu raadiusega (1,7 km), samal ajal kui enamikul liikidel ulatub korjelendude raadius vaid 500 m pesast. Kuigi toiduresursside ajalis-ruumiline heterogeensus mõjutab kõikide kimalaseperede arengut (Ranta, Vepsäläinen, 1981), on ilmne, et suure korjelennu raadiusega liikidel on paremad eeldused pidevalt nii ajaliselt kui ka ruumiliselt muutuvate nektari- ja õietolmuressursside kasutamisel.

Kimalase pered saavad edukalt areneda ja anda uusi noori suguisendeid vaid juhul, kui kogu arengutsükli vältel, s.o varakevadest kuni sügiseni, on piisavalt mitmekesisest toitu pesitsuskoha läheduses. Õitsemine peab olema pidev, see tähendab, et üks oluline nektari- või õietolmutaim ei lõpetaks õitsemist enne, kui teine on õitsema hakanud. Lünga tekkimisel "õitsemise konveierisse" jäävad tolmeldajad toiduta ja peredes võib haue hukkuda. Kõikide kimalaste arenguks on oluline liigile sobiv ja samas ka mitmekesine toit. Liigirikastel looduslikel niitudel on "õitsemise konveier" enamasti tagatud mitmete samaaegselt õitsevate ja sujuvalt vahelduvate taimedega. Taimede liigirikkus võimaldab rahuldada ka tolmeldajate erinõudeid ja tagab piisava toidu liigirikaste tolmeldajate kooslustele. Lünkade tekkimisega "konveieris" ilmnevad muutused ka tolmeldajate arvukuses ja liigilises koosseisus (Mänd *et al.*, 1996; Martin, Mänd, 1995, 1997, 1998).



Joonis 1. Kimalaste poolt külastatud toidutaimede valikuindeksite (C) väärtused ökoloogilistes (A) ja konventsionaalsetes taludes (B). Log C positiivsed väärtused näitavad õite eeliskülastust, negatiivsed väärtused aga alakülastust (** - $P < 0,001$, * - $P < 0,01$, - $P < 0,05$)

Figure 1. The calculated values of Selection Index of Murdoch (C) for bumble bees visited flowers on the ecological (A) and conventional (B) farms. Values greater than zero indicate that the flowers were visited more often than would be expected from their relative abundance on the different farm types (** - $P < 0.001$, * - $P < 0.01$, - $P < 0.05$)



Joonis 2. Shannoni-Wieneri mitmekesisuse indeksite väärtused (H'), mis on arvatud erinevate kimalaseliikide poolt külastatud taimeliikide alusel öko- ja tavataludes. Lühendid: *B. lap* – *Bombus lapidarius*, *B. luc* – *B. lucorum*, *B. pas* – *B. pascuorum*, *B. sor* – *B. soroeensis*, *B. ter* – *B. terrestris*, *B. hyp* – *B. hypnorum*, *B. vet* – *B. veteranus*, *B. hor* – *B. hortorum*

Figure 2. Values of Shannon-Wiener index of food plants diversity (H') on the ecological and conventional farm calculated for different *Bombus* species. *B. lap* – *Bombus lapidarius*, *B. luc* – *B. lucorum*, *B. pas* – *B. pascuorum*, *B. sor* – *B. soroeensis*, *B. ter* – *B. terrestris*, *B. hyp* – *B. hypnorum*, *B. vet* – *B. veteranus*, *B. hor* – *B. hortorum*

Kokkuvõte

Tulemustest nähtub, et vaatlusalused ökoloogilised talud tagasid kimalastele mitmekesisema ja suurema valikuvõimalusega toidubaasi, pakkudes soodsamaid toitumistingimusi kui konventsionaalsed talud. See on aga eelduseks kimalaste ja ka teiste tolmeldajate putukate koosluste säilimisele põllumajandusmaastikes.

Kuigi kõik meil esinevad kimalased on polüfaagsed (polülektilised) putukad, osutus pikasuiseliste kimalaste toidubaas piiratuks: kõige madalam dieedi mitmekesisuse indeksi (H') väärtus oli pikasuiseliste kimalaste hulka kuuluval aedkimalasel. Seega pikasuiseliste kimalaste arvukust ja levikut mõjutavaks oluliseks teguriks on meie agroökotsünoosides neile sobivate toidutaimede piiratud hulk. See näib olevat ka üheks põhjuseks, miks intensiivse põllumajandusega piirkondadest Lääne-Euroopas on kadunud eelkõige pikasuiselised liigid. Kõige mitmekesisem dieet oli lühisuiselistel kimalastel, mistõttu nad olid ka kõige arvukamalt esindatud liigid nii agroökosüsteemides kui ka looduskooslustes.

Et tagada optimaalset toiduresurssi võimalikult mitmekesise tolmeldajate fauna hoidmiseks põllumajandusmaastikes, peame aedade ja entomofiilsete põllukultuuride rajamisel võimalikult hästi ära kasutama kohalikud looduslikud tingimused nii kultuurile kui ka seda tolmeldavatele putukatele. Seda on vaja arvestada juba talu rajamisel või kui talu on rajatud, siis peame viljavahelduses ära kasutama looduse poolt pakutavaid eeldusi, mida maastik või juba väljakujunenud looduslik (taimekooslus) taimistu pakub. Sageli on võimalik meil endil looduslike tingimusi kujundada soodsas suunas nii tolmeldajatele kui ka teistele kasuritele sobivamate paljunemis-, varjumis- ning talvitumistingimuste loomisega.

Tänuavaldused

Täname vaatlusalade kasutamise võimaluse ja igakülge abi eest talunikke. Uurimistöö läbiviimist toetas Eesti Teadusfond (grandid 4114, 4116, 5737, 5751).

Kirjandus

- Banaszak, J. 1980. Studies on methods of censusing the numbers of bees (Hymenoptera, Apoidea). – *Pol. Ecol. Stud.*, vol. 6, p. 355–366.
- Beecher, N. A., Johnson, R. J., Brandle, J. R., Case, R. M., Young, L. J. 2001. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. – *Conservation Biology*, vol. 16, No 6, p. 1620–1631.

- Cane, I. H., Tepedino, V. I. 2001. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: detection, evidence, and consequences. – Conservation Ecology, vol. 5, No 1, p. 1.
- Chamberlain, D., Fuller, F., Brooks, D. 1996. The effects of organic farming birds. – EFRC Bulletin 21. EFRC, Newbury.
- Cowgill, S. E., Wratten, S. D., Sotherton, N. W. 1993. The selective use of floral resources by the hoverfly *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae) on farmland. – Ann. Appl. Biol., vol. 122, p. 223–231.
- Dramstad, W., Fry, G. 1995. Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources on arable land. – Agric. Ecosyst. Environ., vol. 53, p. 123–135.
- Fussell, M., Corbet, S. A. 1991. Forage for bumble bees and honey bees in farmland: a case study. – J. Apic. Res., vol. 30, p. 87–97.
- Fussell, M., Corbet, S. A. 1992. Flower usage by bumble bees: a basis for forage plant management. – J. Appl. Ecol., vol. 29, p. 451–465.
- Johansen, C. A., Mayer, D. F. 1990. Pollinator protection: a bee and pesticide handbook. Wicwas press, Cheshire, Connecticut, USA.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W., Waser, N. M. 1998. Endangered mutualism: the conservation of plant-pollinator interactions. – Annu. Rev. Ecol. Syst., vol. 29, p. 83–112.
- Krebs, C. J. 1999. Ecological methodology. (2nd ed.) Addison-Welsey Education Publishers, CA.
- Løken, A. 1973. Studies on Scandinavian bumble bees (Hymenoptera, Apidae). – Norsk Entomol. Tidsskr., vol. 20, p. 1–218.
- Martin, A.-J., Mänd, M. 1995. Putuktolmlemine aias, põllul ja metsas (I osa). – Aiataark 95. Tallinn: Eesti Aiandusliit, lk 80–83.
- Martin, A.-J., Mänd, M. 1997. Kuidas meelitada tolmeldajad tagasi meie aedadesse ja põldudele (II osa). – Aiataark 97. Tallinn: Eesti Aiandusliit, lk 65–71.
- Martin, A.-J., Mänd, M. 1998. Pesilad looduslikele mesilastele. – Mahepõllumajandusleht, nr 7, lk 2–4.
- Mänd, M., Geherman, V., Luik, A., Martin, A.-J., Mikk, M., Paimetova, V., Viiralt, R. 2001a. Bumble bee diversity on ecological and conventional dairy farms. – Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, vol. 1, No 1, p. 1–25.
- Mänd, M., Geherman, V., Martin, A.-J., Paimetova, V., Viiralt, R. 2001b. Kimalaste arvukus kultuur- ja looduslikel rohumaadel: ökoloogiliste ja tavatootmisega talude võrdlus. – EPMÜ teadustööde kogumik nr 213, lk 126–131.
- Mänd, M., Kaaviste, H., Kase, K., Mänd, R. 1999. Cultivated lands as habitat for bumble bees in Estonia. – Proceedings of the XXIV Nordic Congress of Entomology. Eds. Elberg, K., Martin, M., Pekkarinen, A., Tartu, p. 83–86.
- Mänd, M., Kaaviste, H., Martin, A.-J., Smidt, R. 1996. Looduslike tolmeldajate ressursi mõju puuvilja- ja marjakultuuride tolmeldamisele. – EPMÜ Teadustööde kogumik, nr 187A, lk 111–117.
- Mänd, M., Martin, A.-J., Paimetova, V. 2000. Bumblebees as pollinators in agricultural landscapes in Estonia. Transactions of the Estonian Agricultural University. – Proceedings of International Conference Development of Friendly Plant Protection in the Baltic Region. Tartu, vol. 209, p. 124–127.
- Mänd, M., Martin, A.-J. 1999. Liigirikaste looduskoosluste mõju putuktolmlevate kultuuride viljumisele. – Teaduselt põllule ja aeda. Jäneda Õppe- ja Nõuandekeskus, lk 28–32.
- Mänd, M., Mänd, R., Williams, I. H. 2002. Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. – Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 89, No 1–2, p. 69–76.
- Pekkarinen, A. 1979. Morphometric colour and enzyme variation in bumblebees (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) in Fennoscandia and Denmark. – Acta Zool. Fenn., vol. 158, p. 1–60.
- Prys-Jones, O. E., Corbet, S. A. 1991. Naturalists Handbooks 6. Bumblebees. Richmond, Slough, UK.
- Ranta, E., Vepsäläinen, K. 1981. Why are there so many species? Saptio-temporal heterogeneity and northern bumblebee communities. – Oikos, vol. 36, p. 28–34.
- Rathke, B. J., Jules, E. S. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. – Current Science, vol. 65, p. 237–277.
- Tanacs, L. 1987. The trend of the composition of the wild-bee population on anthropogenic effects in the biotopes of the Kiströe storage - tank region at the Tisza-valley. – Tiscia (Szeged), vol. 22, p. 109–119.
- Teräs, I. 1985. Food plants and flower visits of bumblebees (*Bombus*: Hymenoptera, Apidae) in southern Finland. – Acta Zool. Fennica, vol. 179, p. 1–120.
- Walther-Hellwig, K., Frankl, R. 2000. Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius* and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). – Journal of Insect Behaviour, vol. 13, No 2, p. 239–245.
- Weinbull, A. C. 1999. Finns det fler flärlilar på ekologiska gårdar? – Forskningsnytt, vol. 2, p. 4–7.

- Vereijken, J. F. H. M., van Gelder, T., Baars, T. 1997. Nature and landscape. Development on organic farms. – Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 63, p. 201–220.
- Williams, I. H. 1996. Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. – Conservation of Bees. Eds. Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, C., Williams, I. H. Academic Press for IBRA and the Linnean Society, London, p. 63–80.
- Williams, I. H., Carreck, N. L. 1994. Land use changes and honey bee forage plants. – Forage for bees in an agricultural landscape. Ed. Matheson, A. International Bee Research Association, Cardiff, UK, p. 7–20.
- Williams, P. H. 1986. Environmental change and the distributions of the British bumble bees (*Bombus* Latr.). – Bee World, vol. 67, p. 50–61.
- Von Ammer, U., Utschick, H., Anton, H. 1988. Die Auswirkungen von biologischem und konventionellem Landbau auf Flora und Fauna. – Forstw. Zbl., vol. 107, p. 274–291.

Bumble bee food resources on the ecological and conventional farms in Estonia

M. Mänd, A.-J. Martin, R. Viiralt, V. Geherman, R. Karise, E. Koskor

Summary

Bumble bees are valuable pollinators in agricultural areas of northern Europe. Unfortunately, an increase of endangered or locally and regionally extinct bumble bee species has been registered in the agricultural landscapes of many countries. In Estonia, the number of bumble bee species in the areas of intensive farming is declining also while compared to the diversity in the neighbouring natural habitats. For the survival of bumble bees in agricultural areas, and thus their availability as pollinators, they need nesting and foraging habitats. The current global pollination crisis demonstrates a crucial link between the maintenance of healthy natural ecosystems and the needs of ecological agriculture. The aim of this study was to assess the heterogeneity of the plant species composition used by the bumble bee species comparatively on the ecological and conventional farms.

Five pairs of farms located in different regions of Estonia were selected in 2000. Each pair consisted of one ecological farm and one conventional farm. A transect of 1000 x 2 meters was selected on each farm. The transects passed through fields of leguminous crops, field boundaries and wasteland in correlation with the land use of each farm.

Flower visits of nonparasitic bumble bee species were studied using the standard walk method. Walking at a slow and even pace along the transect mid-line, an observer recorded the species and number of all foraging bumblebees and the plant species they were visiting within the 1 m strip each side of the mid-line. Due to the difficulties involved in separating *Bombus lucorum* (Linnaeus), *Bombus cryptarum* (Fabricius) and *Bombus magnus* Vogt, they were grouped together and denoted as *B. lucorum*. In each pair of transects, three observations were made during three consecutive (or at least close) days every year. All counts were taken in July and August, when there is large brood in the nests, and the number of workers is at its peak. Observations were made only in weather conditions optimal for bees with temperature above 16 °C, when rain, fog and strong wind were absent.

To estimate the amount of forage resources available, the number of flowers and inflorescences in 100 random 1 m² quadrats along each transect were counted and the counts used to estimate their abundance on the whole transect. To estimate the flower preference of bumble bees the values of Selection Index of Murdoch (C) were calculated. A χ^2 -test was used in each comparison between the observed distribution of flower visits and the expected distribution.

The heterogeneity of the plant species composition visited by the bumble bee species is expressed by the Shannon index of diversity. The differences between the habitats were tested with the *t*-test for paired samples.

A total of 11 species of *Bombus* were recorded in all study areas. The species widely distributed were *B. lucorum*, and *B. lapidarius*. These species were numerous on both farm types. *B. sylvarum* (L.), *B. distinguendus* Mor. and *B. schrencki* Mor. were represented in small numbers in our study areas.

The number of plant species available was 62 species in the ecological farms and 60 species on the conventional farms (a total of 80 species). The average use of the available food plant species by bumble bees was 38,7% and 36,7%, respectively.

No significant differences in the abundance of floral resources ($t=1,71$, $df=4$, $P=0,16$) as well as in the number of plant species ($t=0,08$, $df=4$, $P=0,94$) were found between the ecological and conventional farms. However, there were significant differences in the structure of plant communities. The abundance of annuals ($t=3,09$, $df=4$, $P=0,04$) and perennials ($t=3,69$, $df=4$, $P=0,02$) were significantly lower on the conventional farms compared with ecological ones. Bumble bees did not visit flower heads according to their abundance in the

habitat. Seventeen flower species on the ecological farms and 13 flower species on the conventional ones were visited more frequently (Figure 1) than would be expected from their abundance in the transects (Table 1).

The heterogeneity (the Shannon-Wiener diversity index) of the plant species composition used by the most abundant bumble bee species was significantly higher in the ecological farms compared with the conventional farms ($t=2.35$, $df=7$, $P=0.05$). The only exception was *B. terrestris* (Figure 2). The diet diversity was highest for the short-tongued *B. lapidarius* and *B. lucorum* though it was also high in middle-tongued *B. pascuorum*. These species were the most abundant and collected nectar and pollen from a large number of flowering plants in both farm types. In the long-tongued *B. hortorum* the diversity value was low both on ecological and conventional farms.

All bumble bee colonies can only develop and finally reproduce successfully if food resources throughout the whole colony cycle are available within a session. In fragmented agricultural areas the spatio-temporal heterogeneity of flower resources influences the development of bumble bee colonies. However, the food generalists will have advantages in using the changing resources on offer during the season. Long-tongued bumble bees are most vulnerable due to their restricted diet. According to our results ecological farms provide the most heterogeneous food resources for bumble bees. This is the most important prerequisite for the maintenance of the high diversity of bumble bees in an arable landscape, supporting successful pollination of cultivated as well as wild plants.