

Tartu Ülikool
Bioloogia-Geograafiateaduskond
Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut
Erizooloogia õppetool

Mart Meriste

**Eesti põldude ämblikud, põllu serva mõju nende arvukusele
ja liigilisele koosseisule**

Magistritöö

Juhendaja: Dotsent Mati Martin

Tartu 2004

Sisukord

1. Põllumajandusmaastike ämblikud	4
1.1 Sissejuhatus	4
1.2 Eesti põllumajandusmaastikud	6
1.3 Ämblikud põllumajandusmaastikel	7
1.4 Ämblike roll põllufauna toiduahelas	7
1.5 Intensiivse põllumajandustegevuse ja keskkonnareostuse mõju ämblikele	11
1.6 Mitmekesisus ja arvukus	12
1.7 Ajaline ja ruumiline levik	13
2. Materjal ja meetodika	16
2.1 Uurimisalad ja välitööd	16
2.1.1 Topsipüügid	16
2.1.2 Kahapüügid	19
2.2 Määramine	20
2.3 Andmetöötluse meetodika	20
3. Tulemused	21
3.1 Materjal	21
3.2 Suvine topsipüük	21
3.2.1 Liigiline koosseis	21
3.2.2 Sooline struktuur	23
3.2.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused	23
3.2.3.1 Oedothorax apicatus'e arvukuse ruumilised muutused	24
3.2.3.2 Perekonna <i>Pardosa</i> arvukuse ruumilised muutused	25
3.2.4 Liigilise mitmekesisuse ruumilised muutused	25
3.2.5 Juveniilide arvukuse ruumilised muutused	26
3.3 Sügisene topsipüük	27
3.3.1 Liigiline koosseis	27
3.3.2 Sooline struktuur	27
3.3.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused	27
3.3.4 Liigilise mitmekesisuse ruumilised muutused	29
3.4 Kahapüük	29

3.4.1 Liigiline koosseis	29
3.4.2 Sooline struktuur	29
3.4.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused	29
3.4.4 Liigiline mitmekesisus ja selle ruumilised muutused	30
4. Arutelu	31
Kokkuvõte	36
Summary	38
Tänuavaldused	40
Kirjandus	41

1. Põllumajandusmaastike ämblikud

1.1 Sissejuhatus

Vastavalt maakasutusele inimese poolt võib maastikke jagada kolmeks. Esiteks loodusmaastikud. Need on inimtegevusest mõjutamata või väga väheste inimõjuga piirkonnad. Eestis on enamlevinud loodusmaastikeks näiteks rabad, millel piirdub inimõju sageli vaid marja- ja seenekorjamisega. Loodusmaastike fauna, eriti mesofauna (sh. lüljalgsed), on eeldatavalt säilitanud oma loodusliku mitmekesisuse.

Poollooduslikud ehk pärandkooslused on seotud väheste inimõjuga, mis piirdub niitmise, karjatamise ja muu sarnase ekstensiivse maahooldusega. Tegemist on sisuliselt põllumajandusmaastikega, kus rakendatakse meie esivanemate majandusmeetodeid. Enamasti on tegemist loomakasvatuse tarbeks kasutatavate kooslustega nagu puisniidud, luhaniidud ja rannaniidud, mille hooldamine ei ole seotud mullaharimisega. Nende taimestik on kujunenud pika aja jooksul loodusliku valiku tulemusel koosluse tasemel. Sageli on selliste rohumaade taimestiku liigiline mitmekesisus väga suur. Suurem toidu-, varju- ja elupaikade valik tingib ka loomastiku suurema mitmekesisuse. Paraku ei ole võimalik tänapäeva turumajanduse tingimustes selliseid kooslusi kasumlikult majandada ja vähesed pärandkooslused säilivad vaid tänu toetuste süsteemile.

Põllumajandusmaastikud on intensiivse maaskasutusega alad, mille harimise eesmärk on majandusliku tulu teenimine. Need on enamasti seotud regulaarse mullaharimisega ja seega loodusliku taimestiku kui struktuuri täieliku hävimisega. Eeskätt pean silmas teravilja, rapsi jms. põlde, mida haritakse iga aastal. Marc et al. 1999 järgi on teraviljapõld ka kõigist agroökosüsteemidest kõige suurema häirimisega (võrrelduna näiteks aiandite ja puuviljaaedadega). Mõnevõrra ekstensiivsem on maaharimine kultuurheina- ja karjamaadel, kus maad haritakse harvem kui kord aastas. Seega on sealne taimestik pisut rohkem looduslike suktessiooniprotsesside kujundada. Veelgi "looduslikumad" on puuvilja ja marjaaiad.

Taimestiku liigiline mitmekesisus on põldudel võrdlemisi väike. See on ka mullaharimise üks eesmärke: vähendada soovimatute liikide konkurentsi majanduslikult kasulikele kultuuridele. Lisaks mulla harimisele kasutatakse selle eesmärgi saavutamiseks veel muid meetodeid, nende hulgas ka keemilist umbrohutõrjet, nn. herbitsiidide kasutamist.

Taimestiku vähese liigilise mitmekesisuse tõttu on ka põldude fauna liigiliselt väga vaene (Marc et al. 1999). Lihtsa ökosüsteemina on agroökosüsteemid ka kergemini haavatavad. Seal esineb sagedamini näiteks mõne putukaliigi masspaljunemisi. Need putukaliigid vähendavad enamasti oluliselt põllult saadavat saaki ja seega ka tulu. Putukahjurite arvukuse reguleerimiseks kasutatakse mitmesuguseid meetodeid, millest ekstreemseim ja ilmselt ka majanduslikult kasulikeim viis on insektitsiidide kasutamine. Majanduslikult kasulike putukate hulka kuuluvad näiteks taimede tolmeldajad.

Põllumajandusmaade looduskaitsest tähtsusest on rääkima hakatud alles hiljaaegu. Peamine tähelepanu on pööratud traditsiooniliselt majandatavatele pärandkooslustele, mille omapärane ja tihti väga liigirikas elustik väärib kindlasti hoidmist. Looduskaitsest seoses põldudega on väga vähe räägitud. Ühest küljest on see ka väga mõistetav – traditsiooniliselt on kaitset väärivateks peetud liigirikkaid, kaua looduslikult säilinud, haruldaste taime- ja loomaliikidega või lihtsalt esteetilist naudingut pakkuvaid paiku. Suured haritavad maa-alad ei käi aga laias laastus ühegi eelnimetatud kriteeriumi alla.

Viimase paarikümne aasta jooksul on hakatud rohkem uurima ka põllumajandusmaastike elustikku ja mitte ainult kahjureid ning umbrohtusid. Sageli on põllumajandusmaad väga olulised maastikuelemendid teiste looduslike ja poollooduslike alade vahel. Enamasti käituvad põllud paljudele taime- ja loomaliikidele levikubarjääradena. Kuid lisaks põldudele sisaldavad põllumajandusmaastikud ka põlluvaheteid, kraave ja muid tehiselemente, mis võivad barjääriefekti oluliselt vähendada või loovad lausa omaette elupaiku, mida loodusmaastikel ei leidugi (Landis et al. 2000).

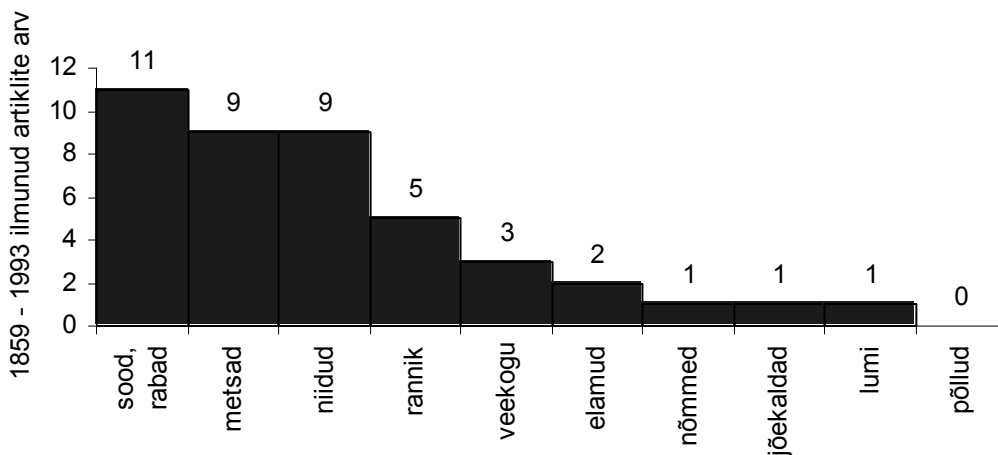
Kui enamus taimeliike põldudel on mittesoovitavad, siis suur osa loomaliike võivad põllumehe seisukohalt neutraalsed või ka kasulikud olla.

Põld kui elupaik on vastuvõetav vähestele loomaliikidele. Põldude elustikku mõjutab suures osas põldude vahel asuvate koosluste elustik. Seega, mida mitmekesisem ja mosaiiksem on põllumajandusmaastik, seda rikkalikum on põldude loomastik (Wise 1993). Lisaks põllumajandusmaastike majanduslikule ja looduskaitselele väärtusele ei saa me mööda ka esteetilisest väärtusest. Üldise arusaama järgi peetakse mosaiikseid maastikke ka ilusamateks, mis lisab nendele väärtust turismimajanduse seisukohalt. See on aga lisaks klassikalisele põllumajandusele üks tähtsamaid majandusharusid maapiirkondades. Seega oleks

põllumajandusmaastike mosaiiksuse suurendamine kasulik nii looduskaitsest kui esteetilisest vaatepunktist.

1.2 Eesti põllumajandusmaastikud

Eesti on oma agraarriigi staatuse minetanud. Seetõttu on meie Lääne- ja muu Ida-Euroopaga võrrelduna maastikus rohkelt võrdlemisi inimtegevusest puutumata kooslusi nagu rabad ja metsad. Sellest hoolimata pole põllumajandus Eestis välja surnud. Statistikaameti 2002. aasta andmetel moodustavad põllud Eesti territooriumist koguni $\frac{1}{4}$. Samas katavad Eesti territooriumist 22,3% sood ja rabad, 44,5% metsad (Raukas 1995). Seega, kokkuvõtteks on põllud üheks levinumaks koosluseks meie maastikupildis. Aastatel 1959 kuni 1993 on Eestis ilmunud hulgaliselt artikleid eri biotoopide ämblikukooslustest, neist enim soode ja rabade ämblike kohta (joonis 1). Pärast 1993-ndat aastat on ilmunud vaid üks, pärandkoosluste ämblikke käsitlev artikkel (Meriste 2004).



Joonis 1. Eesti ämblike kohta ilmunud artiklite arv biotoopide kaupa.

Andmed Eesti põllumajandusmaastike ämblikufauna kohta puuduvad. Seoses arenenud arusaamadega maastikust kui tervikust, metapopulatsiooni- ja metakoosluste teooriate arenemisega, ei saa fauna kirjeldamisel ja looduskaitse tegevuse planeerimises kõrvale jätta ka muidu tagasihoidlike loodusväärtustega põllumaid.

Eesti põllumajandusmaastike fauna kohta on tehtud mitmeid uuringuid, eeskätt kahjuritõrje eesmärkidel. Vähem on käsitletud muude selgrootute rühmi. Põllumajandusmaastike ämblikke käsitlevate uurimuste loodetavasti pikas reas on käesolev töö esimene.

1.3 Ämblikud põllumajandusmaastikel

Miks uurida põllumajandusmaastike faunat? Esimeseks põhjuseks on kindlasti põllumajanduse, kui meie vajadusi otseselt rahuldava majandusharu olulisus meile. Seega on iga informatsioon, mis tema faunale vähegi valgust heidab, teretulnud. Teiseks oluliseks põhjuseks on agraarökosüsteemide lihtsus võrreldes looduslikega. See annab võimaluse viia läbi eksperimente hästi kontrollitud ja kergesti manipuleeritavas keskkonnas, mis on siiski laboritingimustega võrreldes oluliselt looduslähedasemad.

Viimase mõnekümne aasta jooksul on lisaks juba traditsiooniliseks saanud intensiivse majandamisega põldude (nn. tavapõllud) kõrvale kerkinud ka nn. mahepõllud. Nende majandamiseks kasutatakse mitmesuguseid loodussõbralikke meetodeid, sealhulgas ka kahjurite nn. biotõrjet. See kujutab endast mitmesuguste looduslike protsesside kaasamist kahjuritõrjesse. Biotõrjes on olulised ka paljud kohalikud looduslikud liigid, nende hulgas on mitmed linnuliigid, roomajad, imetajad. Paraku on selgroogsete kaasamine biotõrjesse raskendatud nende kõrgete nõudmiste tõttu elupaigale. Suure töö teevad ära paljud kohalikud selgrootud loomad, nendest levinumaks Eesti põldudel on jooksiklased, lühitiiblased ja ämblikud (autori vaatlused).

1.4 Ämblike roll põllufauna toiduahelas

Ämblikud on domineerivad kiskjad väga paljudes ökosüsteemides, sealjuures ka paljudes agraarökosüsteemides, kus nad omavad ka majanduslikku tähtsust kuna on võimelised oluliselt vähendama paljude põllumajanduskahjurite arvukust (Uetz et al. 1999; Sunderland 1999 jpt). Biotõrjes on ämblikke kasutatud Hiina riisipõldudel juba üle 2000 aasta (Marc et al. 1999). Ämblike mõju putukate arvukusele on korduvalt hinnatud. Illustratiivseks näiteks: kogu Briti ämblike populatsioon tarbib aastas niipalju putukaid, et see ületab tunduvalt Briti elanike kogumassi (Wise 1993). Euroopa rohumaa del tehtud uurimuste (Marc et al. 1999) põhjal võiks oletada, et meie samalaadsetel kooslustel tarbivad ämblikud u. 100 kg putukaid/ha aastas. Kahjurite vähendamiseks on pikka aega parimateks bioloogilisteks vahenditeks peetud kahjurputukate spetsialistidest kiskjaid ja parasitoide. Vähem on tähelepanu pööratud

kohalikele generalistidest kiskjatele, sealhulgas ämblikele (Symondson et al. 2002). Schmidt et al. 2003 on teinud võrdleva uurimuse Saksamaal, nende andmetel: kui eemaldada kooslusest ämblikud ja teised maapinal elavad generalistidest kiskjad, kasvab lehetäide populatsioon 18% suuremaks kui kontrollgrupi oma, kui eemaldada lendavad kiskjad ja parasitoidid, kasvab lehetäide populatsioon 70% suuremaks, kui eemaldada kõik kiskjad on vastav number 172%. Ehkki spetsialistidest kiskjad (näiteks lepatriinud lehetäidele) on sageli väga efektiivsed suure hulga põllukahjurite hävitamiseks, oleneb nende arvukus otseselt saakloomadest. Seega ei saa nende arvukus kasvu algfaasis oleva kahjuri populatsiooni puhul kuigi suur olla. Kui spetsialisti arvukus on piisav, et hakata kahjuri arvukust piirama, on viimane sageli jõudnud juba mõõdukat majanduslikku kahju tekitada (Symondson et al. 2002). Generalistid põllul, ämblikud nende seas, toituvad kahjurivaesel perioodil nn. alternatiivsetest saakloomadest, kes ei pruugi olla majanduslikult kahjulikud. Nii säilitavad generalistid kogu vegetatsiooniperioodi jooksul stabiilset arvukust ja kahjurite plahvatusliku leviku korral lülituvad kiiresti ümber massiliseks muutuvale saakloomale (Symondson et al. 2002).

On kindlaks tehtud, et üksik ämblikuliik ei suuda oluliselt vähendada putukate arvukust, kuna ka generalistidel on oma toidueelistused ja sesoonne dünaamika, mis ei pruugi kattuda kahjuri omaga. Märksa dünaamilisem putukate arvukuse vähendamisel on mitmest liigist koosnev ämblikukooslus. Sellises koosluses hõlmavad ämblikud mitmesuguseid erinevaid nišše. Suur osa liike kasutavad erinevaid võrke saakloomade tabamiseks, teised jahivad putukaid vabalt ringi liikudes maapinnal või taimestikul. Kui siia veel kaasata erinev populatsioonidünaamika ja saagieelistused on ämblikud suutelised ohjes hoidma paljude putukaliikide arvukust alates munast kuni valmikuni (Sunderland 1999).

Lisaks saaklooma otsesele tarbimisele võivad ämblikud putukate arvukust reguleerida ka teisiti. Taimestikul elavad ämblikud sageli ainult ehmatavad seal toituvaid herbivooridest putukaid. Paljudel saakloomaliikidel on loomulik kaitsereaktsioon ja nad pääsevad kiskja rünnakust ennast taimestikult maapinnale kukutades. Hiljem proovivad nad taimetele tagasi ronida. See aga sageli ei õnnestu kuna maapinnal olevad tingimused ei ole paljudele putukaliikidele sobivad. Näiteks sellised õrnade kehakatetega loomad nagu lehetäid võivad maapinnale langenuna kaotada ohtlikult palju vett. Suur osa epigeiliste ämblike ja teiste kiskjate saagist jõuab maapinnani just sel moel (Sunderland 1999). Paljude ämblike võrgud püüavad passiivselt ka selliseid saakloomi, kes pole ämblikule meelepäraseks toiduks. Sellised loomad on enamasti

kas väga väiksed, mürgised või mittemaitsvad ja reeglina hukuvad võrkudes. Eriti levinud on see sugukondades kangurlased (Linyphiidae), kedruslased (Dictynidae), keraämbliklased (Theridiidae) ja lehterämbliklased (Agelenidae), kes ei uuenda oma püünisvõrke iga päev erinevalt näiteks sugukonna võrkurlased (Araneidae) esindajatest. Pikka aega võivad passiivsete lõksudena toimida ka võrgud, mis on ämbliku poolt mingil põhjusel hüljatud või on ämblik hukkunud (Sunderland 1999). Väga rikkaliku toidubaasi korral võivad paljud ämblikud saakloomi tappa ka ilma et nad otseselt neid toiduks vajaksid. Selline raiskav eluviis võib sageli olla oluliseks lisamehhanismiks putukate arvukuse kontrollis. Mõnikord tarbivad ämblikud surmatud saaklooma ka osaliselt või ainult vigastavad teda.

Kaudselt võivad ämblikud vahel ka suurendada putukate arvukust põllul. See juhtub näiteks siis, kui saakloom on juba eelnevalt nakatatud mõne parasitoidi poolt. Sedasi pärstavad ämblikud järgmise generatsiooni parasitoidide arvukust. Haigestunud saakloomade püüdmine võib muidugi aidata kaasa haigustekitaja levikule ja sedasi suurendada saaklooma populatsioonis suremust (Sunderland 1999).

Ämblike mõju saakloomade populatsioonidele vähendab ämblike konkurents teiste kiskjatega (näiteks jooksiklastega), teiste ämblikuliikide ja liigikaaslastega (kannibalism).

Teistest lülijalgsetest toituvaid lülijalgseid võib julgelt ühendada ühte gildi kuuluvateks (Masing 1992: gild – rühm ühesugust toitu ühesugusel viisil kasutavaid loomaliike). Toitumissuhteid ühe troofilise taseme piires nimetatakse ka gildisiseseks kiskluseks (*intra-guild predation*) (Sunderland 1999). Süües teisi ämblikke või teisi röövlloomi vähendavad ämblikud omavahelist toidukonkurentsi (Hodge 1999). Gildisene kisklus võib halvasti mõjuda ämblikele kui biotõrje vahenditele. Finke & Denno 2003 on näidanud, et gildisene kisklus võib olla määrava tähtsusega. Nende USA-s läbiviidud uurimuses, kus rabas elanud rööveluviisiga lutikalised (Hemiptera: Miridae) ja huntämblikud perekonnast *Pardosa* eraldi võetuna mõjusid sealsele rohutirtsupopulatsiooni arvukust tasakaalustavalt. Koos eksisteerides aga tarbisid ämblikud lisaks rohutirtsudele toiduks ka röövlutikaid ja seetõttu võis kahjuripopulatsiooni arvukus kasvada.

Kuna osad ämblikud on spetsialiseerunud toitumisele teistest ämblikuliikidest (näiteks kõik sugukonna õgiämbliklased (Mimetidae) liigid), võib ühe ämblikuliigi kadumine kooslusest vähendada ka järelejäänud liikide arvu (Hodge 1999). Hodge 1999 andmetel võivad teised

ämblikud moodustada u. 10% teraviljapõldudel elavate ämblike toidust. Teiste ämblike osakaal ämblike toidus tõuseb saakloomade üldise vähesuse korral (Marc et al. 1999).

Põhilise osa ämblike toidust põllul moodustavad putukad. Harva kasutavad ämblikud toiduks ka vihmausse (Nyffeler et al. 2001), limuseid (Nyffeler & Symondson 2001), väikesi kalu ja konnakulleseid (Foelix 1996).

Kuna ka putukate mitmekesisus on põldudel võrdlemisi väike, pole ämblikel suurt valikut. Arvukamatest putukatest leidub enamustel põldudel taimetoidulisi lehetäilisi, epigeilisi ja hemiedaafilisi hooghännalisi. Need moodustavad agroökosüsteemides elavate ämblike põhitoidu (Bilde et al. 2000). Nyffeler 1999 andmetel koosneb põllul elava väga levinud ämblikusugukonna kangurlased (Linyphiidae) toit 30% lehetäidest, 50% hooghännalistest, 10% kahetiivalistest ja 10% muudest loomadest, kelle hulgast teised ämblikud moodustavad alla 1%. Teise levinud sugukonna, huntämbliklased, dieet koosneb 25% teistest ämblikest, 20% kahetiivalistest, 15% lehetäidest ja samapaljust lutikalistest, hooghännalisi on nende menüüs alla 10% (Nyffeler 1999). Keskmiselt sööb üks ämblik ühe saaklooma päevas (Nyffeler & Sunderland 2003). Lehetäide arvukuse vähendamises seisneb ka ämblike peamine majanduslik kasulikkus (MacLeod et al. 2004; Marc et al. 1999; Nyffeler & Sunderland 2003; Plantegenest 2001 jpt.).

Hooghännalsed oma suure esinemissagedusega on väga paljude ämblike põhitoiduks ka niitude ja metsade kõdukihis, eriti olulised on nad väiksematele ämblikuliikidele (Lawrence & Wise 2004). Näiteks lehtmetsades langeb 55% kõigist hooghännalistest just ämblike saagiks (Wise 1993). Valides lehetäide ja hooghännaliste vahel, eelistavad ämblikud enamasti hooghännalisi (Nyffeler & Sunderland 2003).

Selline ühekülgne toit ei rahulda aga ämblike vajadusi täielikult ja generalistidena lülituvad nad sageli ümber kvaliteetsematele toiduobjektidele nagu kahetiivalised, liblikalised jt., viimaseid on aga sageli põldudel oluliselt vähem. Seega võivad ämblikud piisava alternatiivse saagi olemasolul või pikka aega ühekülgsel dieedil olles loobuda kahjurliikide hävitamisest sootuks (Sunderland 1999), samuti kujutavad lehetäid ja hooghännalsed oma kvaliteedilt üsnagi kehta toitu (Bilde et al. 2000). Halva kvaliteediga ja ühekülgne toit pärsib ämblike arengut ja suurendab tunduvalt suremust. Parema toidu korral suureneb ämblike kasvukiirus hüppeliselt ka pärast pikaajalist vähekvaliteetsel toidul olemist (Jespersen & Toft 2003). Võrkukuduvad liigid ei saa oma saakloomi ka aktiivselt valida ja ebasobiva toidu puhul on sunnitud sageli

pikka aega nälgima. Selleks on neil mitmed anatoomilised ja füsioloogilised kohastumused. Enamasti suudavad ämblikud võrdlemisi pikka aega toiduta olla (Mayntz et al. 2003). Seda suure sooltemahutavuse (Foelix 1996) ja väga madala ainevahetuse taseme tõttu jõudeolekus (Samu et al. 2003).

Vahel võivad ämblikud oluliselt vähendada ka põllumajandusele kasulike liikide arvukust. Dukas & Morse 2003 on kirjeldanud veenvalt õitelt saaki püüdvate krabiämblike (eriti *Misumena vatia*) negatiivset efekti tolmeldavate kimalaste arvukusele.

1.5 Intensiivse põllumajandustegevuse ja keskkonnareostuse mõju ämblikele

Muidugi on kahjurite arvukust võimalik ohjes hoida ka muude vahenditega. Eeskätt pean silmas putukamürkide (insektitsiidide) kasutamist. Paraku mõjuvad need ka ämblikele surmavalt. Üldiselt on ämblikud pestitsiididele isegi tundlikumad kui taimtoidulised putukad (Marc et al. 1999). Dinter 1997 uurimuse tulemused annavad erinevate mürkidega küllaltki erinevaid tulemusi. Märkimist väärib ka isaste ämblike oluliselt suurem tundlikkus. Dinter 1997 järgi on isaste suremus mõningate insektitsiidide puhul isegi 4x suurem kui emastel. Juveniilide suremus oli võrreldav isastega. Dinter seletab seda isaste ja juveniilide märksa väiksemate kehamõõtmetega. Seetõttu on neil rohkem kehapinda ruumalaühiku kohta ja suhteline ekspositsioonipind mürgile suurem. Mürkide mõju erineb oluliselt liigiti ja sõltub ka temperatuurist. Eelnevast võib järeldada, et putukamürkide kasutamise mõju ämblikele võib olla väga raskelt ette ennustatav (Dinter 1997).

Hiina riisipõldudel tehtud katsed pestitsiididega on andnud korduvalt ka negatiivseid tulemusi (Wise 1993). Riisipõldudel on väga selged toitumissuhted kohalike sarnastiivalistest kahjurite ja ämblike vahel. Seda seost pestitsiididega rikkudes võib tulemuseks olla kahjurite arvukuse plahvatuslik tõus pärast pestitsiidide kasutamist ja nende arvukus võib tõusta kuni 800x võrreldes kontrollpõlluga (Wise 1993).

Muude keskkonnamürkidega on saadud sarnaseid tulemusi kui Dinter 1997. Wilczek & Migula 1996 uurisid raskemetallide ja orgaaniliste mürkide kontsentratsioone ämblikes. Ämblikel on, nagu selgroogsetel kiskjatelgi, omadus kontsentreerida oma kehasse keskkonnamürke. Kuna ämblikud on väga mitmekesine rühm, reageerivad erinevad ämblikuliigid keskkonnamürkidele erinevalt, seega ei saa neid kasutada keskkonnareostuse hindamiseks ühtse grupina (Wilczek & Migula 1996).

Mineraalväetiste mõju ämblikukooslusele on tõenäoliselt pigem kaudne avaldudes taimestiku struktuuri muutustena. Poolas tehtud eksperimendid rohumaaadel näitasid, et kompleksväetiste (NPK) kasutamisel ämblike arvukus ja liigiline koosseis oluliselt ei muutunud. Pikaajalise väetamiskatse (9 aastat) tulemusena langes siiski ämblike biomass kuna suuremad liigid (hüntämbliklased) asendusid väiksematega (kangurlased) (Wise 1993). Väga sarnaste tulemusteni jõudsid ka Moran & Scheidler 2002.

Lupjamine on põllumajanduses kasutatav viis mulla happelisuse vähendamiseks (pH suurendamiseks). Ämblike hulgas suureneb lupjamise korral kangurlaste ja väheneb huntämbliklaste osakaal (Buckton & Ormerod 1997).

Põllumajandusmürkide kasutamine ei vii alati ämblike arvukuse vähenemisele. Õunaaedades tehtud uurimused fungitsiididega on viinud ka ämblike arvukuse tunduva tõusuni, ilmselt tervema lehestiku ja suurema saakloomade arvukuse tõttu (Marc et al. 1999).

1.6 Mitmekesisus ja arvukus

Siiani on maailmas kirjeldatud üle 34 000 liigi ämblikke (Marc et al. 1999) arvatakse, et neid on üle 50 000 liigi (Sunderland 1999). Eestis on seni leitud 519 liiki (Vilbaste 1987; Vilbaste 1993; Masing 1993; Koponen et al. 2004; korrigeeritud süstemaatika Platnick 2004 järgi).

Bioloogilist mitmekesisust saab kirjeldada mitmeti. See võib olla maastikuline, eluvormiline, liigiline või geneetiline. Enamasti mõistetakse selle all siiski liigilist mitmekesisust (Forman 1995). Liigiline mitmekesisus sõltub mitmest tegurist, eeskätt konkreetse ala biootilistest ja abiootilistest tingimustest, aga ka ala suurusest, kaugusest teistest sarnastest aladest, ala vanusest jne. (Formann 1995). Nii on see ka ämblike liigilise mitmekesisusega (Nyffeler & Sunderland, 2003).

Uetz et al. 1999 defineerivad agroökosüsteeme järgmiselt: agroökosüsteemid on inimtegevuse tõttu moodustunud monokultuursed taimekooslused, seetõttu on sealne lüljalgsete kooslus kunstlik (*artificial*). Lüljalgsed on esindatud ajutise kooslusena liikidest, kes on kokku saanud mitmete asjaolude tõttu omamata pika aja jooksul väljakujunenud omavahelisi evolutsioonilisi interaktsioone (Uetz et al. 1999).

Eriti levinud on põldudel ämblikud sugukondadest kangurlased (Linyphiidae), huntämbliklased (Lycosidae), võrkurlased (Araneidae), sireämbliklased (Tetragnathidae) ja keraämbliklased (Theridiidae). Suure enamuse Euroopa põldudel elavatest ämblikest moodustavad sugukonna

kangurlased esindajad (keskmiselt 75%), kes enamasti koovad väikesi horisontaalseid kangasvõrke maapinnalohkudele. Nende osakaal on tugevas positiivses seoses maakasutuse intensiivsusega (Nyffeler & Sunderland 2003). Euroopas on trend kangurlaste osakaalu vähenemisele ida suunas (Nyffeler & Sunderland 2003). Vähem on maapinnal jahtivaid ämblikke (ei kasuta püünisvõrke), keskmiselt 14%, peamiselt sugukonnast huntämbliklased (Nyffeler & Sunderland 2003). Ämblikud elavad põldudel nii taimestikul kui maapinnal. Euroopa põldudel elavad tavaliselt 90% ämblikest maapinnal või selle lähedal (Nyffeler & Sunderland 2003). Liikide arv võib põllul olla väga varieeruv olles Euroopa teraviljapõldudel keskeltläbi 60. Suurem osa nendest liikidest on pärit kõrvalolevatest kooslustest ja ei suuda pikka aega põllul elada (Marc et al. 1999). Dominantsed liigid on sarnased üle suure osa Euroopa (Nyffeler & Sunderland 2003) ja mitmetes kirjandusallikates nimetatakse neid agrobiontideks.

Ämblike arvukus võib põldudel olla, olenevalt tingimustest, väga madal kuni kõrge. Euroopa teraviljapõldudel tehtud uuringutes kõigub see 2 – 600 isendit/m², keskmine arvukus on u. 80 isendit/m² (Nyffeler & Sunderland 2003).

Põllumajandusmaid iseloomustab üldiselt tugev inimtegevuse mõju. See saab aga olla nii nõrgem kui tugevam. Mida intensiivsem on maakasutus, seda vaesem ja vähearvukam on ämblikukooslus (Kuu 2001; Marc et al. 1999; Pfiffner & Luka 2000).

Ämblike arvukust põllul oleks lihtne tõsta nende kasvatamisega kunstlikes tingimustes. Paraku on see raskendatud, kuna ämblikud tarvivad ainult elusat sööta ja kannibalism vähendab tunduvalt kasvatatud loomade ellujäämust (Dinter 2004). Ämblike kasvatamine kunstlikes tingimustes on andnud väga erinevaid tulemusi. Dinter 2004 saavutas *Erigone atra* kasvatamisel 12 põlvkonna jooksul keskmiseks ellujäämuseks ligi 60%.

1.7 Ajaline ja ruumiline levik

Iga-aastane põlluharimine mõjub põllufaunale sisuliselt hävitavalt. Seega peavad ämblikud põllu igal aastal uuesti koloniseerima. Tugev eelis on liikidel, kellel on teistega võrreldes hea levimisvõime. Ämblikud sugukonnast kangurlased (Linyphiidae) on tavaliselt väga väikesed. Nende kehapiikkused jäävad enamasti alla 3mm. Sellised väikesed kehamõõtmed võimaldavad neil oma võrguniidi abil õhuvooludes hõljuda ja sedasi, soodsatel asjaoludel, läbida pikki vahemaid. Ämblikke, kes on suuremad kui 3,5mm tavaliselt hõljumas ei leita (Marc et al.

1999). Pole siis ka ime, et suure enamuse põllul elavatest ämblikest kuuluvad sugukonda kangurlased (Marc et al. 1999; Suter 1999). Tavalised hõljud on ka huntämblike (Lycosidae) ja võrkurlaste (Araneidae) noorisendid (Marc et al. 1999). Hõljumine on eriti levinud kevadel ja sügisel. Seda eeskätt sobivate ilmade tõttu (päikesepaisteline ilm pärast jahedat ööd, tuule kiirus alla 3m/s) aga ka populatsiooni tihedusest sõltuval asjaoludel (Suter 1999). USA-s tehtud katsed on näidanud, et u. 41 – 50% põllul elavatest ämblikest saabub sinna hõljumise teel. Keskmiselt langeb 1m² 0,18 ämblikku päevas. Ehkki see näib väikse numbrina, teeb see kokku 1800 ämblikku ha/päevas (Suter 1999).

Hõljumise kestvust ja lennu pikkust on väga raske mõõta ja hinnata, kuid kuna tegemist on peamiselt ilmastikutingimustega määratud tegevusega, on võimalik seda modelleerida. Thomas et al. 2003 koostatud mudeli põhjal võiks keskmine lennukestvus olla 3,3 min. ja u 70% juhtudest jääb lennukaugus alla 600m, sobilike tingimuste püsides kuue tunni jooksul võiks ämblik jõuda keskmiselt 30km kaugusele. Sama kauguse pakuvad välja ka Brain & Thomas 2000, seda aga kaheksa tunni jooksul. See aga ei sobi kuidagi kokku Suter 1999 esitatud empiiriliste andmetega, kus ämblike keskmine lennupikkus jäi alla 3m. Hõljumise aktiivsus sõltub ka kooslusest. Nii on teraviljapõldude ämblikufauna suurema hõljumisaktiivsusega kui rohumaade oma. Seetõttu saavad ämblikud põldu mitte ainult kiiresti koloniseerida, vaid ka tingimuste halvenedes lahkuda (Thomas & Jepson 1999). Kuna hõljumine sõltub vaid ilmastikust, on see võrdlemisi riskantne levimisviis. Ämblik ei saa aktiivselt oma maandumispaika valida ja ehkki ta on võimeline ebasobiva maandumiskoha korral uuesti hõljuma, satub suur osa ämblikest ka veekogudesse, kus nad reeglina hukkuvad (Samu et al. 1999).

Kuigi hõljumine on peamine viis kuidas ämblikud põllumajandusmaad koloniseerivad, pole see siiski ainuke. Tõenäoliselt enamus huntämblikke (Lycosidae) satub põllule jalgsi põllu servades paiknevatest refuugiumitest. Ehkki huntämblikud suudavad joostes katta küllaltki pikki vahemaid, teevad nad seda siiski harva. Samu et al. 2003 järgi on nad võimelised liikuma päevas 10 – 20m. Kuna aga tegemist on võrdlemisi sihipärase liikumisega, on päevane teekond linnulennult kõigest 7 – 8m (Samu et al. 2003).

Sageli kasutavad ämblikud ka käimise ja hõljumise vahepealset vormi, kus ämblik liigub ühest paigast teise oma võrguniidil, mis tulde lastuna on kinnitunud mõnele objektile (Samu et al. 1999).

Väga olulise mõjuga põllu fauna kujunemisele on selle lähedal olevad kooslused. Eriti kui tegemist on sarnase taimestiku struktuuriga kooslusega. Eesti puhul on parimaks ilmselt rohumaad. Põhja-Euroopas on põldude ämblikele eriti tähtis talvitumine. Rohumaad on peamiseks refuugiumiks talvituvatele ämblikele põllumajandusmaastikel (Marc et al. 1999).

Ämblike arvukus ja liigirikkus on üldiselt positiivses seoses elupaiga muude mitmekesisusnäitajatega, seda kõigil tasemetel (Samu et al. 1999). Ämblike ruumilist levikut saab käsitleda mitmel tasandil: mikroelupaiga, elupaiga ja maastiku tasemel.

Mikroelupaiga tasemel on peamiseks mitmekesisuse mõjutajaks taimestiku struktuurne mitmekesisus. Eriti sõltuvad struktuurist võrkukuduvad liigid, keda on rohkem keskkondades, mis pakuvad rohkelt võrgukinnituskohti (näiteks puisrabad ja kadastikud, autori vaatlused). Maapinnal jahtivatele ämblikele on tähtis laguneva taimestiku olemasolu, mis pakub lisaks toidule ka varjupaika ja aitab ühtlustada niiskust (Samu et al. 1999). Langellotto & Denno 2004 järgi on taimestiku struktuuri ja kõdukihi omadustel ämblike arvukusele oluliselt suurem mõju kui teistele rööveluviisiga lüljalgsetele. Veel sõltub elupaigavalik toidust ja vaenlastest. Pole täpselt teada, kas ämblikud otsivad aktiivselt paiku, kus saakloomi on rohkem või valivad nad elupaika kaudselt muude tunnuste järgi aga ämblikke on rohkem paikades, kus saakloomi on rohkem. On võimalik, et ämblikud reageerivad saagipuudusele sagedasema kohavahetusega ja jäävad paikseks kui toitu on piisavalt (Harwood et al. 2001).

Biotoop koosneb paljudest mikroelupaikadest ja ämblike levik nende vahel sõltub levismehhanismidest, mida oli lühidalt kirjeldatud juba eespool. Põldude ämblike arvukus saab tõsta mitmekesisemate tingimuste loomisega: polükultuurid (näiteks ristiku allakülv teraviljale), multšimine ja ka mullasse süvendite ja lohkuude tekitamine (sugukonnale kangurlased võrgukudumiseks) (Samu et al. 1999).

Levikumustrite kujunemine maastiku tasemel on raskesti uuritav. Üks olulisi mitmekesisust mõjutavaid ökoloogilisi mehhanisme on servaepekt. See on põllu mitmekesisust oluliselt suurendav tegur. Paraku on tema ulatus võrdlemisi väike ja suurte põldude keskosasse see ei ulatu. Mõne liigi puudumine põllult tähendab reeglina temale sobivate tingimuste puudumist, mitte tema puudulikku levimisvõimet (Samu et al. 1999).

Käesoleva töö eesmärgiks oli hinnata servaepekti mõju ämblikukooslusele Eesti põldudel ja anda ülevaade põldude ämblikefauna liigilisest koosseisust ja arvukusest.

2. Materjal ja metoodika

2.1 Uurimisalad ja välitööd

Käesolev töö põhineb 24-lt Eesti põllult püütud ämblikel. 4 põldu asusid Lääne-Saaremaal, 6 põldu Raplamaal Kuusiku Katsekeskuses, 3 põldu Järvamaal Aravete lähistel, 8 põldu Jõgevamaal Palamuse ümbruses ja 3 põldu Viljandimaal Olustveres (vt. lisa 2). Põldude suurused olid väga varieeruvad, väikseim põld oli 0,2 ha, suurim 67 ha.

Töö valmis kolmeaastase projekti raames (ETF grant 5571). Projekti eesmärgiks on hinnata erinevate põllumuldade bioloogilist mitmekesisust. Selleks valiti välja põllud kolmest erinevast mullatüübist: kahkjad, leostunud ja rähkjad. Igasse mullatüüpi kuulub kaheksa põldu. Põldudelt võeti mullaproovid, millest mõõdetakse orgaanilise aine sisaldust, üldlämmastikku ja fosforit. Lisaks hinnatakse mulla bioloogilist seisundit: bakterite, valgeliimukate ja vihmausside arvukust ning liigilist mitmekesisust.

Põldudest 18 olid teraviljapõllud, 4 ristiku- ja üks rapsipõld. Üks põld Kuusiku Katsetuskeskuses oli suvel küntud. Põldudega külgnevad kooslused (servad) olid erinevad, reeglina oli tagemist rohumaadega (heinamaad, karjamaad) ja teeäärtega.

Muuhulgas püüti ka epigeilisi lülijalgseid, kes pole küll otse seotud mulla kui elukeskkonnaga kuid kasutavad rohkem või vähem mullaga seotud ressursse.

2.1.1 Topsipüügid

Töö suvine materjal koguti 2003. aasta 22 – 28 juulil tehtud välitööde käigus. Sel ajal on ämblike põlluliigid maksimaalselt arvukad ja enamuse dominante eeldatavasti täiskasvanud (Samu & Szinetár 2002). Peamine püügimeetod oli topsipüük e. pinnasepüümis (*pitfall trap*). Püügិតopsid kujutasid endast ühekordselt kasutatavaid plastikust joogitopse ülemise serva läbimõõduga 7cm, sügavusega 9,5cm ja mahuga 0,2l. Need paigutati pinnasesse serva maapinnaga tasa, kasutades taimede istutamiseks mõeldud puuri. Viimane tagas augu servade täpsed mõõtmed ja minimaalse vahe pinnase ja topsi vahel. Topsisellesse valati u. 1/3 ulatuses konserveerivat vedelikku, milleks oli küllastatud keedesoola lahus. Suuremate loomade, nagu näriliste ja konnade püüdmise vältimiseks, samuti sademetevee lahjendava toime eest kaitsmiseks olid püügិតopsid kaetud 20cm läbimõõduga papptaldrikuga millele asetati

raskuseks väiksem kivi. Vajaliku vahe topsi serva ja taldriku vahel tagasid taimeistik ja maapinna loomulikud konarused.

Püünised paigaldati põllule liinidena servast risti keskosa suunas. Iga liin koosnes kolmest üksteisest 1 meetri kaugusele paigutatud topsist. Liinid paiknesid põllu servas, servast 5m, 10m, 15m, 20m kaugusel ja põllu keskel. Edaspidi loetakse üheks püügiks ühte püüniseliini. Kuna paljud põllud olid võrdlemisi väikesed, polnud neile 10, 15 ja 20m liinide paigutamine otstarbekas. Keskmine püük jäi ära väga suurteil põldudel, kuna sealt oleks topse hiljem väga raske üles leida.

Sügisel topsipüügid tehti samadelt põldudelt 12.09 – 19.09 Jõgevamaal ja 27.09 – 02.10 Saaremaal. Ajapuudusel jäeti ära püügid Kuusiku, Aravete ja Olustvere põldudelt, samuti kaugustelt 10m, 15m ja 20m. Sarnastel põhjustel kui suvistel topsipüükidel olid ka sügisel erinevatel kaugustel põllu servast erinevad püükide arvud.

Kokku tehti 202 topsipüüki (606 topsi), neist 150 suvel ja 52 sügisel (tabel 1).

Tabel 1. Topsipüükide arv

Kaugus põllu servast	Suvised püüke	Sügisesi püüke
Serv	39	16
5m	51	26
10m	16	-
15m	14	-
20m	9	-
Keskel	21	10
KOKKU	150	52

Kui põllul oli mitu üksteisest oluliselt erinevat serva, tehti püük mitmest servast. Töö eesmärgiks ei ole hinnata erinevate servade mõju, servi valiti rohkem, et lõpptulemust keskmistada. Servade erinevust hinnati visuaalselt.

Topside mahapanemise ja ülesvõtmise vahele jäi 5 ööpäeva. Suvel olid selle aja jooksul ilmad püsivalt soojad (isegi palavad), mõõdukalt tuulised, Kuusikul ja Olustveres sadas ka hoovihma. Sügisel olid ilmad päikesepaistelised ja sademeteta.

Topsipüük on enimkasutatud uurimismeetod agroökosüsteemide lüljalgsete arvukuse ja liigilise mitmekesisuse uurimisel (Marc et al. 1999). Esiteks on meetod odav. Sellega saab koguda vähese vaevaga küllaltki suure materjali ilma, et kohalikud olud (taimeistiku struktuur,

mulla omadused, kõdukihi paksus jne) tulemust oluliselt mõjutaksid (Dent & Walton 1997). Seega võib ühel ajal püütud topsipüügi materjale võrrelda võrdsetel alustel.

Paraku puuduvad siiani üldtunnustatud standardid topside mõõtmete ja materjalide suhtes. Eelkõige on tähtis topsi ülemise serva läbimõõt, millest sõltub otseselt sinna sattunud isendite hulk. Sageli kasutatakse sarnaseid ühekordselt kasutatavaid joogitopse kui käeolevas töös (näit. Juen & Traugott 2004). Ka topsi materjal on oluline. Karedad materjalid ei sobi kasutamiseks, kuna pinna kriimustusi mööda võivad loomad topsidest välja ronida (Gurdebeke & Maelfait 2002). Seetõttu tuleks vältida plasttopside korduvkasutust, kuna kasutades saavad nad tahes-tahtmata kriimustada.

Topsipüügi tulemused sõltuvad aga loomade liikuvusest. Mida liikuvam on loom, seda suurema tõenäosusega ta püünisesse satub. Üldiselt püüab topsipüük rohkem suuri mardikaid (jooksiklased) ja vabalt elavaid ämblikke. Seega on saadavas tulemuses nende arvukus sageli üle hinnatud (Standen 2000). Ämblike puhul ülehinnatakse ka isaste arvukust, kuna paljude liikide isased on märksa liikuvamad kui emased (Standen 2000).

Et arvutada ämblike populatsiooni tihedust, peab kasutama muid meetodeid, kuna topsipüük püüab loomi teadmata suurusega alalt (Standen 2000).

Ettevaatlik peab olema ka konserveeriva vedeliku valikul. Topsi võib kasutada ka ilma vedelikuta. Siis peab seda jooksvalt tühjendama kuna ämblikud kipuvad topsist põgenema. Kui topsi satub korraga rohkem kui üks ämblik langeb väiksem nendest enamasti suurema ohvriks (Gurdebeke & Maelfait 2002). Konserveeriva vedeliku kasutamine on enamasti tulemuslikum kui kuivpüük. Püünisesse langeb loomi küllalt harva ja kuivpüüamise kontrollimine oleks väga aeganõudev. Konserveerivatest vedelikest on parim etanool. Kasutatakse seda enamasti 70% lahusena, veelgi parem oleks 96%, kuna see võimaldab säilida ka DNA-l (Gurdebeke & Maelfait 2002). Etanooli kasutamine on suuremahulistel välitöödel siiski mõeldamatu, eeskätt tema kõrge hinna tõttu aga ka kiire aurumise pärast. Roberts (1995) soovitab kasutada etüleenglükooli, kuid mürgisuse ja keskkonnoahtlikkuse tõttu tuleb sellega olla väga ettevaatlik, parem oleks teda mitte kasutada. Metanooli ja formaldehüüdi lahused ei sobi ämblike püüdmiseks ega säilitamiseks, kuna muudavad loomad kangeks ja hapraks. See teeb raskeks nende hilisema määramise (Marc et al. 1999), lisaks muudab formaldehüüd tugevalt ämblike värvi (isiklikud kogemused). On arvatud ka, et paljud aurustuvad ained võivad mõnele loomarühmale olla eemalepeletavad (Dent & Walton 1997).

Käesolevas töös kasutatud keedusoola küllastatud lahus on väga heade konserveerivate omadustega, odav ja tema säilitavad omadused ei muutu vee aurustumise tõttu. Samuti ei levi lahusest eemaletõrjuvat auru.

Kahjuks on topsipüük olnud Eestis väga vähe kasutatud meetod ämblike püüdmiseks. Teadaolevalt on seda siin ämblike uurimiseks kasutatud vaid üks kord ja sedagi kuuse-segametsas (Vilbaste, 1979). Seega pole käesolevale tööle Eestist adekvaatset võrdlusmaterjali.

2.1.2 Kahapüügid

Lisaks topsipüügile kasutati ka kahapüüke, mis tehti samal perioodil suviste topsipüükidega. Need teostati standardse entomoloogilise kahaga, mille võru läbimõõt on 36cm, koti sügavus 70cm ja varre pikkus 100cm. Üks kahapüük koosnes 100-st löögist. Pärast viimast lööki kaha suleti. Loomad surmati kloroformiga, mida valati kaha riidele. Seejärel lasti kaha ümber tõmmatud kilekotis mürgil mõjuda. Pärast surmamist korjati kahast välja ainult ämblikud kuna kõigi loomade kogumine oleks olnud oluliselt aeganõudvam ning putukate jt. selgrootute arvukuse ja mitmekesisuse hindamine ei kuulu käesoleva töö eesmärkide hulka.

Kahapüük tehti põllu servast vahetult põlluga piirnevalt alalt ja servast u. 100 m kaugusel põllul. Kui põld oli väike, tehti põllupüük selle keskelt. Kuna kahapüük on küllaltki aeganõudev, tehti seda igal põllul ja põlluserval vaid üks kord sõltumata kellaajast. Ilmad olid päikesepaistelised, soojad ja mõõduka tuulega.

Kahapüügid said tehtud kõigilt 24-lt põlluservalt, jäid ära aga kahel põllul, üks põld oli küntud (Kuusiku katsepõld) ja teine oli niidetud (ristikupõld Saaremaal).

Kahapüük on samuti odav ja hea meetod. Paraku sõltuvad kahapüügi tulemused püüdjast (tema pikkusest, kahakaare pikkusest, löökide jõulisusest jt.), taimestiku kõrgusest ja struktuurist, loomade ööpäevasest rütmist ja ilmast (Dent 1997). Seega on pea võimatu saada kahest erinevast biotoobist ühtsetel alustel võrreldavaid andmeid. Käesoleva töö jaoks tehtud kahapüügid olid küll ühe isiku tehtud (minu) ja ka ilmad olid võrdlemisi sarnased, samas oli aga taimestik väga erinev, isegi põldudel. Teraviljapõldudel (18 tk) oli vilja kõrgus 0,4m kuni 1,5m. Lisaks oli üks rapsipõld, kus rapsi kõrgus oli 1,5m ja 4 ristikupõldu, kus taimestik oli

väga madal (0,1–0,3m). Püügid teostasin erinevatel kellaaegadel, kõige varasem püük oli 9.15, kõige hilisem 19.15.

Püütud ämblikke säilitasin 45ml plastist probiirides 70% etanoolis.

2.2 Määramine

Väheseid ämblikuliike on võimalik liigini määrata palja silmaga. Määramiseks kasutasin pealtvalgustusega binokulaarmikroskoopi MBC–10. Kuivamise vältimiseks olid loomad määramise ajal Petri tassis 70% etanoolilahuses. Liigini määrasin vaid täiskasvanud isendid, kuna juveniilide määramine on morfoloogiliste tunnuste järgi raske, ebakindel või enamasti isegi võimatu. Juveniilid määrati kõrgemate taksoniteni ja on käesolevas töös esitatud sugukonna tasemel. Määramiseks kasutasin tunnustatud määrajaid: Locket & Millidge 1951; Locket & Millidge 1953; Locket, Millidge & Merrett 1974; Nentwig, Hänggi, Kropf & Blick 2003; Roberts 1995; Vilbaste 1969 ja Tõštšenko 1971. Töös on kasutatud ämblike süsteemi Platnik 2004 järgi.

2.3 Andmetöötluse metoodika

Andmetöötlus on tehtud programmidega MS Exel XP ja STATISTICA versioon 6.0.

Liigilise mitmekesisuse hindamiseks kasutasin lisaks liikide arvule (S) ka Simpsoni dominantsusindeksit (D) ja Shannon–Wieneri liigirikkusindeksit (H). Simpsoni dominantsusindeks väljendab koosluses elavate liikide omavahelisi arvukussuhteid. Mida lähemal on indeks tegelikule liikide arvule, seda võrdsemad on liikide arvukused ($D_{\max} = S$) ehk indeks väljendab tõenäosust, et juhuslikult valitud kaks isendit on samast liigist (McCune & Grace 2002). Shannon–Wieneri indeksit kasutasin kuna see on vähetundlik valimi suurusest (McCune & Grace 2002).

Ämblike arvukuse keskväärtuste võrdlemiseks kasutasin *t*-testi sõltumatute tunnuste vahel ja ühefaktorilist dispersioonanalüüsi (ANOVA).

Ämblike arvukuse sõltuvust põllu suurusest hindasin lineaarse regressioonanalüüsi abil.

Andmete vastavust normaaljaotusele kontrollisin nn. tõenäosuspaberi meetodil (*quantile-quantile plot* või *Q-Q plot*). Kuna põldude suuruse väärtused ei vastanud normaaljaotusele on nad regressioonanalüüsi tarbeks logaritmitud.

Kõikide analüüside olulisuse nivooks oli 0,05.

3. Tulemused

3.1 Materjal

Kokku püüti põldudel 1005 ämblikku 53-st liigist.

Topsipüükides oli kokku 701 ämblikku 41-st liigist. Suvine topsipüük andis 596 isendit 39-st liigist, sügisene 105 ämblikku 7-st liigist. Enamus liike, kes sattusid sügisestesse püükidesse, olid ka suvistes. Kuna sügisesi andmeid on võrdlemisi vähe, keskendub enamuse tööst suvisele materjalile.

Kahapüükidesse sattus 304 ämblikku 19-st liigist.

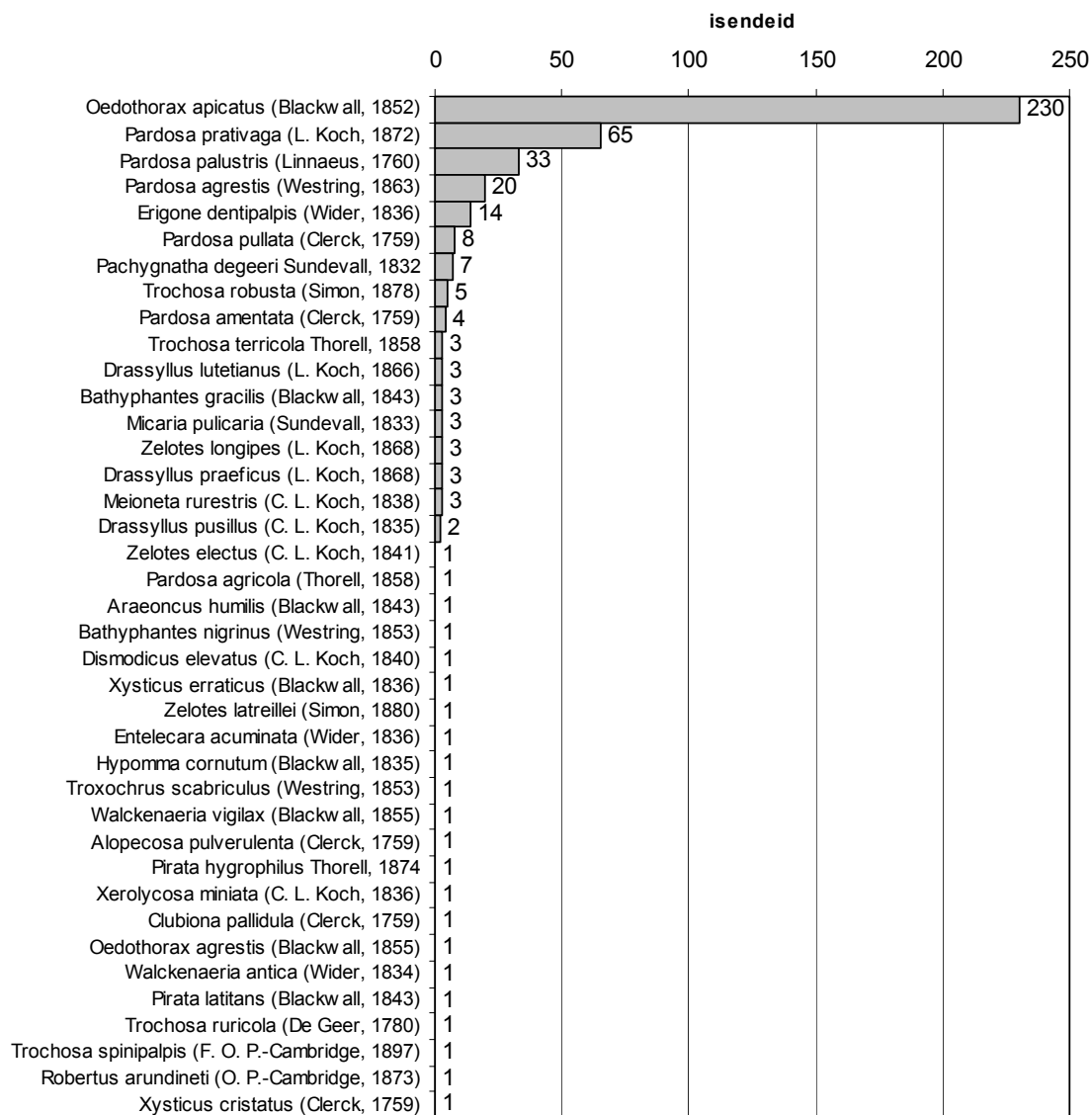
Enamus liike olid püügimeetodile spetsiifilised. 34 liiki kõigist püütud 53-st liigist esinesid ainult topsipüükides, 12 liiki ainult kahapüükides. Ainult 7 liiki esines mõlema meetodi puhul. Seega oli erinevate meetodite kasutamine õigustatud.

Põldude omavaheline sarnasus geograafiliselt lähedaste piirkondadega ei erinenud oluliselt sarnasusest kaugemate piirkondadega, mistõttu käsitlesin kõiki põlde ühtse andmestikuna. Dominantsed liigid esinesid pea kõikidel põldudel. Täpseid sarnasusindekseid on aga raske arvutada, kuna püükide arv erinevatel põldudel oli erinev. Järgnevas analüüsis on kasutatud koos kõikide põldude andmed ja saadud tulemus võiks peegeldada keskmise Eesti põllu ämblikefaunat.

3.2 Suvine topsipüük

3.2.1 Liigiline koosseis

Kuigi suvistest topsipüükides leidis kokku ämblikke 41-st liigist, moodustasid 5 liiki selgelt enamuse. 84% kõigist püütud täiskasvanud isenditest kuulusid liikidesse *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1852) – 53%, *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1872) – 15,1%, *Pardosa palustris* (Linnaeus, 1760) – 7,7%, *Pardosa agrestis* (Westring, 1863) – 4,6% ja *Erigone dentipalpis* (Wider, 1836) – 3,2% (joonis 2, lisa 1).



Joonis 2. Suvistes topsipüükides leidunud isendite arv.

Neist *O. apicatus* ja *E. dentipalpis* kuuluvad sugukonda kangurlased (Linyphiidae) ja ülejäänud kolm liiki sugukonda huntämbliklased (Lycosidae). Kogu suve topsipüügi materjalist (k.a. juveniilid) olid 47% (278 isendit) ämblikest kangurlased ja 43% (256 isendit) sugukonnast huntämbliklased.

3.2.2 Sooline struktuur

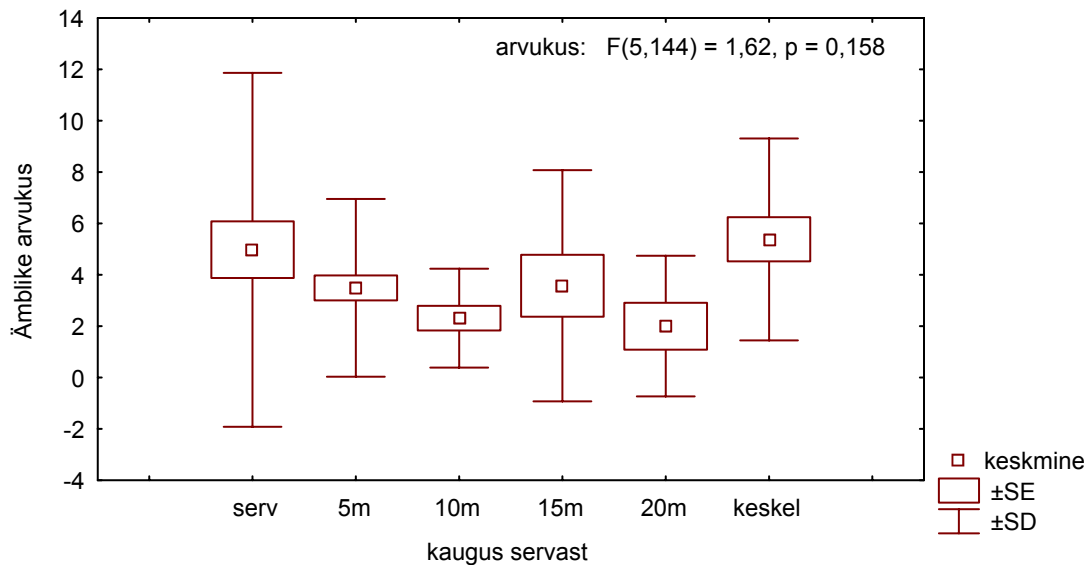
Emaste osakaal püügis oli väga suur – ligi 80% kõigist püütud täiskasvanutest olid emased (tabel 2), vaid *E. dentipalpis*'ed olid enamasti isased.

Tabel 2. Sugude arvukus ja emaste protsent dominantsetel liikidel suvises topsipüügis

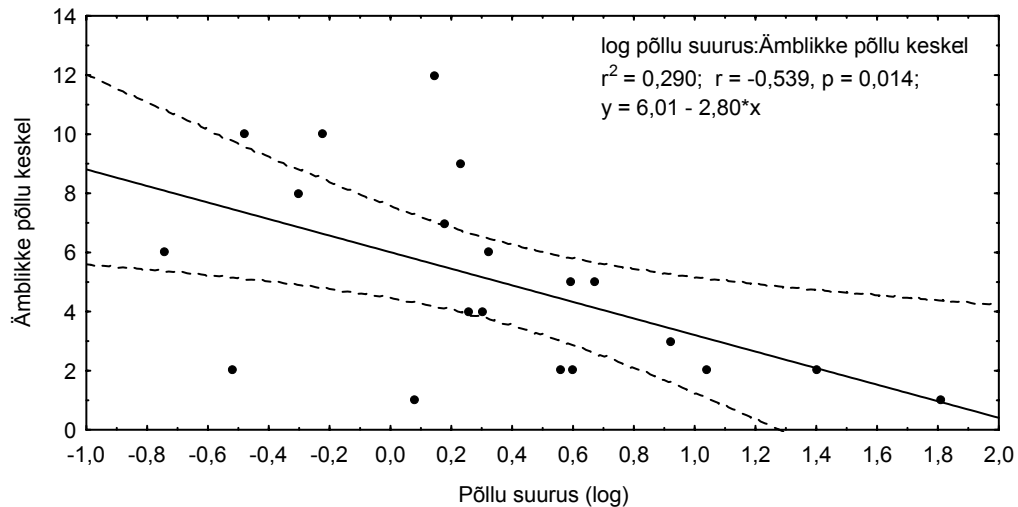
Liik	Emased ♀	Isased ♂	Emaste %
<i>Oedothorax apicatus</i>	176	54	76,5
<i>Pardosa prativaga</i>	62	3	95,4
<i>Pardosa palustris</i>	31	2	93,9
<i>Pardosa agrestis</i>	18	2	90,0
<i>Erigone dentipalpis</i>	1	13	7,1

3.2.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused

Ämblike arvukus ei sõltunud oluliselt kaugusest põllu servast olles keskmiselt $4 \pm 4,7$ (keskmine $\pm$ standardhälve) isendit püügi kohta (joonis 3). Ämblike arvukus põllu keskel sõltub põllu suurusest olles oluliselt väiksem suurematel põldudel (joonis 4).



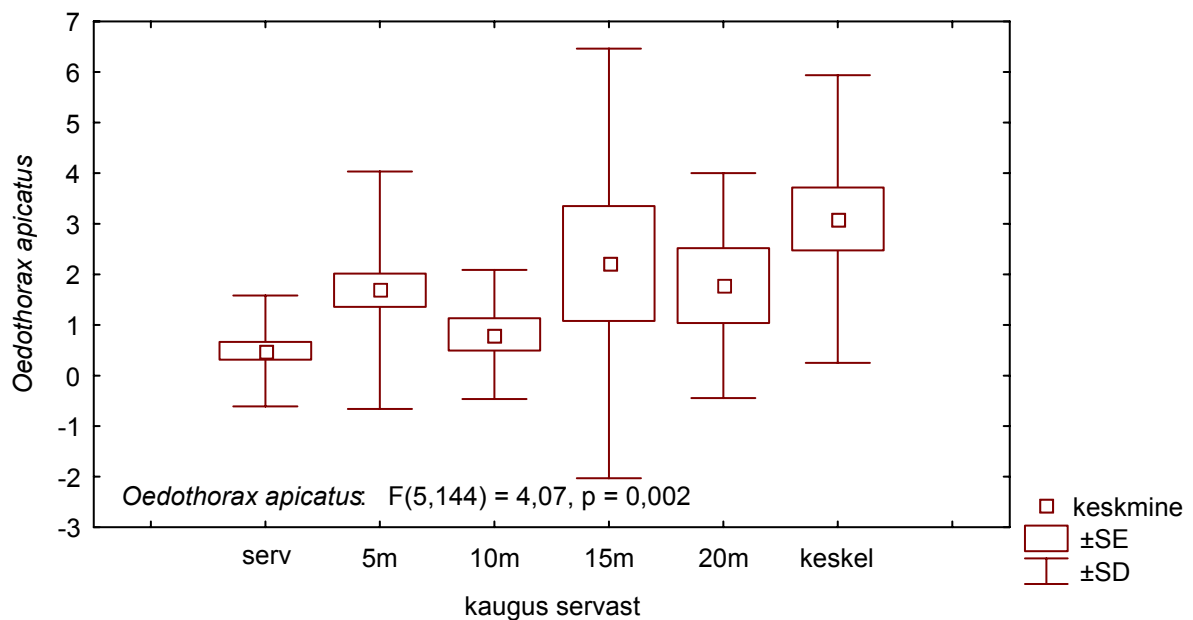
Joonis 3. Ämblike arvukus erinevatel kaugustel põllu servast.



Joonis 4. Ämblike arvukuse sõltuvus põllu suurusest suviste topsipüükide põhjal. Regressioonijoon ja 95% usalduspiirid.

3.2.3.1 *Oedothorax apicatus*'e arvukuse ruumilised muutused

Arvukuse muutumatuse põhjused saavad aga selgemaks kui vaadata liigilise koosseisu muutumist. 53% kõigist täiskasvanud ämblikest moodustas sugukonda kangurlased (Linyphiidae) kuuluv *Oedothorax apicatus*. Tema arvukus ei olnud aga igal pool ühtlane. *O. apicatus*'e arvukus suureneb oluliselt põllu servast keskosa suunas (Joonis 5).

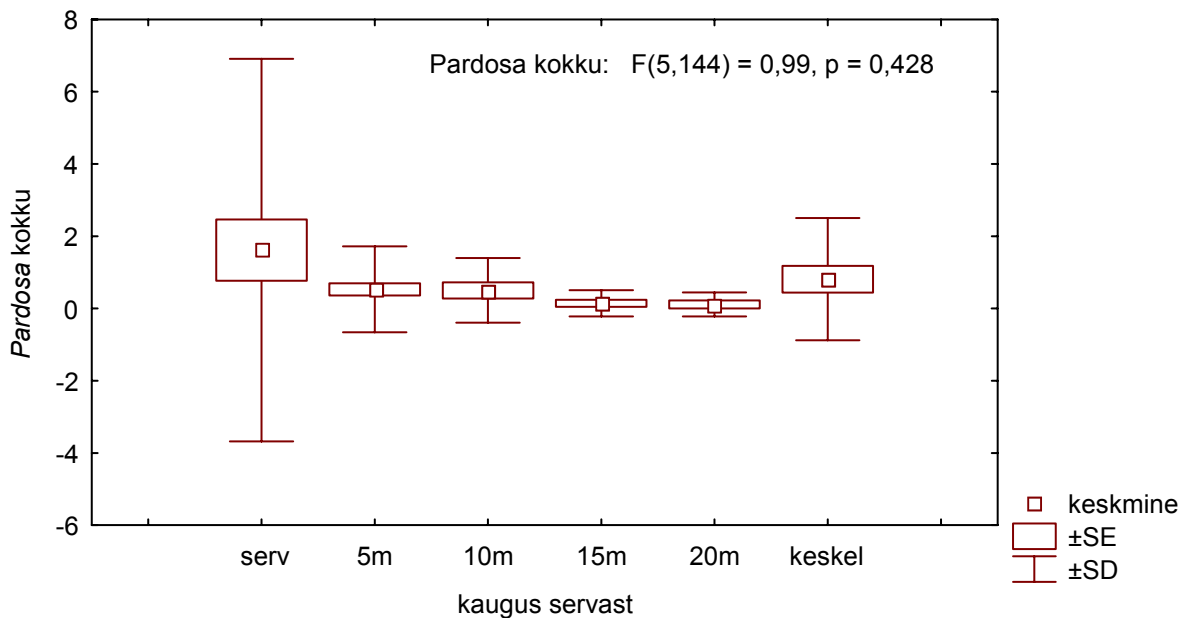


Joonis 3. *Oedothorax apicatus*'e arvukus erinevatel kaugustel põllu servast.

3.2.3.2 Perekonna *Pardosa* arvukuse ruumilised muutused

Teise suure grupi liikidest moodustasid sugukonna huntämbliklased (Lycosidae) esindajad, kes esinesid põldudel nii juveniilide kui täiskasvanud isenditena. Liikidest olid peamiselt esindatud perekonna *Pardosa* esindajad, keda oma sarnase morfoloogia ja eluviiside tõttu võib käsitleda ühtse grupina, siin käsitletakse vaid dominantide hulka kuuluvaid liike.

Vastupidiselt *O. apicatus*'e arvukusele, näitab *Pardosa* arvukus servast keskosa suunas langustendentsi (joonis 6). *Pardosa* arvukus oli erinevates püükides väga varieeruv, eriti servapüükides, kus keskmine arvukus oli $1,6 \pm 5,3$, maksimaalselt oli ühes püügis aga 33 isendit, neist 30 täiskasvanud emast liigist *Pardosa prativaga*. Sarnane olukord oli ka keskmistes püükides (keskmine arvukus $0,8 \pm 1,7$, max = 7). Ilmselt suurte dispersioonide tõttu ei ole arvukuse langus ka statistiliselt tõestatav (joonis 6).



Joonis 4. Perekonna *Pardosa* arvukus erinevatel kaugustel põllu servast.

3.2.4 Liigilise mitmekesisuse ruumilised muutused

Koos *O. apicatus*'e arvukuse tõusu ja *Pardosa* arvukuse langusega põllu servast keskosa suunas langeb ka üldine liigirikkus (tabel 3).

Tabel 3. Liikide arv, Simpsoni dominantsusindeksid ja Shannon–Wieneri liigirikkusindeks erinevatel kaugustel põllu servast.

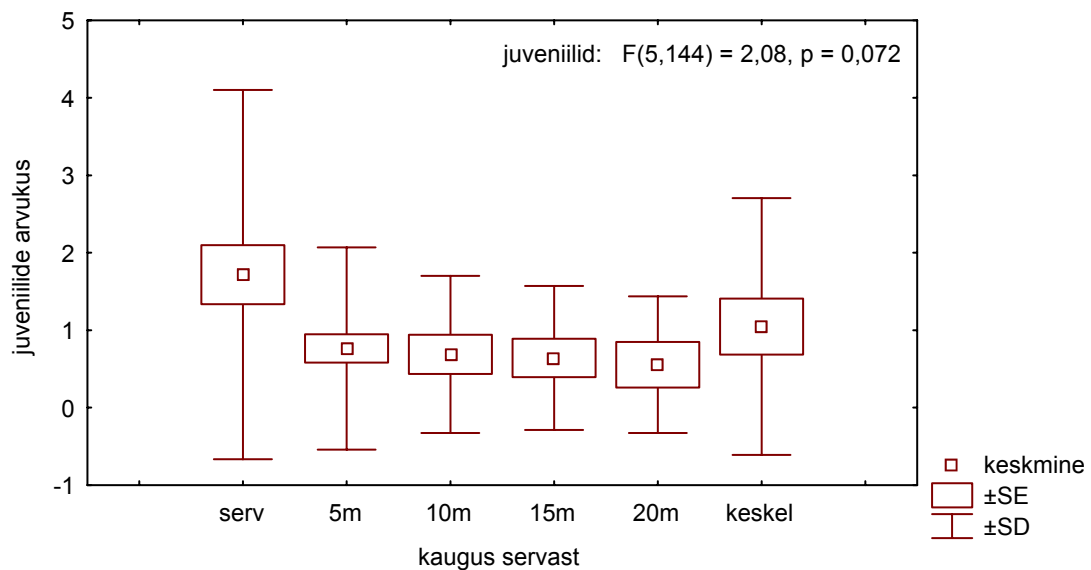
Indeks	serv	5m	10m	15m	20m	keskel
Liike "S"	24	21	7	9	3	10
Simpsoni "D"	5,5	2,5	3,2	1,7	1,3	1,9
Shannon–Wiener "H"	2,3	1,6	1,5	1,0	0,4	1,1

Shannon–Wieneri indeksi väärtus langeb servast keskosa suunas (tabel 3). Erandiks on siin põllu keskelt tehtud püügid, kus liigirikkus võrreldes vahepealsete püükidega tõuseb.

Ämblike liigirikkuses umbrohuga põldudel ja umbrohuta põldudel olulisi erinevusi ei leitud ($t=-1,32$, $p=0,2$). Ka põllul kasvatatav kultuur ei mõjuta oluliselt liigirikkust (teravili vs. muu kultuur $t=-0,20$, $p=0,843$) ega arvukust (teravili vs. muu kultuur $t=-0,48$, $p=0,634$), ka dominantsed liigid on samad erinevatel põllukultuuridel.

3.2.5 Juveniilide arvukuse ruumilised muutused

26% suviste topsipüükide ämblikest olid mitesuguküpsed. Väliste sugutunnuste puudumise tõttu ei saanud neid liigini määrata. 69% püütud juveniilsetest ämblikest olid sugukonnast huntämbliklased (Lycosidae), järgnesid sugukonna sireämbliklased (Tetragnathidae) noored, keda oli 18% kõigist juveniilidest, edasi 8% kangurlased (Linyphiidae), 3% krabiämbliklased (Thomisidae).



Joonis 5. Juveniilide arvukus erinevatel kaugustel põllu servast.

Juveniilide arvukus on kõige kõrgem põllu servas (joonis 7). 5 meetri kaugusel servast langeb juveniilide arvukus oluliselt ($t=2,42$, $p=0,017$). Sarnaselt perekonna *Pardosa* liikide arvukusega ja üldise liigilise mitmekesisusega tõuseb ka juveniilide arv põllu keskel. See on tingitud eeskätt sugukonna huntämbliklased noorte ämblike rohkusest keskmistes püükides.

3.3 Sügisene topsipüük

3.3.1 Liigiline koosseis

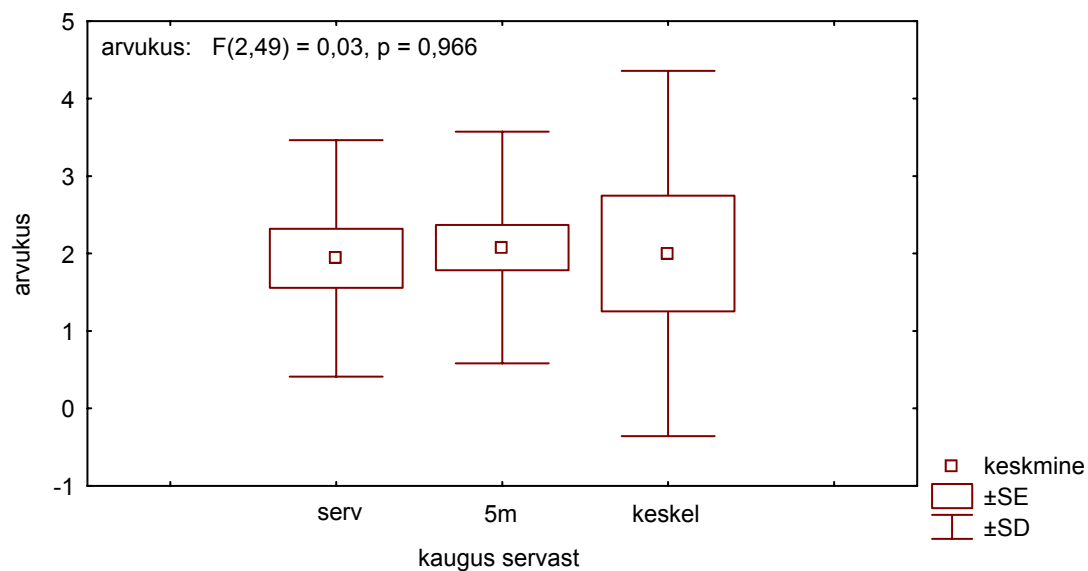
Kokku püüti 105 ämblikuisendit, kellest 36% (38 isendit) olid juveniilid. Suguküpsetest ämblikest esines vaid 7 liiki. 65% (40 isendit) püütud suguküpsetest isenditest olid taas *O. apicatus*'ed, 26% (16 isendit) moodustas sugukonda sireämbliklased (Tetragnathidae) kuuluv *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1832, ülejäänud liigid esinesid üksikisenditena (vt. Lisa 1). Sügisese topsipüügi omapäraks võib pidada suguküpsete huntämblike kadumist põllufaunast. Kokku leidis seal vaid 2 suguküpset isendit *P. prativaga*'t, mõlemad põllu servas.

3.3.2 Sooline struktuur

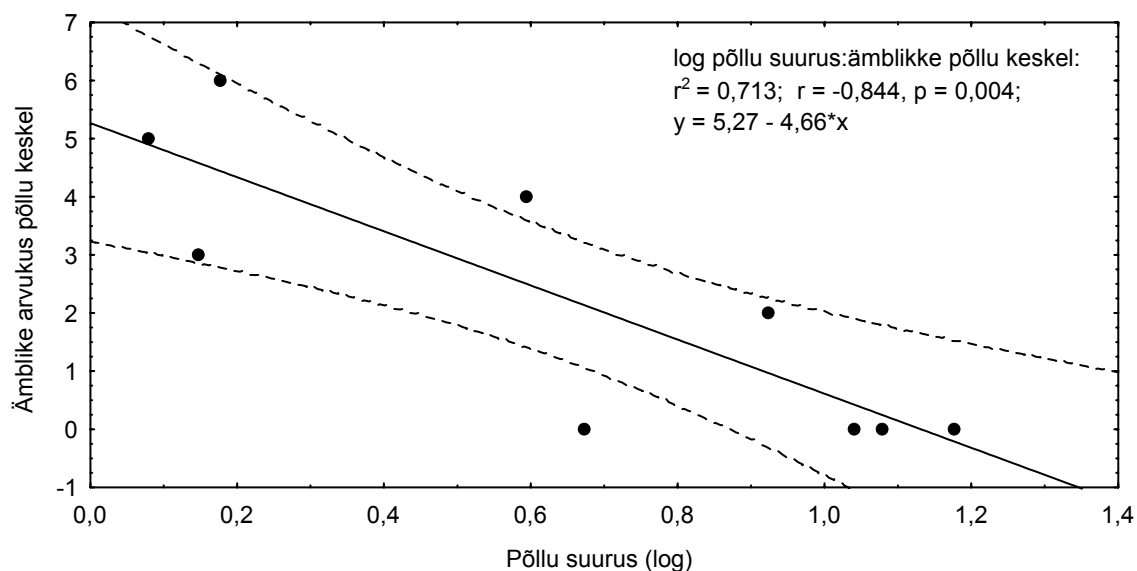
Võrreldes suviste topsipüügi tulemustega on sügisel emaste ilmne ülekaal asendunud isaste ülekaaluga. Seda seetõttu, et enamus (34 isendit, 85%) dominantse liigi *O. apicatus*'e isendeid olid isased. *P. degeeri* sugude suhe oli peaaegu tasakaalus (9 emast, 7 isast).

3.3.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused

Ämblike arvukus ei muutunud oluliselt erinevatel kaugustel põllu servast (joonis 8) olles keskmiselt $2 \pm 1,7$. Põllu keskel olevate ämblike arvukus sõltus sarnaselt suviste püükidega põllu suurusest (joonis 9).



Joonis 8. Ämblike arvukus sügisestes topsipüükides erinevatel kaugustel põllu servast.



Joonis 9. Ämblike arvukuse sõltuvus põllu suurusest sügiseste topsipüükide põhjal. Regressioonijoon ja 95% usalduspiirid.

Liikide ruumilise jaotuse kohta on materjali võrdlemisi vähe. Mainimist väärib vaid, et dominant *O. apicatus*'t ei olnud servapüükides (püüke 16). *O. apicatus*'e arvukuse suurenemist

serva ja 5m vahel tasakaalustab huntämbliklaste (Lycosidae) juveniilide suurem arvukus servapüükides.

3.3.4 Liigilise mitmekesisuse ruumilised muutused

Sarnaselt suvistelev topsipüükidele kahanevad ka sügisestes topsipüükides liigirikkuse ja dominantsusindeksi väärtused servast kaugenedes (tabel 4).

Tabel 4. Liikide arv, Simpsoni dominantsusindeksid ja Shannon–Wieneri liigirikkuse indeksid erinevatel kaugustel põllu servast.

Indeks	serv	5m	keskel
Liike "S"	4	3	3
Simpsoni "D"	3,3	1,7	1,6
Shannon–Wiener "H"	1,3	0,7	0,7

3.4 Kahapüük

3.4.1 Liigiline koosseis

Kahapüükidega püüti kokku 304 ämblikku 19-st liigist. 16 liiki püüti põllu servadest, 8 liiki põllult.

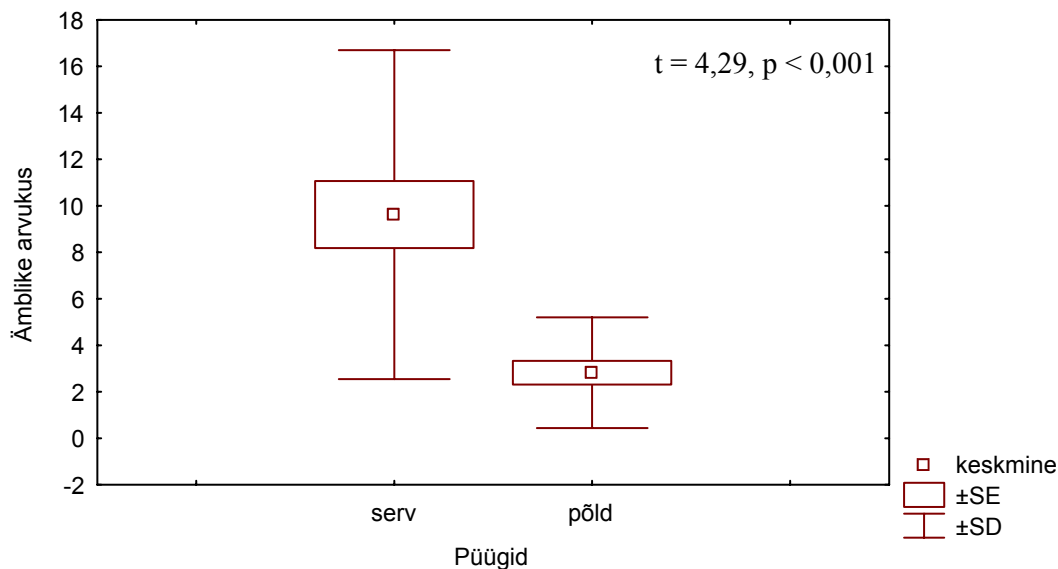
Levinuim liik kahapüükides oli huntämblik *P. prativaga*, ta moodustas kõigist püütud täiskasvanutest 45% (kokku 39 isendit, 36 servas, 3 põllul), järgmine arvukuselt oli keraämblik (Theridiidae) *Enoplognatha ovata* (Clerck, 1759), kes moodustas 22% (19 isendit, kõik servas) suguküpssetest ämblikest. Ülejäänud 17 liiki esinesid üksikisenditena (alla 4 isendi).

3.4.2 Sooline struktuur

93% püütud suguküpssetest ämblikest olid emased (82 vs. 5 isendit).

3.4.3 Arvukus ja selle ruumilised muutused

Ämblike arvukus kahapüükides oli servas oluliselt suurem, kui põllul (joonis 10).



Joonis 6. Ämblike arvukuse erinevus kahapüükides põllu servas ja põllul.

3.4.4 Liigiline mitmekesisus ja selle ruumilised muutused

Tugeva enamuse püütud ämblike arvukusest andsid juveniilsed isendid. 71% püütud materjalist olid noored ämblikud. Põllul oli juveniilide osakaal 84%, põllu servas 67%. Suurem osa juveniilidest kuulusid järgmistesse sugukondadesse: krabiämbliklased (Thomisidae) – 38% (81 isendit, 56 servas, 25 põllul), jooksikämbliklased (Philodromidae) – 24% (51 isendit, 41 servas, 10 põllul) ja võrkurlased (Araneidae) – 15% (33 isendit, 21 servas, 12 põllul).

Ehkki liike ja isendeid on põllul oluliselt vähem kui põllu servas, on Simpsoni dominantsuse ja Shannon–Wieneri liigirikkuse indeksite väärtused põllul suuremad (tabel 5). Põllu servas on need väiksemad *P. prativaga* domineerimise tõttu. Põllul olevad suguküpsed ämblikud jaotusid väheste liikide vahel võrdlemisi ühtlaselt.

Tabel 5. Liikide arv, Simpsoni dominantsusindeksid ja Shannon–Wieneri liigirikkusindeks põllu servas ja põllul.

Indeks	serv	põld
Liike "S"	16	8
Simpsoni "D"	3,5	6,6
Shannon–Wiener "H"	1,8	2,0

4. Arutelu

Käesoleva töö eesmärgiks oli anda ülevaade Eesti põldude arahnofaunast ja seda kujundavatest teguritest. Saadud tulemused iseloomustavad keskmist Eesti põldu. Dominantsed ämblikuliigid olid kõigil põldudel kõigis maakondades enam-vähem samad. Näib, et põllufauna kujunemisel pole kuigi olulised geograafilised mõjud, ümbritsevad kooslused jt. kuivõrd põllu harimise intensiivsus, agrokemikaalid jms. Põlluharimine tekitab maastikku "tühja laigu", mida hakkavad asustama liigid ümbritsevatest kooslustest (eelistatult rohumaadelt, vähem metsadest jm.). Põllumaid asustavate ämblike puhul on tegu eurütoopsete liikidega, kes looduslikult elavad mererandades ja muudes efemeersetes elupaikades, kus nende arvukus võib olla väga kõrge, mujal on nad vähem levinud (Samu & Szinetár 2002). Üldiselt iseloomustab neid ämblikuliike hea levimisvõime. Samu & Szinetár (2002) nimetasid neid liike agrobiontideks. Nende definitsiooni kohaselt loetakse agrobiondiks ämblik, kelle osakaal koosluses ületab 1% piiri ja kes esineb vähemalt 75% põldudest. Käesoleva töö põhjal võib Eesti agrobiontideks pidada viit liiki: *Oedothorax apicatus*, *Pardosa prativaga*, *Pardosa palustris*, *Pardosa agrestis* ja *Erigone dentipalpis*. 1% piir oleks käesoleva töö jaoks liiga leebe, kuna materjal võrreldes eelnevalt viidatud tööga on oluliselt väiksem (1005 vs. 11 000). Kasutatud piir on pigem tunnetuslik (vt. joonis 2). Võimalik, et agrobiontide hulka tuleks lugeda veel mõned liigid, kes olid välitööde ajaks põldudelt juba kadunud või kes olid veel juveniilid (mistõttu ei olnud võimalik neid liigini määrata) ja kelle arvukus polnud veel oma maksimumini jõudnud. Väidetavalt on põldude arahnofauna küllaltki muutumatu suurel osal Euroopast (Nyffeler & Sunderland 2003). Sellega võib nõustuda, näiteks Samu & Szinetár 2002 Ungaris tehtud töö 5 esimest dominant on *Pardosa agrestis*, *Meioneta rurestris* (C. L. Koch 1836), *Oedothorax apicatus*, *Pachygnatha degeeri* Sundevall 1830 ja *Erigone dentipalpis*. Kõik need liigid on leitud ka käesolevas töös kasutatud materjalist. Kolm neist kuuluvad ka selle töö viie dominandi hulka. Väga sarnased tulemused on esitatud veel mitmetes Euroopa põldude arahnofaunat käsitlevates töödes (sh. Nyffeler & Sunderland 2003; Nentwig et al. 2003; Meeka et al. 2002; Lang 2003).

Kõik dominantsed põlluliigid on ka mujal Eestis laialt levinud. Tähelepanu väärib, et seni on *O. apicatus*'st Eestis leitud väga arvukalt mererandadest mereheidise vallidest (Vilbaste 1987), mis on, sarnaselt põldudele, väga kiiresti muutuvad ja sageli ajutised elupaigad. Käesolevas töös

samuti dominantide hulka kuuluvate huntämblike elupaikade nimistusse kuuluvad mereheidisevallid, samas on nad levinud väga erinevates elupaikades rabadest kultuurniitudeni (Vilbaste 1987).

Eesti agrofauna eripäraks võib pidada huntämblikest *P. prativaga* rohket esinemist, eriti arvukas on ta põllu servades. Väliskirjanduse põhjal (Samu & Szinetár 2002; Nentwig et al. 2003; Meeka et al. 2002; Lang 2003) ei kuulu see liik kindlasti 20 arvukama agrobiontse ämblikuliigi hulka. Vilbaste 1987 ja Nentwig et al. 2003 järgi eelistab *P. prativaga* eelkõige niiskeid elupaiku, nagu sood, rabad ja luhaniidud. *P. prativaga* on põhiliselt seotud põllu servadega ja seetõttu on tema lugemine põllu fauna hulka kuuluvaks tinglik. Käesoleva töö materjalide põhjal kahaneb tema järjekord dominantsete liikide seas kaugusega põllu servast (serv esimene, 5m teine, 10m ja 15m kolmas, keskel viies, vt. lisa 1), teiste perekonna *Pardosa* liikide puhul nii tugevat tendentsi näha ei ole.

Huntämblikud on selgelt seotud põllu servaga, sellele viitavad ka Nyffeler & Sunderland 2003. Nende arvukuse suur arvukuse varieeruvus servapüügis on ilmselt seotud põllu servade erinevustega. Maksimaalne saak ühest servapüügist (33 isendit) näitab kui suur võib huntämblike arvukus olla. See püük tehti Olustvere lähedalt teraviljapõllu servast u. 4m kauguselt suurest maanteest.

Servast kaugemal on arvukus märksa stabiilsem (joonis 6). Suured huntämblikud (pikkus 4 – 18 mm) ei suuda õhus võrguniidil hõljudes levida ja sõltuvad põllu kõrval olevatest kooslustest. Ilmselt ei ole nad Eestis täiel määral agrobiondid kuna ei suuda kogu elutsükli põllul läbida ja ei levi servast kuigi kaugemale (kas tahtlikult või suurenenud suremuse tõttu servast kaugel). Huntämblikud ei ole oma elupaigaga ka nii seotud kui paljud muud ämblikud. Nad kannavad oma munakookoneid ja isegi esimese kasvujärgu juveniile pidevalt kaasas ja võivad ebasoodsate tingimuste korral kiiresti sobivamatesse liikuda (Roberts 1995).

Samu & Szinetár 2002 väitel on Ungaris välja kujunenud omaette põllufauna, mille jaoks ebasoodsate olude üleelamiseks vajalik refuugium ei paikne niivõrd põlluservades ja ümbritsevates kooslustes kuivõrd teisel põldudel. Meie kliimatingimustes on see välistatud, eriti pärast sügisküüdi. Taimestikuta pinnasel on temperatuuri kõikumised edukaks talvitumiseks liiga suured ja seetõttu talvituvad ämblikud põlluservades ja põlluga külgnevatel rohumaadel (Pfiffner & Luka 2000). Kiss et al. 1997 kirjeldasid Ungari põldudel ka liikide

rühma, kes elas ainult põldudel ja puudus põlluservades ja külgnevates kooslustes. Eestis selliseid liike tõenäoliselt pole.

Esmapilgul üllatav oli emaste ämblike väga suur ülekaal pea kõikide liikide puhul (tabel 2), kuigi Standen 2000 väidab, et topsipüük püüab eelistatult isaseid ämblikke, kes on enamasti emastest liikuvamad. Selgub, et vähemalt uuritavaal perioodil elavadki Eesti põldudel peamiselt emased ämblikud. Eriti silmapaistev on emaste ülekaal perekonna *Pardosa* liikide puhul. Enamuste *Pardosa* liikide puhul kaovadki isased kooslusest kesksuvel (Roberts 1995; Meriste avaldamata andmed). Reeglina on isased väiksemad, saavutavad suguküpsuse varem ja elavad lühemat aega kui emased (Foelix 1996). Tõenäoliselt käivad emased sooja põllupinnase peal oma munakookonitele arenemiseks vajalikku soojust pakkumas või aitavad tagaseljale kinnitunud järeltulijatel levida. Sellistele käitumuslikele mehhanismidele viitavad ka Roberts 1995 ja Foelix 1996. Suur emaste isendite ülekaal *O. apicatus*'e puhul ja isaste ülekaal *Erigone dentipalpis*'e puhul võib olla seotud sugupoolte erineva käitumisega. Tähelepanu väärib ka asjaolu, et Vilbaste 1987 nimestikus on enamuste liikide puhul püütud emaseid tunduvalt rohkem kui isaseid.

O. apicatus'e arvukuse kasvamine kaugusega põllu servast (joonis 5) on põhjustatud otsese huntämblike mõju poolt. Nimelt koosneb huntämblike toit u. 25% ulatuses teistest ämblikest (Nyffeler 1999), mistõttu langeb nende saagiks ka osa servas elutsevatest *O. apicatus*'test. Selline liikide vaheldumine tagab ka ämblike arvukuse suhtelise muutumatuse erinevatel kaugustel põllu servast (vastupidiselt näit. Kiss et al. 1997). Ämblike biomass (seega ka suhteline mõju saakloomadele) siiski kahaneb kauguse suurenedes servast kuna *O. apicatus* on oluliselt väiksem kui huntämblikud (2,5mm vs. 4 – 18mm) (Locket & Millidge 1951; Locket & Millidge 1953).

Koos huntämblike osakaalu vähenemisega kauguse suurenedes põllu servast kahaneb ka liigiline mitmekesisus (tabel 3). Seda mõjutab peamiselt *O. apicatus*'e osakaalu märgatav suurenemine, servaga seotud ja juhuslikult põllule sattunud liikide arvu vähenemine.

Ka kõige parema levimisvõimega ämblike levimiskiirus jääb tunduvalt alla paljudele teistele lüljalgsetele, eriti lendavatele putukatele. See seletab ka ämblike arvukuse sõltuvust põllu suuruselt (joonis 3, joonis 8) põllu keskelt tehtud püükides. Perekonna *Pardosa* ja juveniilsete ämblike arvukuse tõus põllu keskel võrrelduna 5m, 10m, 15m ja 20m püükidega (joonis 6;

joonis 7), on raske seletada, oma osa võis siin mängida väiksemate põldude suhteliselt suurem esindatus valimis.

Üldine liigirikkus suvistes püükides sõltub samuti selgelt kaugusest servast (tabel 4). Erandiks on jälle põldude keskelt tehtud püügid, millesse ilmuvad mitmed huntämbliklaste liigid (vt. lisa 1).

Ämblike liigirikkuse ja arvukuse sõltumatust umbrohu olemasolust või puudumisest ja põllukultuurist toetab hüpoteesi, et tähtsaim faktor põllufauna kujundamisel on otsene inimõju mullaharimise kui tugeva häireteguriga.

Sügisel ämblike arvukus langeb (topse u. 3 korda vähem, ämblikke u. 6 korda vähem, vt. lisa 1). Sarnaselt suviste püükidega sõltub ämblike arvukus ka sügisel põllu suuruselt (joonis 8). Dominantne liik *O. apicatus* moodustab jälle selge enamuse. Nentwig et al. 2003 andmete tuginedes võib oletada, et see liik annab ka Eestis mitu põlvkonda ja ilmselt domineerib ämblikekoosluses suure osa vegetatsiooniperioodist. Teine dominant *Pachygnatha degeeri* oli vähesel määral esindatud ka suvistes topsipüükides (vt. joonis 2). Tegemist on Eestis ja mujal Euroopas väga tavalise liigiga, kes on arvukas kogu vegetatsiooniperioodi jooksul (Samu & Szinetár 2002). Samu & Szinetár 2002 jpt. andmetel on ta üle Euroopa levinud agrobiont. Eestis elab ta väga mitmetes kooslustes, tema arvukuses on märgata kerget tõusu augustist oktoobrini (Vilbaste 1987). Viimane selgitab ka *P. degeeri* sagedasemat esinemist sügisestes püükides.

Sarnaselt suviste topsipüükidega väheneb ämblike liigiline mitmekesisus kauguse suurenedes põllu servast (tabel 4).

Ämblike arv ei sõltunud ka sügisestes püükides oluliselt kaugusest põllu servast (joonis 9). *O. apicatus*'e puudumist servapüükides tasakaalustasid huntämblike juveniilide suurem arvukus. Taas on huntämblikud tugevalt seotud põllu servaga (lisa 1). Suguküpsed huntämblikke sellel perioodil peaaegu pole.

Käesoleva töö jaoks kasutati kahte püügimeetodit: topsipüüki ja kahapüüki. Topsipüük püüab maapinnal aktiivselt ringiliikuvaid loomi, kahapüük taimestikul elavaid. Kahe meetodi kasutamine oli õigustatud, kuna saadud tulemused ei korda teineteist. Kahapüügi tulemusi iseloomustab suur juveniilide osakaal. Ühest küljest on tegemist meetodi spetsiifikaga: kahapüük püüab ka passiivseid loomi ja juveniilid on sageli väheliikuvad. Samal põhjusel leidis topsipüükides suhteliselt vähe juveniile. Teisest küljest võib arvata, et põllu taimestiku

äärmuslikult homogeenne struktuur ei võimalda taimestikul elada püünisvõrku kuduvatel liikidel. Seetõttu on taimestik ämblike poolest küllaltki liigi- ja isendivaene (tabel 5, joonis 10, lisa 1) ja koosneb enamjaolt juveniilidest, kes on sinna üpris äsja võrguniidil hõljudes maandunud ega suuda saada suguküpsiks. See seletab ka sootuks teiste sugukondade juveniilsete isendite leidmist kahast võrrelduna topsipüügiga. Kahapüügi tulemustele tuginedes võib väita, et Eesti põldude taimestikul elava ämblikukooslus on küllalt ajutise ja juhusliku iseloomuga ja peegeldab peamiselt nn. aeronautide taksonoomilist struktuuri.

Kokkuvõte

Käesolev töö püüab täita olulist lünka Eesti arahnoloogilises uurimises. Töö eesmärkideks oli hinnata Eesti põldude ämblike arvukust ja liigilist koosseisu ning nende näitajate sõltuvust kaugusest põllu servast. Selleks viidi 2003. aastal läbi välitööd 24-l Eesti põllul, millest enamus olid teraviljapõllud. Välitööd toimusid suvel juuli lõpus ja sügisel septembri lõpus ning oktoobri alguses. Peamiseks püügimeetodiks oli topsipüük (*pitfall traps*), mida teostati põllu servas, erinevatel kaugustel põllu servast ja põllu keskel. Topsipüükidest moodustus suurem osa töö materjalist, lisaks kasutati kahapüüki taimestikult.

Eesti ämblikest võib agrobiontseteks lugeda viit liiki: *Oedothorax apicatus* (Linyphiidae), *Pardosa prativaga*, *Pardosa palustris*, *Pardosa agrestis* (Lycosidae) ja *Erigone dentipalpis* (Linyphiidae). Ülejäänud liigid esinesid põldudel vähearvukalt või juhuslikult. Ämblike liigirikkus kahanes servast kaugenedes.

Suviste topsipüükide tulemused näitasid, et ämblike arvukus Eesti põldudel ei sõltu oluliselt kaugusest põllu servast, küll aga muutub liigiline koosseis. Servaga olid rohkem seotud huntämbliklased (Lycosidae), kelle arvukus näitas põllu keskosa suunas langustendentsi. Sellele vastupidiselt käitus peamise dominandi *Oedothorax apicatus*'e arvukus. Huntämblike arvukuse langus on tingitud nende nõudmistest elupaigale, mistõttu on nad põllu servaga rohkem seotud. *O. apicatus*'e arvukuse tõus põllu keskosa suunas on tõenäoliselt tingitud ämblike gildisisesest kisklusest: põllu servades kasutavad huntämblikud saakloomadena lisaks putukatele ka väiksemaid ämblikke, ka peamist dominanti *O. apicatus*. Ämblike arvukus põllu keskel sõltus põllu suurusest olles oluliselt väiksem suurematel põldudel.

Sügiseste topsipüükide tulemused sarnanesid üldjoontes suvistega. Iseloomulikuks oli suguküpsete huntämblike asendumine juveniilsetega. Peamisele dominandile *O. apicatus*'ele lisandus *Pachygnatha degeeri* (Tetragnathidae).

Kahapüügid tehti iga põllu servast ja sellest u. 100m kaugusel põllul. Põlluservadel oli selgelt väljakujunenud ämblikukooslus kus domineerisid *Pardosa prativaga* ja *Enoplognatha ovata* (Theridiidae). Põllupüükidel kindlaid dominante ei olnud. Põllutaimestiku ämblikekoosluse eripäraks oli suur ämblike noorjärkude osakaal ja väga liigivaene koosseis. See lubab järeldada,

et tegemist on taimestikul elamiseks kohastunud liikidele sobimatu elupaigaga ja põllutaimestikul elavad ämblikud on sinna sattunud pigem juhuslikult.

Kokkuvõtteks võib öelda, et põllud on ilmselt kõige ämblikuvaenulikumad maismaakooslused Eestis, kus suudavad elada vaid vähesed häiritud elupaikadele kohastunud liigid. Põllu serva mõju ei kajastu niivõrd ämblike arvukuses kuivõrd liigilises koosseisus.

Summary

The aim of this work were to describe the species composition and abundance of spiders of Estonian agrarian landscape. More closely I investigated the effect of the field edge to the spider community on the field. Field studies were carried out on 24 Estonian fields in summer (July) and in autumn (the end of September, beginning of October) of 2003. Most of the study sites were cereal fields. The main catching method was pitfall trapping. I placed traps to different distances from the field edge and to the centre of each field. In addition I used sweep-netting.

The most abundant (and can therefore be considered tolerant to agrarian environment) were five species: *Oedothorax apicatus* (Linyphiidae), *Pardosa prativaga*, *Pardosa palustris*, *Pardosa agrestis* (Lycosidae) and *Erigone dentipalpis* (Linyphiidae). Species richness of spiders decreased from the edge to the centre of the field.

According to the data collected in summer, the number of spiders remained consistent from the edge of the field to the centre, but the species composition changed. The abundance of wolf spiders (Lycosidae) decreased to the centre, as they are more dependent on the edge. The abundance of *O. apicatus* increased to the centre, which is probably caused by more secure conditions in the middle of the field: wolf spiders, which reside mostly near the edge are predators to small *O. apicatus*. The abundance of spiders in the centre of the field were dependant on the size of the field: spiders were notably more numerous in smaller fields.

The data collected in autumn showed generally the same results. Great number of juvenile wolf spiders, instead of mature ones were characteristic to the autumn catch. Again, the dominant species were *O. apicatus*, in addition appeared *Pachygnatha degeeri* (Tetragnathidae).

Sweep-netting were carried out in the edge community of each field, and approximately 100 meters further, inside the field. Field edge communities had well developed spider fauna, where *Pardosa prativaga* and *Enoplognatha ovata* (Theridiidae) dominated. Differently, the absence of certain dominants, remarkably low species richness and the relative importance of immature spiders were characteristic to the spider community inside the field. It proves the field vegetation to be unsuitable for spiders who inhabit grass layer: they are sporadic on fields.

Altogether, the fields are probably the most hostile habitats in Estonia for spiders to live in. Only very few species, adapted for disturbed habitats, can survive the random nature and harsh environmental conditions of fields. The effect of the field edge is noticeable rather in the species composition than in the abundance of spiders.

Tänuavaldused

Minu suurimad tänud kuuluvad ETF grandide nr. 5571 tööruhmale, eriti prof. Mari Ivaskile ja Annely Kuule suure abi eest välitööde planeerimisel ja läbiviimisel. Juhendaja dots. Mati Martinile ja Aveliina Helmile suured tänud kriitilise suhtumise ja abi eest töö vormistamisel. Aitäh mitmekülgse abi eest Kaili Preismann, Asta Vilbaste, Jaan Liira, Eve Mägi ja Eke-Tõnis Meriste. Tänud ka kõigile talunikele, kelle viljasaagist osa paraku teadusele tuli ohverdada.

Kirjandus

- Bilde, T, Axelsen, J.A & Toft, S. 2000. The value of Collembola from agricultural soils as food for a generalist predator. *Journal of Applied Ecology* 37:672–683
- Brain, P. & Thomas, C. F. G. 2000. Modelling the dispersal of linyphiid spiders using alternating renewal processes. Proceedings of the Thirty-second Meeting of the Agricultural Research Modellers' Group. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 135:321–329
- Buckton, S.T. & Ormerod S.J. 1997. Effects of liming on the Coleoptera, Hemiptera, Araneae and Opiliones of catchment wetlands in Wales. *Biological Conservation* 79:43–57
- Dent, D.R. & Walton, M.P. 1997. *Methods in ecological and agricultural entomology*. CAB International
- Dinter, A. 1997. Laboratory testing of the effects of pesticides in two dominant spider species (*Erigone atra* (Blackwall) and *Oedothorax apicatus* (Blackwall)) of the european agricultural ecosystem, and prediction from laboratory testing to the field situation. – New studies in Ecotoxicology. The Welsh Pest Management Forum, Cardiff: 19–22
- Dinter, A. 2004. A mass rearing method for the linyphiid spider species *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae: Linyphiidae). *Journal of Applied Entomology* 128:200–203
- Dukas, R. & Morse, D.H. 2003. Crab spiders affect flower visitation by bees. *Oikos* 101:157–163
- Finke, L. & Denno, R.F. 2003. Intra-guild predation relaxes natural enemy impacts on herbivore populations. *Ecological Entomology* 28:67–73
- Foelix, R.F. 1996. *Biology of Spiders*. Second edition. Oxford University Press
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press
- Gurdebeke, S. & Maelfait, J. 2002. Pitfall trapping in population genetics studies: finding the right "solutions". *The Journal of Arachnology* 30:255–261
- Harwood, J.D., Sunderland, K.D. & Symondson, W.O.C. 2001. Living where the food is: web location by linyphiid spiders in relation to prey availability in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 38:88–99

- Hodge M.A. 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *The Journal of Arachnology* 27:351–362
- Jespersen, L.B. & Toft, S. 2003. Compensatory growth following early nutritional stress in the Wolf Spider *Pardosa prativaga*. *Functional Ecology* 17:737–746
- Juen, A. & Traugott, M. 2004. Spatial distribution of epigaeic predators in a small field in relation to season and surrounding crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. In press
- Kiss, J., Penksza, K., Tóth F. & F. Kádár. 1997. Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63:227–232
- Koponen, S., Pajunen, T. & Meriste, M. 2004. *Palliduphantes insignis* (Araneae, Linyphiidae) found in Estonia and Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*. In press
- Landis, D.A., Wratten, S.D. & Gurr, G.M. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45:175–201
- Lang, A. 2003. Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia* 134:144–153
- Langellotto, G.A. & Denno, R.F. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139:1–10
- Lawrence, K.L. & Wise D.H. 2004. Unexpected indirect effect of spiders on the rate of litter disappearance in a deciduous forest. *Pedobiologia* 48:149–157
- Locket, G.H & Millidge, A.F. 1951. *British spiders*. Vol. I. Rey Society, London
- Locket, G.H & Millidge, A.F. 1953. *British spiders*. Vol. II. Rey Society, London
- Locket, G.H., Millidge, A.F. & Merret, P. 1974. *British spiders*. Vol. III. Rey Society, London
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design
- MacLeod, A., Wratten, S.D., Sotherton, N.W., & Thomas, M.B. 2004. ‘Beetle banks’ as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology* 6:147–154
- Marc, P., Canard, A & Ysnel, F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:229–273
- Masing, M. 1993. *Meta Menardi* – uus ämblikuliik Eestis. *Eesti Loodus mai – juuni*: 222–223
- Masing, V. 1992. *Ökoloogialeksikon*. Eesti Entsüklopeediakirjastus

- Mayntz, D., Toft, S. & Fritz Vollrath. 2003. Effects of prey quality and availability on the life history of a trap-building predator. *Oikos* 101:631–638
- Meeka, B., Loxtonb, D., Sparksa, T., Pywella, R., Picketta, H. & Nowakowskic, M. 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106:259–271
- Meriste, M. 2004. Mõnda Matsalu niitude ämblikest. *Loodusevaatlusi* 2003. 90–99
- Moran, M.D. & Scheidler, A.R. 2002. Effects of nutrients and predators on an old-field food chain: interactions of top-down and bottom-up processes. *Oikos* 98:116–124
- Nentwig, W., Hänggi, A., Kropf, C. & Blick, T. 2003. Spinnen Mitteleuropas. Saadaval: <http://www.arachnology.org/>
- Nyffeler, M. 1999. Prey selection of spiders in the field. *The Journal of Arachnology* 27:317–324
- Nyffeler, M. & Sunderland, K.D. 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:579–612
- Nyffeler, M. & Symondson, W.O.C. 2001. Spiders and harvestmen as gastropod predators. *Ecological Entomology* 26:617–628
- Nyffeler, M., Moor, H & Foelix, R.F. 2001. Spiders feeding on earthworms. *The Journal of Arachnology* 29:119–124
- Pfiffner, L. & Luka, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78:215–222
- Plantegenest, M., Pierre, J.S, Dedryver, C.A. & Kindlmann, P. 2001. Assessment of the relative impact of different natural enemies on population dynamics of the grain aphid *Sitobion avenae* in the field. *Ecological Entomology* 26:404–410
- Platnick, N.I. 2004. The World Spider Catalog, Version 4.5. American Museum of Natural History. Saadaval <http://www.arachnology.org/>
- Raukas, A (koost). 1995. Eesti Loodus. Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus
- Roberts, M.J. 1995. Spiders of Britain & Northern Europe. HarperCollins Publishers
- Samu, F., Sunderland, K.D. & Szinetár, C. 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *The Journal of Arachnology* 27:325–332

- Samu, F. & Szinetár, C. 2002. On the nature of agrobiont spiders. *The Journal of Arachnology* 30:389–402
- Samu, F., Szirányi, A., & Kiss, B. 2003. Foraging in agricultural fields: local 'sit-and-move' strategy scales up to risk-averse habitat use in a wolf spider. *Animal Behaviour* 66:939–947
- Schmidt, M.H., Lauer, A., Purtauf, T., Thies, C., Schaefer, M. & Tschardtke, T. 2003. Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences* 270:1905–1909
- Standen, V. 2000. The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 37:884–893
- Statistikaamet. 2002. 2001. aasta põllumajandusloendus I. Üldandmed, taimekasvatus, loomakasvatus.
- Sunderland, K. 1999. Mechanisms underlying the effects of Spiders on pest populations. *The Journal of Arachnology* 27:308–316
- Suter, R.B. 1999. An aerial lottery: the physics of ballooning in a chaotic atmosphere. *The Journal of Arachnology* 27:281–293
- Symondson, W.O.C, Sunderland K.D & Greenstone M.H. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* 47:561–94
- Tõštšenko, V.P. 1971. Nõukogude Liidu Euroopa osa ämblike määraja. Nauka, Leningrad (vene keeles)
- Thomas, C.F.G. & Jepson, P.C. 1999. Differential aerial dispersal of linyphiid spiders from a grass and a cereal field. *The Journal of Arachnology* 27:294–300
- Thomas, C.F.G., Brain, P. & Jepson, P.C. 2003. Aerial activity of linyphiid spiders: modelling dispersal distances from meteorology and behaviour. *Journal of Applied Ecology* 40:912–927
- Uetz, G.W., Halaj, J & Cady, A.B. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *The Journal of Arachnology* 27:270–280
- Vilbaste, A. 1969. Eesti ämblikud I. Krabiämbliklased (Xysticidae), jooksikämbliklased (Philodromidae) ja hüpikämbliklased (Salticidae). Valgus, Tallinn
- Vilbaste, A. 1979. On the spider fauna of the Vooremaa hardwood-spruce forest. Spruce forest ecosystem. Structure and ecology. *Estonian IBP Report* 12:41–69

- Vilbaste, A. 1987. Eesti ämblikud. Annoteeritud nimestik. Tallinn. Valgus
- Vilbaste, A. 1993. Viidumäe Riikliku Looduskaitseala ämblikud (*Aranei*). Eesti Teaduste Akadeemia Toimetised. Bioloogia. 42:201 – 212
- Wilczek, G & Migula, P. 1996. Metal body burdens and detoxifying enzymes in spiders from industrially polluted areas. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry 354:643–647
- Wise, D.H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press

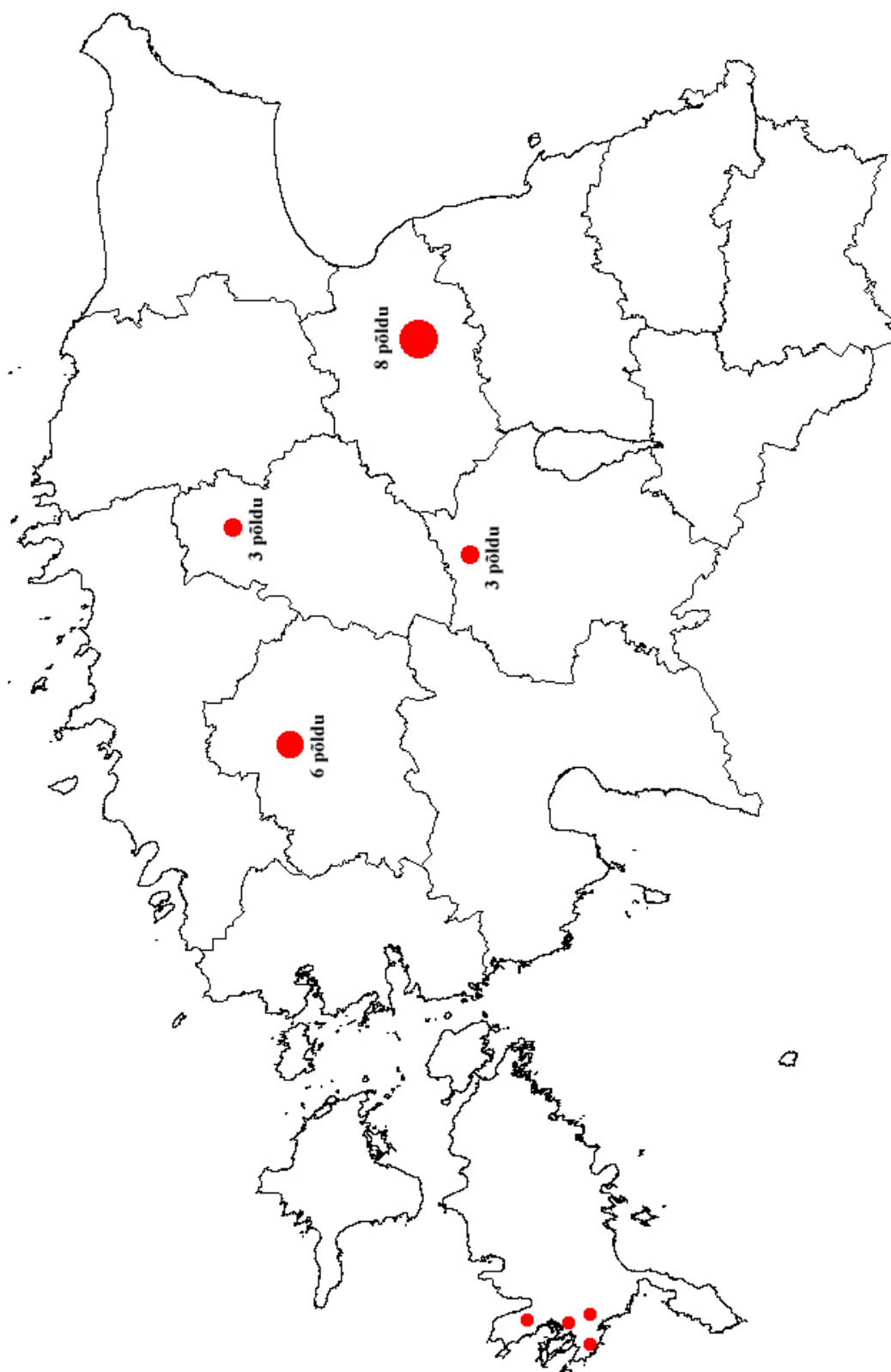
Käsitirjad

- Kuu, A. 2001. Mullaelustiku koosluste ajaline ja liigiline struktuur ja mitmekesisus tava- ja ökoloogilise maaviljelusega taludes. Lõputöö maastikukaitse ja –hoolduse erialal. Eesti Põllumajandusülikool

Nr	Sugukond	Liik, juveniil, määramatu	Topsipüük												Topsipüük KOKKU	Kahapüük		Kahapüük KOKKU	KOKKU
			suvi							sügis						serv	pöid		
			serv	5m	10m	15m	20m	keskel	KOKKU	serv	5m	keskel	KOKKU						
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
1	Anyphaenidae	juv.														1	1	1	
2	Araneidae	juv.													21	12	33	33	
3	Clubionidae	juv.								1			1	1	8	1	9	10	
4	Clubionidae	<i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1759)		1					1					1				1	
5	Gnaphosidae	juv.	2						2					2				2	
6	Gnaphosidae	<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	2		1				3					3				3	
7	Gnaphosidae	<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1868)	1	2					3					3				3	
8	Gnaphosidae	<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1835)	2						2					2				2	
9	Gnaphosidae	<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1833)	3						3					3				3	
10	Gnaphosidae	<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1841)				1			1					1				1	
11	Gnaphosidae	<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1880)	1						1					1				1	
12	Gnaphosidae	<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1868)	3						3					3				3	
13	Linyphiidae	juv.	1	7	2		1	2	13	1	3		4	17	8		8	25	
14	Linyphiidae	määramatu	2	1	1	1	1		6	2	1	2	5	11	2		2	13	
15	Linyphiidae	<i>Allomengea scopigera</i> (Grube, 1861)								1			1	1				1	
16	Linyphiidae	<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1843)						1	1					1				1	
17	Linyphiidae	<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1843)		2		1			3					3				3	
18	Linyphiidae	<i>Bathyphantes nigrinus</i> (Westring, 1853)						1	1					1				1	
19	Linyphiidae	<i>Dismodicus elevatus</i> (C. L. Koch, 1840)						1	1					1	1		1	2	
20	Linyphiidae	<i>Entelecara acuminata</i> (Wider, 1836)	1						1					1	1		1	2	
21	Linyphiidae	<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1836)	5	1	2	2		4	14		1		1	15				15	
22	Linyphiidae	<i>Hypomma cornutum</i> (Blackwall, 1835)	1						1					1				1	
23	Linyphiidae	<i>Kaestneria pullata</i> (O. P.-Cambridge, 1865)													1		1	1	
24	Linyphiidae	<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1838)	1	2					3					3				3	
25	Linyphiidae	<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1855)		1					1					1				1	
26	Linyphiidae	<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1852)	19	86	13	31	16	65	230		30	10	40	270				270	
27	Linyphiidae	<i>Troxochrus scabriculus</i> (Westring, 1853)	1						1	1			1	2				2	
28	Linyphiidae	<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)		1					1					1				1	
29	Linyphiidae	<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1855)	1						1					1				1	
30	Lycosidae	juv.	56	18	5	9	4	13	105	19	7	4	30	135	3		3	138	
31	Lycosidae	määramatu	6						6					6				6	
32	Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1759)	1						1					1				1	
33	Lycosidae	<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1863)	7	5	2			6	20					20				20	

Lisa 1. Määratud ämblike nimekiri koos püügihulkadega (isendites)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
34	Lycosidae	<i>Pardosa agricola</i> (Thorell, 1858)			1				1					1				1
35	Lycosidae	<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1759)	1	2			1		4					4				4
36	Lycosidae	<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1759)													2		2	2
37	Lycosidae	<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1760)	12	7	3	1	1	9	33					33	1	1	2	35
38	Lycosidae	<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1872)	44	15	3	1		2	65	2			2	67	36	3	39	106
39	Lycosidae	<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1759)	5	2		1			8					8	1	1	2	10
40	Lycosidae	<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1874	1						1					1				1
41	Lycosidae	<i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1843)		1					1					1				1
42	Lycosidae	<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1878)	2	2		1			5					5				5
43	Lycosidae	<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1780)		1					1					1				1
44	Lycosidae	<i>Trochosa spinipalpis</i> (F. O. P.-Cambridge, 1897)		1					1					1				1
45	Lycosidae	<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1858	1	1		1			3					3				3
46	Lycosidae	<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1836)	1						1					1				1
47	Philodromidae	juv.													41	10	51	51
48	Philodromidae	<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)													1	1	2	2
49	Philodromidae	<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)													2		2	2
50	Pisauridae	juv.													10	1	11	11
51	Salticidae	juv.													9		9	9
52	Salticidae	<i>Sitticus floricola</i> (C. L. Koch, 1837)														1	1	1
53	Sparassidae	juv.													2		2	2
54	Tetragnathidae	juv.	5	13	3			7	28	1			1	29	4	2	6	35
55	Tetragnathidae	<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1825										1	1	1				1
56	Tetragnathidae	<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1832	3	3				1	7	3	11	2	16	23	3		3	26
57	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha extensa</i> (Linnaeus, 1760)														1	1	1
58	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha pinicola</i> L. Koch, 1872													1	1	2	2
59	Theridiidae	juv.													1		1	1
60	Theridiidae	<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1759)													19		19	19
61	Theridiidae	<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1769)													2		2	2
62	Theridiidae	<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1873)		1					1					1				1
63	Theridiidae	<i>Theridion impressum</i> L. Koch, 1883													2		2	2
64	Thomisidae	juv.	3	1	1				5		1	1	2	7	56	25	81	88
65	Thomisidae	<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1759)		1					1					1	2		2	3
66	Thomisidae	<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1836)						1	1					1				1
67	Thomisidae	<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1874														1	1	1
68	Thomisidae	<i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1832)													2		2	2
		KOKKU	194	178	37	50	24	113	596	31	54	20	105	701	242	62	304	1005
		LIIKE	24	21	7	9	3	10	39	4	3	3	7	41	16	8	19	53



Põldude asukohad