

**KAHDEN KESANTOKAISTATYYPIN VAIKUTUKSET  
PETONIVELJALKAISTEN RUNSAUTEEN JA  
LAJIKOOSTUMUKSEEN**

Meri Saarnia  
Maisterintutkielma  
Helsingin yliopisto  
Maataloustieteiden laitos  
Agroekologia  
2015

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Maataloustieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author Meri Saarnia			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Kahden kesantokaistatyypin vaikutukset petoniveljalkaisten runsauteen ja lajikoostumukseen			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Maisterintutkielma		Aika — Datum — Month and year 5/2015	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 51 s.
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>Suojeleva biologinen torjunta on yksi biologisen torjunnan osa-alueista. Se pyrkii hyödyttämään tuholaiden luontaisia vihollisia muun muassa lisäämällä maatalousympäristön monimuotoisuutta. Perustamalla viljelemättömiä alueita viljelykasvustojen sekaan voidaan tarjota luontaisille vihollisille monia resursseja, kuten ravintoa, suojaa ja talvehtimispaikkoja. Näiden resurssien saatavuus lisää luontaisen vihollisten runsautta ja monimuotoisuutta ja edistää siten tuholaidistorjuntaa.</p> <p>Tämän tutkimuksen tavoitteena oli vertailla kahden erilaisen kesantokaistatyypin – niitty- ja nurmikaistan – vaikutuksia petoniveljalkaisten runsauteen ja lajikoostumukseen. Kesantokaistoilla ilmenevien erojen lisäksi pyrittiin selvittämään kaistatyypin vaikutuksia petoniveljalkaisiin viljapellolla kaistojen läheisyydessä.</p> <p>Koe toteutettiin kesällä 2014 kahdella ohrapellolla Helsingissä. Molempien peltojen keskelle perustettiin keväällä kaksi kesantokaistaa, joista kumpikin koostui neljästä 3 m * 60 m kokoisesta ruudusta. Joka toinen ruutu kylvettiin niittykasvustoseoksella ja joka toinen nurmikasvustoseoksella. Petoniveljalkaisia havainnoitiin kesä-heinäkuun ajan kesantokaistoille sekä ohrapeltoon sijoitettujen kuoppa-ansojen avulla.</p> <p>Kesantokaistat ylläpitivät ohrapeltoa runsaammin petoniveljalkaisia. Niitty- ja nurmikaistojen välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevää eroa petoniveljalkaisten lukumäärissä. Petoniveljalkaisten määrä ei myöskään eronnut ohrapellolla eri kaistatyypin läheisyydessä. Petoniveljalkaisten lajikoostumus erosi pellon ja kaistojen välillä tilastollisesti merkitsevästi, ja kaistatyypin välillä lähes merkitsevästi.</p> <p>Tulosten perusteella kesantokaistat onnistuivat tarjoamaan jo perustamisvuonna otollisen elinympäristön petoniveljalkaisille, mikä saattaa selittyä niiden tarjoamalla ravintoresursseilla ja häiriöttömyydellä. Voimakkaiden erojen puutetta kesantokaistatyypin välillä selittää se, ettei kaistojen kasvillisuus ollut vielä perustamisvuonna ehtinyt vakiintua. Myös koepeltojen keskinäinen erilaisuus heikensi erojen näkymistä kaistojen välillä. Kesantokaistoilla näyttäisi kuitenkin olevan potentiaalia tarjota aiemmin luonnonhoitopeltoilla havaittuja monimuotoisuushyötyjä sekä edistää ekosysteemipalveluita, kuten suojelevaa biologista torjuntaa.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords suojeleva biologinen torjunta, kesantokaista, petoniveljalkaiset, monimuotoisuus, ekosysteemipalvelu, kasvillisuus			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Maataloustieteiden laitos ja Viikin kampuskirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Työtä ohjasivat Irina Herzon ja Marjaana Toivonen			

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos — Institution — Department Department of Agricultural Sciences	
Tekijä — Författare — Author Meri Saarnia			
Työn nimi — Arbetets titel — Title The effects of two different fallow strip types on the abundance and species composition of predatory arthropods			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroecology			
Työn laji — Arbetets art — Level Master's thesis		Aika — Datum — Month and year 5/2015	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 51 p.
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>Conservation biological control is a strategy of biological control that aims to support natural enemies of pests. One of the potential ways to support natural enemies is to enhance diversity in agricultural landscapes. By establishing non-cultivated areas near crop fields natural enemies can be provided with many resources including food, shelter and overwintering sites. The availability of these resources potentially enhances the abundance and diversity of natural enemies and their efficiency to reduce pest populations.</p> <p>The goal of this study was to compare the effects of two different fallow strip types – meadow strip and grassland strip – on the abundance and species composition of predatory arthropods. To examine the differences between the strip types, data were collected from the strips and adjoining cereal fields.</p> <p>An experiment was conducted on two barley fields in Helsinki in summer 2014. Two fallow strips were established in the middle of each field. The strips were composed of four 3 m * 60 m-sized plots. Every other plot was sown with meadow seed mixture and every other with grassland mixture. Data on predatory arthropods were collected during June-July using pitfall traps.</p> <p>There were more predatory arthropods on the fallow strips than on the barley fields. However, there were no differences in the abundance of predatory arthropods between the fallow strip types. Moreover, the abundance of predatory arthropods on adjoining cereal field did not differ between the strip types. The species composition of predatory arthropods differed statistically significantly between barley fields and the fallow strips, and almost significantly between the strip types.</p> <p>The results indicate that the fallow strips succeeded to provide favorable habitats for predatory arthropods, which may be due to food or shelter that they provide. The lack of clear differences on the abundance and species composition of predatory arthropods between the strip types can be explained by the fact that the vegetation of the strips was not yet fully established in the first year. Other reasons include the substantial differences between the two study fields. However, it seems that fallow strips have potential to provide biodiversity benefits, which have previously been observed in environmental fallow fields, and to enhance ecosystem services such as biological control.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords conservation biological control, fallow strip, predatory arthropods, biodiversity, ecosystem service, vegetation			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Department of Agricultural Sciences and Viikki Campus Library			
Muuta tietoja — Övriga uppgifter — Further information Supervisors were Irina Herzon and Marjaana Toivonen			

# SISÄLLYS

<b>1 JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2 VILJELEMÄTTÖMIEN ALUEIDEN MERKITYS PETONIVELJALKAISIA HYÖDYNTÄVÄSSÄ BIOLOGISESSA TORJUNNASSA</b> .....	<b>7</b>
<b>2.1 Tuholaisten suojeleva biologinen torjunta</b> .....	<b>7</b>
<b>2.2 Viljelemättömien alueiden merkitys petoniveljalkaisia hyödyntävässä tuholaistorjunnassa</b> .....	<b>11</b>
2.2.1 Viljelemättömien alueiden merkitys maatalousympäristön petoniveljalkaisille .....	11
2.2.2 Petoniveljalkaisten siirtyminen viljelemättömiltä alueilta viljelykasvustoon.....	14
2.2.3 Viljelemättömien alueiden vaikutus petoniveljalkaisten tekemään biologiseen torjuntaan.....	16
<b>2.3 Luonnonhoitopellot ja kasvipeitteiset kesantokaistat</b> .....	<b>17</b>
<b>3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET</b> .....	<b>19</b>
<b>4 AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>20</b>
4.1 Koepellot .....	20
4.3 Kesantokaistojen perustaminen .....	22
4.4 Kuoppa-ansat .....	22
4.5 Kasvillisuuskartoitus .....	24
4.6 Tilastolliset analyysit .....	25
<b>5 TULOKSET</b> .....	<b>27</b>
5.1 Kesän 2014 säätiedot.....	27
5.2 Kesantokaistojen kasvillisuus .....	27
5.3 Petoniveljalkaisten runsaus .....	28
5.4 Petoniveljalkaisten lajikoostumus .....	31
<b>6 TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>34</b>
6.1 Petoniveljalkaisten runsaus .....	34
6.2 Petoniveljalkaisten lajikoostumus .....	37
6.3 Kesantokaistojen kasvillisuus .....	39
6.4 Lisätutkimuksen tarve.....	41
<b>7 JOHTOPÄÄTÖKSET</b> .....	<b>41</b>
<b>8 KIITOKSET</b> .....	<b>42</b>
<b>LÄHTEET</b> .....	<b>44</b>

## 1 JOHDANTO

Viime vuosikymmeninä maataloustuotanto on tehostunut erilaisin teknisin ja kemiallisin keinoin ympäri Eurooppaa, ja tämä on aiheuttanut maatalousympäristön monimuotoisuuden vähenemistä (Stoate ym. 2009, Haaland ym. 2011, Wilkinson ja Landis 2013). Maankäytön tehostaminen on vähentänyt erityisesti erilaisten, monille lajeille tärkeiden, puoliluonnontilaisten ja viljelemättömien alueiden määrää (Tiainen 2004, Tschardt ym. 2011), sekä rehevöityminen ja umpeenkasvu ovat aiheuttaneet niiden laadun heikentymistä (Tiainen 2004). Samalla kyseisistä elinympäristöistä riippuvaisten kasvi- ja eläinlajien runsaus ja monimuotoisuus ovat kärsineet (Tiainen ym. 2004, Geiger ym. 2010, Kleijn ym. 2011). Monimuotoisuuden köyhtyminen sekä maisema- että lajitasolla on aiheuttanut siihen kytköksissä olevien, maatalouden tuottavuuden kannalta erittäin tärkeiden ekosysteemipalveluiden heikentymistä (Gardiner ym. 2009, Geiger ym. 2010, Tschardt ym. 2011). Tämä on herättänyt kasvavaa huolta Euroopassa, ja uusia ympäristöystävällisempiä viljelymenetelmiä on alettu kehittää sekä uudenlaisia viljelemättömiä alueita perustaa osana Euroopan Unionin yhteistä maatalouspolitiikkaa (Haaland ym. 2011, Kleijn ym. 2011).

Biologinen torjunta on hyvä esimerkki maatalousympäristön monimuotoisuuden köyhtymisestä kärsineestä ekosysteemipalvelusta. Biologisessa torjunnassa käytetään petoja, loisia tai taudinaiheuttajia vähentämään tuholaisia ja niiden aiheuttamia satotappioita (Lazarovits ym. 2007). Suojeleva biologinen torjunta on yksi biologisen torjunnan osa-alue. Se pyrkii muokkaamaan ympäristöä tai viljely- ja tuholaistorjuntamenetelmiä niin, että tuholaisten luontaisten vihollisten runsaus ja monimuotoisuus lisääntyvät, mikä puolestaan heijastuisi pienempiin tuholaipopulaatioihin (Landis ym. 2000, Lazarovits ym. 2007, Géneau ym. 2012). Erilaisten viljelemättömien elinympäristöjen perustamisella viljeltyjen alueiden joukkoon voidaan lisätä maatalousympäristön monimuotoisuutta ja tätä kautta edistää suojelevaa biologista torjuntaa luontaisille vihollisille tarjottavien resurssien kautta (Symondson ym. 2002, Gurr ym. 2003, Brewer ja Elliot 2004, Geiger ym. 2009, Winkler ym. 2010). Näitä resursseja ovat ravinto, suoja, talvehtimisympäristö, sopiva mikroilmasto (Landis ym. 2000) ja liikkumista helpottavat ekologiset käytävät (Purtauf ym. 2005). Viljelypeltojen läheisyydessä sijaitsevat viljelemättömät elinympäristöt voivat myös toimia luontaisten vihollisten lähteinä, joilta ne keväisin siirtyvät pellolle pienentämään tuholaipopulaatioita (Huusela-Veistola

1998, Pfiffner ja Luka 2000, Geiger ym. 2009, Martínez-Unã ym. 2013, Ramsden ym. 2015). Luontaisten vihollisten siirtyminen viljelykasvustoon silloin, kun tuholaismäärät ovat vielä alhaisia, onkin biologisen torjunnan onnistumisen kannalta erityisen tärkeää (Bianchi ym. 2010).

Kasvipeitteiset kesannot ovat tärkeitä maatalousympäristön monimuotoisuuden ylläpitäjiä (Van Buskirk ja Willi 2004, Toivonen ym. 2013), ja niillä on potentiaalista merkitystä biologisen torjunnan sekä monien muiden ekosysteemipalveluiden kannalta. Suomessa luonnonhoitopellot muodostavat valtaosan kasvipeitteisistä kesannoista (Luke 2015) ja ne ovat kuuluneet ympäristötukijärjestelmään vuodesta 2009 lähtien (Herzon ym. 2010). Luonnonhoitopelloiksi lasketaan monivuotiset nurmipellot sekä monimuotoisuuspellot, jotka jaetaan riista- ja maisemapeltoihin sekä niittykasveilla kylvettyihin peltoihin (Mavi 2014). Kaistamaisessa muodossa kasvipeitteiset kesannot ovat vielä Suomessa ja muualla Pohjois-Euroopassa harvinaisia, mutta monissa muissa Euroopan maissa ne on otettu yhä enenevässä määrin käyttöön (Haaland ym. 2011). Kyseiset kesantokaistat voivat sijaita pellon keskellä tai reunassa (Haaland ja Gyllin 2011), ja ne voivat koostua joko pelkästään kukkivista luonnonkasveista, nurmikasveista tai niiden seoksesta (Haaland ja Gyllin 2011, Haaland ym. 2011). Tiettyä yksittäistä termiä kyseisille kaistoille ei ole, ja sovellukset vaihtelevat eri maiden välillä (Haaland ja Gyllin 2011, Haaland ym. 2011).

Suomessa aiemmin tehdyt luonnonhoitopeltoja käsittelevät tutkimukset ovat perustuneet luonnonhoitopeltojen eliölajiston monimuotoisuuden tutkimiseen (Toivonen ym. 2013, Toivonen ym. 2015). Tämä tutkielma halusi viedä tutkimuksen eteenpäin ja selvittää, miten luonnonhoitopeltojen monimuotoisuus heijastuu tuholaiden biologisen torjunnan ekosysteemipalveluun. Samalla luonnonhoitopellot vietiin toiminnallisemmalle tasolle perustamalla ne kaistamaisina lohkoina viljapelloille. Näin ne vievät kokonaista peltolohkoa vähemmän pinta-alaa varsinaiselta tuotannolta, ja toisaalta kesantojen ylläpitämät tuholaiden luontaiset viholliset ovat lähempänä kohdettaan, eli viljakasvustoa ja sen tuholaisia. Tutkimuksen tarkoituksena oli tarkastella biologista torjuntaa nimenomaan viljoilla, joten luontaisten vihollisten tarkastelu rajattiin koskemaan petoniveljal-kaisia, jotka ovat viljojen merkittävien tuholaiden, kirvojen (*Aphididae*), tärkeitä luontaisia vihollisia (Helenius 1990).

## 2 VILJELEMÄTTÖMIEN ALUEIDEN MERKITYS PETONIVELJALKAISIA HYÖDYNTÄVÄSSÄ BIOLOGISESSA TORJUNNASSA

### 2.1 Tuholaisten suojeleva biologinen torjunta

Biologisen torjunnan peruseräteenä on käyttää suunnitellusti toisia eläviä eliöitä tuholaisten torjuntaan (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 6, Lazarovits ym. 2007). Kyseessä on populaatiotason prosessi (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 7, Orr ja Fox 2012), jossa jonkin lajin populaatio pienentää toisen lajin populaation yksilöiden määrää saalistuksen, loisinnan, taudinaiheutuksen tai kilpailun tuloksena (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 7). Luonnollisissa ekosysteemeissä biologinen torjunta on yleisin populaatioiden suuruutta säätelevä prosessi (Symondson ym. 2002, Lazarovits ym. 2007). Biologista torjuntaa voidaan hyödyntää myös maataloudessa (Symondson ym. 2002), jossa sen tavoitteena on ekologisten ja taloudellisten rajoitteiden puitteissa ylläpitää tehokkaasti tuholaisten luontaisten vihollisten populaatioita ja niiden kykyä pienentää tuholaismääriä (Lazarovits ym. 2007). Tuholaisten luontaisia vihollisia voivat olla niin hyönteiset, loiset kuin taudinaiheuttajatkin (Lazarovits ym. 2007).

Biologinen torjunta voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen: klassiseen biologiseen torjuntaan, augmentatiiviseen biologiseen torjuntaan ja suojelemaan biologiseen torjuntaan (Lazarovits ym. 2007). Klassisessa biologisessa torjunnassa tuholaisen luontainen vihollinen tai kilpailija tuodaan uuteen ympäristöön rajoittamaan tuholaisena toimivan tulo- kaslajin lisääntymistä (Lazarovits ym. 2007). Onnistuessaan klassinen biologinen torjunta saa aikaan tuholaisten pysyvän hallinnan. Augmentatiivisessa biologisessa torjunnassa tuholaisen luontaisia vihollisia massalevitetään ja näin pyritään, ainakin hetkellisesti, pienentämään tuholaispopulaatiota (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 178, Bugg ja Pickett 1998, Lazarovits ym. 2007). Suojeleva biologinen torjunta puolestaan tähtää ympäristössä jo esiintyvien luontaisten vihollisten houkutteluun, suojeluun ja lisäämiseen muokkaamalla ympäristöä tai viljely- ja tuholaistorjuntamenetelmiä (Landis ym. 2000, Lazarovits ym. 2007, Géneau ym. 2012).

Suojelevan biologisen torjunnan onnistuminen vaatii, että ympäristössä esiintyy sopivia luontaisia vihollisia, ja että ihmisen toimet edistävät enemmän niiden kuin tuholaisten selviytymistä ja lisääntymistä (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 105). Tällöin tuholaispopulaatioiden kasvu hidastuu ja tuholaismäärät vähenevät ajan kuluessa (Van Drie-

sche ja Bellows, Jr. 1996, s. 105). Samalla myös ehkäistään tuholaiden aiheuttamia kasvituhoja (van Rijn ja Sabelis 2013). Symondsonin ym. (2002) tekemässä review-tutkimuksessa kirvoja saaliinaan käyttävien yleispetojen, kuten kovakuoriaisten ja hämähäkkien, saalistuksen ansiosta kirvojen määrä väheni 78 prosentissa tutkimuksista ja satotappiot vähenivät tai sato kasvoi puolessa tutkimuksista. Kaikkien luontaisten vihollisten tapauksessa tuholaismäärät vähenivät 89 prosentissa tutkimuksista.

Suojelevan biologisen torjunnan keinot voivat tarkoittaa sekä luontaisille vihollisille haitallisten olosuhteiden lieventämistä että hyödyllisten olosuhteiden edistämistä (Bugg ja Pickett 1998, Landis ym. 2000). Menetelmiin kuuluvat erilaiset viljelytekniiset suoje-lukeinot, torjunta-aineiden kohdennettu käyttö sekä maisemanhoidolliset toimenpiteet (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 105, Bugg ja Pickett 1998, Orr ja Fox 2012). Viljelytekniisiin suoje-lukeinoihin sisältyvät muun muassa kasvinjalostus, muokkausmenetelmät, maanpeittokasvit, lannoitus, maaperän sopivasta pH:sta ja kosteustasapainosta huolehtiminen, kasvinvuorotus sekä seosviljely (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 105, Orr ja Fox 2012).

Torjunta-aineiden kohdennettu käyttö osana suojelevaa biologista torjuntaa voi tarkoittaa valikoivien torjunta-aineiden käyttöä, niiden pienempiä käyttömääriä sekä niiden käytön alueellista ja ajallista kohdentamista (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 113-114). Tämä on tärkeä osa suojelevaa biologista torjuntaa, sillä torjunta-aineet ovat todennäköisesti suurin luontaisiin vihollisiin negatiivisesti vaikuttava yksittäinen tekijä (Orr ja Fox 2012). Torjunta-aineet voivat heikentää luontaisten vihollisten tehokkuutta joko aiheuttamalla suoraa kuolleisuutta tai vaikuttamalla luontaisten vihollisten käyttäytymiseen, ravinnonhankintaan, lisääntymiseen tai liikkumiseen (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 108). Vaikka torjunta-aineilla ei olisi suoraa kuolettavaa vaikutusta luontaisiin vihollisiin, ne aiheuttavat luontaisten vihollisten ravinnon katoamista (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 110). Hyönteistorjunta-aineiden lisäksi myös rikkakasvien ja sienitautien torjunta-aineet vaikuttavat luontaisiin vihollisiin (Helenius 1998). Torjunta-aineiden lisäyksen jälkeen petojen palaaminen viljelykasvustoon on hidasta, sillä useimmat niistä pystyvät palaamaan vasta, kun myös saaliseliöitä esiintyy (Helenius 1998, Krauss ym. 2011).

Maisemanhoidolliset toimenpiteet, joiden avulla pyritään lisäämään maatalousympäristön monimuotoisuutta ja tarjoamaan luontaisille vihollisille niiden tarvitsemia resursse-



ja, ovat avainasia suojelevassa biologisessa torjunnassa (Bugg ja Pickett 1998, Landis ym. 2000, Martínez-Unã ym. 2013). Monimuotoisuudeltaan köyhät maatalousmaisemat eivät usein tarjoa kyseisiä resursseja luontaisille vihollisille oikeaan aikaan ja oikeassa paikassa (Landis ym. 2000). Mitä monimuotoisempi kasvillisuus on, sitä suuremmalla todennäköisyydellä se lieventää maatalouden aiheuttamia negatiivisia vaikutuksia hyödyllisten niveljalcaisten runsaudelle ja monimuotoisuudelle (Thomas ja Marshall 1999). Maatalousympäristön monimuotoisuutta voi esiintyä peltojen sisällä, tilan sisällä tai maisematasolla (Landis ym. 2000, Brewer ja Elliot 2004).

Erilaiset viljelemättömät alueet viljeltyjen peltöjen seassa toimivat hyvinä maatalousympäristön monipuolistajina ja tuholaiten luontaisten vihollisten elinympäristöinä (Huusela-Veistola 1998, Symondson ym. 2002, Gurr ym. 2003, Brewer ja Elliot 2004). Viljelemättömät alueet voivat todistetusti lisätä hyödyllisten hyönteisten monimuotoisuutta ja sitä kautta biologisen torjunnan potentiaalia (Letourneau ym. 2012). Monivuotiset viljelemättömät kasvustot ovat viljelykasvustoja häiriöttömämpiä elinympäristöjä, joilla luontaiset viholliset voivat esiintyä vuodesta toiseen ja kehittää paikallisia populaatioita (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 120, Landis ym. 2000). Monimuotoisten viljelemättömien elinympäristöjen esiintyminen lähellä viljelypeltoja on tärkeää luontaisten vihollisten elossa säilymiselle etenkin silloin, kun viljelykasvuston olosuhteet eivät ole sopivat (Wilkinson ja Landis 2013). Viljelemättömät alueet voivat tarjota tuholaiten luontaisille vihollisille monia resursseja, kuten vaihtoehtoista ravintoa, suojaa, ekologisia käytäviä sekä talvehtimis- ja lisääntymispaikkoja (esim. Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 124, Landis ym. 2000, Pfiffner ja Luka 2000, Marshall ja Moonen 2002, Gurr ym. 2003, Purtauf ym. 2005, Geiger ym. 2009, Ramsden ym. 2013, Wilkinson ja Landis 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Tällaisia viljelemättömiä alueita ovat muuan muassa pellon pientareet, suojakaistat, kesannot ja petopankit eli pellolle perustettavat koholla olevat viljelemättömät kaistaleet (Boller ym. 2004, s. 9, Wilkinson ja Landis 2013).

Yksinomaan monimuotoisuuden lisääminen ei kuitenkaan takaa tuholaiten vähenemistä (Helenius 1998, Landis ym. 2000, Wilkinson ja Landis 2013). Tämän vuoksi on tärkeää tunnistaa monimuotoisuuden mekanismit, jotka lisäävät tuholaiten torjuntaa (Gurr ym. 2003). Monimuotoisuus ei koske vain lajien lukumääriä, vaan myös eliöyhteisöjen koostumuksen ja toiminnan (Bugg ja Pickett 1998). Monimuotoisuuden vaikutukset biologiseen torjuntaan riippuvat siitä, millaisesta monimuotoisuudesta on kyse ja mil-

lainen on tuholaisten ja niiden luontaisten vihollisten ekologia ja biologia (Landis ym. 2000, Brewer ja Elliot 2004). Niinpä luontaisten vihollisten lisääminen ja ylläpito vaatii tietoa niiden elinympäristövaatimuksista (Thomas ja Marshall 1999).

Monimuotoisuuden lisäämistä rajoittavat taloudelliset ja teknologiset tekijät (Helenius 1998). Suojelevan biologisen torjunnan ongelmana ovatkin ajoittain sen kilpailevat vaatimukset maataloustuotannon kanssa (Orr ja Fox 2012). Esimerkiksi rikkakasvit voivat lisätä kasvillisuuden monimuotoisuutta viljelypeltojen sisällä ja hyödyttää luontaisia vihollisia, mutta toisaalta rikkakasvit kilpailevat viljelykasvien kanssa (Orr ja Fox 2012).

Suojeleva biologinen torjunta voi osaltaan edesauttaa entistä turvallisemman ja tehokamman tuholaistorjunnan kehittymistä, mutta se vaatii syvää tuntemusta luontaisten vihollisten ekologiasta ja ekologisista yhteisöistä, joihin ne kuuluvat. Suojelevalla biologisella torjunnalla on kuitenkin myös useita etuja: periaatteet on helppo ymmärtää, menetelmät ovat helposti viljelijöiden käytettävissä ja samalla voidaan lisätä maatalousmaiseman monimuotoisuutta (Jonsson ym. 2008). Onnistuneen suojelevan biologisen torjunnan avulla viljelijä voi saavuttaa paitsi pienet tuholaismäärät myös suurempia ja parempilaatuisia satoja sekä vähäisemmän torjunta-aineiden tarpeen (Gurr ym. 2003, Géneau ym. 2009). Useat tutkimukset ovatkin esittäneet, että suojelevan biologisen torjunnan tulisi sisältyä kaikkeen biologiseen torjuntaan sekä kestävään maatalouteen liitettyyn integroituun kasvinsuojeluun (IPM) (Bugg ja Pickett 1998, Symondson ym. 2002, Orr ja Fox 2012). Integroidulla kasvinsuojelulla tarkoitetaan tuholaistorjuntaa, jossa käytetään mahdollisimman vähän kemiallisia torjunta-aineita ja laitetaan aina etusijalle muut tuholaisten ennaltaehkäisy- ja torjuntamenetelmät (EU 2009). Integroitu kasvinsuojelu on ollut vuodesta 2014 lähtien perusvaatimuksena EU:ssa (EU 2009, Kasvinsuojelulaki 2011), joten siihen vahvasti kytköksissä olevan suojelevan biologisen torjunnan tutkiminen on erittäin tärkeää.

Tässä kirjallisuuskatsauksessa keskityttiin nimenomaan petoniveljalkaisiin ja niiden suorittaman torjunnan edistämiseen viljelemättömien alueiden avulla. Petoniveljalkaiset ovat tärkeä luontaisten vihollisten ryhmä, mutta luontaisia vihollisia on paljon muitakin. Esimerkiksi loispistiäiset, harsokorennot ja kukkakärpäset ovat tällaisia petoniveljalkaisten ohella tärkeitä luontaisten vihollisten ryhmiä. Onkin otettava huomioon, että

muiden luontaisten vihollisten suojelun vaatimat toimenpiteet saattavat hieman poiketa petoniveljalkaisten vaatimista.

## **2.2 Viljelemättömien alueiden merkitys petoniveljalkaisia hyödyntävässä tuholaiistorjunnassa**

### **2.2.1 Viljelemättömien alueiden merkitys maatalousympäristön petoniveljalkaisille**

Viljelemättömien alueiden on todettu ylläpitävän viljelykasvustoja runsaammin petoniveljalkaisia (Huusela-Veistola 1998, Meek ym. 2002). Ainakin osittain tämä selittyy sillä, että viljelemättömillä alueilla mekaanista ja kemiallista häiriötä on vähemmän (Huusela-Veistola 1998). Viljelemättömät alueet tarjoavat siis petoniveljalkaisille suojaa (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 125, Landis ym. 2000, Gurr ym. 2003, Purtauf ym. 2005, Ramsden ym. 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Petoniveljalkaisten monimuotoisuuteen, runsauteen ja leviämiseen voidaankin todistetusti vaikuttaa tarjoamalla niille suojaisia elinympäristöjä (Orr ja Fox 2012). Esimerkiksi maakiitäjäiset voivat siirtyä viljelyiltä pelloilta viljelemättömille alueille suojaan jonkin häiriön, kuten torjunta-aineen levittämisen, ajaksi ja sen jälkeen taas palata viljelykasvustoon (Orr ja Fox 2012). Suojan tarjoamisen avulla voidaan lisätä paitsi luontaisten vihollisten runsautta myös niiden suorittaman tuholaiistorjunnan tehokkuutta (Wilkinson ja Landis 2013).

Suojan lisäksi viljelemättömät alueet tarjoavat hyviä talvehtimisaikoja petoniveljalkaisille (Landis ym. 2000, Pfiffner ja Luka 2000, Marshall ja Moonen 2002, Geiger ym. 2009, Wilkinson ja Landis 2013). Jotkut luontaiset viholliset voivat talvehtia viljelypellolle jätetyssä kasvijätteessä, mutta useimmiten ne talvehtivat viljelykasvuston ulkopuolella (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 125). Esimerkiksi tietyt maakiitäjäislajit talvehtivat mielellään peltojen keskelle kylvetyillä petopankeilla (Collins ym. 2003). Syksyllä petoniveljalkaiset voivat siirtyä viljelykasvustoilta talvehtimisaikoille suojaan maanmuokkausta ja muita häiriöitä. Näiltä alueilta petoniveljalkaiset ovat keväällä talvehtimisen jälkeen taas valmiita siirtymään ripeästi viljelykasvustoon (Marshall ja Moonen 2002). Suojaisuuden lisäksi viljelemättömät elinympäristöt voivat tarjota talvehtimiselle optimaaliset ilmasto-olosuhteet (Pfiffner ja Luka 2000). Esimerkiksi viljelty peltomaa jäätyy syvemmältä kuin viljelemättömän elinympäristön maaperä (Pfiffner ja Luka 2000). Erityisen hyviä talvehtimisaikoja petoniveljalkaisille muodostavat

viljelemättömät nurmikasvustot (Thomas ym. 1991, Thomas ym. 1992, Collins ym. 2003).

Suurin monien luontaisten vihollisten elinkiertoa rajoittava tekijä on ravitsemuksellisesti oikeanlaisen ja riittävän ravinnon saatavuus agroekosysteemeissä (Orr ja Fox 2012, Wäckers 2013). Viljelykasvit tarjoavat ajoittain runsaastikin tuholaisia petoniveljalkaisien ravinnoksi (Harwood ym. 2009). Esimerkiksi kirvat ovat kuitenkin yksistään ravitsemuksellisesti heikkolaatuista ravintoa (Toft 1995, Eubanks ja Styrsky 2013). Saalislajien saatavuus myös vaihtelee vuodenajan mukaan (Wilkinson ja Landis 2013). Erityisen tärkeää vaihtoehtoinen ravinto on nimenomaan moniruokaisille petoniveljalkaisille (Bugg ja Pickett 1998, Helenius 1998) silloin, kun niiden varsinainen saalis on vähäistä (Wilkinson ja Landis 2013, Ramsden ym. 2015) tai kun saalislaji ei yksin täytä niiden ravitsemuksellisia vaatimuksia (Eubanks ja Styrsky 2013).

Viljelemättömät alueet voivat toimia vastauksena tähän ongelmaan, sillä ne voivat tarjota petoniveljalkaisille joko vaihtoehtoista saaliista tai kasviravintoa (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 126, Bugg ja Pickett 1998, Landis ym. 2000, Gurr ym. 2003, Wäckers ja van Rijn 2013). Ravinnonlähteet voidaan jakaa myös niihin ravinnonlähteisiin, jotka yhdessä nautittuina tarjoavat tasapainoisen ruokavalion luontaiselle viholliselle sekä niihin, jotka voivat korvata toinen toistaan (Bugg ja Pickett 1998). Viljelemättömien ja viljeltyjen alueiden yhdessä tarjoama monipuolinen ravinto edistää petoniveljalkaisten elossa pysymistä ja lisääntymistä (Harwood ym. 2009, Eubanks ja Styrsky 2013, Wilkinson ja Landis 2013). Kasviravinto vaikuttaa myös petoniveljalkaisten elinvoimaisuuteen ja käyttäytymiseen (Harwood ym. 2009, Wäckers 2013). Erityisen tärkeää monipuolinen ravinto on tavallisesti toukkien ja nymfien kehitykselle ja elossa pysymiselle (Eubanks ja Styrsky 2013).

Petoniveljalkaisten kasviravinnon tarve vaihtelee lajeittain ja elinkierron vaiheittain (Wäckers ja van Rijn 2013). Kasviravintoa kuluttava elinkierron vaihe voi olla sama tai eri kuin se, joka toimii tuholaiden petona (Wäckers ja van Rijn 2013). Fakultatiiviset petoniveljalkaiset käyttävät kasviravintoa ravinnonlähteenään jossain vaiheessa elinkiertoaan (van Rijn ja Sabelis 2013) tai koko elinkiertonsa ajan saaliin ohella tai sen korvikkeena (Wäckers 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Esimerkiksi leppäpirkot ovat riippuvaisia vaihtoehtoisesta ravinnosta keväällä ennen kirvapopulaatioiden ilmaantumista (Woltz ym. 2012). Obligatorisille petoniveljalkaisille kasviravinnon saatavuus on jopa

välttämätöntä elossa pysymisen ja lisääntymisen kannalta jossain elinkierron vaiheessa, tavallisesti aikuisena (Wäckers 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Tähän ryhmään kuuluvat muun muassa kukkakärpäset sekä monet loispistiäiset ja muurahaiset (Wäckers 2013).

Kukkivat kasvit ovat pääosassa ravinnon tarjoamisessa petoniveljalkaisille (Géneau ym. 2012, Ramsden ym. 2015). Pääasiallisia niveljalkaisten käyttämiä kasviravinnon tyyppiä ovat siitepöly, kukkien mesi, kukkien ulkopuolinen mesi ja mesikaste (Van Driesche ja Bellows, Jr. 1996, s. 126, Bugg ja Pickett 1998, Wilkinson ja Landis 2013, Wäckers 2013, Ramsden ym. 2015). Mesikaste kuuluu toiminnallisessa mielessä eläinravintoon, sillä se on kirvojen tuottamaa eritettä (Wäckers 2013). Tavallisesti se kuitenkin esitetään kasviravinnon yhteydessä. Kukkien meden ja siitepölyn saatavuus rajoittuu tavallisesti kasvien kukkimisvaiheeseen, mutta mesikaste ja kukkien ulkopuolinen mesi ovat saatavilla myös kasvien vegetatiivisessa vaiheessa (Wäckers 2013).

Wäckersin (2013) mukaan kasviravinnon sopivuuteen luontaisille vihollisille, mukaan lukien petoniveljalkaiset, vaikuttavat ajallinen ja paikallinen saatavuus, löydettävyys, hyödynnettävyys, rakenteellinen ja ravitsemuksellinen sopivuus sekä ravinnonhankinnan riskit. Löydettävyydeltään ravinnonlähteet vaihtelevat hajua- ja näköilmoituksia käyttävistä kukista huomaamattomampiin kukkien ulkopuoliseen meteen ja mesikasteeseen. Kasviravinnonlähteiden hyödynnettävyys riippuu hyönteisen suosien rakenteesta ja ravinnonlähteen ominaisuuksista. Ravinnonlähteen kemiallinen koostumus vaikuttaa sekä sen hyödyntämiseen että ravitsemukselliseen sopivuuteen. Mesi, mesikaste ja siitepöly eroavat huomattavasti ravitsemukselliselta koostumukseltaan. Hyönteisten ravinnonhankinnan riskeihin kuuluvat paitsi myrkylliset tai puutteelliset ravinnonlähteet, jotka aiheuttavat nälkiintymistä, myös itse ravinnonhankinnan aiheuttamat riskit kuten ilmastolliset riskit, pedot ja taudinaiheuttajat. Ravinnonlähteiden sopivuutta määrittävät tekijät vaikuttavat ratkaisevasti kasvien hyödyntämiseen suojelevassa biologisessa torjunnassa. Tästä huolimatta sopivista kasveista hyönteisten ravinnonlähteenä on yllättävän vähän tietoa saatavilla (Wäckers 2013).

Muita tärkeitä resursseja, joita viljelemättömät alueet voivat tarjota petoniveljalkaisille ovat munintapaikat (Landis ym. 2000), sopiva ja tasainen mikroilmasto (Bugg ja Pickett 1998, Landis ym. 2000, Gurr ym. 2003, Wilkinson ja Landis 2013) sekä ekologiset käytävät (Marshall ja Moonen 2002, Purtauf ym. 2005, Wilkinson ja Landis 2013).

Viljelemättömien alueiden tarjoamien resurssien tarve vaihtelee petoniveljalkaisryhmien ja -lajien välillä. Resurssit vaikuttavat esimerkiksi hämähäkeistä enemmän juoksu- kuin riippuhämähäkkeihin, sillä riippuhämähäkit ovat nopeamman ilmäteitse tapahtuvan liikumisensa ansiosta vähemmän riippuvaisia ympäröivän maiseman ominaisuuksista (Drapela ym. 2008, Schmidt ym. 2008). Myös esimerkiksi meden ja siitepölyn tärkeys leppäpirkoille vaihtelee lajeittain (Wäckers ja van Rijn 2012).

Viljelemättömien alueiden avulla petoniveljalkaisille ja muille luontaisille vihollisille tarjotut resurssit voivat kuitenkin joissain tapauksissa hyödyttää myös tuholaisia (Corbett 1998, Romeis ym. 2013, Wilkinson ja Landis 2013, Wäckers 2013). Myös monet tuholaiset käyttävät kasviravintoa, kuten mettä ja siitepölyä (Winkler ym. 2010). Useissa tapauksissa tuholaisen toukkavaihe vioittaa viljelykasveja, ja aikuiset puolestaan käyttävät hyödykseen kukkien tarjoamaa ravintoa (Romeis ym. 2013). Harkitsematon mesikasvien käyttö viljelysmaiden läheisyydessä voikin pahimmillaan edistää tuholaispainetta (Winkler ym. 2010, Romeis ym. 2013). Tunnistamalla tuholaiden ja niiden luontaisten vihollisten erot ravintovaatimuksissa ja ravinnon hankinnassa voidaan tuholaiden hyödyttämistä välttää (Wäckers 2013).

### 2.2.2 Petoniveljalkaisten siirtyminen viljelemättömiltä alueilta viljelykasvustoon

Onnistunut biologinen torjunta edellyttää, että luontaiset viholliset siirtyvät viljelemättömiltä alueilta viljelykasvustoon ja pienentämään siellä tuholaiden populaatioita. Viljelemättömien elinympäristöjen sijoittuminen lähelle viljelykasvustoja on tärkeää, jotta petoniveljalkaiset ehtivät siirtymään viljelykasvustoon jo keväällä, kun tuholaismäärät ovat vielä vähäisiä (Nentwig 1998, Collins ym. 2003, Bianchi ym. 2010, Wilkinson ja Landis 2013). Petoniveljalkaisten liikkumiseen vaikuttavia tekijöitä ovat kasvillisuuden rakenne, saaliin saatavuus, vaihtoehdoisen ravinnon saatavuus, elinkierron vaihe, kasvukauden vaihe ja fyysiset olosuhteet (Corbett 1998). Nämä tekijät määrittävät, toimivatko viljelemättömät kasvustot luontaisten vihollisten lähteinä vai nieluina (Corbett 1998). Liikkuminen vaihtelee sekä lajien välillä että lajien sisällä (Corbett 1998). Esimerkiksi riippuhämähäkit liikkuvat ilmäteitse siiman avulla suhteellisen pitkiäkin matkoja (Huuksela-Veistola 1998, Brewer ja Elliot 2004), kun taas maata pitkin etenevät maakiitäjäiset ja juoksuhamähäkit liikkuvat melko vähän ja hitaasti (Brewer ja Elliot 2004).

Petoniveljalkaisten viljelemättömiltä alueilta viljelykasvustoon siirtymisen lisäksi on tärkeää, että viljelemättömien alueiden positiivinen vaikutus biologiselle torjunnalle ulottuisi viljelykasvustossa mahdollisimman pitkälle. Monissa tutkimuksissa on havaittu petoniveljalkaisten kuitenkin siirtyvän vain lyhyitä matkoja viljelykasvustossa. Collinsin ym. (2002) tutkimuksessa kirvojen määrä oli alhaisimmillaan ja kirvoja saalistavien luontaisten vihollisten määrä suurimmillaan lähellä petopankkikaistoja. Myös Bowien ym. (1999) mukaan peltojen reunoilta pelloille leviävät luontaiset viholliset esiintyvät runsaammin lähellä peltojen reunoja kuin keskeisellä peltoa. Collinsin ym. (2002) päätyivät tutkimuksessaan kuitenkin siihen lopputulokseen, että vaikka kirvojen saalistus oli suurinta lähellä kaistoja, oli luontaisilla vihollisilla tilastollisesti merkitsevä vaikutus kirvojen määrään myös kauempana kaistoista.

Erityisesti maakiitäjäsenten liikkumisesta viljelemättömiltä alueilta viljelykasvustoon on tehty tutkimuksia (Thomasin ym. 1991, Thomasin ym. 1992, Duffield ja Aebischer 1994, Kinnunen ja Tiainen 1999, Collinsin ym. 2002, Brewer ja Elliot 2004). Duffield ja Aebischer (1994) löysivät maakiitäjäisiä enemmän läheltä pellon reunoja kuin pellon keskeltä ja perustelivat tätä maakiitäjäsenten hitaalla liikkumistavalla kävellen. Toisaalta Thomasin ym. (1991) ja Thomasin ym. (1992) mukaan maakiitäjäiset voivat levitä pitkiäkin matkoja petopankeilta viljelykasvustoon keväisin. Maakiitäjäisissä onkin todettu erottuvan kaksi ryhmää sen perusteella, ovatko ne riippuvaisia viljelemättömistä elinympäristöistä talvehtimispaikkoina (Thomasin ym. 1992). Reuna-alueiden maakiitäjäislajit tarvitsevat suojaisia elinympäristöjä talvehtimiseen, kun taas avoimilla alueilla viihtyvät lajit talvehtivat viljapelloilla (Thomasin ym. 1992). Näin ollen läheisillä viljelemättömillä elinympäristöillä talvehtivat lajit ovat keväällä ja alkukesästä runsaimmillaan kaistojen läheisyydessä, kun taas pellolla talvehtivat esiintyvät runsain mitoin viljelykasvustossa jo heti keväällä (Thomasin ym. 1992). Myös Collinsin ym. (2002) tutkimuksessa havaittiin vastaavanlaisia eroja reuna-alueiden ja avoimien alueiden lajien siirtymisessä petopankeilta pellolle. Kasvillisuuden rakenne voi myös vaikuttaa maakiitäjäsenten liikkumiseen, sillä Kinnusen ja Tiainen (1999) mukaan tiheä kasvusto voi vähentää maakiitäjäsenten liikkumista.

### 2.2.3 Viljelemättömien alueiden vaikutus petoniveljalkaisten tekemään biologiseen torjuntaan

Vaikka viljelemättömät alueet vaikuttaisivat myönteisesti luontaisen vihollisen elinkykyyn tai lisääntymiseen, tämä ei välttämättä heijastu tuholaisten kulutukseen ainakaan lyhyellä aikavälillä (Eubanks ja Styrsky 2013, van Rijn ja Sabelis 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Esimerkiksi kasviravinnon avulla aikaansaatu luontaisten vihollisten lisääntynyt tehokkuus ei aina johda tuholaisten vähenemiseen, mikä voi olla seurausta vähentyneestä saalistuksesta tai lisääntyneistä tuholaismääristä (Wäckers ja van Rijn 2013). Lyhyellä aikavälillä kasviravinnolla voi olla jopa negatiivinen vaikutus tuholaistorjuntaan, koska yksittäinen peto käyttää enemmän aikaa kasviravinnon nauttimiseen kuin saalistamiseen (van Rijn ja Sabelis 2013). Pitkällä aikavälillä luontaisten vihollisten populaatioiden vahvistuminen kuitenkin johtaa suurella todennäköisyydellä parantuneeseen tuholaistorjuntaan (van Rijn ja Sabelis 2013).

Petoniveljalkaisten runsauden lisäksi myös niiden lajikoostumus vaikuttaa biologisen torjunnan onnistumiseen. Yksittäisen petoniveljalkaisryhmän kuten maakiitäjäisten edistäminen ei riitä takaamaan vakaata ja tehokasta biologista torjuntaa, vaan ryhmien kirjon tulee olla laaja (Jonsson ym. 2008, Orr ja Fox 2012). Esimerkiksi Losey ja Denno (1998) havaitsivat maakiitäjäisten ja leppäpirkkojen välillä vuorovaikutusta saalistuksen aikana. Leppäpirkot saalistivat kasvien lehdillä ja pudottivat osan kirvoista maahan maakiitäjäisten saalistettavaksi. Kyseisen vuorovaikutuksen voimakkuus kasvoi saaliin määrän kasvaessa. Tämän yhteistyön avulla näiden kahden petoniveljalkaisryhmän vaikutus kirvapopulaation pienenemiseen oli merkittävästi suurempi kuin niiden itsenäisten vaikutusten summa. Petoniveljalkaisten erilaisista ekolokeroista johtuen viljelemättömillä alueilla tulisi suosia useampia petoniveljalkaisryhmiä hyödyttäviä kasvilajeja (Aviron ym. 2011, Orr ja Fox 2012). Aina luontaisten vihollisten monimuotoisuuden kasvu ei kuitenkaan johda tehokkaaseen tuholaisten biologiseen torjuntaan (Jonsson ym. 2008).

On esitetty, että biologisen torjunnan avainlajeja olisivat enemmän moniruokaiset yleispedot kuin specialistit (Helenius 1998, Symondson ym. 2002). Moniruokaisiin petoniveljalkaisiin kuuluvat muun muassa maakiitäjäiset ja hämähäkit (Helenius 1998). Moniruokaiset pedot hyödyntävät kasviravintoa saaliin ollessa vähäistä ja näin ollen



selviävät myös niille epäsuotuisammista ajanjaksoista (Eubanks ja Styrsky 2013). Vastaavassa tilanteessa monet tiettyyn saaliiseen erikoistuneet pedot joko nälkiintyvät tai muuttavat pois alueelta (Eubanks ja Styrsky 2013). Parhaimmassa tapauksessa moniruokaisten petojen kasviraivon ja saaliin samanaikainen hyödyntäminen voi johtaa tuholaiten alueelliseen häviämiseen (Eubanks ja Styrsky 2013). Toisaalta hyvälaatuisen kasviraivon saatavuus voi joskus johtaa saalistuksen vähenemiseen (Eubanks ja Styrsky 2013). Tehokas moniruokaisten luontaisten vihollisten aikaansaama biologinen torjunta vaatii myös näiden lajien korkeita ja vakaita yhteismääriä (Helenius 1998).

Viljelemättömien alueiden luontaisille vihollisille tarjoamista resursseista on tehty jonkin verran tutkimusta, mutta kasvillisuuden vaikutusta luontaisten vihollisten aikaansaamaan toteutuneeseen biologiseen torjuntaan pellolla ei vielä tunneta hyvin (Eubanks ja Styrsky 2013, Wilkinson ja Landis 2013, Wäckers ja van Rijn 2013). Aikaisempaa tutkimusta aiheesta Suomen olosuhteissa ei myöskään ole saatavilla. Näistä syistä johdettua aihe vaatii vielä lisätutkimusta.

### **2.3 Luonnonhoitopellot ja kasvipeitteiset kesantokaistat**

Luonnonhoitopellot ovat kasvipeitteisiä kesantoja, jotka ovat kuuluneet Suomen ympäristötukijärjestelmään vuodesta 2009 lähtien (Herzon ym. 2010). Niihin kuuluu monivuotisia nurmipeltoja sekä monimuotoisuuspeltoja, jotka jaetaan riista- ja maisemapeltoihin sekä niittykasveilla kylvettyihin peltoihin (Mavi 2014). Luonnonhoitopeltotoimenpide perustettiin pysäyttämään kesantoalan väheneminen Suomessa Euroopan yhteiseen maatalouspolitiikkaan kuuluneen kesannointivelvoitteen päätyttyä vuonna 2008 (Toivonen ym. 2013). Samalla luonnonhoitopellot toimivat kesannointivelvoitetta kehittyneempänä toimenpiteenä sisältäen monimuotoisia kasvillisuustyyppisiä ja rajoituksia hoitotoimenpiteisiin (Toivonen ym. 2013). Vuonna 2014 luonnonhoitopeltoa oli Suomessa 135 000 hehtaaria eli 5,9 % käytössä olevasta maatalousmaasta (Luke 2015). Suomessa luonnonhoitopellot ovatkin tärkein yksittäinen tavallisen maatalousympäristön monimuotoisuuden edistämiseen kohdennettu tukimuoto (Toivonen ym. 2013).

Monivuotinen nurmipelto kylvetään monivuotisten nurmi- tai heinäkasvien siemenseoksella, tai se voi olla jo aiemmin perustettu monivuotinen nurmi (Mavi 2014, MMM 2015). Monimuotoisuuspellot kylvetään erikseen määritetyillä niitty-, riista- tai maise-

makasvien siemenseoksilla (Mavi 2014, MMM 2015). Monivuotiset nurmipellot ja niitykasvien monimuotoisuuspellot tulee säilyttää samalla lohkolle vähintään kaksi kasvukautta (Mavi 2014, MMM 2015). Maisema- ja riistakasvuston saa puolestaan päättää kylvöä seuraavana keväänä (Mavi 2014, MMM 2015). Luonnonhoitopeltojen perustamisen yhteydessä vähäinen lannoitus on sallittavaa hyvän kasvuston aikaansaamiseksi. Kasvinsuojeluaineiden käyttö pelloilla on kiellettyä ja muokkaus sallittua vain kasvuston perustamisen ja päättämisen yhteydessä. Monivuotiset nurmipellot tulee niittää joka kolmas vuosi. Muilla luonnonhoitopellon tyypeillä niitto on tarpeellista, jos vaarana on puiden ja pensaiden kasvaminen lohkolle, tai jos rikkakasvien leviämisen estäminen on tarpeellista (Mavi 2014). Lisätietoa luonnonhoitopeltojen perustamisesta ja hoidosta löytyy viljelijätukien hakuoppaasta (Mavi 2014).

Luonnonhoitopelloilla pyritään saavuttamaan monia ekologisia ja suojelullisia hyötyjä (Mavi 2014). Ne edistävät maatalousympäristön monimuotoisuutta lisäämällä sekä viljelemättömän kasvillisuuden määrää että erilaisia kasvillisuustyyppisiä (Toivonen ym. 2013). Tämän lisäksi niiden avulla pyritään muun muassa suojaamaan vesistöjä, parantamaan peltomaan rakennetta ja koostumusta, lisäämään maaperän eloperäisen aineksen määrää, vähentämään kasvinsuojeluaineiden käyttötarvetta sekä edistämään luonnonvaraisten eläinten elinolosuhteita tarjoamalla niille ravintoa sekä lisääntymis- ja suoja- paikkoja (Mavi 2014).

Aiemmat luonnonhoitopelloista tehdyt tutkimukset Suomessa ovat keskittyneet luonnonhoitopeltojen eliölajiston monimuotoisuuden tutkimiseen (Toivonen ym. 2013, Toivonen ym. 2015). Näissä tutkimuksissa on muun muassa todettu luonnonhoitopeltojen ylläpitävän viljeltyjä peltoja enemmän eliölajeja (Toivonen ym. 2013) sekä luonnonhoitopellon tyyppin ja ympäröivän maiseman rakenteen muokkaavan vaikutuksia eri eliöryhmiin (Toivonen ym. 2015). Luonnonhoitopeltojen tai yleisesti kesantojen tuottamia ekosysteemipalveluita ei ole tutkittu Suomessa.

Kesannot perustetaan Suomessa ja muualla Pohjois-Euroopassa useimmiten koko peltolohkolle, ja kaistamaiset muodostelmat ovat vielä harvinaisia. Useissa muissa Euroopan maissa niitä on kuitenkin alettu ottaa käyttöön (Haaland ym. 2011). Kyseisten kasvipeitteisten kesantokaistojen sovellukset ja hoitotoimenpiteet vaihtelevat eri maiden välillä (Haaland ja Gyllin 2011, Haaland ym. 2011). Ne voivat sijaita joko pellon keskellä tai laidalla (Haaland ja Gyllin 2011) ja niiden siemenseos voi pitää sisällään joko ainoas-

taan kukkivia kasveja, nurmikasveja tai molempia (Haaland ja Gyllin 2011, Haaland ym. 2011). Koko peltolohkon peittävään kesantoon verrattuna etuna on, että kesantokaistat vievät vähemmän tilaa varsinaiselta tuotannolta ja voivat hyödyttää viereistä viljelykasvustoa. Vuodesta 2015 lähtien Suomen ympäristötukiohjelma on myös tukenut luonnonhoitopeltojen perustamista kaistoina (MMM 2015).

### 3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

Tämän tutkimuksen tavoitteena tuottaa uutta tietoa kahden erilaisen viljapellolle kylvetyn kesantokaistatyypin vaikutuksista petoniveljalkaisten runsauteen ja lajikoostumukseen. Tavoite pyrittiin saavuttamaan havainnoimalla petoniveljalkaisten esiintymistä niitty- ja nurmikaistoilla sekä niiden läheisyydessä viljapellolla. Tarkasteltuja petoniveljalkaisryhmiä olivat leppäkertut (*Coccinellidae*), hämähäkit (*Araneae*) sekä maakiitäjäiset (*Carabidae*). Näiden ryhmien lisäksi huomiota kiinnitettiin myös petoniveljalkaisten kokonaismäärään. Lajikoostumuksen yleisen tarkastelun lisäksi keskityttiin yhden tärkeän petoniveljalkaisryhmän, maakiitäjäisten, tarkasteluun sukutasolla. Tähän päädyttiin ryhmän tärkeyden lisäksi myös siitä syystä, että maakiitäjäiset oli suhteellisen helppo tunnistaa sukutasolle asti.

Niittykaistoilla oletettiin esiintyvän nurmikaistoja enemmän petoniveljalkaisia, sillä kukkiva kasvusto ylläpitää usein nurmikasvillisuutta paremmin luontaisia vihollisia (Haenke ym. 2009, Haaland ym. 2011, Ramsden ym. 2015). Petoniveljalkaisten lajirikauden oletettiin olevan suurempi niittykaistoilla kuin nurmikaistoilla siitä syystä, että kasvillisuuden lajirikkaus heijastuu tavallisesti myös hyönteisten lajirikkauteen (Tscharntke ja Greiler 1995, Thomas ja Marshall 1999). Niittykaistojen oletettiin ylläpitävän nurmikaistoja paremmin petoniveljalkaisia myös viljelykasvustossa, sillä ensimmäisen hypoteesin mukaisen petoniveljalkaisten suuremman runsauden niittykaistoilla ajateltiin heijastuvan myös ohrakasvustoon kaistojen lähelle. Molemmilla kaistatyypeillä oletettiin olevan enemmän petoniveljalkaisia kuin pellolla, sillä viljelemättömät alueet tarjoavat viljeltyjä alueita paremmin resursseja hyönteisille (Huusela-Veistola 1998, Meek ym. 2002, Haaland ym. 2011). Maakiitäjäisten osalta oletettiin kaistatyypien erilaisen kasvillisuuden aiheuttavan eroja myös maakiitäjäisten lajikoostumuksessa.

Tutkimushypoteeseja olivat:

- 1) Niittykaistoilla petoniveljalkaisten runsaus ja monimuotoisuus ovat suurempia kuin nurmikaistoilla.
- 2) Niittykaistat ylläpitävät nurmikaistoja paremmin petoniveljalkaisia myös läheisessä viljakasvustossa.
- 3) Molemmilla kaistoilla on enemmän petoniveljalkaisia kuin viljapellolla.
- 4) Maakiitäjäisten lajikoostumuksessa on eroja kaistatyyppien välillä.

## 4 AINEISTO JA MENETELMÄT

### 4.1 Koepellot

Tutkimus toteutettiin kahdella koepellolla, Viikin Patoniityllä (60°13' N, 25°0'E) ja Haltialassa (60°26' N, 24°96' E) (kuva 1). Patoniityn maalaji oli hiue ja multavuus runsasmultainen. Haltialan pellon maalaji oli hietasavi. Molempien peltojen viljelykasvi oli ohra (*Hordeum vulgare* L.), joka molemmilla pelloilla oli kaksitahoinen, Patoniityllä NFC Tipple ja Haltialassa Saana.



Kuva 1. Ilmakuva Haltialan (vas.) ja Viikin Patoniityn (oik.) koepelloista (Maanmittauslaitos 2014).

Koepelloilla oli hyvin erilainen viljelyhistoria, mikä heijastui myös kokeiden kasvillisuuteen. Viikin Patoniity oli ollut jo pitkään Viikin koetilan koekäytössä, ja näin ollen sen viljelytoimet oli tehty huolellisesti. Vuonna 2011 pellon viljelykasvina oli ollut ohra, seuraavana vuonna Patoniity oli ollut sänkikesantona ja vuonna 2013 sille oli kylvetty kauraa.

Haltialan pelto oli puolestaan Helsingin kaupungin omistuksessa. Se oli vuosina 2011–2013 ollut jaettuna 2–3:een kasvulohkoon, joilla oli kasvatettu eri viljelykasveja. Joka vuosi yksi kasvulohko oli toiminut maisemapeltona, ja yhdellä lohkolla oli ollut kevät- tai syysvehnä. Lisäksi vuonna 2013 yhdellä kasvulohkolla kasvoi hernettä. Pellon viljelyn tavoitteena oli ollut pikemminkin olla virkistyskäytössä kaupungin asukkaille kuin tuottaa suurta satoa. Siellä ei näin ollen oltu kiinnitetty erityistä huomiota kasvinsuojelluksiin toimenpiteisiin.

### 4.3 Kesantokaistojen perustaminen

Ohrapeltojen keskelle perustettiin toukokuussa 2014 kaksi kesantokaistaa, joka kumpikin koostui neljästä pienemmästä kaistaruudusta (kuva 2). Kaistat sijaitsivat sadan metrin päässä toisistaan. Kaistaruudut olivat kooltaan kolme metriä leveitä ja 60 metriä pitkiä. Joka toiselle ruudulle kylvettiin monivuotinen nurmiseos ja joka toiselle niittyseos, joka koostui yksi- ja monivuotisten niittykasvien siemenistä.

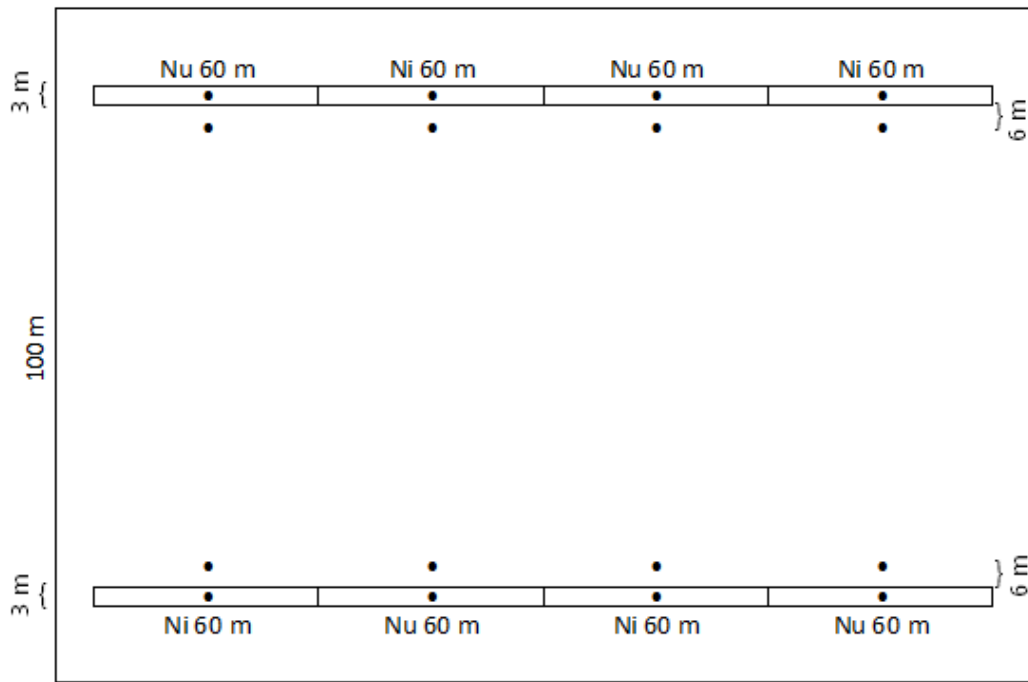
Niittykasviseos koostui seuraavien kasvien siemenistä: aitovirna (*Vicia sepium* L.), keltamaite (*Lotus corniculatus* L.), kumina (*Carum carvi* L.), mäkimeirami (*Origanum vulgare* L.), palsternakka (*Pastinaca sativa* L.), päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare* (Vaill.) Lam.), siankärsämö (*Achillea millefolium* L.), tattari (*Fagopyrum esculentum* Moench), rehuvirna (*Vicia sativa* (L.) Ehrh.), tilli (*Anethum graveolens* L.), ruiskaunokki (*Centaurea cyanus* L.), hunajakukka (*Phacelia tanacetifolia* Juss.), purasruoho (*Borago officinalis* L.) ja jäykkänata (*Festuca trachyphylla* (Hack.) Krajina). Kyseiset kasvilajit oli pyritty valitsemaan niin, että ne olisivat optimaalisia ravintokasveja petoniveljalkaisille ja pölyttäjille. Niittykasveista monivuotiset kylvettiin pellon pintaan ja yksi- vuotiset kahden senttimetrin syvyyteen maahan koeruutukylvökoneella.

Nurmikaistat kylvettiin tavanomaisella nurmiseoksella, jonka lajeja olivat timotei (*Phleum pratense* L.), raiheinä (*Lolium perenne* L.), lampaannata (*Festuca ovina* L.) ja ruokonata (*Festuca arundinacea* L.). Kylvö suoritettiin normaalilla kylvökoneella.

Viikin Patoniityn nurmi- sekä niittykaistat kylvettiin 16.5.2014. Haltialassa kaistat kylvettiin hieman myöhemmin, nurmikaistat 20.5.2014 ja niittykaistat 23.5.2014.

### 4.4 Kuoppa-ansat

Jokaisen nurmi- ja niittykaistaruudun keskelle sijoitettiin kuoppa-ansa. Yksi kuoppa-ansa sijoitettiin aina myös kuusi metriä ruudun reunasta sen keskikohdasta ohrakasvustoon (kuva 2).



Kuva 2. Kaavakuva koeasettelusta. Mustat pisteet kuvaavat kuoppa-ansoja, Ni=niittykaista, Nu=nurmikaista.

Kuoppa-ansat perustettiin kaivamalla maan sisään muovipurkki. Purkin sisään asetettiin kylläisellä suolaliuksella puoliväliin täytetty pienempi purkki. Suolaliuksen sekaan lisättiin myös tippa astianpesuainetta pintajännityksen poistamiseksi. Purkkien päälle asetettiin katto, joka koostui läpinäkyvästä muovilevystä metallijalkoineen (kuva 3). Kuoppa-ansojen syvyys oli 5,8 cm ja halkaisija 8,7 cm.



Kuva 3. Kuoppa-ansa niittykaistan kasvustossa. (Kuva: Marjaana Toivonen, Helsingin yliopisto; kuvan käyttämiseen on saatu kuvaajan lupa.)

Kuoppa-ansat koettiin, eli ansojen sisemmät purkit vaihdettiin uusiin kerran viikossa. Ansoissa olevat hyönteiset siivilöitiin suolavedestä ja laitettiin näytepurkkeihin, jotka täytettiin etanolilla. Näytteistä määritettiin mikroskoopin avulla seuraavat petoniveljalkaisryhmät: maakiitäjäiset (*Carabidae*) suvuittain, hämähäkit (*Araneae*) jaettuina juoksu- (*Lycosidae*) ja riippuhämähäkkeihin (*Linyphiidae*) sekä leppäpirkot (*Coccinellidae*). Määritykset rajattiin vain aikuisiin yksilöihin.

Kuoppa-ansat vietiin ensimmäisen kerran koepelloille 27.5.2014. Aineistoa kaistoilla sijainneista kuoppa-ansoista kertyi yhteensä yhdeksän ja ohrakasvustossa sijainneista kuoppa-ansoista kahdeksan viikon ajalta.

#### 4.5 Kasvillisuuskartoitus

Petoniveljalkaisten runsauden ja lajikoostumuksen kesantokaistatyyppien välisen vaihtelun pohjatiedoksi haluttiin kartoittaa kesantokaistojen kasvillisuus sekä pohtia miten kasvillisuuden ominaisuudet ovat mahdollisesti vaikuttaneet petoniveljalkaisiin. Kasvillisuuskartoitus tehtiin kasvukauden aikana kerran, Viikin Patoniityllä 16.7.2014 ja Haltialassa kaksi päivää myöhemmin 18.7.2014.



Kasvillisuus kartoitettiin jokaiselta kuudeltatoista kesantokaistaruudulta, kahdeksalta niittyruudulta sekä kahdeksalta nurmiruudulta. Kartoitus aloitettiin mittaamalla kasvillisuuden korkeus mittatikulla jokaiselta kaistaruudulta kymmenestä satunnaisesti valitusta kohdasta. Tämän jälkeen arvioitiin silmämääräisesti heinäkasvien, paljaan maan sekä karikkeen peittävyudet prosenttiosuuksina kunkin kaistaruudun keskeltä 10 m \* 3 m alalta. Seuraavaksi tunnistettiin ja listattiin kaikki samalla otanta-alalla esiintyvät kasvilajit sekä arvioitiin niiden peittävyys. Kasvilajit luokiteltiin niiden peittävyiden perusteella asteikolla yhdestä yhdeksään (1 = 0–0,125% ; 2 = 0,125–0,5% ; 3 = 0,5–2% ; 4 = 2–4% ; 5 = 4–8% ; 6 = 8–16% ; 7 = 16–32% ; 8 = 32–64% ; 9 = 64–100%) (Jauni ja Helenius 2008).

#### 4.6 Tilastolliset analyysit

Molempien kesantokaistatyyppien kasvillisuudesta laskettiin keskiarvot sekä keskihajonnat kasvillisuuden korkeudesta, heinien ja paljaan maan peittävyysprosentteista sekä kasvilajien lukumäärästä. Kaistatyyppien välisiä eroja kyseisissä kasvillisuusominaisuuksissa testattiin Studentin t-testin avulla. T-testiä käytetään kahden toisistaan riippumattoman otoksen keskiarvotestinä selvittämään eroavatko otantapopulaatiot toisistaan (Ranta ym. 1989, s. 187).

Kesantokaistakäsittelyiden välisiä eroja petoniveljalkaisten lukumäärissä testattiin käyttäen varianssianalyysiä (ANOVA). Varianssianalyysin avulla voidaan tutkia samanlaisesti useamman kuin kahden populaation keskiarvojen välisiä eroja (Ranta ym. 1989, s. 224). Eroja tutkittiin niitty- ja nurmikaistan välillä, kuuden metrin etäisyydellä molemmilta kaistatyypeiltä sekä kaistojen ja pellon välillä.

Petoniveljalkaishavaintojen normaalijakautuneisuutta tutkittiin piirtämällä kvantiilikuvioita (Q-Q plot), joissa tarkasteltiin havaintopisteiden sijoittumista standardoidun normaalijakauman suoralle. Tarkastelu tehtiin erikseen jokaisesta aineistosta sekä jokaiselle tutkitulle petoniveljalkaisryhmälle (leppäpirkot, juoksuhämähäkit, riippuhämähäkit, maakiitäjäiset ja kaikki petoniveljalkaiset yhteensä). Kvantiilikuviot piirrettiin sekä alkuperäisestä aineistosta että logaritmuunnoksilla ( $X' = \log(X+1)$ ) muokatusta aineistosta ja näitä kuvioita verrattiin toisiinsa. Havaittiin, että logaritmuunnosten avulla havaintopisteet sijoittuivat paremmin kvantiilikuvion normaalijakauman suoralle ja näin

ollen noudattivat log-normaalia jakaumaa. Tämän perusteella päätettiin varianssianalyysissä käyttää havainnoista logaritmuunnoksia jokaisen käsittelyn analysoinnissa sekä jokaisen petoniveljalkaisryhmän osalta.

Petoniveljalkaisten lajikoostumusta sekä niitty- ja nurmikaistoilla että kaistoilla ja ohra- pellolla tutkittiin NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling)-ordinaation avulla (McCune ja Grace 2002, s. 125). Ordinaatio pyrkii tiivistämään moniulotteisen aineiston harvempiulotteiseksi kuvaksi, joka sisältää vain muutaman tärkeän aineiston rakennetta selittävän tekijän siten, että tietoa menetetään mahdollisimman vähän (McCune ja Grace 2002, s. 125). NMDS on ekologiassa yleisesti käytetty ordinaatiomenetelmä, joka perustuu etäisyyksien järjestyslukuihin (McCune ja Grace 2002, s. 125). Se sopii erityisen hyvin aineistolle, joka ei noudata normaalijakaumaa tai jonka asteikko on sattumanvarainen, epäjatkuva tai muuten kyseenalainen (McCune ja Grace 2002, s. 125). Ordinaation luotettavuutta kuvataan stressiarvolla, jonka tulisi olla alle 0,20.

Tässä tutkimuksessa esiintyvien kuvien ordinaatioavaruuden pisteinä toimivat petoniveljalkaisia keränneet kuoppa-ansat. Pisteiden väliset etäisyydet kuvaavat kesantokaistojen hyönteislajistojen samankaltaisuutta toisiinsa nähden. Mitä lähempänä pisteet ovat toisiaan, sitä samankaltaisempi on kaistojen hyönteislajisto. Petoniveljalkaislajiston eroja sekä niitty- ja nurmikaistojen että kesantokaistojen ja pellon välillä testattiin PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance)-testillä R-ohjelman vegan-paketin funktiolla `adonis()` käyttäen Bray-Curtisin etäisyysmittaa. PERMANOVA on varianssianalyysin muoto, joka käyttää etäisyysmatriiseja jakaen ne muuntelun lähteen mukaan ja sovittaen lineaariset mallit etäisyysmatriiseihin (Anderson 2001). Niitty- ja nurmikaistojen lajikoostumusta tarkastellessa jätettiin harvinaiset lajit pois. Harvinaisiksi määriteltiin lajit, joita esiintyi vain yhdellä kesantokaistalla. Kesantokaistojen kohdalla parhaaksi stressiarvoksi osoittautui 0,14. Pellon ja kaistojen tapauksessa paras stressiarvo oli 0,18.

Maakiitäjäisten lajikoostumuksen eroja niitty- sekä nurmikaistojen välillä testattiin varianssianalyysin (ANOVA) avulla. Tarkasteluun otettiin mukaan kahdeksan yleisimmin kaistoilla esiintynyttä maakiitäjäissukua. Maakiitäjäissukujen tapauksessa havaintojen normaalijakautuneisuutta tarkasteltiin myös kvantiilikuvioiden avulla samalla tavalla kuin petoniveljalkaisryhmienkin tapauksessa. Tarkastelun perusteella log-muunnokset

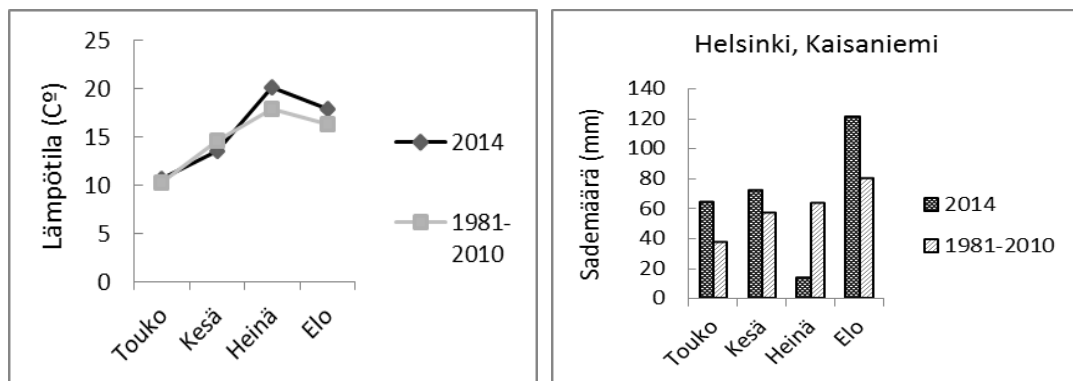
päätettiin tehdä sukujen *Harpalus*, *Bembidion* ja *Agonum* havainnoille. Muiden sukujen kohdalla log-muunnoksia ei käytetty.

Kaikki analysoinnit toteutettiin käyttämällä R-ohjelmaa (versio 3.1.1, R Development Core Team, 2014).

## 5 TULOKSET

### 5.1 Kesän 2014 sää tiedot

Kesä 2014 oli sääoloiltaan hyvin vaihteleva Helsingissä (kuva 4). Alkukesä oli sateinen, ja lämpötila pysytteli kuitenkin lähellä aiempien vuosikymmenten keskiarvoa. Heinäkuussa helteitä oli paljon ja sateita vähän, mistä johtuen kasvit kärsivät monin paikoin kuivuudesta. Elokuu oli varsin lämmin, mutta sateinen.



Kuva 4. Kesäkuukausien lämpötilat ja sademäärät Helsingin Kaisaniemen mittauspisteessä vuonna 2014 sekä vuosien 1981–2010 keskiarvona (Ilmatieteen laitos 2014).

### 5.2 Kesantokaistojen kasvillisuus

Kesantokaistojen kasvillisuuden ominaisuuksissa oli niitty- ja nurmikaistojen välillä havaittavissa merkittäviä eroja (taulukko 1). Niittykaistoilla kasvillisuus oli huomattavasti korkeampaa kuin nurmikaistoilla, ja heinien osuus kasvillisuudesta oli pienempi (taulukko 1). Sekä kasvillisuuden korkeus että heinäisyys erosivat kesantokaistatyyppien välillä tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,05$ ).

Taulukko 1. Niitty- ja nurmikaistojen kasvillisuuden ominaisuuksia. ns= $p>0,05$ ; \*= $p<0,05$ .

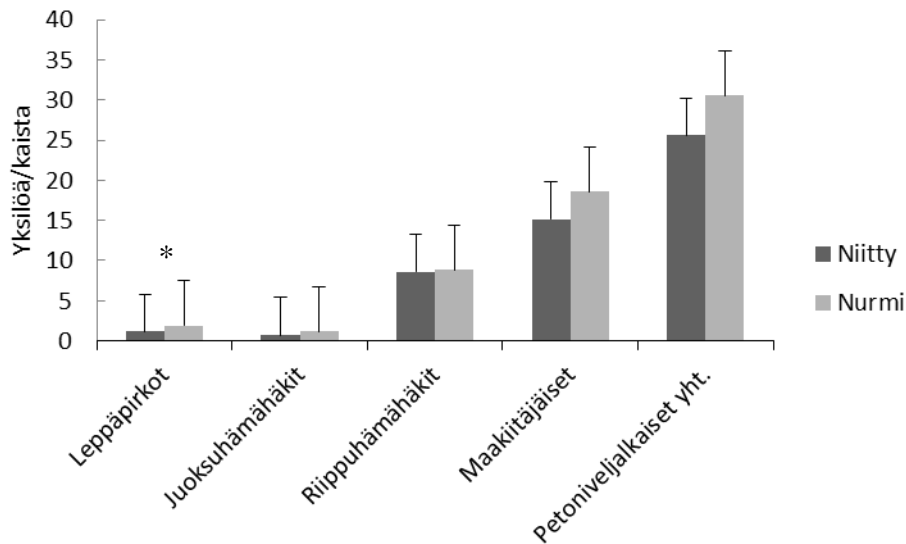
	Niittykaista (n=8)		Nurmikaista (n=8)		p
	ka	SD	ka	SD	
Korkeus (cm)	52,4	24,3	26,5	11,1	*
Heinät (%)	5,8	6,7	40,0	39,6	*
Paljas maa (%)	4,4	5,0	12,9	11,4	ns
Kasvilajien lkm	22,4	2,3	18,0	3,5	*

Yhteensä kasvillisuuskartoituksessa kesantokaistoilta löytyi 56 eri kasvilajia. Niittykaistoilta löytyi keskimäärin 22 kasvilajia ja nurmikaistoilla vastaava luku oli 18 (taulukko 1). Kasvilajien lukumäärien erot kaistatyyppien välillä erosivat tilastollisesti merkitsevästi ( $p<0,05$ ).

Paljaan maan osuudessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Paljaan maan prosenttiosuus tutkitusta alasta oli nurmikaistaruuduilla (13 %) kolminkertainen verrattuna niittykaistoihin, mutta hajonta yksittäisten kaistojen välillä oli suurta (taulukko 1).

### 5.3 Petoniveljalkaisten runsaus

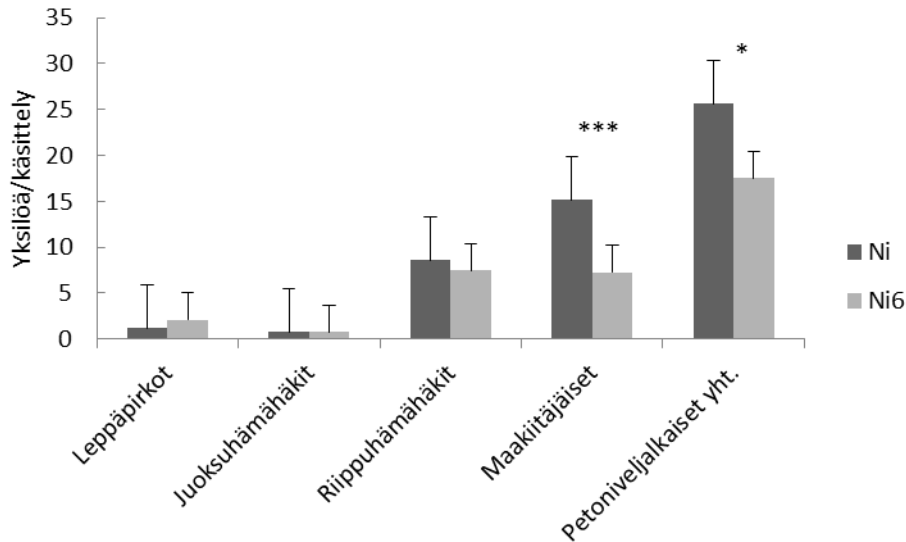
Nurmikaistat ylläpitivät niittykaistoja runsaammin petoniveljalkaisia kaikissa tutkituissa ryhmissä (kuva 5). Yhteensä petoniveljalkaisia löytyi niittykaistoilta keskimäärin 26 kappaletta ja nurmikaistoilta keskimäärin 31 kappaletta. Tarkastelluista ryhmistä kaistoilla esiintyi eniten maakiitäjäisiä. Seuraavaksi runsain ryhmä oli riippuhämähäkit. Vähiten kaistoilta löytyi leppäpirkkoja sekä juoksuhämähäkkejä. Leppäpirkkojen osalta ero niitty- ja nurmikaistojen välillä oli tilastollisesti merkitsevä ( $p<0,05$ ), mutta todennäköisesti ero (0,7 leppäpirkkoa enemmän nurmikaistoilla) ei ole kovin merkittävä. Muissa ryhmissä erot kaistatyyppien välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.



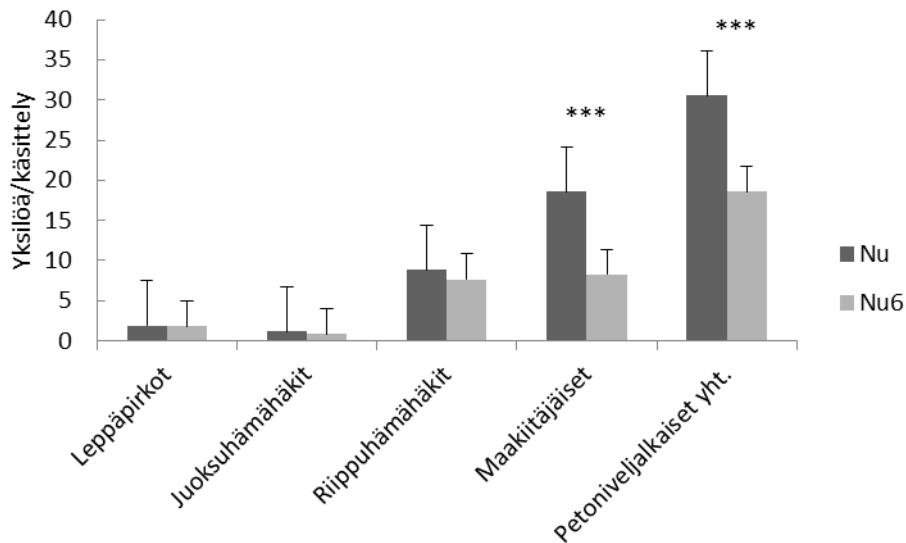
Kuva 5. Leppäpirkkojen, juoksuhamähäkkien, riippuhämähäkkien, maakiitäjäisten ja yhteensä kaikkien petoniveljalkaisten keskimääräiset yksilömäärät niitty- ja nurmikaistoilla (keskiarvo±keskivirhe), tunnuslukuja laskettaessa on käytetty kunkin kaistan (n=16) koko kesän keskiarvoja petoniveljalkaisten määrissä, \*=p<0,05.

Tilastollisesti merkitseviä eroja ei ilmennyt petoniveljalkaisten runsauksissa ohrapelloilla kuuden metrin etäisyydellä niittykaistasta verrattuna kuuden metrin etäisyyteen nurmikaistasta. Tutkitut petoniveljalkaisryhmät eivät myöskään noudattaneet mitään tiettyä trendiä esiintyvyydessään pellolla kaistojen läheisyydessä, vaan niiden lukumäärät vaihtelivat toisten ollessa runsaampia niittykaistojen ja toisten nurmikaistojen läheisyydessä.

Niittykaistoilta löytyi riippuhämähäkkejä, maakiitäjäisiä sekä yhteensä kaikkia petoniveljalkaisia enemmän kuin ohrapelloilta kuuden metrin etäisyydeltä niittykaistoista (kuva 6). Nurmikaistoilla esiintyi puolestaan leppäpirkkoja lukuun ottamatta kaikkia tarkasteltuja petoniveljalkaisryhmiä runsaammin kuin kuuden metrin päässä kaistoista (kuva 7). Sekä niitty- että nurmikaistojen kohdalla erot kaistojen ja ohrapellon välillä olivat tilastollisesti merkitseviä maakiitäjäisten sekä yhteensä kaikkien petoniveljalkaisten osalta (kuvat 6 ja 7). Molemmat kaistatyytit ylläpitivät siis ohrapeltoa paremmin petoniveljalkaisia. Muissa ryhmissä erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 6. Leppäpirkkojen, juoksuhamähäkkien, riippuhamähäkkien, maakitäjäisten sekä yhteensä kaikkien petoniveljalkaisten keskimääräiset yksilömäärät niittykaistoilla (Ni) ja ohrapellolla kuuden metrin etäisyydellä niittykaistoista (Ni6) (keskiarvo±keskivirhe), tunnuslukuja laskettaessa on käytetty kunkin käsittelyn (n=16) koko kesän keskiarvoja petoniveljalkaisten määrissä, \*= $p < 0,05$ ; \*\*\*= $p < 0,001$ .

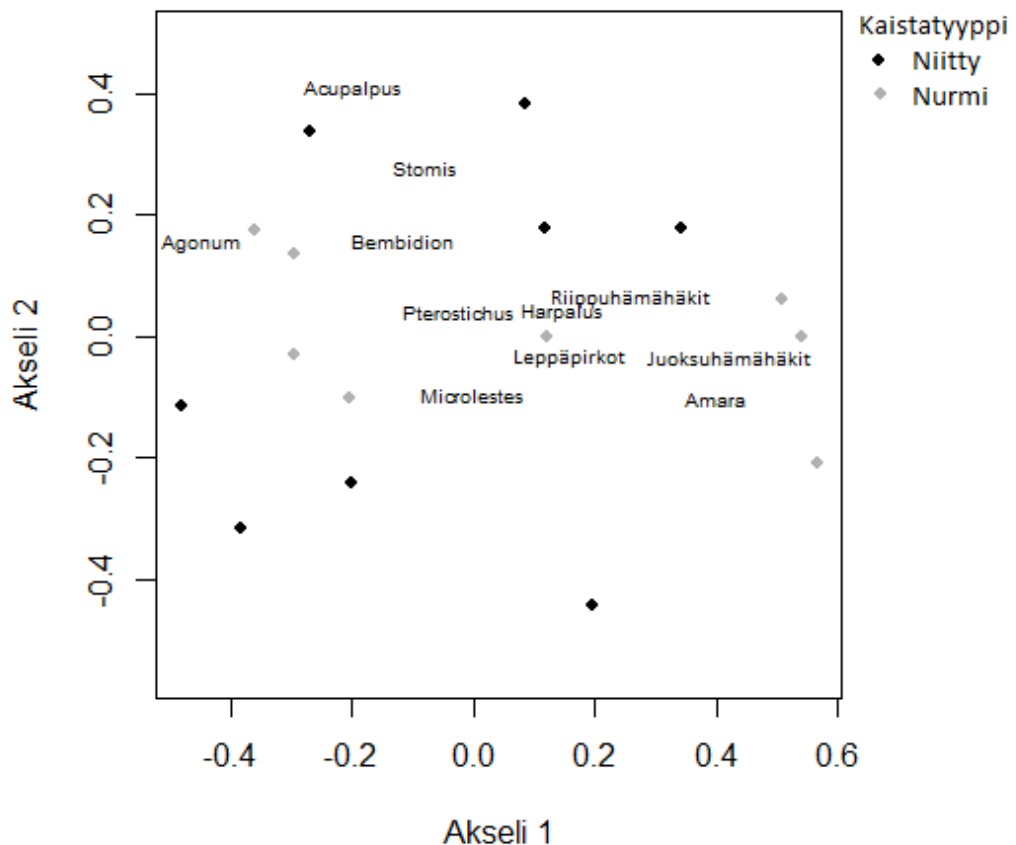


Kuva 7. Leppäpirkkojen, juoksuhamähäkkien, riippuhamähäkkien, maakitäjäisten sekä yhteensä kaikkien petoniveljalkaisten keskimääräiset yksilömäärät nurmikaistoilla (Nu) ja ohrapellolla kuuden metrin etäisyydellä nurmikaistoista (Nu6) (keskiarvo±keskivirhe), tunnuslukuja laskettaessa on käytetty kunkin käsittelyn (n=16) koko kesän keskiarvoja petoniveljalkaisten lukumäärissä, \*\*\*= $p < 0,001$ .

Petoniveljalkaisten runsauksista löytyi eroja myös koepeltojen väliltä. Erot kaikissa ryhmissä olivat tilastollisesti merkitseviä lukuun ottamatta leppäpirkkoja. Haltialan koepellon kesantokaistat ylläpitivät enemmän juoksuhämähäkkejä ( $p < 0,001$ ). Viikin koepellon kesantokaistoilta löytyi puolestaan enemmän riippuhämähäkkejä ( $p < 0,05$ ), maakiitäjäisiä ( $p < 0,001$ ) ja petoniveljalkaisia yhteensä ( $p < 0,05$ ).

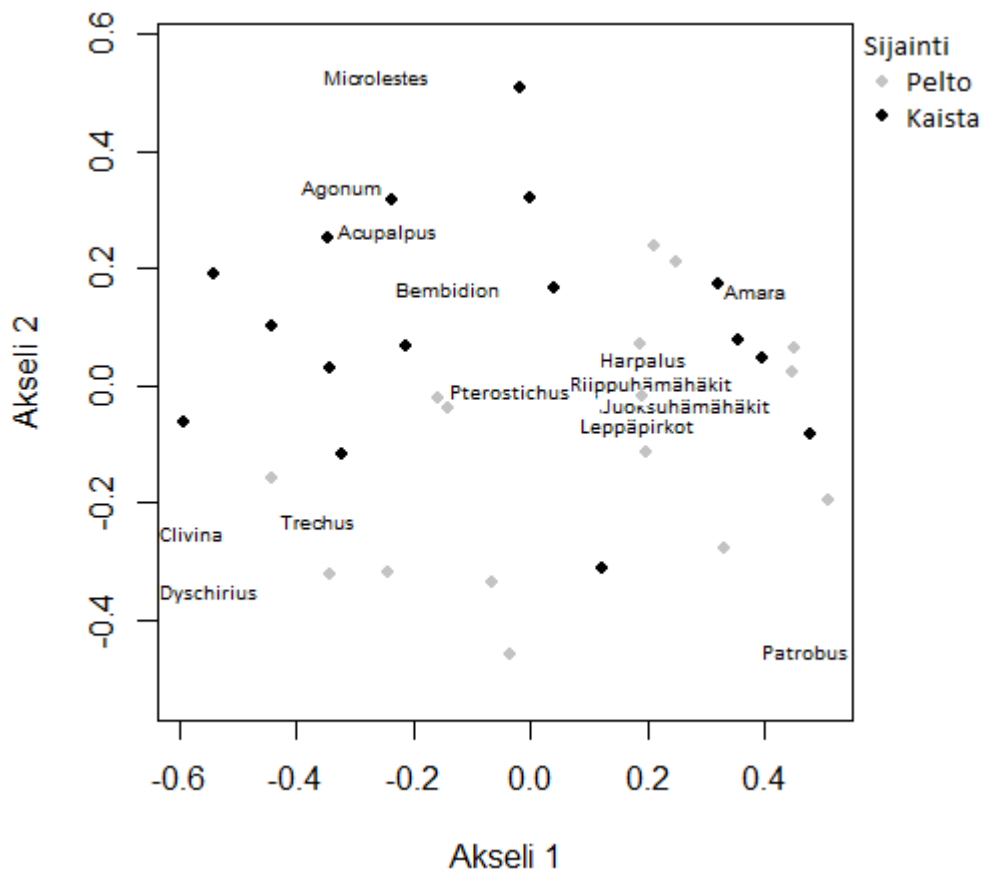
#### 5.4 Petoniveljalkaisten lajikoostumus

Petoniveljalkaisten lajikoostumus erosi kesantokaistatyypin välillä tilastollisesti lähes merkitsevästi ( $p = 0,569$ ). Ordinaatiokuvasta nähdään, että niittykaistaruudut erosivat lajikoostumukseltaan toisistaan nurmikaistoja enemmän, sillä niiden pisteet sijoittuvat laajemmalle alueelle kuvan ylä- ja alalaitaan (kuva 8). Nurmikaistat sijoittuvat puolestaan tasaisemmin kuvan keskivaiheille.



Kuva 8. NMDS-ordinaatio kesantokaistoille niiden petoniveljalkaisten lajikoostumuksen mukaan (n=16). Kaistat on jaoteltu niitty- ja nurmikaistoihin.

Petoniveljalkaisten lajikoostumus erosi kesantokaistojen ja pellon välillä tilastollisesti merkitsevästi ( $p < 0,001$ ). Ordinaatiokuvassa kaistoilla sijainneiden kuoppa-ansojen havaintopisteet erottuvat erityisesti kuvan vasempaan ylälaitaan, mutta menevät myös osittain päällekkäin pellolla sijainneiden kuoppa-ansojen havaintopisteiden kanssa kuvan keskiosassa (kuva 9). Kaistat ovat ylläpitäneet sekä kuvan ylälaudassa sijaitsevia pieniä ja keskikokoisia maakiitäjäissukuja (*Microlestes*, *Acupalpus*, *Bembidion*, *Agonum*) ja kuvan keskivaiheilla olevia suurempia maakiitäjäissukuja (*Pterostichus*, *Harpalus*), hämähäkkejä ja leppäpirkkoja. Pellon kuoppa-ansoissa painottuivat viimeksi mainitut petoniveljalkaisryhmät. Tämä voidaan huomata siitä, että pellon puoleisten kuoppa-ansojen pisteet ovat sijoittuneet suppeammalle alueelle kuvan keski- ja alaosaan.



Kuva 9. NMDS-ordinaatio kesantokaistoille ja ohrapellolle niiden petoniveljalkaisten lajikoostumuksen mukaan (n=32).



Tavattujen maakiitäjäissukujen määrä oli lähes sama niitty- ja nurmikaistoilla. Yhteensä niittykaistoilla esiintyi 14 ja nurmikaistoilla 13 eri maakiitäjäissukua. Niittykaistoilla esiintyi keskimäärin 3,5 eri maakiitäjäissukua. Nurmikaistoilla vastaava luku oli 3,3.

Kaiken kaikkiaan kuoppa-ansoista yhdeksän viikon ajalta löytyi seitsemäntoista eri maakiitäjäissuvun edustajia. Kahdeksan yleisintä maakiitäjäissukua sekä nurmi- että niittykaistoilla olivat *Pterostichus*, *Harpalus*, *Bembidion*, *Amara*, *Trechus*, *Acupalpus*, *Clivina* ja *Agonum* (taulukko 2). Ehdottomasti yleisin suku molemmilla kaistatyypeillä oli *Pterostichus*, jota esiintyi niittykaistoilla keskimäärin seitsemän yksilöä ja nurmikaistoilla keskimäärin yhdeksän yksilöä. Seuraavaksi yleisimpiä sukuja olivat *Harpalus* ja *Bembidion*, joita molempia esiintyi niitty- ja nurmikaistoilla keskimäärin kolme yksilöä. Tästä eteenpäin seuraavaksi yleisimpien sukujen esiintyvyydet olivat keskimäärin yhdestä yksilöstä alaspäin.

Kahdeksasta yleisimmin kaistoilla tavatusta maakiitäjäissuvusta vain *Acupalpus* oli keskimäärin hieman yleisempi niittykaistoilla kuin nurmikaistoilla (taulukko 2). Kaikki muut suvut esiintyivät runsaammin nurmikaistoilla. Yhdenkään maakiitäjäissuvun esiintyvyyden kohdalla ei kuitenkaan havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa niitty- ja nurmikaistojen välillä.

Taulukko 2. Kahdeksan yleisimmin kaistoilla tavatun maakiitäjäissuvun lukumäärät. Suvut on taulukoitu niiden yleisyyden mukaan laskevassa järjestyksessä.

<b>Suku</b>	<b>Niittykaista ka [min, max]</b>	<b>Nurmikaista ka [min, max]</b>
<i>Pterostichus</i>	6,8 [0, 64]	9,1 [0, 143]
<i>Harpalus</i>	2,8 [0, 10]	3,3 [0, 11]
<i>Bembidion</i>	2,8 [0, 27]	3,1 [0, 22]
<i>Amara</i>	1,0 [0, 19]	1,2 [0, 23]
<i>Trechus</i>	0,9 [0, 8]	1,1 [0, 10]
<i>Acupalpus</i>	0,4 [0, 6]	0,3 [0, 6]
<i>Clivina</i>	0,2 [0, 3]	0,2 [0, 3]
<i>Agonum</i>	0,1 [0, 3]	0,1 [0, 2]

## 6 TULOSTEN TARKASTELU

### 6.1 Petoniveljalkaisten runsaus

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää nurmi- sekä niittykaistojen vaikutuksia petoniveljalkaisten runsauteen. Oletuksena oli, että niittykaistoilta löytyisi nurmikaistoja enemmän petoniveljalkaisia. Oletuksesta poiketen niitty- ja nurmikaistojen väliltä ei kuitenkaan löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja petoniveljalkaisten runsaudessa, leppäpirkkoja lukuun ottamatta. Kaikki erot olivat kuitenkin tilastollisen merkitsevyyden puutteesta huolimatta samansuuntaisia: petoniveljalkaisia esiintyi enemmän nurmikaistoilla kuin niittykaistoilla. Hajonta runsaudessa oli suurta, mitä selittävät muun muassa koepeltojen väliset suuret erot. Tämän vuoksi tilastollisesti merkitseviä eroja oli vaikea saada näkyviin.

Aiemmasta tutkimuskirjallisuudesta löytyy kuitenkin tapauksia, joissa kukkiva kasvillisuus on ylläpitänyt heinävaltaista kasvillisuutta paremmin luontaisia vihollisia (Haenke ym. 2009, Ramsden ym. 2015). Myös Haalandin ym. (2011) tekemässä review-tutkimuksessa suurimmassa osassa tutkituista tapauksista kukkakaistoilla havaittiin nurmikaistoja enemmän hyönteisyksilöitä (Haaland ym. 2011). Oletettavasti muut luontaisten vihollisten ryhmät hyötyvät kukkaresursseista kuitenkin petoniveljalkaisia enemmän, sillä Ditnerin ym. (2013) mukaan hämähäkit eivät hyödynnä kukkivia kasveja ravinnonlähteenään ja maakiitäjäisistäkin vain harva laji tekee niin.

Nurmikasvustoista tehdyt aiemmat tutkimukset ovat pitkälti keskittyneet nurmikasvillisuuden hyötyihin petoniveljalkaisten talvehtimisympäristönä (Thomas ym. 1991, Thomas ym. 1992, Collins ym. 2003). Tässä tutkimuksessa ei voitu kuitenkaan vielä arvioida kesantokaistojen potentiaalia talvehtimispaikkoina, sillä kyseessä oli kaistojen perustamisvuosi. Tulevina vuosina kaistat voivat mahdollisesti toimia hyvinä talvehtimisympäristöinä petoniveljalkaisille ja kasvattaa niiden määrää. Kaistojen kasvillisuuden kehittyminen sen vanhetessa voi vaikuttaa talvehtimisen lisäksi myös muihin kaistojen tarjoamiin resursseihin ja sitä kautta petoniveljalkaisten runsauteen.

Tutkimuksen toisena oletuksena oli, että molemmilta kaistoilta löytyisi enemmän petoniveljalkaisia kuin pellolta kuuden metrin etäisyydellä kaistoista. Näin oletettiin, koska aiemman tutkimuskirjallisuuden perusteella viljelemättömät alueet ylläpitävät viljeltyjä alueita suurempaa hyönteisten runsautta (Huusela-Veistola 1998, Meek ym. 2002, Haaland ym. 2011). Eroja kaistojen ja viljelykasvuston välillä etsittiin myös sen selvittämiseksi, siirtyvätkö petoniveljalkaiset niitä ylläpitäviltä kaistoilta viljelykasvustoon suorittamaan biologista torjuntaa, sillä aikaisempien tutkimusten mukaan viljelemättömät elinympäristöt voivat toimia hyvinä pellolle siirtyvien luontaisten vihollisten lähteinä (Huusela-Veistola 1998, Pfiffner ja Luka 2000, Geiger ym. 2009, Martínez-Unã ym. 2013, Ramsden ym. 2015). Ennako-oletus piti paikkaansa, sillä sekä niitty- että nurmikaistoilta löytyi tilastollisesti merkitsevästi enemmän petoniveljalkaisia kuin kuuden metrin päästä kaistoilta. Petoniveljalkaisten suurempi yhteismäärä kaistoilla selittyy pääasiassa maakiitäjäisten suuremmalla määrällä, sillä muissa petoniveljalkaisryhmissä erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Kaistat siis ylläpitivät ohrakasvustoa paremmin petoniveljalkaisia, kuten tarkoituksena olikin.

Kolmantena asiana petoniveljalkaisten runsaudesta oletettiin, että erot kaistatyyppien välillä petoniveljalkaisten runsaudessa heijastuisivat myös kaistojen läheiseen ohrakasvustoon. Tämä oletus jäi kuitenkin toteutumatta, sillä itse kaistojenkin välillä erot olivat pieniä. Petoniveljalkaisten runsaus eri kaistatyyppien läheisyydessä ei seurannut minäänlaista trendiä, vaan eri petoniveljalkaisryhmien runsaus vaihteli, toisten ollessa runsaampia kuuden metrin etäisyydellä niittykaistoilta ja toisten nurmikaistoilta.

Varsinaisten tutkimushypoteesien lisäksi haluttiin selvittää myös mahdollisia eroja petoniveljalkaisten runsaudessa Haltialan ja Viikin koepeltojen välillä. Tämä johtui siitä, että kesantokaistojen kasvillisuuksien ominaisuuksissa oli havaittavissa silmämääräisesti suuria eroja koepeltojen välillä, ja pohdittiin voisivatko nämä erot kasvillisuudessa aikaansaada eroja myös petoniveljalkaisten lukumäärissä. Haltialan koepelto kärsi pahasta rikkakasviongelma-asta kasvukauden aikana. Tämä ilmeni erityisen hyvin kesantokaistoilla, joille ei kasvinsuojeluaineita voitu ruiskuttaa. Kylvetyt kesantokasvit joutuivat kilpailemaan liikaa rikkakasvien kanssa eivätkä näin ollen menestyneet kovin hyvin. Rikkakasvien ohella tärkeä selitys Haltialan kaistojen huonommalle menestymiselle on se, että Haltian pelto oli ehtinyt kuivua keväällä liikaa ennen kylvöä, jolloin kasvuun lähtö siellä oli huono, toisin kuin Viikissä. Nämä ongelmat aiheuttivat molempien kaistojen kasvilajiston kehittymisen Haltialassa keskenään melko samanlaiseksi.

Kasvillisuuden ominaisuudet vaikuttivatkin heijastuvan petoniveljalkaisiin, sillä niiden runsauksissa löydettiin tilastollisesti merkitseviä eroja koepeltojen välillä. Petoniveljalkaiset näyttivät viihtyvän paremmin Viikin koepellon onnistuneemmilla kesantokaistoilla. Myös aiemmissa tutkimuksissa on todettu kasvillisuuden ominaisuuksien vaikuttavan luontaisten vihollisten määrään. Esimerkiksi Geigerin ym. (2009) tutkimuksessa, jossa verrattiin viittä erilaista viljelemätöntä aluetta, eniten luontaisia vihollisia ylläpitivät elinympäristöt, joiden kasvillisuus oli tiheä ja korkea. Haenke ym. (2009) havaitsivat puolestaan voimakkaan positiivisen korrelaation kasvillisuuden kukkien runsauden sekä luontaisten vihollisten määrän välillä.

Tutkimuksessa petoniveljalkaisten havainnointimenetelmänä käytettiin kuoppa-ansoja. Menetelmää käytetään hyvin yleisesti hyönteistutkimuksessa, sillä ansat ovat edullisia, helppoja asettaa paikalleen ja tyhjentää (Sunderland ym. 1995, Thomas ja Marshall 1999). Kuoppa-ansoihin joutuvat eliöt ovat pääasiassa maanpinnalla aktiivisesti liikkuvia hyönteisiä kuten maakiitäjäisiä, jotka on helppo tunnistaa lajilleen (Sunderland ym. 1995, Thomas ja Marshall 1999). Kuoppa-ansojen käyttöön liittyy kuitenkin muutama epävarmuustekijä (Sunderland ym. 1995). Kuoppa-ansoista saatavaa aineistoa voidaan käyttää osoittamaan lajien tiheyttä nimittäin vain silloin, kun lajin biologiasta ja ansan tehokkuudesta on riittävästi tietoa (Sunderland ym. 1995). Tämä johtuu siitä, että monet lajit, jotka esiintyvät viljellyssä maaperässä, viettävät vain vähän aikaa liikkuen aktiivisesti maanpinnalla (Sunderland ym. 1995). Tiettyjen taksonomisten ryhmien kohdalla kuoppa-ansoja voidaan käyttää elinympäristössä esiintyvien lajien kartoittamisen apuna (Sunderland ym. 1995). Tällaisia ryhmiä ovat muun muassa maakiitäjaiset ja hämähäkit (Sunderland ym. 1995). Juoksuhamähäkit saattavat kuitenkin karata kuoppa-ansoista (Huusela-Veistola 1998).

Kasvillisuuden rakenne voi myös vaikuttaa hyönteisten päätymiseen kuoppa-ansoihin (Meek ym. 2002). Tiheä kasvillisuus voi lisätä hyönteisten joutumista kuoppa-ansoihin, kun taas avoin maanpinta lisää hyönteisten liikkuma-alaa vähentäen näin ollen niiden ajautumista kuoppa-ansoihin (Thomas ja Marshall 1999, Meek ym. 2002). Tässä tutkimuksessa paljaan maan osuus oli kasvillisuuskartoituksessa suurempi nurmikaistoilla. Tämä on saattanut johtaa petoniveljalkaisten suurempaan kuoppa-ansoihin päätymiseen niittykaistoilla. Kuitenkin myös niittykaistoilla on voinut mahdollisesti olla hyvin liikkumatilaa maanpinnan lähellä, vaikka kasvuston yläosa olikin tiheä. Kuoppa-ansojen

vaihteleva tehokkuus erilaisilla kasvillisuustyypeillä sekä niiden riippuvuus hyönteisten aktiivisuudesta vaikeuttaa erilaisilta kasvillisuustyypeiltä sekä pieniltä alueilta kerätyn aineiston tulkintaa (Thomas ja Marshall 1999).

## 6.2 Petoniveljalkaisten lajikoostumus

Toisena tutkimuksen päätavoitteena oli selvittää nurmi- sekä niittykaistojen vaikutuksia petoniveljalkaisten lajikoostumukseen. Oletuksena oli, että petoniveljalkaisten lajirikkaus olisi suurempi niittykaistoilla kuin nurmikaistoilla. Tämä perustui siihen, että niittykaistoilla oletettiin olevan nurmikaistoja suurempi lajirikkaus myös kasvien osalta, ja kasvillisuuden lajirikkaus heijastuu tavallisesti myös hyönteisten lajirikkauteen (Tschardt ja Greiler 1995, Thomas ja Marshall 1999). Toisaalta aiemmissa tutkimuksissa on esitetty, että hyönteisten monimuotoisuus on useimmiten yhteydessä enemmän kukkien runsauteen kuin kasvien monimuotoisuuteen (Haenke ym. 2009, Haaland ym. 2011). Tämän tutkimuksen tulokset eivät kuitenkaan vahvistaneet kumpaakaan näistä aiemmista johtopäätöksistä, ja asetettu oletus jäi toteutumatta.

Petoniveljalkaisten lajikoostumus erosi kesantokaistatyyppien välillä tilastollisesti lähes merkitsevästi. Haltialan koepellon rikkakasviongelma aiheutti niitty- ja nurmikaistojen muodostumisen keskenään melko samankaltaisiksi, kun samat rikkakasvit dominoivat molempien kaistatyyppien kasvillisuutta ja heikensivät kylvettyjen lajien menestymistä. Tämän voidaan ajatella aiheuttaneen samankaltaisuutta myös kaistojen välisissä petoniveljalkaislajistoissa. Ilman Haltialan rikkakasviongelmaa petoniveljalkaisten lajikoostumus kaistatyyppien välillä voisi erota toisistaan merkittävämmiin. Saadut tulokset ovat samansuuntaiset Korpelan ym. (2013) tutkimuksen kanssa, jossa kylvetyt kukka-kaistat ylläpitivät muiden viljelemättömien alueiden kanssa melko yhtäläistä petoniveljalkaisten lajimonimuotoisuutta.

Maakiitäjäisten lajirikkaudesta ja lajikoostumuksesta ei löytynyt eroja kaistatyyppien välillä. Kahdeksan yleisimmin havaitun maakiitäjäissuvun koostumus ja järjestys olivat samoja molemmilla kaistatyypeillä. Kuitenkin tässä tutkimuksessa tavatut maakiitäjäiset olivat pitkälti samojen sukujen edustajia, kuin mitä Helenius ym. (2001) havaitsivat tutkimuksessaan selvittäessään suomalaisten maatalousympäristöjen maakiitäjäislajistoa. Voimme siis arvella kesantokaistojen ylläpitämän maakiitäjäislajiston olleen koostumukseltaan melko tyypillinen maatalousympäristön lajisto. Esimerkiksi heidän tutki-

muksessaan monet maatalousympäristön yleisimmät maakiitäjäislajit kuuluivat *Pterostichus*-sukuun, kuten tässäkin tutkimuksessa.

Niittykaistaruudut erosivat petoniveljalkaisten lajikoostumukseltaan toisistaan nurmikaistoja enemmän. Niittykaistoilla myös kasvillisuus erosi koepeltojen välillä suuresti. Viikin niittykaistat menestyivät oikein hyvin, mutta Haltialassa niittykaistojen menestyminen oli heikkoa. Nurmikaistoilla ei aivan näin suurta eroa kasvillisuudessa havaittu koepeltojen välillä. Näiden kasvillisuuden erojen koepeltojen välillä voidaan ajatella vaikuttaneen myös petoniveljalkaisten lajikoostumuksen eroihin kaistatyyppien sisällä.

Kaistojen ja pellon välillä petoniveljalkaisten lajikoostumus erosi tilastollisesti merkittävästi. Tämä tukee aiemmissa tutkimuksissa saatuja tuloksia siitä, että viljelemättömät alueet ylläpitävät viljelykasvustoja suurempaa hyönteisten monimuotoisuutta (Huusela-Veistola 1998, Thomas ja Marshall 1999, Haaland ym. 2011, Korpela ym. 2013). Kyseistä ilmiötä selitetään viljelemättömien alueiden suuremmalla kasvilajirikkaudella ja sen hyönteisten lajirikkautta edistävällä vaikutuksella (Huusela-Veistola 1998, Thomas ja Marshall 1999). Tässä tutkimuksessa kaistat ylläpitivät sekä pieni- että suurikokoisia maakiitäjäisiä. Pellon puoleisista kuoppa-ansoista löydettiin puolestaan enimmäkseen suurikokoisia maakiitäjäisiä. Tämä voi olla seurausta suurikokoisempien lajien tehokkaammasta liikkumisesta.

Tulevina tutkimusvuosina petoniveljalkaisten lajikoostumus voi muuttua suurestikin ensimmäisen vuoden tuloksista. Näin voidaan olettaa, sillä kasvilajiston muuttuminen ja vakiintuminen vaikuttaa myös kasvustossa elävän hyönteislajiston koostumukseen (Tschardt & Greiler 1995, Tschardt ym. 2011). Kaistojen kasvilajisto muuttuu luultavasti rikkaammaksi tulevina tutkimusvuosina erityisesti niittykaistoilla, kun yksivuotisten lajien rinnalle ilmaantuu myös monivuotisia lajeja. Tämä voi aikaansaada myös petoniveljalkaislajistossa samantapaisen ilmiön. Tätä oletusta vahvistavat aiemmissa tutkimuksissa saadut tulokset siitä, että kaksivuotiailla ja sitä vanhemmilla viljelemättömillä alueilla on sekä lajistollisesti että rakenteellisesti rikkaampi kasvilajisto, joka puolestaan houkuttelee paikalle myös rikkaamman hyönteislajiston (Pfiffner ja Luka 2000, Haaland ym. 2011, Tschardt ym. 2011).

### 6.3 Kesantokaistojen kasvillisuus

Tässä tutkimuksessa vertailtiin petoniveljalkaisten runsautta ja lajikoostumusta kahden kesantokaistatyyppin, niitty- ja nurmikaistan, välillä. Tämän vertailun pohjatedoksi halettiin kuitenkin myös selvittää ja vertailla kyseisten kaistojen kasvillisuuden ominaisuuksia, sillä kasvillisuuden rakenteen ajateltiin vaikuttavan petoniveljalkaisten runsauteen ja lajikoostumukseen.

Niitty- ja nurmikaistojen kasvillisuus erosi toisistaan merkitsevästi, kuten tutkimusasetelman tarkoituksena olikin. Myös aiemmissa tutkimuksissa on havaittu erilaisten pellon reunoille kylvettyjen kaistojen eroavan kasvillisuudeltaan huomattavasti toisistaan jo ensimmäisellä kasvukaudella (Meek ym. 2002, Carvell ym. 2007). Toisaalta Toivonen ym. (2013) havaitsivat suomalaisten niitty- ja nurmikesantojen lajikoostumuksen olleen huomattavan samankaltainen erilaisesta siemenseoksesta riippumatta. Kyseisessä tutkimuksessa oli kuitenkin mukana eri ikäisiä niitty- ja nurmikesantoja. Pitkäaikaisilla kesannoilla siemenseoksen vaikutus kesantokasvillisuuteen todennäköisesti vähenee vuosien myötä ja ympäristöolosuhteiden vaikutus korostuu sukkession seurauksena. Tässäkin tutkimuksessa niitty- ja nurmikaistoille kylvetyt siemenseokset erosivat toisistaan sekä koostumukseltaan että lajirikkaudeltaan.

Kasvillisuuskartoituksessa havaittu niittykaistojen suurempi kasvilajirikkaus on ainakin osittain seurausta kaistoille kylvetyistä erilaisista siemenseoksista. Toinen syy suurempaan kasvilajimäärään oli kasvillisuuskartoituksessa havaittu rikkakasvien suurempi määrä niittykaistoilla. Niittykaistoille kylvettiin neljäntoista eri kasvilajin siemeniä, joista suurin osa oli kukkivia kasvilajeja. Nurmikaistoille kylvetty siemenseos koostui neljästä tyypillisesti nurmille kylvettävästä kasvilajista. Huusela-Veistolan ja Vasaraisen (2000) mukaan ravinteikas maaperä aiemmin viljellyllä maalla voi vaikuttaa kasvilajien koostumukseen ja lisätä heinäkasvien dominointia. Myös tässä tutkimuksessa kesantokaistat oli perustettu pitkään viljelykäytössä olleen pellon keskelle, joten maaperän ravinteikkaus on voinut omalta osaltaan vaikuttaa kasvillisuuden koostumukseen. Luultavasti kasvupaikka suosi enemmän nurmikaistoja kuin niittykaistoja, joiden kylvetyt lajit olivat todennäköisesti heikommin sopeutuneita ravinteikkaaseen maahan.

Tutkimusaineisto kerättiin kolmivuotisen tutkimushankkeen ensimmäisenä vuonna, jolloin kesantokaistat perustettiin. Niittykaistoille kylvettiin sekä yksi- että monivuotisia

kasvilajeja. Kaistojen lajisto ei ehtinyt vielä tutkimuksen tekovuonna vakiintua. Seuraavina vuosina erityisesti niittykaistojen kasvillisuuden voidaan olettaa muuttuvan. Yksivuotiset lajit alkavat luultavasti ensimmäisen vuoden jälkeen hiljalleen hävitä ja ensimmäisenä vuonna erittäin vähäisissä määrin esiintyneet monivuotiset lajit puolestaan valata alaa. Aiemmissä tutkimuksissa saadut tulokset kesantojen kasvilajiston muutoksista ovat kuitenkin vaihtelevia ja keskenään ristiriitaisia, sillä sukkessioon vaikuttavat kasvuston iän lisäksi myös monet muut tekijät, kuten kesannon hoito ja ympäröivän maiseman rakenne (Tschardtke ym. 2011).

Kasvillisuuden ominaisuuksista niittykaistojen huomattavasti suurempi kasvillisuuden korkeus johtui erilaisesta kylvetystä siemenseoksesta, sillä niittykaistoille kylvetyt kasvilajit kasvavat korkeammiksi kuin nurmikaistojen kasvilajit. Myös paljaan maan suurempi määrä nurmikaistoilla voi johtua kylvettyjen lajien erilaisesta kasvutavasta. Niittykaistoilla oli enemmän korkeita kaksisirkkaisia lajeja, joiden lehdet ja kukat peittivät laajemman alueen. Nurmikasvusto oli matalampi ja siinä paljasta maata näkyi enemmän. Ero paljaan maan osuudessa ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä, joten siihen tulee suhtautua varoen.

Kasvillisuuden ominaisuuksien eroihin kaistatyyppien välillä on voinut vaikuttaa myös moni muu tekijä. Viikin ja Haltialan koepeltojen keskinäinen erilaisuus kuuluu oletettavasti suurimpiin saatuja tuloksia selittäviin tekijöihin. Koepeltojen oli tarkoitus olla mahdollisimman samankaltaisia, mutta käytännössä niiden kasveille tarjoamat kasvuolosuhteet olivat kuitenkin, osittain erilaisista viljelyhistorioista johtuen, hyvin erilaiset. Vaikka erot kasvillisuuden ominaisuuksissa kaistatyyppien välillä olivatkin tilastollisesti merkitseviä, olisivat ne voineet erota suuremmin toisistaan, jos Haltialan kesantokaistat olisivat onnistuneet paremmin.

Kesän 2014 sääolot vaikuttivat omalta osaltaan kasvillisuuden kehittymiseen sekä kaistoilla että ohrapellolla. Touko- ja kesäkuun viileys saattoi hidastaa kasvien kehitystä. Heinäkuun helteissä kasvit kärsivät puolestaan kuivuudesta, mikä ilmeni erityisesti Haltialan koepellolla. Viikin Patoniitty kesti kuivuutta erityisen hyvin. Tämä voi myös toimia yhtenä selittävänä tekijänä Haltialan kesantokaistojen heikommalle menestymiselle. Elokuussa helteet jatkuivat ja runsaat sateet alkoivat. Lämmin ja kostea sää mahdollisesti hyödytti kesantokaistojen kasvillisuutta loppukesästä.



## 6.4 Lisätutkimuksen tarve

Tämä tutkimus toi arvokasta tietoa viljapellolle kylvettyjen kesantokaistojen petoniveljalkaislajistosta kahdella erilaisella kylvöseoksella. Aiheesta tarvitaan kuitenkin lisätutkimusta, jotta tiedettäisiin heijastuuko petoniveljalkaisten runsaus ja lajikoostumus kesantokaistoilla todella biologisen torjunnan ekosysteemipalveluun viljakasvustossa. Leppäpirkkojen, hämähäkkien ja maakiitäjäisten lisäksi olisi myös mielenkiintoista tietää miten kesantokaistat vaikuttavat muiden tuholaisten petojen ja loisten runsauteen ja lajikoostumukseen.

Tämä tutkimus toi tietoa kesantokaistojen kasvillisuudesta sekä petoniveljalkaisista vasta ensimmäisen kasvukauden osalta. Tutkimustietoa tarvitaan sekä kasvi- että hyönteislajiston muuttumisesta vuosien kuluessa.

Tässä tutkimuksessa kesantokaistat sijoitettiin ohrapeltojen keskelle, sillä näin haluttiin varmistaa, että ympäröivän maiseman vaikutus kokeen kesantokaistoihin olisi mahdollisimman pieni. Lisäksi ajateltiin petoniveljalkaisten siirtymisen ohrakasvustoon suorittamaan biologista torjuntaa olevan vaivatonta pellon keskellä sijaitsevilta kaistoilta. Kesantokaistojen parhaasta sijoittamisesta ei kuitenkaan ole tutkittua tietoa. Sijoittamisen lisäksi olisi kiinnostavaa saada lisätietoa myös kaistan optimaalisesta koosta. Lisätutkimusta voitaisiin tehdä myös siitä, miten erilaiset kaistojen hoitotoimet kuten niitto vaikuttaa niillä esiintyvään lajistoon.

## 7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kesantokaistat toimivat muiden viljelemättömien alueiden tapaan tärkeinä häiriöttöminä elinympäristöinä petoniveljalkaisille. Niillä esiintyy viljelykasvustoa rikkaampi kasvilajisto, joka heijastuu myös suurempaan petoniveljalkaisten lajirikkauteen. Kaistojen rikas kasvilajisto tarjoaa petoniveljalkaisille erilaisia resursseja kuten ravintoa, vaihtoehtoista saalista, suojaa ja talvehtimipaikkoja. Tämän ansiosta ne ylläpitävät viljeltyjä alueita runsaammin petoniveljalkaisia. Kaistat voivat toimia myös viljelykasvustossa biologista torjuntaa suorittavien petoniveljalkaisten lähteinä.

Kesantokaistan kasvilajistoa tärkeämpi petoniveljalkaisiin vaikuttava tekijä ensimmäisenä vuonna on kenties juuri kaistan tarjoama häiriötön elinympäristö, sillä niitty- ja nurmikaistojen väliltä ei löydetty merkitseviä eroja petoniveljalkaisten lukumäärissä tai lajikoostumuksessa, eikä kumpikaan kaistatyyppi ylläpitänyt selkeästi paremmin petoniveljalkaisia läheisyydessään ohrapellolla. On myös mahdollista, että petoniveljalkaiset eivät suuresti hyödynnä kukkivien niittykasvien tarjoamia ravintoresursseja, ja näin ollen muissa luontaisten vihollisten ryhmissä voisi esiintyä suurempia eroja kaistatyyppien välillä.

Tulosten perusteella kesantokaistojen kasvuston täytyy kuitenkin onnistua hyvin, jotta sen tarjoaa mahdollisimman monia hyötyjä petoniveljalkaisille ja näin ollen ylläpitää runsasta ja rikasta petoniveljalkaislajistoa. Myös kaistan ikä määrittelee omalta osaltaan millaisia resursseja sen kasvillisuus onnistuu petoniveljalkaisille tarjoamaan. Näin ollen vanhemmilta kaistoilta voidaan saada hyvinkin erilaisia tuloksia kuin tästä tutkimuksesta. Tästä johtuen pidempiaikainen tutkimus kesantokaistojen vaikutuksista olisikin erittäin tärkeää.

Tästä tutkimuksesta saatiin kuitenkin jo tämän ensimmäisen vuoden osalta tärkeää uutta tietoa kesantokaistoista Suomen olosuhteissa. Tulokset puoltavat kesantokaistojen potentiaalia tarjota aiemmin luonnonhoitopelloilla havaittuja monimuotoisuushyötyjä. Onnistuneet kesantokaistat voivat lisätä paitsi maatalousmaiseman monimuotoisuutta myös siihen linkittyneitä ekosysteemipalveluita, kuten biologista torjuntaa, pölytystä ja virkistysellisiä arvoja.

## **8 KIITOKSET**

Työni ohjaajana toimi filosofian tohtori, dosentti Irina Herzon Helsingin yliopiston Maataloustieteiden laitokselta. Haluan kiittää häntä kannustavista ja rakentavista kommentteista koko graduprosessin ajan. Kiitos maatalous- ja metsätieteiden maisteri, tohtorikoulutettava Marjaana Toivoselle, jonka väitöskirjatutkimuksen “Luonnonhoitopellot luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden edistämässä” osana sain tehdä oman tutkimukseni. Kiitos Marjaanalle myös korvaamattomasta avusta, arvokkaista neuvoista ja mukavasta yhteistyöstä. Lisäksi haluan kiittää professori Juha Heleniusta tärkeistä kommentteista gradun viimeistelyvaiheessa.

Kiitos Helsingin Hyönteistieteelliselle Yhdistykselle työni rahoittamisesta. Kiitos Markku Tykkyläiselle sekä muulle Helsingin yliopiston kenttähenkilökunnalle avusta peltokokeen perustamisessa ja hoidossa, filosofian tohtori Erja Huusela-Veistolalle avusta petoniveljalkaisten tunnistamisessa ja bio- ja ympäristötieteellisen tiedekunnan ylioppilaalle Ella Karvoselle harjoittelusta projektissa. Kiitos myös ahkerille kitkijöille Haltialan pellon rikkakasviongelman selättämisessä, sekä kaikille muille, jotka osallistuivat jollakin tavalla tutkimukseen.

Haluan kiittää myös avomiestäni Tomia, äitiäni, siskoani sekä kaikkia muita läheisiäni tuesta, kannustuksesta sekä jaksamisesta koko gradun työstämisen ajan. Kiitos myös kaikille ystäväilleni, joiden kanssa olen saanut jakaa opiskeluun ja gradun tekoon liittyviä ongelmia sekä saanut apua ja neuvoja vaikeuksien selättämiseen. Erityiskiitoksen ansaitsevat Alma Lehti, opponenttinakin toiminut Linnea Nordling ja Pauliina Suominen.

## LÄHTEET

- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Aviron, S., Herzog, F., Klaus, I., Schüpbach, B. & Jeanneret, P. 2011. Effects of wildflower strip quality, quantity, and connectivity on butterfly diversity in a Swiss arable landscape. *Restoration Ecology* 19: 500–508.
- Bianchi, F. J. J. A., Schellhorn, N. A., Buckley, Y. M. & Possingham, H. P. 2010. Spatial variability in ecosystem services: simple rules for predator-mediated pest suppression. *Ecological Applications* 20: 2322–2333.
- Boller, E. F., Häni, F. & Poehling, H.-M. (toim.). 2004. *Ecological Infrastructures: Idea-book on Functional Biodiversity at the Farm Level*. Lindau, Switzerland: Swiss Centre for Agricultural Extension and Rural Development (LBL). 211 s.
- Bowie, M. H., Gurr, G. M., Hossain, Z., Baggen, L. R. & Frampton, C. M. 1999. Effects of distance from field edge on aphidophagous insects in a wheat crop and observations on trap design and placement. *International Journal of Pest Management* 45: 69–73.
- Brewer, M. & Elliott, N. 2004. Biological control of cereal aphids in North America and mediating effects of host plant and habitat manipulations. *Annual Review of Entomology* 49: 219–242.
- Bugg, R. L. & Pickett, C. H. 1998. Introduction: Enhancing Biological Control – Habitat Management to Promote Natural Enemies of Agricultural Pests. Teoksessa: Pickett, C. H. & Bug, R. L. (toim.). *Enhancing Biological Control*. California, USA: University of California Press. s. 1–23.
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F., Goulson, D. & Nowakowski, M. 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44: 29–40.
- Collins, K. L., Boatman, N. D., Wilcox, A., Holland, J.M. & Chaney, K. 2002. Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 337–350.
- Collins, K. L., Boatman, N. D., Wilcox, A. & Holland, J. M. 2003. A 5-year comparison of overwintering polyphagous predator densities within a beetle bank and two conventional hedgebanks. *Annals of Applied Biology* 143: 63–71.
- Corbett, A. 1998. The Importance of Movement in the Response of Natural Enemies to Habitat Manipulation. Teoksessa: Pickett, C. H. & Bug, R. L. (toim.). *Enhanc-*

- ing Biological Control. California, USA: University of California Press. s. 25–48.
- Ditner, N., Balmer, O., Beck, J., Blick, T., Nagel, P. & Luka, H. 2013. Effects of experimentally planting non-crop flowers into cabbage fields on the abundance and diversity of predators. *Biodiversity Conservation* 22: 1049–1061.
- Drapela, T., Moser, D., Zaller, J. G. & Frank, T. 2008. Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography* 31: 254–262.
- Duffield, S. J. & Aebischer, N. J. 1994. The effects of spatial scale of treatment with dimethoate on invertebrate population recovery in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 31: 263–281.
- EU (Euroopan Unioni) 2009. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/128/EY. Annettu 21.10.2009 yhteisön politiikan puitteista torjunta-aineiden kestävän käytön aikaansaamiseksi. Euroopan Unionin virallinen lehti. L 309. s. 71-86. Saatavilla: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:309:0071:0086:FI:PDF>. Viitattu: 28.4.2015.
- Eubanks, M. D. & Styrsky, J. D. 2013. Effects of plant feeding on the performance of omnivorous “predators”. Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 148–177.
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., Difonso, C. D., O’Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E. & Heimpel, G. E. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications* 19: 143–154.
- Geiger, F., Wäckers, F. & Bianchi, F. 2009. Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *BioControl* 54: 529–535.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tsharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W. & Inchausti, P. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97–105.

- Géneau, C. E., Wäckers, F. L., Luka, H., Daniel, C. & Balmer, O. 2012. Selective flowers to enhance biological control of cabbage pests by parasitoids. *Basic and Applied Ecology* 13: 85–93.
- Gurr, G. M., Wratten, S. D. & Luna, J. M. 2003. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4: 107–116.
- Haaland, C. & Gyllin, M. 2011. Sown Wildflower Strips – A Strategy to Enhance Biodiversity and Amenity in Intensively Used Agricultural Areas. Teoksessa: López-Pujol, J. (toim.). *The Importance of Biological Interactions in the Study of Biodiversity*. Rijeka, Croatia/Shanghai, Kiina: InTech s. 155–172.
- Haaland, C., Naisbit, R. & Bersier, L.-F. 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* 4: 60–80.
- Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., Tschardtke, T. & Thies, C. 2009. Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology* 46: 1106–1114.
- Harwood, J. D., Phillips, S. W., Lello, J., Sunderland, K. D., Glen, D. M., Bruford, M. W., Harper, G. L. & Symondson, W. O. C. 2009. Invertebrate biodiversity affects predator fitness and hence potential to control pests in crops. *Biological Control* 51: 499–506.
- Helenius, J. 1990. Effect of epigeal predators on infestation by the aphid (*Rhopalosiphum padi*) and on grain yield of oats monocrops and mixed intercrops. *Entomologia experimentalis et applicata* 54: 225–236.
- Helenius, J. 1998. Enhancement of predation through within-field diversification. Teoksessa: Pickett, C. H. & Bug, R. L. (toim.). *Enhancing Biological Control*. California, USA: University of California Press. s. 121–160.
- Helenius, J., Holopainen, J. K., Huusela-Veistola, E., Kurppa, S., Pokki, P. & Varis, A.-L. 2001. Ground beetle (*Coleoptera, Carabidae*) diversity in Finnish arable land. *Agricultural and food science in Finland* 10: 261–276.
- Herzon, I., Helenius, J., Kuussaari, M., Mäkinen, T. & Tiainen, J. 2010. Agrienvironmental programme in Finland serving biodiversity: working forward. *Aspects of Applied Biology* 100: 261–269.
- Huusela-Veistola, E. 1998. Effects of perennial grass strips on spiders (*Araneae*) in cereal fields and impact on pesticide side-effects. *Journal of Applied Entomology* 122: 575–583.
- Ilmatieteenlaitos 2014. Kuukausitilastot. <http://ilmatieteenlaitos.fi/kuukausitilastot>. Viitattu 14.10.2014.

- Jauni, M. & Helenius, J. 2008. Putkilokasvien monimuotoisuus maatalousalueilla 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 23–49.
- Jonsson, M., Wratten, S. D., Landis, D. A. & Gurr, G. M. 2008. Recent advances in conservation biological control of arthropods by arthropods. *Biological Control* 45: 172–175.
- Kasvinsuojelulaki. Asetus 1563/2011. Annettu 29.12.2011. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2011/20111563>. Viitattu 28.4.2015.
- Kinnunen, H. & Tiainen, J. 1999. Carabid distribution in a farmland mosaic: the effect of patch type and location. *Annales Zoologici Fennici* 36: 149–158.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. & Tscharntke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 474–481.
- Korpela, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S. & Kuussaari, M. 2013. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179: 18–24.
- Krauss, J., Gallenberger, I. & Steffan-Dewenter, I. 2011. Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PLoS ONE* 6 (5): 1–9.
- Landis, D., Wratten, S. & Gurr, G. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45: 175–201.
- Lazarovits, G., Goettel, M. S. & Vincent, C. 2007. Adventures in Biocontrol. Teoksessa: Vincent, C., Goettel, M. S. & Lazarovits, G. *Biological Control – a global perspective*. s. 1–6.
- Letourneau, D. K., Bothwell Allen, S. G., & Stireman, J. O. 2012. Perennial habitat fragments, parasitoid diversity and parasitism in ephemeral crops. *Journal of Applied Ecology* 49: 1405–1416.
- Losey, J. E. & Denno, R. F. 1998. Positive predator-predator interactions: enhanced predation rates and synergistic suppression of aphid populations. *Ecology* 79: 2143–2152.

- Luke (Luonnonvarakeskus). 2015. Käytössä oleva maatalousmaa vuonna 2014. <http://www.maataloustilastot.fi/kaytossa-oleva-maatalousmaa>. Julkaistu 10.3.2015. Viitattu 10.3.2015.
- Maanmittauslaitos. 2014. Maanmittauslaitoksen avoimien aineistojen tiedostopalvelu. Kuva päivitetty 24.4.2014, ladattu 12.4.2015.
- Marshall, E. J. P. & Moonen, A. C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5–21.
- Martínez-Unã, A., Martín, J. M., Fernández-Quintanilla, C. & Dorado, J. 2013. Provisioning floral resources to attract aphidophagous hoverflies (*Diptera: Syrphidae*) useful for pest management in Central Spain. *Journal of Economic Entomology* 106: 2327–2335.
- Mavi (Maaseutuvirasto). 2014. Luonnonhoitopellot. Hakuopas 2014. Helsinki: Edita Prima Oy. s. 58–61.
- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300 s.
- Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H. & Nowakowski, M. 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106: 259–271.
- MMM (Maa- ja metsätalousministeriö) 2015. Maa- ja metsätalousministeriön asetus ympäristökorvauksesta. Asetus 24.3.2015/327. Finlex® sähköinen säädöstietopankki: <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2015/20150327#L4P17>. Viitattu: 28.4.2015.
- Nentwig, W. 1998. Weedy plant species and their beneficial arthropods: Potential for manipulation in field crops. Teoksessa: Pickett, C. H. & Bug, R. L. (toim.). *Enhancing Biological Control*. California, USA: University of California Press. s. 49–71.
- Orr, D. & Fox, A. 2012. Augmentation and conservation of natural enemies. Teoksessa: Abrol, D. P. & Shankar, U. (toim.). *Integrated Pest Management: Principles and Practice*. Cambridge, MA, USA: CABI. s. 58–91.
- 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.



- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T. & Wolters, V. 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 165–174.
- Ramsden, M., Menendez, R., Leather, S. & Wäckers, F. 2013. The enhancement of conservation biological control through targeted landscape management. *Aspects of Applied Biology* 118: 119–126.
- Ramsden, M. W., Menéndez, R., Leather, S. R. & Wäckers, F. 2015. Optimizing field margins for biocontrol services: The relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199: 94–104.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. *Biometria: Tilastotiedettä ekologeille*. 10. painos (2012). Gaudeamus Helsinki University Press Oy Yliopistokustannus, HYY Yhtymä. 569 s.
- Romeis, J., Städler, E. & Wäckers, F. L. 2013. Nectar- and pollen-feeding by adult herbivorous insects. *Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 178–219.
- Schmidt, M. H., Thies, C., Nentwig, W. & Tschardtke, T. 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 35: 157–166.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- Sunderland, K. D., De Snoo, G. R., Dinter, A., Hance, T., Helenius, J., Jepson, P., Kromp, B., Lys, J.-A., Samu, F., Sotherton, N. W., Toft, S. & Ulber, B. 1995. Density estimation for invertebrate predators in agroecosystems. *Teoksessa: Toft, S. & Riedel, W. (toim.) Acta Jutlandica*. Denmark: Aarhus University Press, s. 133–162.
- Symondson, W. O. C., Sunderland, K. D. & Greenstone, M. H. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* 47: 561–594.
- Thomas, C. F. G. & Marshall, E. J. P. 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 131–144.

- Thomas, M. B., Wratten, S. D. & Sotherton, N. W. 1991. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* 28: 906–917.
- Thomas, M. B., Wratten, S. D. & Sotherton, N. W. 1992. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. *Journal of Applied Ecology* 29: 524–531.
- Tiainen, J. 2004. Maatalousympäristön historia. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.). *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Helsinki: Edita Publishing Oy. s. 26–40.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. 2004. Millainen on suomalainen maatalousympäristö? Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.). *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Helsinki: Edita Publishing Oy. s. 16–20.
- Toft, S. 1995. Value of the aphid *Rhopalosiphum padi* as food for cereal spiders. *Journal of Applied Ecology* 32: 552–560.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation* 159: 355–366.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Kuussaari, M. 2015. Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland. *Biological Conservation* 181: 36–43.
- Tscharntke, T., Batáry, P. & Dormann, C. F. 2011. Set-aside management: how do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 37–44.
- Tscharntke, T. & Greiler, H.-J. 1995. Insect communities, grasses, and grasslands. *Annual Review of Entomology* 40: 535–558.
- Van Buskirk, J. & Willi, Y. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: 987–994.
- Van Driesche, R. G. & Bellows, Jr., T. S. 1996. *Biological control*. New York, USA: Chapman & Hall. 539 s.
- van Rijn, P. C. J. & Sabelis, M. W. 2013. Impact of plant-provided food on herbivore-carnivore dynamics. Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 223–266.

- Wilkinson, T. K. & Landis, D. A. 2013. Habitat diversification in biological control: the role of plant resources. Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 305–325.
- Winkler, K., Wäckers, F., Termorshuizen, A. & van Lenteren, J. 2010. Assessing risks and benefits of floral supplements in conservation biological control. *BioControl* 55: 719–727.
- Woltz, J. M., Isaacs, R. & Landis, D. A. 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 152: 40–49.
- Wäckers, F. L. 2013. Suitability of (extra-)floral nectar, pollen, and honeydew as insect food sources. Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 17–74.
- Wäckers, F. & van Rijn, P. 2012. Pick and mix: selecting flowering plants to meet the requirements of target biological control insects. Teoksessa: Gurr, G., Read, D., Snyder, W. & Wratten, S. (toim.). *John Wiley & Sons, Ltd.* s. 139–165.
- Wäckers, F. L. & van Rijn, P. C. J. 2013. Food for protection: an introduction. Teoksessa: Wäckers, F. L., van Rijn, P. C. J. & Bruin, J. (toim.). *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: a protective mutualism and its applications*. New York, USA: Cambridge University Press. s. 1–14.