

# Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle

## MYTVAS-loppuraportti 2000–2006

LUONTO

Mikko Kuussaari, Janne Heliölä,  
Juha Tiainen & Juha Helenius (toim.)





# Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle

**MYTVAS-loppuraportti 2000–2006**

**Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen & Juha Helenius (toim.)**

Helsinki 2008

**SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS**



S Y K E

SUOMEN YMPÄRISTÖ 4 | 2008

Suomen ympäristökeskus  
Tutkimusosasto

Taitto: Marja Vierimaa, Ritva Koskinen  
Kansikuvat: Janne Heliölä, Tuomas Seimola  
Sisäsivujen kuvat: Tapio Heikkilä, Janne Heliölä,  
Mikko Kuussaari, Riikka Nevalainen, Tuomas Seimola,  
Juha Tiainen

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut)

Julkaisu on painettu paperille, joka on valmistettu  
ympäristöä säästäen.  
Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2008

ISBN 978-952-11-2967-4 (nid.)  
ISBN 978-952-11-2968-1 (PDF)  
ISSN 1238-7312 (pain.)  
ISSN 1796-1637 (verkköj.)

## ALKUSANAT

Maatalouden ympäristötuki muodostaa koko Euroopan unionin tasolla tärkeän työkalun, jolla maatalousluonnon monimuotoisuuden kehitykseen voidaan vaikuttaa. Suomessa ympäristötukea on maksettu vuosittain noin 300 miljoonaa euroa, ja se on muodostanut keskimäärin noin neljäsosan viljelijöiden maataloustulosta. Taloudellinen panostus ympäristötukeen on huomattava, sillä se muodostaa noin kolmasosan Suomen valtion vuosittaisista ympäristönsuojelumenoista. Myös tuen alueellinen vaikuttavuus on potentiaalisesti suuri, sillä noin 94 % kaikesta maatalousmaastamme kuuluu sen piiriin.

Kansallisiin maatalouden ympäristötukijärjestelmiin sisältyy velvoite seurata toimenpiteiden vaikuttavuutta, mikä on huomattavasti lisännyt maatalouden ympäristönsuojelukysymysten tutkimusta monissa Euroopan maissa. Suomessa maatalouden ympäristötuen vaikutusten seuranta (MYTVAS) aloitettiin jo ensimmäisellä ohjelmakaudella (1995–1999). Toisella ohjelmakaudella (2000–2006) seuranta laajennettiin ja toteutettiin kahtena kokonaisuutena, ”Vesi-Mytvas” ja ”Luonto-Mytvas”. Vesi-Mytvas keskittyi ympäristötuen vaikutuksiin pääasiassa vesien-suojelun kannalta, kun taas Luonto-Mytvas selvitti vaikutuksia maatalousluonnon monimuotoisuuteen ja maisemaan. Vuonna 2004 ilmestyneessä Luonto-Mytvaksen väliraportissa julkaistiin hankkeen tulokset vuosilta 2000–2003.

Nyt käsillä oleva loppuraportti keskittyy seurantatutkimuksen yhdeksän osahankkeen tuloksiin jälkimmäiseltä rahoitusjaksolta 2004–2006. Raportin lopussa tarkastellaan kootusti tuloksia ympäristötuen vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen koko seurantajakson 2000–2006 perusteella. Omassa osuudessaan arvioidaan ympäristötuen väliarvioinnissa ja Luonto-Mytvaksen väliraportissa esitettyjen tuen kehittämissuosituksen toteutumista kolmannelle ohjelmakaudelle (2007–2013) uudistetussa ympäristötukijärjestelmässä. Samalla uusimpien seurantatulosten pohjalta esitetään tukijärjestelmän tulevaisuuden kehittämistarpeita monimuotoisuuden edistämiseksi. Lopuksi arvioidaan, miten seurantatutkimusta tulisi jatkaa ja kehittää vuosien 2007–2013 ohjelmakauden aikana.

Helsingissä 18.10.2007

Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen & Juha Helenius



## SISÄLLYS

<b>Tiivistelmä</b> .....	11
<b>Monimuotoisuuden vaihtelu ja kehitys tavallisilla maatalousalueilla</b> .....	11
<b>Erityistukien vaikutukset</b> .....	12
<b>Visuaalinen maatalousmaisema</b> .....	13
<b>Tulosten arviointi ja johtopäätökset</b> .....	13
<b>I Johdanto</b> .....	15
<b>2 Tutkimuksen tavoitteet</b> .....	15
<b>3 Tutkimusosapuolet, yhteistyö ja hankkeen rakenne</b> .....	16
<b>Satunnaisuutututkimuksen otannat</b> .....	19
<b>4 Tutkimuksen tulokset</b> .....	22
<b>4.1 Putkilokasvien monimuotoisuus maatalousalueilla 2001–2006</b> .....	23
<b>Tutkimuksen tavoitteet</b> .....	24
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	24
Kasvillisuuskartoitus satunnaisuuduilla .....	24
Elinympäristötyypit .....	26
Tutkimusaineiston tallennus ja käsittely.....	27
Sää vuosina 2001 ja 2005 .....	28
<b>Tulokset</b> .....	31
Lajisto sekä vuosien 2001 ja 2005 väliset erot .....	31
Säättekijöiden yhteys lajimääriin.....	31
Alueellinen vaihtelu .....	33
Elinympäristötyyppien välinen vaihtelu .....	36
Niittyindikaattorilajit .....	39
Uhanalaiset kasvilajit.....	41
Ympäristömuuttajat kasvilajiston selittäjinä .....	41
Laidunnuksen, niiton ja herbisidikulkeuman vaikutuksia.....	43
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	44
Muutokset vuodesta 2001 vuoteen 2005.....	44
Alueellisten erojen tarkastelu .....	45
Elinympäristöjen laadun vaikutus .....	47
<b>Johtopäätökset</b> .....	48
<b>Kirjallisuus</b> .....	48
<b>4.2 Perhoskantojen seuranta maatalousalueilla vuosina 2001–2006</b> .....	50
<b>Tutkimuksen tavoitteet</b> .....	51
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	52
Perhosaineiston keräysmenetelmä .....	52
Tutkitut elinympäristöt vuoden 2005 laajassa otannassa .....	53
Ympäristön laatua kuvaavat muuttajat .....	53
Vuosien 2004–2006 perhosotannat .....	53
Analyysit ympäristötekijöiden vaikutuksista lajimääriin.....	54
<b>Tulokset</b> .....	55
Ympäristön paikallinen laatu ja sen muutokset 2001–2005 .....	55
Laskennanaikaiset sääolot vuosina 2001 ja 2005.....	56

Perhoskantojen yleiskehitys 2001–2005 .....	57
Perhoskantojen muutokset eri maantieteellisillä alueilla 2001–2005 .....	59
Perhoskantojen kehitys vuosittain seuratuilla alueilla .....	61
Perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävät ympäristötekijät .....	62
Luiskan ja pientareen leveyksien suhteellinen merkitys .....	64
Ympäristötuen mukaisten suojakaistojen merkitys perhosille .....	65
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	66
Perhoskantojen muutokset 2001–2005.....	66
Perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävät tekijät .....	66
Ojanluiskat tärkeitä .....	67
<b>Johtopäätökset ympäristötuen vaikuttavuudesta</b> .....	68
<b>Kirjallisuus</b> .....	68
<b>4.3 Mesipistiäisten monimuotoisuus maatalousalueilla</b> .....	70
<b>Johdanto</b> .....	70
Tutkimuksen tavoitteet .....	71
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	72
Pyyntimenetelmä.....	72
Pyyntijärjestely ja aineiston keräys .....	72
Eri vuosina toteutetut otannat .....	73
Elinympäristön paikallista ja alueellista laatua kuvaavat ympäristömuuttajat.....	73
<b>Tulokset</b> .....	74
Mesipistiäiskantojen muutokset 2001–2005 .....	75
Mesipistiäislajiston monimuotoisuuteen ja koostumukseen vaikuttavat ympäristötekijät .....	77
Mesipistiäisten määrien ja lajikoostumuksen maantieteellinen vaihtelu .....	79
Vuosittain kerätty seuranta-aineisto 2001–2005 .....	79
Keltarysillä kerätyn mesipistiäisaineiston ominaispiirteet.....	80
Muut myrkkypistiäiset.....	82
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	83
Mesipistiäisten kannanmuutokset ja niiden arviointi .....	83
Mesipistiäisten monimuotoisuuteen ja runsauteen vaikuttavat tekijät .....	83
Mesipistiäisten lajikoostumukseen vaikuttavat tekijät.....	84
Keltarysien soveltuvuus mesipistiäisten seurantaan .....	85
<b>Johtopäätökset</b> .....	85
<b>Kirjallisuus</b> .....	86
<b>Liitteet</b> .....	88
<b>4.4 Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristöohjelmakaudella 2000–2006</b> .....	92
<b>Johdanto</b> .....	92
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	93
Laskenta-alueet .....	93
Lajisto.....	95
Laskennat .....	96
Lajiaineiston käsittely.....	97
Maisemarakenteen merkitys lintuyhteisön rakenteelle.....	97



<b>Tulokset</b> .....	98
Kannanmuutokset .....	98
Maisemarakenteen vaikutus lintuyhteisöön.....	104
<b>Tarkastelu</b> .....	105
Esimerkkilajien suhde maatalousympäristön maisemarakenteeseen ja sen muutokseen.....	107
Ympäristöohjelman vaikutukset lintuyhteisöön .....	108
Onko ympäristöohjelma vaikuttanut lajien kannankehitykseen? .....	109
<b>Kirjallisuus</b> .....	110
<b>4.5 Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle</b> .....	112
<b>Johdanto</b> .....	112
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	114
Maisemarakenteen muutokset 1990–2005.....	114
Maisemarakenteen vaikutus lajimääriin .....	114
Maisemarakenteen muutokset suhteessa lajimäärien muutoksiin .....	115
Suojakaistojen ja valtaojan piennarten leveydet otantalohkoilla .....	115
<b>Tulokset</b> .....	116
Maisemarakenteen muutokset 1990–2005.....	116
Maisemarakenteen vaikutus lajimääriin .....	119
Maisemarakenteen ja lajistollisen monimuotoisuuden muutosten välinen suhde .....	120
Suojakaistojen ja valtaojan piennarten toteutuneet leveydet .....	121
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	122
Muutokset maatalousmaiseman rakenteessa 1990-luvun alusta vuoteen 2005.....	122
Maisemarakenteen ja lajiston suhde .....	123
Maisemarakenteen ja lajistollisen monimuotoisuuden muutosten välinen suhde .....	124
Suojakaistat ja valtaojan pientareet .....	125
<b>Johtopäätökset</b> .....	125
<b>Kirjallisuus</b> .....	126
<b>4.6 Luomuviljelyn vaikutus maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuteen</b> .....	128
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	130
<b>Tulokset</b> .....	131
Lintujen kannanmuutokset.....	131
Linnuston monimuotoisuus ja runsaus: luomun merkitys .....	133
Perhosten ja kimalaisten kannanmuutokset Pukkilassa .....	135
Hyönteisten monimuotoisuus ja runsaus: luomun merkitys pientareiden perhosille ja kimalaisille .....	136
<b>Tarkastelu</b> .....	137
<b>Kirjallisuus</b> .....	138
<b>4.7 Arvokkaiden perinnebiotooppien kasvillisuuden seuranta Uudellamaalla ja Pirkanmaalla 2000–2006</b> .....	140
<b>Johdanto</b> .....	140
Tutkimuksen tavoitteet .....	141

<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	142
Tutkimusalue .....	142
Kasvikartoitus ja arvioidut ympäristömuuttajat .....	142
Tilastolliset analyysit.....	144
Hoitokysely maanomistajille.....	145
<b>Tulokset</b> .....	145
Hoitotilanne.....	145
Ympäristömuuttajat .....	145
Lajimäärän muutos 2000–2006.....	146
Lajimäärän muutokseen vaikuttaneet ympäristötekijät.....	148
Muutokset lajiston koostumuksessa 2000–2006.....	149
Hoidon laatu .....	151
Hoitokyselyn yhteenveto .....	152
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	153
Tutkimusniittyjen tila heikentynyt kuudessa vuodessa.....	153
Erot kartoituksessa ja sääoloissa .....	155
Ympäristötuen merkitys niittyjen hoidossa.....	155
Arvokaiden perinnebiotooppien hoito turvattava .....	156
Hoitotoimien laatuun kiinnitettävä huomiota .....	156
<b>Johtopäätökset</b> .....	157
<b>Kirjallisuus</b> .....	158
<b>4.8 Perinnebiotooppien hoidon erityistuella aloitetun karjan laidunnuksen merkitys niittykasveille</b> .....	160
<b>Johdanto</b> .....	160
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	162
Tutkimusalue .....	162
Kasviaineisto .....	163
Tilastolliset analyysit.....	163
<b>Tulokset</b> .....	164
Hoitotilanne.....	164
Laidunnuspaine .....	164
Kasvillisuus .....	164
Lajimäärät .....	166
Lajit.....	167
Muutokset uuslaitumilla .....	169
<b>Tulosten tarkastelu</b> .....	169
Laidunnukseen voimakkuuteen liittyvien ympäristötekijöiden muutokset.....	169
Lajimäärän muutokset 1999–2004.....	170
Kasvillisuuden muutokset 1999–2004.....	171
Tuoreiden niittyjen kunnostuksen edistyminen ympäristötuen avulla .....	173
Johtopäätökset .....	174
<b>Kirjallisuus</b> .....	174
<b>4.9 Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta 1996–2006</b> .....	176
<b>Johdanto</b> .....	176
<b>Tutkimuksen tavoitteet</b> .....	177
<b>Aineisto ja menetelmät</b> .....	177
Tutkimusalueet ja kuvauspisteet .....	177

Valokuvausmenetelmän kehittäminen ja uudelleenvalokuvaukset.....	178
<b>Tulokset ja niiden tarkastelu .....</b>	<b>178</b>
<b>Johtopäätökset.....</b>	<b>180</b>
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>181</b>
<b>5 Ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuus .....</b>	<b>182</b>
Perustoimenpiteet .....	182
Lisätoimenpiteet.....	183
Eriyistukitoimenpiteet .....	184
Vaikutukset maisemaan .....	185
Ympäristötuki kokonaisuutena.....	186
Muun maatalouspolitiikan suhde ympäristötavoitteisiin .....	188
<b>6 Ympäristötuen toimenpiteiden kehittäminen.....</b>	<b>189</b>
Ympäristötuen 2007–2013 valmistelu ja tärkeimmät uudistukset.....	189
Ympäristötuen toimenpiteiden kehittämistarpeet.....	171
<b>7 Tarve jatkotutkimuksille.....</b>	<b>194</b>
<b>8 Kiitokset .....</b>	<b>196</b>
<b>Kirjallisuus.....</b>	<b>197</b>
<b>Raportin kirjoittajien yhteystiedot.....</b>	<b>199</b>
<b>Liite. Luonto-Mytvas -hankkeen tuottamat julkaisut.....</b>	<b>200</b>
<b>Kuvailulehdet.....</b>	<b>206</b>



## Tiivistelmä

Luonto-Mytvas -hankkeessa vuosina 2000–2006 toteutetut 17 osatutkimusta muodostavat laajan kokonaisuuden, joka toimii hyvänä pohjana maatalousluonnon monimuotoisuuden ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurannalle myös jatkossa. Hankkeen tuottamat noin 150 julkaisua sisältävät suuren määrän uutta tietoa maatalousluonnon monimuotoisuudesta, siihen vaikuttavista ympäristökijöistä ja ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuudesta.

### Monimuotoisuuden vaihtelu ja kehitys tavallisilla maatalousalueilla

Viidestä osatutkimuksesta muodostuneessa ns. satunnaisruutututkimuksessa kerättiin alueellisesti varsin kattava seuranta-aineisto eri eliöryhmien (kasvit, perhoset, mesipistiäiset, linnut) lajistollisen monimuotoisuuden ja yhteisökoostumuksen vaihtelusta sekä maatalousmaiseman rakenteen kehityksestä tavallisilla suomalaisilla maatalousalueilla. Vuoden 2001 laajan otannan tulokset määrittivät monimuotoisuuden lähtötason, johon myöhempien seurantaotantojen tuloksia voidaan verrata. Jo nyt osalla alueista vuosittain toistetut perhos- ja lintulaskennat muodostavat merkittävät aikasarjat, joiden perusteella voidaan seurata sekä maatalousluonnon monimuotoisuuden kehitystä että epäsuorasti myös ympäristötuen vaikutuksia.

Tutkimus tuotti runsaasti tietoa lajimääriin ja lajiston koostumukseen vaikuttavista ympäristökijöistä eri eliöryhmissä, ja tulosten perusteella tunnistettiin eri eliöryhmien esiintymiseen vaikuttavia avaintekijöitä. Kasvien monimuotoisuus oli suurimmillaan metsänreunojen ja peltoteiden pientareilla, luonnonlaitumilla ja niityillä. Avaintekijöitä olivat kohteen välttyminen ravinnekuormitukselta ja rikkakasvien torjunta-aineiden kulkeumalta, sekä kohteen vuotuinen hoito niittämällä.

Runsaimmat perhos- ja mesipistiäiskannat painottuivat vielä jäljellä oleville niityille ja aurinkoisiin metsänreunoihin, erityisesti tuulensuojaisille paikoille, joissa oli runsaasti kukkivia mesikasveja

ja monipuolista kasvillisuutta. Perhosten lajimäärät olivat suurimmillaan lievästi laidunnetuilla niityillä ja vasta hiljattain hylätyillä alueilla, joilla kasvillisuus ei ollut päässyt yksipuolistumaan, mutta myöskään liian voimakas hoito ei ollut vaikeuttamassa hyönteisten lisääntymistä. Lintujen esiintyminen ja runsaus olivat sidoksissa ennen kaikkea laajemman peltomaiseman laatuun. Lintukannat olivat vahvoja maisemarakenteeltaan monimuotoisilla peltoaukeilla, joilla viljelykiertoihin sisältyi monia kasvilajeja. Erityisesti laitumet, nurmet, kesannot ja monimuotoiset pihapiirit olivat merkittäviä linnustolle. Lisäksi ojat pientareineen, pensaikkoineen ja yksittäispuineen olivat tärkeitä.

Pellonpientareiden perhoslajimäärien havaittiin olevan yhteydessä ojaan viettävien luiskien leveyteen, mutta ei tasaisen piennarosan leveyteen. Tulos kertoo pitkään olemassa olleiden ja kasvillisuudeltaan monipuolisiksi kehittyneiden avo-ojien suuresta merkityksestä lajiston monimuotoisuudelle. Ympäristöuella perustetut pientareet ja suojakaistat olivat sekä kasvien että eläinten suhteen vähälajisia, ja niillä oli eliölajiston kannalta ojanluiskiin verrattuna vain lievästi myönteinen vaikutus. Ympäristötuen mukaisten pientareiden ja suojakaistojen vaatimatonta merkitystä lajistolle selittävät keskeisimmin niiden melko pieni määrä sekä sijainti tyypillisesti kosteilla ja ravinteikkailla paikoilla vesistöjen varsilla. Jäljellä olevien avo-ojien säilyttäminen olisi tärkeää, jotta tavoite maatalousluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistä voitaisiin tulevaisuudessa saavuttaa. Valitettavasti maisemarakenteen seurantalutulokset osoittivat ojanpientareiden määrän edelleen vähentyneen pääasiassa salaojituksen ja kokoomaojien putkittamisen seurauksena.

Maisemarakenteen ja lajistollisen monimuotoisuuden välillä havaittiin selviä yhteyksiä. Maisematasaalla lajimäärät yleensä vähenivät viljellyn pellon osuuden kasvaessa ja kasvoivat ekstensivisesti viljeltyjen alueiden (kuten niityt, laitumet, hakamaat ja kesannot) ja metsäalueiden osuuden kasvaessa. Mytvas-tutkimuksessa rakennettuja tilastollisia malleja käyttäen voidaan ainakin karkealla tasolla ennustaa millä tahansa maatalous-



alueella elävien lajien määriä alueen maisemarakenteen perusteella.

Lajiston seurannat osoittivat yksittäisten alueiden lajistossa tapahtuneen muutamassa vuodessa melko suuriakin muutoksia. Muutosten suunnat kuitenkin vaihtelivat eri alueiden välillä, eikä lajimäärien havaituista muutoksista vielä voida päätellä pitkäaikaisempia trendejä. Useimmissa tapauksissa lyhyen aikavälin muutokset selittynevät satunnaistekijöillä, kuten vuosien välisillä eroilla sääoloissa. Muutamien lintulajien trendit ovat liitettävissä ympäristöohjelman toimenpiteisiin tai ympäristöohjelman epäonnistumiseen.

Havaittujen lajimäärien ja maisemarakenteen muutosten välisen suhteen tarkastelujen tulokset viittaavat siihen, että lajistollinen monimuotoisuus seuraisi maisemarakenteen muutoksia vasta jonkinlaisella viiveellä. Aikaviiveen populaatioekologinen vaikutusmekanismi saatiin esille yhden lajin, kottaraisen, dynamiikan mallinnuksessa. Aikaviiveen pituus eri eliöryhmissä on tärkeä tulevaisuuden tutkimuskysymys, jonka perusteellisempi selvittäminen tulee mahdolliseksi, kun seurantatietoa on kertynyt pidemmältä ajalta.

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan kannalta olisi keskeistä, että satunnaisuutututkimusta voitaisiin jatkaa samoin menetelmin tulevaisuudessakin melko laajassa mitassa. Luonto-Mytvas on keskeinen työkalu seurattaessa myös EU:n yhteisen biodiversiteettitavoitteen (2010) toteutumista suomalaisessa maatalousympäristössä.

## Erityistukien vaikutukset

Kuusi osahanketta keskittyi viljelijöille vapaaehtoisten erityistukien toimenpiteiden vaikutuksiin. Eniten tietoa kertyi perinnebiotooppien hoidon erityistuen vaikuttavuudesta. Luonto-Mytvaksen tulokset vahvistavat aiempaa käsitystä siitä, että perinnebiotooppien hoidon erityistuki on parhaiten luonnon monimuotoisuutta edistävä osa ympäristötukijärjestelmää. Toisaalta tutkimus paljasti kohteiden hoidon laadussa myös selviä ongelmia, jotka vaikeuttavat perinnebiotooppien erityistuelle asetettujen monimuotoisuustavoitteiden saavuttamista. Monilla paikoilla tapahtunut kasvillisuuden rehevöityminen tulisi saada käännettyksi pidättäytymällä lisärehun ja fosforia sisältävän kivennäisen antamisesta luonnonlaitumilla. Samalla tulisi huolehtia riittävästä, muttei liiallisesta laidunpaineesta. Ympäristötuen avulla uudelleen laidunnukseen otettujen niittyjen lajiston monipuolistuminen näytti hyvän alun jälkeen lähes pysähtyneen hoidon laatuun liittyvien ongelmien takia. Luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuessa oli enemmän kohteiden valintaan ja hoitotoimien laatuun liittyviä ongelmia kuin perinnebiotooppien hoidossa.

Luomu-tutkimuksen tulokset osoittivat, että luonnonmukaisen tuotannon hyödyt lajiston monimuotoisuudelle Suomessa eivät ole niin selkeitä kuin aiempien tutkimusten valossa on näyttänyt. Vanhoilla luomupelloilla ja niiden pientareilla oli enemmän kasvi- ja hyönteislajeja kuin tavanomaisesti viljellyillä alueilla, mutta uusilla luomupelloil-

la vastaavia eroja ei havaittu. Linnuista kiurun ja työtyöhyypän tiheydet olivat korkeampia luomukuin tavanomaisilla viljelyalueilla, mutta muiden varsinaisten peltolintujen tiheyksissä ei ollut eroja viljelytavan suhteen. Varsinaisten peltolintujen kokonaisparimäärä, lajimäärä, diversiteetti tai biomassat eivät olleet suurempia luomupelloilla kuin tavanomaisilla pelloilla. Maisemarakennetekijät ovat tähänastisten analyysien perusteella merkittävämpiä perhos- ja lintuyhteisöjä selittäviä tekijöitä kuin tuotantotapa. Näyttää siltä, että luomuviljely ei vielä 5–10 vuoden aikana korjaa niitä ekosysteemimuutoksia, joita pitkään jatkunut tavanomainen viljely on saanut aikaan maaperässä ja piennarten kasvillisuudessa.

Perustettujen kosteikkojen merkitykseen keskittynyt tutkimus osoitti, että ympäristötuella perustetuilla kosteikoilla on yleensä sangen vähän merkitystä ainakin lintulajiston monimuotoisuudelle. Tämä johtuu kosteikkojen pienialaisuudesta, vesialtaiden jyrkästä pohjatopografiasta sekä perustettujen kosteikkojen pienestä määrästä. Perustettujen kosteikkojen vaikutuksia kasvien ja eläinten monimuotoisuuteen tulisi jatkossa tutkia perusteellisemmin etenkin siksi, että toimenpiteen suosiota pyritään kasvattamaan ohjelmakaudella 2007–2013.

## Visuaalinen maatalousmaisema

Jo ensimmäisellä ympäristötuen ohjelmakaudella aloitettu visuaalinen maisemaseuranta jatkui ja laajeni toisen ohjelmakauden aikana. Sekä maisemallisesti arvokkaille maatalousalueille että arvokkaille perinnebiotoopeille saatiin aikaan valokuvaukseen perustuva seurantajärjestelmä. Visuaalisen maisemaseurannan keskeisin tulos on ainutkertainen valokuvamateriaali tutkimuksen kohteena olevista viljelymaisemista ja perinnebiotoopeista. Valokuva-aineistosta havaittiin yllättävän paljon maisemamuutoksia ottaen huomioon suhteellisen lyhyt seurantajakso. Selviä maisemamuutoksia oli havaittavissa joka toisessa kuvaparissa. Osa muutoksista liittyy muuhun kuin ympäristötukijärjestelmän toimenpiteisiin, kuten teiden rakentamiseen tai metsänhoitoon. Ympäristötukeen liittyvistä myönteisistä maisemamuutoksista kertovat vesistöjen suojavyöhykkeet ja -kaistat sekä joillakin niityillä uudelleen aloitettu laidunnus.

Maisemaseurannan aineistoja hyödyntäneessä arvottamistutkimuksessa havaittiin ihmisten arvostavan ympäristötuella aikaan saatavia maisemanmuutoksia. Viljelymaiseman miellyttävyyttä heikensivät olennaisesti pientareilla kasvavat pajun, pujan ja heinien kasvustot. Avoimia nä-

kymiä on Suomessa niukasti, eikä niiden pitäisi antaa umpeutua. Maaseutumaisemaa monipuolistetaan korostamalla sen myönteisiksi koettuja yksityiskohtia. Ympäristötuen perustoimenpiteiden kuten peltojen ja viljelymaiseman avoimena ja hoidettuna pitämisen, asuin- ja tuotantorakennusten ympäristöstä huolehtimisen sekä luonnon monimuotoisuuden ylläpitämisen voitiin arvioida myötävaikuttavan siihen, että arvokas viljelymaisema säilyy. Vaikka seuranta-aineistossa oli myös kohteita, joissa maisema oli pensoittunut, kokonaisuutena viljelymaisemat olivat säilyneet avoimina. Olennaisin tähän vaikuttanut tekijä on epäilemättä Suomen peltoviljelyalan säilyminen ja jopa lisääntyminen ohjelmakauden aikana.

## Tulosten arviointi ja johtopäätökset

Luonto-Mytvaksen rahoituskausi oli poikkeuksellisen pitkä, seitsemän vuoden mittainen. Pitkää rahoituskautta voidaan pitää onnistuneena ratkaisuna, sillä rahoituskauden aikana saatiin toteutettua mittava ja kustannustehokas maatalousluonnon seurantakokonaisuus, jonka pohjalta maatalousluonnon monimuotoisuuden seuranta olisi helppo jatkaa tulevaisuudessakin. Hankkeessa kerätty tieto luonnon monimuotoisuuden tasosta ja vaihtelusta tavallisilla maatalousalueilla vuonna 2001 toimii luontevana vertailukohtana tulevaisuuden seurantatutkimuksille. Sen avulla voidaan lisäksi arvioida EU:n vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen toteutumista suomalaisessa maatalousympäristössä. Nyt kertynyt tieto eri eliöryhmien monimuotoisuuteen vaikuttavista avaintekijöistä tarjoaa myös hyvän pohjan ympäristötuen toimenpiteiden kehittämiseksi jatkossa paremmin luonnon monimuotoisuutta edistäviksi. Luonnon monimuotoisuus- ja vesiensuojelukysymyksiä laajasti kattavat ja usein keskenään samoilta alueilta kerätyt Mytvas-aineistot tarjoavat jatkossa hyvät pohjatiedot erilaisille monitieteisille, esimerkiksi maatalouden monivaikutteisuuteen ja maatalousmaisemaan liittyville tutkimushankkeille.

Kokonaisuutena arvioiden ympäristötuen vapaaehtoiset erityistuet sisältävät kattavasti mahdollisuuksia luonnon monimuotoisuutta edistäviin toimiin. Erityisesti perinnebiotooppien hoidon erityistuki on toimiva tukimuoto, jolla on ollut huomattava merkitys maatalousluonnon monimuotoisuuden säilymiselle Suomessa. Erityistukiin on käytetty kuitenkin vain 13 % ympäristötuen kokonaisrahoituksesta. Pääosa rahoituksesta on käytetty kaikille tukeen sitoutuville tiloille pakollisiin perus- ja lisätoimenpiteisiin, joiden vaikuttavuus



luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä on ollut hyvin vaatimaton.

Perus- ja lisätoimenpiteet ovat olleet riittämättömiä maatalousluonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi saati sen lisäämiseksi, ja niitä on leimannut tehottomuus suhteessa ympäristötukeen käytettyyn suureen rahamäärään. Näiden toimenpiteiden tavoitteet on asetettu niin matalalle, että suurin osa tuesta on voitu maksaa viljelijöille ilman, että heidän on tarvinnut juurikaan muuttaa normaaleja käytäntöjään. Hyvä esimerkki on perustoimenpiteisiin kuuluva luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitovelvoite, joka ei otikostaan huolimatta ole edellyttänyt viljelijöiltä minkäänlaisia käytännön toimia. Huomattava osa ympäristötuesta on suunnattu sellaisten toimenpiteiden tukemiseen, jotka yhtä hyvin voitaisiin katsoa kuuluviksi tavanomaiseen hyvään viljelykäytäntöön. Ympäristötuen perustoimenpiteisiin ei sisälly yhtäkään merkittävästi luonnon monimuotoisuutta edistävää toimenpidettä, vaikka periaatteessa maatalousluontoa hyödyttäviä toimia olisi helppo toteuttaa millä tahansa maatilalla.

Jo Luonto-Mytvaksen väliraportissa esitettiin suuri määrä seurantatutkimusten tuloksiin pohjautuneita suosituksia maatalouden ympäristötuen kehittämiseksi. Eräät suositukset johtivat käytännön parannuksiin, kun maatalouden ympäristötu-

kijärjestelmää uudistettiin seuraavalle ohjelmakaudelle 2007–2013, mutta suurta osaa suosituksista ei otettu huomioon. Etenkään perus- ja lisätoimenpiteisiin ei vieläkaan saatu yhtäkään merkittävästi luonnon monimuotoisuutta edistävää käytännön luonnonhoitotoimenpidettä. Tärkeimpiä uusia perus- ja lisätoimenpiteitä olisivat peltojen monimuotoisuuskaistat ja luontoystävälliset kesannot. Näiden yhteisenä pinta-alatavoitteena tulisi olla noin 10 % peltopinta-alasta. Ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteisiin tulisi luoda myös mahdollisuus ulottaa toimenpiteet pellon reunassa metsän tai muun varsinaisesti viljely-ympäristöön kuulumattoman elinympäristön hoitoon.

Ympäristötukea uudistettaessa tuli esiin, että ehdotettujen uusien luonnon monimuotoisuus -toimenpiteiden vaikutuksista tulisi hankkia tutkittua tietoa kokeiluhankkeissa. Kustannustehokkaiden toimenpiteiden kehittämisen tutkimus tulisi nähdä yhtä olennaisena kuin toteutettavien toimenpiteiden vaikuttavuuden tutkimus. Kehittäminen olisi luontevaa liittää osaksi seuraavan kauden Mytvastutkimuksia.



# 1 Johdanto

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta -tutkimus (MYTVAS) aloitettiin vuonna 1995 pian Suomen liittyttyä Euroopan Unionin jäseneksi. Ensimmäisen ohjelmakauden tutkimus (MYTVAS 1, 1995–1999; Grönroos ym. 1998, Palva ym. 2001) painottui vesiensuojelukysymyksiin, mutta mukana oli myös luonnon monimuotoisuuden ja maisemaan liittyviä osahankkeita (ks. taulukko 1). Toisen ohjelmakauden seuranta-tutkimuksessa (MYTVAS 2, 2000–2006) luonnon ja maiseman monimuotoisuuden seurantaan panostettiin aiempaa enemmän. MYTVAS 2 -tutkimus jaettiin kahteen erikseen koordinoituun osioon, ”Vesistökuormitus: vesiensuojelun tavoiteohjelman toteutuminen maatalouden osalta” (Vesi-Mytvas) ja ”Luonnon monimuotoisuus ja maisema” (Luonto-Mytvas).

Luonto-Mytvas -hankkeen väliraportti julkaistiin vuonna 2004 Suomen ympäristö -sarjassa (Kuussaari ym. 2004). Siinä raportoitiin kymmenen osahankkeen tulokset vuosilta 2000–2003. Nyt käsillä olevassa hankkeen loppuraportissa esitetään yhdeksän osahankkeen tulokset vuosilta 2004–2006. Tässä raportoitavista osahankkeista seitsemän on jatkoa jo väliraportissa esitellyille seuranta-tutkimuksille. Kaksi (luvut 4.7–4.8) on aiemmin raportoimattomia, pääosin vuosina 2004–2006 toteutettuja tutkimuksia. Joitakin Luonto-Mytvas -kokonaisuuden osahankkeita on lisäksi julkaistu omina raportteinaan (esim. Tarmi & Helenius 2002, Luoto 2000a, Schulman ym. 2006). Luonto-Mytvas -kokonaisuudessa toteutettiin yhteensä 17 osatutkimusta (taulukko 1).

Luonto-Mytvas -hankkeen taustaa, tavoitteita ja rakennetta esiteltiin perusteellisesti hankkeen väliraportissa. Siksi tässä esitellään hankkeen tavoitteita ja rakennetta vain lyhyesti. Maatalouden ympäristötuen rakenne ohjelmakaudella 2000–2006 on esitelty lyhyesti sivun 17 tietolaatikossa.

# 2 Tutkimuksen tavoitteet

Hankkeelle asetettiin sen alkuvaiheessa neljä päätavoitetta:

- 1) Tuottaa kattava kuva lajien ja elinympäristöjen monimuotoisuuden vaihtelusta tavallisilla suomalaisilla maatalousalueilla. Tämä muodostaa monimuotoisuuden perustason, johon myöhempää monimuotoisuuden kehitystä voidaan verrata.
- 2) Tunnistaa maatalousluonnon monimuotoisuuden vaihtelua selittävät avaintekijät.
- 3) Arvioida ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikutuksia biodiversiteettiin ja maisemaan.
- 4) Arvioida perus- ja erityistoimenpiteiden suhteellista merkitystä luonnon monimuotoisuudelle.

Kaikkia osatutkimuksia yhdistävänä tavoitteena oli tuottaa tarpeellista pohjatietoa ympäristötuen toimenpiteiden kehittämistarpeiden ja -mahdollisuuksien arviointiin.



Mikko Kuussaari



Ympäristötuen päätavoitteet ovat vesiensuojelussa, joten toimenpiteet keskittyvät paljolti erilaisten vesistöjen reuna-alueille.

### 3 Tutkimusosapuolet, yhteistyö ja hankkeen rakenne

Luonto-Mytvas -seurantatutkimus toteutettiin viiden tutkimuslaitoksen yhteistyönä. Suomen ympäristökeskus (SYKE; erikoistutkija Mikko Kuussaari) toimi hankkeen koordinaattorina. Muut yhteistyötahot olivat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL), Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT), Helsingin yliopiston (HY) Soveltavan biologian laitos ja Taideteollinen korkeakoulu (TaiK). Hankkeen tutkimus- ja rahoitussuunnitelma laadittiin talven 1999–2000 aikana koko seitsemänvuotiselle jaksolle 2000–2006. Osahankkeiden tutkimussuunnitelmia tarkennettiin vuosittaisten rahoitushakemusten yhteydessä. Kevättalvella 2005 hankkeen tutkimus- ja rahoitussuunnitelmat päivitettiin kahdelle viimeiselle vuo-

delle 2005–2006. Tässä yhteydessä hankkeiden rahoitusta kahdelle viimeiselle vuodelle kasvatettiin verrattuna alkuperäiseen tutkimussuunnitelmaan nousseiden toteutuskustannusten ja hankkeen loppuraportoinnin kattamiseksi. Taulukossa 1 on esitetty yhteenveto Luonto-Mytvaksen osahankkeista toteutusaikataulusta, rahoitusosuuksista, vastuutahoista ja raportoinnista.

SYKEN vastuulla oli satunnaisruutututkimuksen (ks. tarkemmin alla) suunnittelu ja koordinaointi sekä siihen kuuluvat perhos-, mesipistiäis- ja maisemarakenneosiot. Myös kolme perinnebiotooppihin liittyvää osatutkimusta ja luonnon monimuotoisuuden erityistuen toteutumista selvittänyt osatutkimus olivat SYKEN vastuulla. Lisäksi

## Maatalouden ympäristötuen rakenne ohjelmakaudella 2000–2006

Ympäristötuen rakenne on pääpiirteissään kolmiportainen. Perustoimenpiteet ovat pakollisia kaikilla ympäristötuen sitoutuneille, samoin kuin yksi lisätoimenpiteistä. Näiden ohella viljelijä voi halutessaan valita jonkin vapaaehtoisista erityistukimuodoista. Vuonna 2006 ympäristötuen perustoimenpiteiden piirissä oli 91 % viljelijöistä ja 94 % kaikesta maatalousmaasta.

Perustoimenpiteiden tavoitteena on ensisijaisesti vähentää maataloudesta aiheutuvaa pinta- ja pohjavesiin kohdistuvaa ympäristökuormitusta, etenkin ravinnevalumia. Lisäksi halutaan edistää viljelyn suunnitelmallisuutta ja tarkentaa kasvinsuojeluaineiden käyttöä. Osalla perustoimenpiteistä pyritään edistämään myös luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa. Viljelijä sitoutuu pitämään tilansa viljelymaiseman avoimena ja säilyttämään lajistollisesti arvokkaat luontokohteet. Vesistöön rajautuville peltolohkoille tulee jättää keskimäärin kolme metriä leveitä suojakaistoja, sekä valtaojien varsille metrin leveät pientareet.

Viljelijän tulee valita myös vähintään yksi lisätoimenpide, jonka ehdot koskevat koko tilan peltoalaa. Korvaus maksetaan kuitenkin vain yhden toimenpiteen osalta. Valittavissa olevat toimenpiteet riippuvat osin tilan tuotantosuunnasta. Luonnon monimuotoisuuden kannalta lisätoimenpiteiden merkitys on vähäinen, sillä niistä vain yhdellä, maatilan monimuotoisuuskohteilla pyrittiin selkeästi biodiversiteettivaikutuksiin. Tämänkin toimenpiteen suosio jäi vähäiseksi, minkä vuoksi siitä luovuttiin ohjelmakaudella 2007–2013. Peltujen talviaikaisen kasvipeitteisyyden lisääminen parantaa silti vesiensuojelun ohella myös monen eliölajin asemaa.

Ympäristötuen perustoimenpiteisiin sitoutunut viljelijä voi halutessaan hakea erityistukia, joiden edellyttämiä toimenpiteitä toteutetaan vain sopimuksessa määritellyllä alueella. Ohjelmakaudella 2000–2006 valittavissa oli kaikkiaan 12 eri tukimuotoa, joiden sopimuskausi oli kestoaltaan 5 tai 10 vuotta. Näistä perinnebiotooppien hoidon erityistuki on luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittävin ja toteutunut kohtalaisen laaja-alaisena. Luonnonmukainen tuotanto on kuitenkin suosituin ja pinta-aloiltaan suurin erityistuki. Kokonaisuutena erityistuet ovat luonnon monimuotoisuuden ylläpitämisessä selvästi merkittävämpiä kuin perus- ja lisätoimenpiteet, joiden vaikuttavuus on jäänyt suuresta alueellisesta kattavuudestaan huolimatta vähäiseksi.

Alla on listattu vuosina 2000–2006 toteutetut ympäristötuen eri toimenpiteet. Ne on järjestetty asiantuntijarvioiden (Kuussaari ym. 2004) mukaan siten, että kussakin toimenpideryhmässä luonnon monimuotoisuuden kannalta vaikuttavuudeltaan tehokkaimmiksi arvioidut toimet on esitetty ensin. Merkittävimmät toimenpiteet on lisäksi kursivoitu. Eri tukimuotojen hehtaari- tai eläinmäärät kertovat vuoden 2006 tilanteen.

Perustoimenpiteet (kaikki noudattavat)	Ha	Erityistukisopimukset (valinnaisia)	Ha/ey
<b>Pientareet ja suojakaistat</b>	-	<b>Perinnebiotooppien hoito</b>	24 447
Monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen	-	<b>Luonnonmukainen tuotanto</b>	128 144
Viljelysuunnitelma ja seuranta	-	Suojavyöhykkeet	7 386
Kasvinsuojelu	-	Luonnon monimuotoisuuden edistäminen	5 991
Peltokasvien peruslannoitus	-	Kosteikat ja laskeutusaltaat	191
Kotieläintilan perustoimenpiteet	-	Alkuperäisrotujen kasvattaminen (ey)	4772
<b>Lisätoimenpiteet (yksi valittava)</b>		Maiseman kehittäminen ja hoito	3 285
Peltujen talviaikainen kasvipeitteisyys	950 935	Alkuperäiskasvien viljely	5
Maatilan monimuotoisuuskohteet	7 168	Lannan käytön tehostaminen	85 204
Tarkennettu lannoitus	358 094	Pohjavesialueiden peltoviljely	1 399
Kotieläintilan toimenpiteet	592 608	Happamuuden alueellinen vähentäminen	372
Puutarhatilan toimenpiteet	27 375	Säätösalaajitus ja vastaavat toimenpiteet	21 714

Lähde: Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman vuoden 2006 vuosikertomus. Manner-Suomi.  
– Maa- ja metsätalousministeriö 1.6.2007.

SYKE vastasi viljelijöiden sekä asiantuntijoiden kyselytutkimuksista. Hankkeen koordinaattorin erikoistutkija Mikko Kuussaaren lisäksi SYKEN tutkimusosastoihin osallistuivat tutkija Janne Heliölä (satunnaisruututkimus, viljelijä- ja asiantuntijakyselyt, perinnebiotooppien hoidon laatu), vanhempi tutkija Juha Pykälä (perinnebiotooppitutkimukset),

erikoistutkija Miska Luoto (maisemarakennetutkimus), tutkijat Anna Schulman (perinnebiotooppien hoidon laatu), Sonja Kivinen (maisemarakennetutkimus), Katja Raatikainen (perinnebiotooppien kasvit), Juho Paukkunen (mesipistiäistutkimukset) ja Joona Lehtomäki (maisemarakennetutkimus) sekä vanhempi tutkija Juha Pöyry (perinnebiotooppi-

**Taulukko 1.** Yhteenvedo Luonto-Mytvas -kokonaisuuteen vuosina 2000–2006 kuuluneista osahankkeista. V = väliraportti (Kuussaari ym. 2004), L = loppuraportti, E = erillinen raportti (viitetiedot lueteltu tarkemmin taulukon alla). Väliraportti sisälsi 10 ja loppuraportti 9 eri osahankkeen tulosten raportoinnin.

Osatutkimus	Toteutusvuodet	Rahoituksen osuus kokonaisrahoituksesta 2000–2006		Vastuullinen tutkimuslaitos	Raportointi
		%	%		
<b>Mytvas 1 tulosten julkaiseminen</b>		0,6			
Kasvitutkimukset	2000–2001		0	MTT	E1
Maisemarakennetutkimukset	2000–2001		0	SYKE	E2
Hyönteistutkimukset	2001, 2007		0,6	PKA	E3
<b>Perustoimenpiteiden vaikutukset – monimuotoisuuden vaihtelu tavallisilla maatalousalueilla</b>		63,1			
Tutkimusalueiden valinta ja näytteenoton suunnittelu	2001, 2005		5,0	SYKE	V
Kasviaineiston keräys ja analysointi	2001–2006		11,7	HY	V, L
Perhos- ja mesipistiäisaineiston keräys ja analysointi	2000–2006		21,8	SYKE	V, L
Lintuaineiston keräys ja analysointi	2000–2006		12,2	RKTL	V, L
Maisemarakenteen kuvaus ja analysointi	2002–2006		12,4	SYKE	V, L
<b>Erityistutkimusten vaikutukset</b>		23,6			
Luomu-viljelyn vaikutus biodiversiteettiin	2000–2005		7,3	RKTL	V, L
Perinnebiotooppien hoidon vaikutus biodiversiteettiin					
Hoidon toteutuminen: haastattelututkimus ja maastotarkistus	2004–2005		5,2	SYKE	E4
Erityistuen merkitys arvokkaiden perinnebiotooppien kannalta	2000, 2006		4,4	SYKE	L
Erityistuella aloitetun karjan laidunnuksen merkitys	(1999,) 2004		1,7	SYKE	L
Luonnon monimuotoisuuden erityistuen vaikutukset biodiversiteettiin	2004		2,7	SYKE	E4
Erityistuella perustettujen kosteikkojen merkitys biodiversiteetille	2004–2005		2,3	RKTL	E5
<b>Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle</b>		9,8			
Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta	2000–2006		8,4	HY, TaiK	V, L
Ympäristötuen vaikutukset visuaaliseen maisemaan	2003		1,4	HY	V
<b>Viljelijäkysely – luonnon monimuotoisuus maatalojen toiminnoissa</b>	2002		0,7	SYKE	V
<b>Asiantuntijakysely ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikuttavuudesta</b>	2003		0,0	SYKE	V
<b>Hankkeen koordinaatio ja julkaiseminen</b>	2005–2006		2,2	SYKE	L

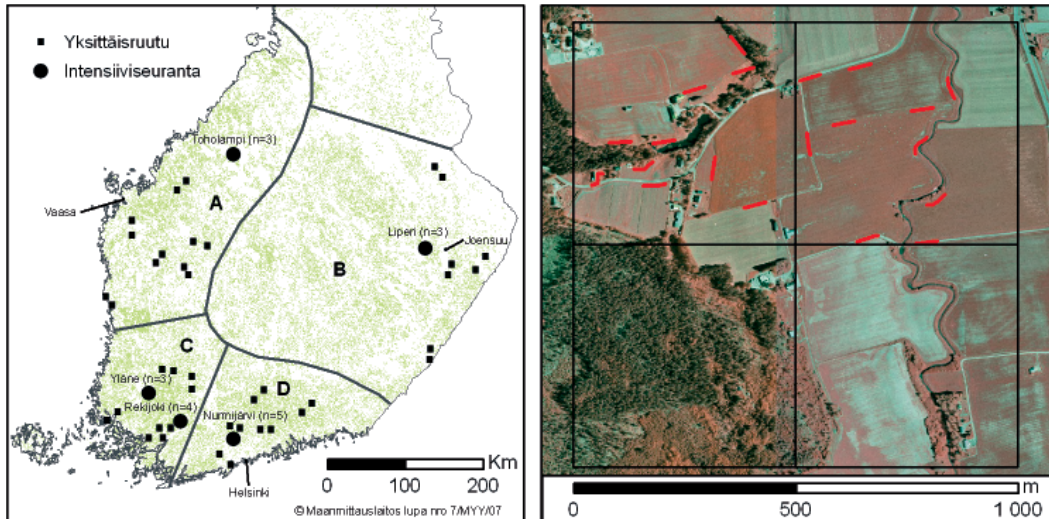
Erilliset raportit: E1 = Tarmi & Helenius 2002, Ma ym. 2002, Tarmi ym. 2002; E2 = Luoto 2000a, 2000b, 2000c, Luoto ym. 2001, 2002a, 2002b, 2003a, 2003b; E3 = Luotonen ym. valmisteilla; E4 = Schulman ym. 2006; E5 = Tiainen ym. valmisteilla. Moniin väli- ja loppuraportteissa raportoituihin osahankkeisiin liittyy myös muita julkaisuja (ks. liite).

en hyönteiset) ja projektipäällikkö Guy Söderman (mesipistiäistutkimukset).

RKTL (erikoistutkija Juha Tiainen) vastasi Luonto-Mytvasen lintututkimuksista. Suurin lintuihin kohdistunut tutkimusosio oli maatalousympäristön linnuston seuranta satunnaisuuduilla, niitä ympäröivillä alueilla sekä vanhoilla laskenta-alueilla. Näiden ohella luomu-tutkimukseen sisältyi laajoja lintulaskentoja. RKTL vastasi koko luomututkimuksesta, johon sisältyi myös perhos- ja kimalaiskantojen seuranta useana vuonna. Lisäksi RKTL vastasi ympäristötuella perustettujen

kosteikkojen tutkimuksesta. Tärkeimmät RKTL:n tutkimuksiin osallistuneet tutkijat olivat erikoistutkija Juha Tiaisen ohella tutkijat Markus Piha ja Ville Vepsäläinen (Luonnontieteellinen keskusmuseo, LTKM), Jukka Rintala, Jyrki Holopainen, Tuomas Seimola (RKTL) sekä Johan Ekroos (HY, Bio- ja ympäristötieteiden laitos).

MTT vastasi vuosien 1995–1999 Mytvas 1 -tutkimuksen luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa koskevista osuuksista, ja Luonto-Mytvasen (Mytvas 2) ensimmäisinä vuosina kahdesta tutkimusosiesta, putkilokasvien ja visuaalisen maiseman



**Kuva 1.** (A) Kartta satunnaisruutututkimuksen neliökilometrin kokoisten otanta-alueiden sijainneista Etelä-Suomessa. Karttaan on rajattu tutkimuksen neljä suuraluetta. Peltomaan esiintyminen on esitetty vaaleanvihreällä värillä. (B) Esimerkki otanta-asetelmasta neliökilometrin ruudussa (Nurmijärvi, Lepsämä). Kahteen ruutuneljänneeseen on sijoitettu 10 kappaletta 50 metrin pituisia kasvien ja hyönteisten otantalinjoja (kuvan punaiset viivat).

seurannasta. Näiden osahankkeiden vastuututkijoiden (professori Juha Helenius ja tutkija Reija Hietala) siirryttyä Helsingin yliopistoon myös niiden koordinaatiovastuu siirtyi Helsingin yliopistolle.

Juha Heleniuksen johdolla toteutettiin Mytvas 2:n eli Luonto-Mytvas -hankkeen satunnaisruutututkimuksen kasvitutkimukset, joihin maastoapulaisten ohella osallistuivat tutkijat Anna Schulman, Sanna Tarmi, Helena Pakkanen ja Miia Jauni. Visuaalisesta maisemaseurannasta vastasivat pääosin tutkijat Reija Hietala ja Tapio Heikkilä (Taideteollinen korkeakoulu). Taideteollinen korkeakoulu vastasi seurannan valokuvien laajasta vedostus- ja säilömistyöstä. Visuaalisen maisemaseurannan tuloksia hyödyntävästä arvottamistutkimuksesta vastasivat professori Liisa Tyrväinen (Helsingin yliopisto) ja tutkija Harri Silvennoinen (Joensuun yliopisto).

MYTVAS-tutkimuksen ohjausryhmänä toimi Maa- ja metsätalousministeriön nimittämä Maatalouden ympäristötuen seurantaryhmä (MYTO II), jonka puheenjohtajana toimi ympäristöjohtaja Veikko Marttila (maa- ja metsätalousministeriö) ja sihteerinä ylitarkastajat Sini Wallenius (maa- ja metsätalousministeriö) ja Leena-Marja Kauranne (ympäristöministeriö). Heidän lisäksi ohjausryhmään kuuluivat ylitarkastajat Tarja Haaranen (maa- ja metsätalousministeriö), Tarja Taipale (sijaisenaan Antero Nikander, maa- ja metsätalousministeriö), Tiina Malm (maa- ja metsätalousministeriö), ympäristöneuvos Heikki Latostenmaa (ympäristöministeriö), limnologi Pirkko Valpasvuo-Jaatinen (Lounais-Suomen ympäristökeskus), kehityspäällikkö Sari Peltonen (ProAgraria Maaseu-

tukeskusten liitto), toiminnanjohtaja Tage Ginström (Svenska Lantbruksproducenternas Centralförbund), maanviljelijä Markus Eerola (Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto) ja luomuneuvoja Jaana Nikkilä (Suomen Luonnonsuojeluliitto). Ryhmän pysyvinä asiantuntijoina toimivat Vesi- ja Luonto-Mytvas -hankkeiden koordinaattorit, erikoistutkijat Eila Turtola (MTT) ja Mikko Kuussaari (SYKE).

## Satunnaisruutututkimuksen otannat

Satunnaisruutututkimuksella tarkoitetaan taulukon 1 perustoimenpiteiden vaikutuksia tutkineita osahankkeita, joiden tulokset esitetään tämän raportin luvuissa 4.1–4.5. Tutkimuksessa kerättiin havaintoaineistoa putkilokasvien, perhosten, mesipistiäisten, peltolintujen sekä maisemarakenteen monimuotoisuuden alueellisesta vaihtelusta ja siinä tapahtuneista muutoksista tavanomaisilla maatalousalueilla. Satunnaisruutututkimus ei ulotunut Pohjois-Suomeen. Satunnaisruutujen tutkimusasetelma ja niillä toteutetut eri eliöryhmien lajiotannat on kuvattu yksityiskohtaisesti hankkeen väliraportissa (Kuussaari ym. 2004). Tässä esitetään niistä vain lyhyet kuvaukset. Käytetyistä menetelmistä ja otantatavoista kerrotaan tarkemmin kunkin osaraportin yhteydessä.

Tutkimuksen maisemarakente-, kasvi-, perhos- ja mesipistiäisosat toteutettiin vuosina 2000–2006 yhteensä 58 maatalousalueella (kuva 1 A). Lintututkimukset toteutettiin näistä 54 alueella ja niiden

**Taulukko 2.** Yhteenveto vuosina 2000–2006 tehdyistä satunnaisruutujen lajotannoista tutkimusalueittain sekä vuosittain tutkittujen neliökilometrin ruutujen määrät eri eliöryhmissä. Pinta-alasarake kertoo lintulaskennoissa inventoidut peltoalat (ha). Pinta-aloihin sisältyvät luvussa 4.4 esitetyt avoimet ympäristöluokat. Lintulaskennoissa on tutkittu satunnaisruutujen lisäksi suuri määrä lähialueita ja muita alueita, joiden kokonaismäärä on taulukon alimmalla rivillä. Tutkittujen eliöryhmien lyhenteet: L = linnut, P = perhoset, K = putkilokasvit ja M = mesipistiäiset.

Nro	Kunta	Pinta-ala	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Etelä-Suomi</b>									
11	Iitti	51.3	LP-M	LPKM	L	L		LPKM	L
12	Mäntsälä	94.3	LP-M	LPKM	LP	L	L	LPKM	
13	Lammi	43.3	LP-M	LPKM	–	–		LPKM	
14	Nurmijärvi	35.2	LP-M	LPKM	P	–		LPKM	
15	Kirkkonummi	55.3	LP-M	LPKM	LP	L	L	LPKM	
16	Lapinjärvi	77.6	LP-M	LPKM	L	L		LPKM	L
17	Askola	42.4	LP-M	LPKM	–	–		LPKM	
18	Hollola	60.6	LP-M	LPKM	L	L	L	LPKM	L
19	Loppi	–	PM	-PKM	P	–	–	PKM	
20	Siuntio	55.0	LP-M	LPKM	P	–	L	LPKM	
21	Vihti	65.2	LP-M	LP-M	LP-M	LP-M	LPM	LP-M	P
22	Nurmijärvi	65.1	LP-M	LPKM	LP-M	LP-M	LPM	LPKM	LP
23	Nurmijärvi	60.3	LP-M	LP-M	LP-M	LP-M	LPM	LP-M	LP
24	Nurmijärvi	68.6	LP-M	LPKM	LP-M	LP-M	LPM	LPKM	LP
25	Nurmijärvi	74.8	PM	LPKM	LP-M	LP-M	LPM	LPKM	LP
<b>Lounais-Suomi</b>									
1	Urjala	60.0	–	LPKM	P	P	P	LPKM	P
2	Huittinen	37.6	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
3	Paimio	36.1	–	LPKM	–	–	–	LPKM	L
4	Taivassalo	64.6	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
5	Halikko	56.2	–	LPKM	–	–	–	LPKM	L
6	Forssa	66.8	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
7	Punkalaidun	39.3	–	LPKM	P	P	P	LPKM	P
8	Halikko	70.4	PM	LPKM	–	–	–	LPKM	L
9	Kuusjoki	57.2	PM	LPKM	–	–	–	LPKM	L
10	Mynämäki	83.1	–	LPKM	–	–	–	LP KM	–
27	Somero	78.1	–	LPKM	–	L	L	LPKM	L
28	Somero	75.4	–	LPKM	–	L	L	LPKM	L
29	Somero	39.5	–	LPKM	–	L	L	LPKM	L
30	Somero	76.4	–	LP-M	–	L	L	LP-M	L
31	Yläne	87.5	–	LPKM	–	–	–	LPKM	L
32	Yläne, Oripää	78.6	–	LPKM	–	–	–	LPKM	L
34	Yläne, Oripää	72.3	–	LPKM	–	–	–	LPKM	L
<b>Pohjanmaa</b>									
36	Jurva	41.1	–	LPKM	–	–	L	LPKM	L
37	Laihia	63.4	–	LPKM	–	–	L	LPKM	L
38	Kuortane	19.7	–	LPKM	–	–	L	LPKM	L
39	Töysä	62.2	–	LPKM	L	L	L	LPKM	L
40	Merikarvia	–	–	-PKM	–	–	–	-K-	–
41	Merikarvia	–	–	-PKM	–	–	–	-K-	–
42	Peräseinäjoki	30.7	–	LPKM	L	L	L	LPKM	L
43	Virrat	60.4	–	LPKM	L	L	L	LPKM	L
44	Kauhajoki	57.6	–	LPKM	–	–	L	L-K-	L
45	Jalasjärvi	46.4	–	LPKM	L	L	–	L-K-	L
46	Alahärmä	64.5	–	LPKM	–	–	L	LPKM	L
47	Kortesjärvi	37.7	–	LPKM	L	–	L	LPKM	L
49	Toholampi	78.8	–	LPKM	–	–	L	LPKM	–
50	Toholampi	67.3	–	LPKM	–	–	L	LPKM	–
51	Toholampi	57.1	–	LPKM	–	–	L	LPKM	–

Nro	Kunta	Pinta-ala	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Itä-Suomi</b>									
53	Tuupovaara	14.5	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
54	Kihtelysvaara	22.9	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
55	Rautjärvi	34.4	–	LPKM	–	–	–	LPKM	–
56	Rautjärvi	23.2	–	LP-M	–	–	–	LP-M	–
57	Lieksa	–	–	-P-M	–	–	–	P-M	–
58	Lieksa	–	–	-PKM	–	–	–	PKM	–
59	Pyhäselkä	31.9	–	LPKM	PM	PM	PM	LPKM	P
60	Rääkkylä	20.5	–	LPKM	PM	PM	PM	LPKM	P
61	Liperi	50.0	–	LPKM	PM	PM	PM	LPKM	P
63	Liperi	64.1	–	LPKM	PM	PM	PM	LPKM	P
65	Liperi	47.3	–	LP-M	PM	PM	PM	LP-M	P
<b>Inventoituja alueita eri vuosina:</b>									
	Linnut		13	53	15	18	25	53	28
	Perhoset		15	58	17	12	12	54	12
	Putkilokasvit		–	52	–	–	–	52	–
	Mesipistiäiset		15	58	10	10	10	54	–
	Linnut lisäalueineen		46	65	65	58	66	88	47

ympäristössä, sekä kahdellatoista muulla laajemmalla alueella. Tutkimuksessa käytettiin neliökilometrin kokoisia alueita (ruutuja), jotka arvottiin osittamalla ne neljän maantieteellisen suuralueen maatalousalueille. Arvontaan hyväksyttiin ruudut, joilla viljelyn pellon osuus oli vähintään 20 % kokonaispinta-alasta uusimman peruskartan mukaan. Yhteensä 40 ruudun osalta arvonta tehtiin täysin satunnaisesti, minkä lisäksi viidelle maatalousalueelle suunnattiin tehostettua otantaa (kuva 1 A). Näillä viidellä alueella oli tehty seurantatutkimusta jo ensimmäisellä ohjelmakaudella (1995–1999; MYTVAS 1). Kullekin tehostetun otannan alueista arvottiin 3–5 tutkimusruutua siten, että ne sijaitsivat vähintään kilometrin etäisyydellä toisistaan. Lintututkimuksessa oli kohteena yhteensä 152 ruutua tai muuta aluetta, kun satunnaisruutuja ympäröivät alueet ja lisäalueet otetaan huomioon, mutta niiden lukumäärä vaihteli vuosittain välillä 59–141.

Eri osatutkimuksissa neliökilometrin kokoisia otanta-alueita tutkittiin hieman eri tavoin.

Matalalentoilmakuvilta tehdyt maisemarakenetulkinnat tehtiin aina koko alueelta (luku 4.5). Lintujen osalta eri lajien reviirit kartoitettiin aina kaikilta ruudun alueella sijainneilta pelloilta, mutta peltoaukean jatkuessa ruudun ulkopuolelle linnusto selvitettiin myös koko muun peltoaukean osalta (luku 4.4). Tehostetun seurannan alueilla tutkimusruudut rajoittuivat tällöin suoraan toisiinsa, jolloin voidaan olettaa niiden vaikuttaneen toisiinsa. Spatiaaliset autokorrelaatioanalyysit kuitenkin osoittivat, että ruutujen aineistoja voidaan pitää toisistaan riippumattomina (Piha ym. 2007).

Kasvien (luku 4.1) ja pölyttäjähöynteisten (luvut 4.2 ja 4.3) osalta otannat rajattiin vain kunkin

neliökilometrin ruudun kahdelle neljännekselle. Neljästä mahdollisesta osaruudusta tutkimukseen valittiin kaksi maisemarakenteeltaan mahdollisimman erilaista aluetta. Kummallekin näistä sijoitettiin 10 erillistä 50 metrin mittaista otantalohkoa, jotka muodostivat yhteensä 1000 metrin otantalinjan jokaisella tutkimusruudulla (kuva 1 B). Otantalohkojen välimatka oli normaalisti vähintään 50 metriä. Ne pyrittiin sijoittamaan mahdollisimman tasaisesti erilaisiin tarjolla oleviin avoimiin, viljelemättömiin elinympäristöihin. Otantalohkojen paikat päätettiin maastokäynneillä keväällä 2001. Myöhemmin vuosina niiden sijainteja muutettiin vain pakon edessä, jos kyseinen elinympäristölaikku oli hävinnyt tai maanomistaja päätti kieltää tutkimuksen maillaan.

Perhosaineisto kerättiin kaikilta otantalohkoilta linjalaskentamenetelmällä (Pollard & Yates 1993, Kuussaari ym. 2000; luku 4.2). Putkilokasvien osalta kummastakin tutkittavasta ruutuneljänneksestä valittiin kuusi otantalohkoa, joilta kartoitettiin kasvilajit yleensä metrin leveältä ja 50 metrin mittaiselta kaistalta. Lisäksi osalla otantalohkoista tehtiin tarkemmat kasvilajien peittävyysarviot kolmelta neliökilometrin näytealalta (luku 4.1). Mesipistiäisten otannassa käytettiin ns. keltapyödyksiä (Söderman ym. 1997) siten, että kullakin ruudulla asennettiin kolme pyödystä kahdelle eri otantalohkolle (luku 4.3).

Otantojen laajuus vaihteli eri eliöryhmissä vuodesta toiseen (taulukko 2). Kaikissa eliöryhmissä laajimmat otannat tehtiin vuosina 2001 ja 2005, jotka olivat kannanmuutosten seurannan tärkeimmät vertailuvuodet. Eri eliöryhmien otantoja selostetaan tarkemmin luvuissa 4.1–4.5.



Luonnonlaitumet ovat kasvilajistoltaan rikkaimpia maatalousympäristöjämme. Tällä niityllä esiintyy myös taantunut ketokultasiipi (*Lycaena hippothoe*).

## 4 Tutkimuksen tulokset

Luonto-Mytvas -hankkeessa vuosina 2000–2006 toteutetut 17 osatutkimusta tuottivat suuren määrän uutta tietoa maatalousluonnon monimuotoisuudesta, siihen vaikuttavista ympäristökijöistä ja ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuudesta. Tutkimukset tuottivat myös monia suosituksia ympäristötuen kehittämiseksi jatkossa (ks. luku 6). Hankkeen tulokset sekä niistä johdetut päätelmät olivat luonnon monimuotoisuuden ja maatalousmaiseman osalta keskeinen tietolähde ympäristötuen väliarvioinnissa (MMM 2004). Luonto-Mytvas -hankkeen tuottamat yhteensä yli 150 julkaisua on koottu liitteeseen 1. Seuraavassa esitetään vuosina 2004–2006 toteutettujen osahank-

keiden tulokset. Näiden lisäksi vuosina 2004–2005 toteutettiin perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistukien toteutumisen laatua arvioinut hanke, jonka tulokset on julkaistu omana raporttinaan (Schulman ym. 2006), sekä erityistuella perustettujen kosteikkojen merkitystä biodiversiteetille arvioinut hanke, jonka tulokset tullaan julkaisemaan oman raporttinaan (J. Tiainen ym. valmisteilla).



## 4.1 Putkilokasvien monimuotoisuus maatalousalueilla 2001–2006

Miia Jauni & Juha Helenius  
Helsingin yliopisto

Kasvien lajistollinen monimuotoisuus on edellytys muun eliöstön monimuotoisuudelle. Kasvit muodostavat ravintoverkkojen perustan, ja yksi kasvilaji toimii resurssina useille toisenvaraisille lajeille eri eliöryhmissä, näin myös maatalouden luomis- ja ylläpitämissä elinympäristöissä (Marshall & Moonen 2002). Maatalousympäristöjen luonnonvarainen kasvilajisto on runsaimmillaan erilaisilla pientareilla, niityillä ja joutomailla: nämä ovat niitä ympäristöjä, joita tämä tutkimus koskee.

Tutkimuksemme ei koske viljelykasvustojen luonnonvaraista lajistoa eli peltojen rikkakasveja. Näiden yleisyyden ja runsauden muutoksia on seurattu 1970 -luvulta alkaen noin kymmenvuositain (Salonen ym. 2001). Tutkimus ei myöskään koske jo puoli vuosisataa sitten päättyneen niitty-talouden aikakauden luomia perinnebiotooppeja (Pykälä 2001, sekä luvut 4.7 ja 4.8.), vaan keskittyy suomalaisen maatalouden nykyiseen vallitsevaan ympäristöön. Mainittakoon kuitenkin, että noin neljännes Suomen uhanalaisista lajeista on perinneympäristöistä riippuvaisia, ja lähes kolmannekselle Suomen uhanalaisista putkilokasveista nämä ovat ensisijainen elinympäristö (Rassi ym. 2001).

Tavanomaisen maatalouden ylläpitämä luonnonvarainen lajisto koostuu enimmäkseen yleisistä ja usein runsaana esiintyvistä lajeista. Tämä ei vähennä seurannan tarvetta: maatalouden maankäytön intensiteetin kasvu ja tuotantotapojen muutos on nopeaa, ja hallitsemattomassa muutoksessa on vaara, että nykyisin yleinen lajisto on kokemassa niitty-talouden luoman aikoinaan runsaan lajiston kohtalon. Lisäksi on huomattava, että myös uhanalaisia lajeja tavataan näissä ympäristöissä.

Lajistollisen monimuotoisuuden suojele viljely-ympäristössä on varsin uusi ajatus maatalousalan ammattilaisille. Esimerkiksi Hilli (1949) tutki pientareiden lajistoa vain hyötykäytön ja toisaalta haitallisten vaikutusten torjunnan näkökulmasta. Pientareita suositeltiin niitettäväksi rehuksi, ja toisaalta viljelmien viereltä suositeltiin piennarkasvillisuus käsiteltäväksi herbisideillä rikkakasvien

mahdollisen leviämisen hillitsemiseksi (Hilli 1949). Vasta biodiversiteetin noustua maatalouspoliittiseksi teemaksi 1990-luvun alussa hyvän viljelykäytännön ohjeet suosittivat pientareiden jättämistä ruiskuttamatta (MMM 1993).

Vuodesta 1995 alkaen ovat maatalouden ympäristötuen tukiehdot kieltäneet torjunta-aineiden käytön peltojen pientareilla ja suojakaistoilla. Torjunta-aineita kuitenkin kulkeutuu tuulen mukana pientareiden ja suojakaistojen puolelle viljelykasvuston ruiskutuksen yhteydessä. Torjunta-aineet ovat haitallisia peltojen pientareiden kasvilajistolle, sillä ne vähentävät kasvien lajirunsausta, monimuotoisuutta sekä peitteisyyttä (Kleijn & Snoeiijing 1997, de Snoo & van der Poll 1999). Lisäksi torjunta-aineet vaikuttavat siemenpankin laatuun sekä biomassan tuotantoon (Asteraki ym. 2004, Kleijn & Snoeiijing 1997). Luonnonmukaista tuotantotapaa noudattavilla tiloilla ei käytetä rikkakasvien torjunta-aineita. Näiden vertailut tavanomaista tuotantotapaa noudattavien tilojen luonnon monimuotoisuuteen osaltaan vahvistavat käsitystä rikkakasvikäsittelyjen tai niistä aiheutuvien tuulikulkeumien haitallisesta vaikutuksesta kasviyhteisöjen lajirunsauteen. Esimerkiksi Bengtsson ym. (2005), jotka tekivät yhteenvedon 66 vertailututkimuksen tuloksista, arvioivat luonnonmukaisen tuotantotavan lisäävän lajirunsausta keskimäärin 30 %, kasvien lajimääriä vielä selvästi enemmän.

Niitto ei ole ollut ympäristötuen velvoite, vaikkakin sitä on suositeltu. Niitto lisää merkittävästi kasvilajien monimuotoisuutta erityisesti silloin, kun niittojäte kerätään pois. Tällöin useiden dominoivien lajien, kuten esimerkiksi juolavehnan runsaus vähenee ja matalakasvuisten kasvien runsaus lisääntyy (Persson 1995). Myös laidunnuksella on positiivinen vaikutus kasvilajistoon. Yli puolet Suomen kasvistosta hyötyy ei-rehevöittävästä laidunnuksesta (Pykälä 2001).

Yleisesti kasviyhteisöjen lajimonimuotoisuuteen vaikuttavista ympäristökijöistä merkittävimpiä ovat kosteus ja ravinteisuus. Rehevillä kasvupai-



Peltosauramo on yksi peltojemme vanhakantaisista rikkakasveista, joka on harvinaistunut viljelyn tehostumisen myötä.

koilla kasvillisuus on useimmiten korkeaa ja lajeja esiintyy vähemmän. Kasvupaikan ravinteikkuuden lisääntyessä erityisesti pienten ja matalakasvuisten kasvilajien määrä vähenee, sillä ne häviävät valokilpailussa muille kasveille (Kleijn & Snoeiijing 1997). On voitu osoittaa, että viljelykasvustoille annettavien typpi- ja fosforilannoitemäärien kasvaessa lohkoa ympäröivien piennarten kasvilajimäärä pienenee (Kleijn & Verbeek 2000). Schulman ym. (2005) havaitsivat Ahvenmaan viljely-ympäristön seuranta-aineistosta, että kosteilla kasvupaikoilla putkilokasvien lajimäärä on pienempi kuin kuivilla kasvupaikoilla. Kosteutta suosivina lajeina tunnetaan esimerkiksi ojakärsämö ja karhunputki toisin kuin esimerkiksi keto-orvokki ja kissankello, jotka ovat kuivien niittyjen kasveja (Tarmi & Bäckman 2004).

Pinta-alaltaan suurissa elinympäristöissä yleensä tavataan pinta-alayksikköä kohden suurempi joukko lajeja kuin muuten vastaavissa, mutta pienialaisissa ympäristöissä. Testattaessa tätä sääntöä suojaakaistoihin, jotka ovat ympäristötukiohjelmien edellyttämiä kaistoja pellon ja vesistön tai valtaoajan välissä, osoittautui, että pinta-alan kasvattaminen kaistaa leventämällä toi lajimäärään lisäystä (Ma ym. 2002). Myös Bokenstrandin ym. (2004) mukaan leveä piennar lisää lajirikkaan ja monipuolisen kasvillisuuden määrää.

Maantieteellisten alueiden välillä on tunnetusti eroja kasvilajistossa ja yhteistenkin lajien runsaus-suhteissa. Tämä eliömaantieteellinen vaihtelu johdetaan mm. levintähistorioiden, alueelle ominaisimpien maalajien sekä sää- ja ilmasto-olojen eroista, ja on hyvin ilmeistä Suomen eri osien välillä (Kalliola 1973). Maatalouden tuotantosuuntien sekä maan- ja panoskäytön intensiteetin alueelliset erot tuovat oman, ilmeisesti merkittävän (esim. Luoto ym. 2004) osansa alueelliseen vaihteluun. Tutkimuksessamme käytettyä jakoa neljään alueeseen on aiemmin analysoitu, ja on voitu todeta alueiden väliset erot niin suuriksi, että viljely-ympäristön kasvivyhteisöjä on syytä tarkastella alueittain (Tarmi & Helenius 2002, Pakkanen & Helenius 2004, Kivinen ym. 2006, Jauni 2006).

## Tutkimuksen tavoitteet

Ensimmäisen maatalouden ympäristötukikauden seurannan (MYTVAS1-hankkeen) kasviseurantojen tulokset sekä nyt raportoivan toisen tukikauden seurannan (MYTVAS2-hankkeen) välitulokset otantavuotta 2001 koskien on raportoitu toisaalla (Tarmi & Helenius 2002, Pakkanen & Helenius 2004). Tässä raportissa esitellään toisen tukikauden seurantatulokset kokonaisuudessaan, siten että mukana on otantavuosien 2001 ja 2005 vertailu, ja väliraportissa esitettyä perusteellisempi analyysi kasvivyhteisöistä ja niiden välisistä eroista.

Tavoitteena oli kuvata viljely-ympäristön kasvivyhteisöjen lajikoostumusta sekä selvittää siihen vaikuttavia tekijöitä. Erityisesti tutkimus tähtäsi sellaisen tiedon tuottamiseen, jota tarvitaan arviointaessa maatalouden ympäristötuen vaikutuksia putkilokasvien lajimonimuotoisuuteen paitsi ekologisen muutoksen kannalta lyhyellä tukikaudella 2000–2006, myös pitkäjänteisemmin tulevaisuutta ajatellen. Ensimmäisen tukikauden seuranta-aineisto tukee käsillä olevaa seuranta-aineistoa vain osittain, koska otannan perusjoukko käsitti tuolloin vain suojaakaistat ja valtaojien pientareet (Tarmi & Helenius 2002), jotka puolestaan olivat nyt vain niukasti edustettuina satunnaissotannan aineistossa (ks. myös Pakkanen & Helenius 2004).

## Aineisto ja menetelmät

### Kasvillisuuskartoitus satunnaisruuduilla

Kasvilajistokartoitus tehtiin vuosina 2001 ja 2005 MYTVAS2 -hankkeen satunnaisruuduilla, jotka sijaitsivat neljällä maantieteellisellä alueella (Etelä-Suomi, Lounais-Suomi, Pohjanmaa ja Itä-Suomi:

katso luku 3). Keräämismenetelmä, otantalohkojen ympäristömuuttujat sekä vuoden 2001 kartoituksen tulokset on raportoitu Mytvas -seurantatutkimuksen väliraportissa (ks. Pakkanen & Helenius 2004). Otantalohkon koko oli 50 m kertaa 1 m eli 50 neliometriä. Tutkittava elinympäristökaista ei aina ollut metrinhän levyinen, jolloin otantalohkon pituutta kasvatettiin siten, että lohkon alaksi saatiin 50 neliometriä. Otantalohkoilta putkilokasvilajien runsaus arvioitiin yhdeksänluokkaisella peittävyysasteikolla ja yhden neliometrin näytealoilta jatkuvalla prosenttiasteikolla. Neliometrin näytealoja kutsutaan tästä eteenpäin neliöaloiksi.

Kasvikartoitusta tehtiin vuosina 2001 ja 2005 yhteensä 52:lla 1 km<sup>2</sup>-ruudulla. Kunkin ruudun sisältä tutkittiin pääsääntöisesti 12 otantalohkoa. Yhteensä vuonna 2005 tutkittiin 631 otantalohkoa. Vuonna 2001 tutkittiin 622 otantalohkoa (taulukko 1). Kasvit kartoitettiin vuonna 2005 11:llä ylimääräisellä otantalohkolla, jotka oli sijoitettu tutkimusalueilta löytyneille suojakaistoille. Tällä haluttiin lisätä suojakaistojen vähäistä määrää otanta-aineistossa.

Maastotyöt pyrittiin suorittamaan samalla tavoin molempina vuosina. Itä-Suomessa yhdellä neliökilometrin ruuduista otostettiin molempina vuosina vain kymmenen otantalohkoa. Yhdellä neliökilometrin ruudulla otos vuonna 2005 oli 11 otantalohkoa, koska tulvan vuoksi oli vaikeuksia löytää sopivia kohteita. Tämän vuoksi kyseisen ruudun otantalohkot osittain erosivat vuoden 2001 otantalohkoista. Vuonna 2005 tutkittiin 580 täysin samaa otantalohkoa kuin vuonna 2001 (taulukko 1).

Vuonna 2005 neliöalat kartoitettiin jokaisella maantieteellisellä alueella neljän neliökilometrin ruudun otantalohkoilta. Vuoteen 2001 verrattuna

**Taulukko 1.** Neliökilometrin kokoisten tutkimusruutujen, 50 m<sup>2</sup> -otantalohkojen sekä neliometrin näytealojen lukumäärät vuosina 2001 ja 2005 sekä vuodesta toiseen samoina pysyneiden (yhteisten) otantalohkojen ja neliöalojen lukumäärät.

	<b>Etelä-Suomi</b>	<b>Lounais-Suomi</b>	<b>Pohjanmaa</b>	<b>Itä-Suomi</b>	<b>Yhteensä</b>
<b>1 km<sup>2</sup> -ruudut</b>					
2001	13	16	15	8	52
2005	14*	16	15	8	53
<b>50 m<sup>2</sup> otantalohkot</b>					
2001	156	192	180	94	622
2005	159	192	181	99	631
Yhteiset	143	188	168	81	580
<b>1 m<sup>2</sup> neliöalat</b>					
2001	458	576	540	282	1866
2005	138	144	144	144	570
Yhteiset	126	138	141	111	516

\* Uudelta 1 km<sup>2</sup> -ruudulta tutkittiin vain yksi suojakaistalohko

siis neliometri-ruutuotantaa supistettiin. Nämä km<sup>2</sup> -ruudut valittiin arpomalla. Yhteensä neliöalojen aineisto koottiin vuonna 2005 190 otantalohkolta. Jokaiselta otantalohkolta tutkittiin kolme neliöalaa, joten tutkimukseen sisältyi kaikkiaan 570 neliöalaa. Paikannustarkkuuden rajoissa samoja neliöaloja kuin vuoden 2001 otannassa oli yhteensä 516, kaikkiaan 172 eri otantalohkolta (taulukko 1).

Molempina vuosina kaikilta otantalohkoilta ja neliöaloilta arvioitiin useita ympäristömuuttujia (taulukko 2). Lisäksi käytettävissä oli perhosseurannan yhteydessä koottu tieto kasvillisuuden keskimääräisestä korkeudesta kullakin otantalohkolla.

**Taulukko 2.** Yhteenvedo otantalohkoilta mitatuista ja arvioituista ympäristön laatua kuvaavista muuttujista.

<b>Lohkon ominaisuus</b>	<b>Mittaus tai luokittelu</b>
Elinympäristötyyppi	10 luokkaa, ks. taulukko 3.
Lohkon leveys	metreinä (1 desimaalin tarkkuus)
Lohkon pituus	metreinä (1 desimaalin tarkkuus)
Kaistan keskimääräinen kokonaisleveys	metreinä (1 desimaalin tarkkuus)
Ojan luiskan keskimääräinen leveys	metreinä (1 desimaalin tarkkuus)
Laidunnus	kyllä/ei
Niitto	kyllä/ei
Kasvinsuojeluaineiden vaikutus	ei havaittavissa, lievä, kohtalainen, voimakas
Kosteus	kuiva, tuore, kostea
Varjoisuus	paahteinen, valoisa, varjoinen
Paljaan maan osuus	kuten kasvilajien peittävyys
Sammaleisuus	kuten kasvilajien peittävyys
Kivisyys	kuten kasvilajien peittävyys
Karikkeisuus	kuten kasvilajien peittävyys
Viereisen pellon viljelykäyttö	viljelykasvilaji (nurmista laidun tai niitonurmi)
Kasvillisuuden vyöhykkeisyys (gradientti)	asteikolla 1–6 ei vyöhykkeisyyttä -voimakas gradientti

**Taulukko 3.** Tutkittujen 50 m<sup>2</sup> otantalohkojen lukumäärät elinympäristötyypeittäin vuosina 2001 ja 2005.

Elinympäristötyyppi	Etelä-Suomi		Lounais-Suomi		Pohjanmaa		Itä-Suomi		Koko maa	
	Vuosi		Vuosi		Vuosi		Vuosi		Vuosi	
	2001	2005	2001	2005	2001	2005	2001	2005	2001	2005
Pelto-pelto	56	50	75	74	68	69	21	24	220	217
Pelto-metsä	27	26	32	33	40	43	33	39	132	141
Pelto-tie	28	31	8	9	4	24	10	8	50	72
Suojakaista	2	7	12	10	4	6	16	13	34	36
Niitty	21	26	24	25	20	17	1	1	66	69
Luonnonlaidun	6	6	4	5	1	4	0	0	11	15
Viljelty nurmilaidun	3	0	0	0	6	1	3	2	12	3
Ajoura	0	0	1	3	3	2	1	2	5	7
Tien piennar	9	9	28	27	29	13	1	1	67	50
Muu	4	4	8	6	5	2	8	9	25	21
<b>Yhteensä</b>	<b>156</b>	<b>159</b>	<b>192</b>	<b>192</b>	<b>180</b>	<b>181</b>	<b>94</b>	<b>99</b>	<b>622</b>	<b>631</b>

**Taulukko 4.** Neliöalojen lukumäärät elinympäristötyypeittäin vuosina 2001 ja 2005. Huomaa, että neliöalojen otanta on pienempi vuonna 2005 kuin 2001.

Elinympäristötyyppi	Etelä-Suomi		Lounais-Suomi		Pohjanmaa		Itä-Suomi		Koko maa	
	Vuosi		Vuosi		Vuosi		Vuosi		Vuosi	
	2001	2005	2001	2005	2001	2005	2001	2005	2001	2005
Pelto-pelto	168	51	225	63	204	51	63	39	660	204
Pelto-metsä	81	24	96	27	120	24	99	57	396	132
Pelto-tie	84	27	24	6	12	15	30	6	150	54
Suojakaista	6	0	36	6	12	3	48	21	102	30
Niitty	63	21	72	24	60	24	3	0	198	69
Luonnonlaidun	18	0	12	0	3	9	0	0	33	9
Viljelty laidunnurmi	9	0	0	0	18	0	9	0	36	0
Ajoura	0	0	3	0	9	0	3	6	15	6
Tien piennar	27	12	84	18	87	18	3	3	201	51
Muu	12	3	24	0	15	0	24	12	75	15
<b>Yhteensä</b>	<b>468</b>	<b>138</b>	<b>576</b>	<b>144</b>	<b>540</b>	<b>144</b>	<b>282</b>	<b>144</b>	<b>1866</b>	<b>570</b>

Otantalohkoilta ja erikseen myös neliöaloilta arvioitiin paljaan maan, sammalien, kivien sekä karikkeen peittävyysosuudet. Sammalten peittävyys saattaa osittain kuvastaa myös kosteuden määrää, sillä lajimäärältään ja biomassaltaan sammalet ovat runsaimmillaan erilaisissa tuoreissa ja kosteissa elinympäristöissä (Ulvinen ym. 2002). Karike lisää varjostusta ja vaikuttaa sitä kautta haitallisesti taimien muodostumiseen ja kasvimonimuotoisuuteen (Foster & Gross 1998). Paljas, kasvipeitteeton maa-ala taas saattaa edistää monimuotoisuutta (Hansson & Fogelfors 1998). Otantalohkoilta nämä peittävyysarviot tehtiin vastaavalla luokka-asteikolla kuin kasvien lajirunsausarviot. Neliöaloilla käytettiin jatkuvaa prosenttiasteikkoa.

Vuonna 2005 arvioitiin edellisten lisäksi koko tutkitun kaistan leveys ja kasvillisuuden kokonaispeittävyys otantalohkoilla. Otantalohkoilta näkyvä kasvinsuojeluaineiden aiheuttama vioitus kirjattiin. Lisäksi kirjattiin, oliko otantalohko niitetty tai laidunnettu (taulukko 2). Maantieteellisen sijainnin karttakoordinaatteja käytettiin otantalohkon poh-

joisuuden ja itäisyyden kuvaukseen. Myös Ilmatieteen laitokselta saatuja neliökilometrikohaisia sää-tietoja (lämpötila, sademäärä, halla, kasvukauden alku) hyödynnettiin aineistojen analysoinnissa. Sääaineisto kattaa tiedot huhti-heinäkuulta vuosilta 2001 ja 2005.

### Elinympäristötyypit

Molempina vuosina tutkimusaineistossa oli eniten peltojen välisiä pientareita (vuonna 2001 35,4 % ja 2005 34,4 % otantalohkoista: taulukot 3 ja 4). Ainoastaan Itä-Suomessa metsänreunoilla sijainneet pientareet olivat yleisempiä kuin peltojen väliset pientareet. Koko aineistossa metsänreunuspientareet olivat peltojen välisten pientareiden jälkeen yleisimpiä (n. 22 % otantalohkoista molempina vuosina). Yleisiä elinympäristötyyppejä olivat lisäksi tiehen rajoittuvat pellonpientareet, niityt sekä tienpientareet. Tienpientareita oli eniten Lounais-Suomen ja Pohjanmaan tutkimusalueilla. Itä-Suomessa oli metsänreunuspientareiden lisäksi lähin-

nä vain peltojen välisiä pientareita, suojakaistoja sekä tien vieressä olevia pellonpientareita; niityksi oli luokiteltu ainoastaan yksi otantalohko.

Eri vuosina otantalohkot tuottivat eri määrät eri elinympäristötyyppiluokituksia. Tämä on havaittavissa myös samoina pysyneitä otantalohkoja verrattaessa. Suurimmat erot eri vuosien välillä ilmenivät Pohjanmaalla. Siellä erityisesti viljeltyjen laidunnurmien ja tienpientareiden osuudet muutuivat (taulukot 3 ja 4). On mahdollista, että erot osaksi selittyvät eri vuosien kenttätyöntekijöiden välisillä tulkintaeroilla elinympäristötyypin määrittämisessä. Lisäksi joitakin otantalohkoja on jouduttu muun muassa salaojituksen ja rakentamisen vuoksi siirtämään. Tällöin myös elinympäristötyyppi luonnollisesti on saattanut muuttua.

Suojakaistat olivat kesän 2005 otannassa erityisen mielenkiinnon kohteena, ja niiden määrää oli tarkoitus lisätä kesän 2001 otantaan verrattuna. Suojakaistojen kokonaismäärä lisääntyi kuitenkin vain kahdella, sillä vuonna 2001 oli useita väärin tulkittuja suojakaistoja (lohko oli merkitty suojakaistaksi vuonna 2001, vaikka vuoden 2005 suojakaistakartoituksen perusteella ei sitä ole). Näin oli erityisesti Itä-Suomessa ja Lounais-Suomessa, joissa suojakaistojen lukumäärät aineistossa vähenivät. Neliöaloille suojakaistoja osui vuonna 2005 Itä-Suomea lukuun ottamatta hyvin vähän. Etelä-Suomen neliöala-aineistossa ei vuonna 2005 ollut ainuttakaan suojakaistaa (taulukko 4).

## Tutkimusaineiston tallennus ja käsittely

Otantatulokset tallennettiin molempina vuosina Access-tietokantaan. Tietokanta on yhdenmukaisesti perhos- ja mesipistiäisseurantojen (luvut 4.2 ja 4.3) aineiston kanssa, jotta analyysivaiheessa kasvi- ja perhosaineistojen yhdistäminen oli mahdollista. Vuoden 2005 aineistoa tarkasteltiin pääpiirtein samoin tavoin kuin vuoden 2001 aineistoa (ks. Pakkanen & Helenius 2004). Tarkastelut on pääasiassa tehty 50 m<sup>2</sup>:n otantalohkoille. Tarvittaessa analyysia tarkennettiin neliöala-aineistolla.

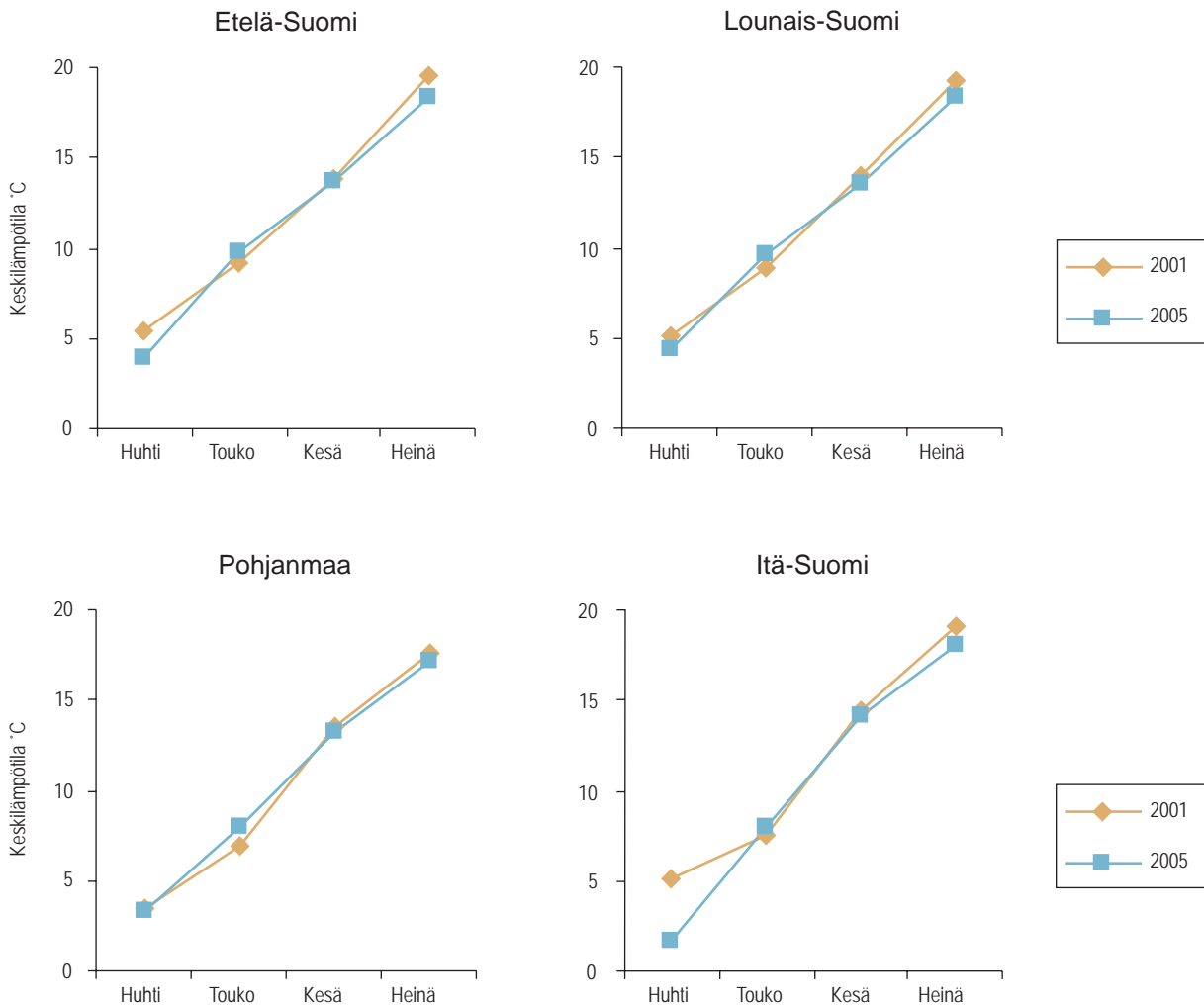
Vuosien välisessä vertailussa on käytetty samoina pysyneiden otantalohkojen ja neliöalojen tietoja, jolloin tarkasteltiin yhteensä 580 otantalohkoa ja 516 neliöalaa (taulukko 1). Yleisimmät ja runsaimmat lajit määritettiin koko aineistosta sekä eri tutkimusalueilta ja elinympäristötyypeiltä sekä erikseen neliöaloilta kerätystä aineistosta. Kasvien nimistö on Retkeilykasvion mukainen (Hämet-Ahti ym. 1998). Lisäksi tehtiin otantalohkojen kasvilajiston yleisyyteen ja runsauteen perustuva indikaattorilajianalyysi (Dufréne & Legendre 1997) alueittain sekä elinympäristötyypeittäin. Samaa menetelmää käytettiin perhosille hankkeen

väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004) ja mesipistiäisille (luku 4.3). Elinympäristötyyppien vertailussa ei ole huomioitu niitä habitaatteja, joihin lukeutuvia otantalohkoja on koko aineistossa alle kymmenen (taulukko 3), eikä myöskään ryhmään "muut" kuuluvia otantalohkoja.

Kasvit on pääasiassa tunnistettu lajilleen lukuunottamatta poimulehtiä (*Alchemilla sp.*), lehtikuusia (*Larix sp.*) ja voikukkia (*Taraxacum sp.*), jotka on molempina vuosina tunnistettu vain suvulleen. Jos aineistossa on yksittäisen suvun osalta tunnistettu sekä suvulleen että yhden lajin mukaan, on kaikki havainnot muutettu vain suvulleen tunnistetuiksi. Jos taas yhdessä suvussa on vain suvulleen tunnistettuja sekä useita eri lajeille tunnistettuja havaintoja, on vain suvulleen tunnistetut havainnot poistettu aineistosta. Jos jollakin alueella tai vain toisena vuotena on tunnistettu ainoastaan tai pääasiassa lajilleen ja muilla alueilla tai toisena vuotena suvulleen, on kaikki havainnot merkitty vain suvulleen tunnistetuiksi. Muutosten jälkeen sukuja on käsitelty kuin ne olisivat lajeja.

Vuosien välisiä eroja tarkasteltiin molempina vuosina inventoiduilta otantalohkoilta ja neliöaloilta. Alueiden välisiä eroja lajimonimuotoisuuden suhteen tarkasteltiin myös ns. rarefaktiokäyrin avulla (species-area curves) (McCune & Mefford 1999). Laskenta tuottaa estimaatit keskimääräisestä havaitusta lajimäärästä sekä lajimäärän hajonnasta otoskoon funktiona. Samalla laskettiin lajistollista erilaisuutta, yhteisötyyppien kirjoa kuvaavat Sørensenin etäisyydet otoskoon funktiona alueittain. Kasviyhteisöjen lajikoostumusta otantalohkoilla sekä ympäristötekijöiden merkityksiä tutkittiin NMS-ordinaation avulla (McCune & Mefford 1999). Lisäksi suoritettiin MRPP-analyysi, jonka avulla testattiin alueiden sekä elinympäristöjen kasviyhteisöjen erojen merkitsevyyttä (McCune & Mefford 1999, McCune & Grace 2002). Eri säämuuttujien ja lajimäärän muutoksen yhteyttä analysoitiin merkkitestillä. Tässä verrattiin säämuuttujan muutoksen suuntaa vuodesta 2001 vuoteen 2005 vastaavaan lajimäärän muutoksen suuntaan. Lisäksi tarkasteltiin lajimäärän ja eri ympäristömuuttujien välisiä korrelaatioita.

Koko aineistosta määritettiin kielteiset ja myönteiset niittyindikaattorilajit Pykälän (2001) luokittelun mukaan sekä uhanalaiset lajit (Rassi ym. 2001) molemmilta vuosilta. Maatalousympäristössä esiintyy monia putkilokasveja, jotka ovat luonteenomaisia Etelä-Suomen kuiville ja tuoreille niityille. Ne ilmentävät esimerkiksi tietynlaisia ekologisia olosuhteita tai maankäyttöä, ja tämän vuoksi niitä voidaan käyttää indikaattorilajeina luontotyypin arvottamisessa. Indikaattorin määrittelyssä ei ole otettu huomioon lajin luonnonsuojellusta arvoa ja

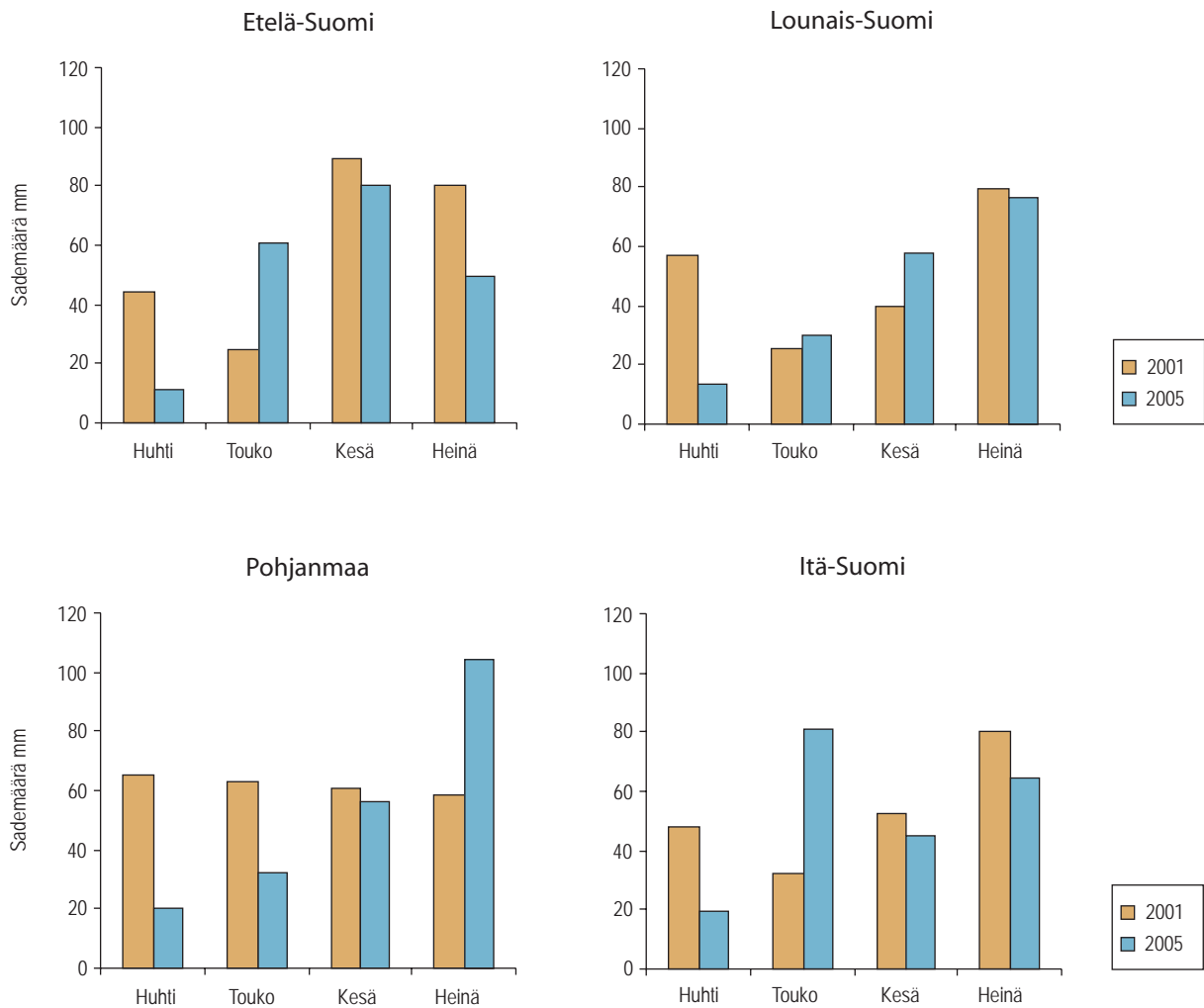


**Kuva 1.** Kevään ja keskipikesän kuukausien keskilämpötilat neliökilometriruutujen sijainnin mukaan painotettuina keskiarvoina otantavuosina 2001 ja 2005 alueittain.

yleisyyttä vaan ainoastaan sen arvo niityn laadun indikaattorina (Pykälä 2001). Kuivien ja tuoreiden niittyjen myönteiset indikaattorilajit ilmentävät luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittävää niittyelinympäristöä, joka ei esimerkiksi ole pahoin umpeenkasvanut. Kielteiset niittyindikaattorit taas ilmentävät esimerkiksi lannoituksen, rehevöitymisen, maan muokkauksen tai umpeenkasvun luonnon monimuotoisuudelle haitallisia vaikutuksia. Kielteisten indikaattorilajien määrä ja runsaus kasvava lannoituksen tai umpeenkasvun myötä (Pykälä 2001). Niittyindikaattorilajien luokitus on tehty tuoreille ja kuiville niityille. Kasvilajilla voi olla erilainen indikaattoriarvo eri elinympäristöissä, joten luokitus ei välttämättä sellaisenaan sovellu täysin pientareille. Lisäksi on huomioitava, että niittyindikaattorilajien luokitus on tehty eteläisen Suomen alueelle, joten se soveltunee heikommin Pohjanmaalle ja Itä-Suomeen.

### Sää vuosina 2001 ja 2005

Sää tiedot laskettiin Ilmatieteen laitoksella jokaisen neliökilometriruudun keskipisteelle molemmille vuosille neljän kuukauden ajalta (huhtikuu-heinäkuu; Ilmatieteen laitos 2001, 2005). Sää tiedot olivat kuukauden lämpösumma, kuukauden keskilämpötila (kuva 1), kuukauden sademäärä (kuva 2), hallapäivien lukumäärä kuukausittain ja kasvukauden alkupäivämäärä. Vuosien 2001 ja 2005 välillä oli havaittavissa joitakin selkeitä eroja näiden säämuuttujien suhteen. Kasvukausi alkoi vuonna 2005 myöhemmin kuin vuonna 2001. Esimerkiksi Itä-Suomessa kasvukausi alkoi keskimäärin jopa 12 päivää myöhemmin. Vuonna 2001 kasvukausi alkoi hieman keskimääräistä aikaisemmin, sillä normaalisti kasvukausi alkaa Etelä- ja Lounais-Suomessa sekä Pohjanmaalla keskimäärin 28.4. ja 2.5. välisenä aikana (Ilmatieteen laitos 2006).



**Kuva 2.** Kevään ja kesäkuun kuukausien sademäärät nelikilometriruutujen sijainnin mukaan painotettuina keskiarvoina otantavuosina 2001 ja 2005 alueittain.

Huhtikuun keskilämpötilat (kuva 1) olivat vuonna 2005 hieman alemmat kuin vuonna 2001. Huhtikuu oli vuonna 2001 maan etelä- ja keskiosassa 2–4 astetta keskimääräistä lämpimämpi. Vuosien välillä ei ollut kovin suuria eroja touko-, kesä- ja heinäkuun keskilämpötilojen suhteen. Molempina tutkimusvuosina kesäkuun keskilämpötila oli erityisesti maan eteläosissa hieman pitkän ajan keskiarvoa viileämpi ja heinäkuun keskilämpötila hieman korkeampi. Hallaa esiintyi molempina vuosina runsaiten Pohjanmaalla ja eniten toukokuussa. Säämuuttujista lämpösumat ja kuukauden keskilämpötilat korreloivat hyvin voimakkaasti toistensa kanssa. Kasvukauden alulla taas oli voimakas yhteys huhtikuun lämpösummaan ja keskilämpötilaan. Lämpösumat ja keskilämpötilat olivat yhteydessä myös hallaan.

Huhti- ja toukokuussa 2001 erityisesti Pohjanmaalla ja muualla maan länsiosissa sademäärä (ku-

va 2) oli keskimääräistä suurempi. Vuonna 2005 toukokuun sademäärät olivat Itä-Suomessa keskimääräistä suuremmat. Vuoden 2001 kesäkuussa Lounais-Suomea vaivasi kuivuus, mutta maan etelä- ja keskiosissa satoi runsaasti. Vuoden 2001 heinäkuussa Pohjanmaan seutuvilla sademäärä oli paikoin hieman normaalia alempi, kun taas vuonna 2005 heinäkuun sademäärä oli keskimääräistä korkeampi. Pohjanmaan tutkimuslohkoilla satoi heinäkuussa 2005 selkeästi enemmän kuin muiden alueiden tutkimuslohkoilla. Kesä 2005 olikin lähes koko maassa tavanomaista sateisempi; tosin edellinen kesä 2004 oli tätäkin sateisempi. Keskimäärin vuosien 2004 ja 2005 kaltaiset sadeke- sät toistuvat kerran kymmenessä vuodessa.

**Taulukko 5.** 50 yleisintä kasvilajia alueittain vuonna 2005. Indikaattorilajianalysissä (Dufréne & Legendre 1997) merkittävästi jollekin alueelle painottuneiden lajien esiintymisfrekvenssi on lihavoitu. Tähdellä merkityillä lajeilla on kielteistä indikaattoriarvoa jo nuikkana esiintyessään.

Laji	Havainnot koko aineis- tossa (n=631)	Yleisyys % koko aineistossa	Frekvenssi, laji tavattu % lohkoista 2005			
			Etelä-Suomi (n=159)	Lounais- Suomi (n=192)	Pohjanmaa (n=181)	Itä-Suomi (n=99)
Nurmitähkiö, timotei ( <i>Phleum pratense</i> )	485	76,9	68,6	66,7	<b>86,7</b>	91,9
Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	470	74,45	78,6	63,0	76,8	<b>85,9</b>
Juolavehna ( <i>Elymus repens</i> )*	462	73,2	77,4	74,0	64,1	81,8
Voikukat ( <i>Taraxacum sp.</i> )*	430	68,1	73,6	62,0	61,3	<b>83,8</b>
Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	418	66,2	74,8	66,7	47,5	<b>85,9</b>
Nurmirölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	383	60,7	59,1	36,5	73,5	<b>86,9</b>
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )*	376	59,6	67,9	64,6	43,1	66,7
Rönsyleinikki ( <i>Ranunculus repens</i> )	358	56,7	54,1	42,7	59,7	<b>82,8</b>
Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	348	55,2	<b>65,4</b>	66,7	28,2	65,6
Pelto-ohdake ( <i>Cirsium arvense</i> )*	340	53,9	<b>76,1</b>	78,1	13,3	45,5
Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	326	51,7	34,0	44,3	<b>67,4</b>	65,6
Maitohorsma ( <i>Epilobium angustifolium</i> )*	297	47,1	30,8	26,6	<b>71,3</b>	68,7
Niittynurmikka ( <i>Poa pratensis</i> )	287	45,5	55,3	23,4	<b>60,2</b>	45,5
Karhunputki ( <i>Angelica sylvestris</i> )	279	44,2	41,5	31,8	45,3	<b>70,7</b>
Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )*	273	43,3	40,3	42,2	34,3	<b>66,7</b>
Ojakärsämö ( <i>Achillea ptarmica</i> )*	270	42,8	34,0	27,6	51,4	<b>70,7</b>
Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	259	41,0	46,5	<b>59,4</b>	21,0	33,3
Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	252	39,9	45,3	<b>73,4</b>	12,2	17,2
Mesiangervo ( <i>Filipendula ulmaria</i> )	233	36,9	40,9	30,2	35,4	<b>46,5</b>
Harakankello ( <i>Campanula patula</i> )	226	35,8	40,9	35,4	27,6	43,4
Nokkonen ( <i>Urtica dioica</i> )*	211	33,4	36,5	27,1	33,1	41,4
Peltokorte ( <i>Equisetum arvense</i> )	199	31,5	42,1	<b>44,3</b>	14,9	20,2
Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	198	31,4	33,3	11,5	36,5	<b>57,6</b>
Rantanurmikka ( <i>Poa palustris</i> )	187	29,6	45,3	5,2	<b>49,7</b>	24,2
Niittysuolaheinä ( <i>Rumex acetosa</i> )	185	29,3	26,4	17,7	<b>48,6</b>	21,2
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	183	29,0	36,5	26,6	17,1	<b>43,4</b>
Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	181	28,7	22,6	18,2	<b>39,2</b>	39,4
Puna-apila ( <i>Trifolium pratense</i> )	179	28,4	28,3	12,0	30,9	<b>55,6</b>
Leskenlehti ( <i>Tussilago farfara</i> )*	166	26,3	34,0	23,4	9,9	<b>49,5</b>
Peltopillike ( <i>Galeopsis bifida</i> )*	163	25,8	22,0	9,4	<b>44,8</b>	29,3
Peltosaunio, ( <i>Tripleurospermum inodorum</i> )*	157	24,9	<b>40,3</b>	25,0	11,6	24,2
Heinätahtimö ( <i>Stellaria graminea</i> )	154	24,4	<b>33,3</b>	26,6	14,9	23,2
Vadelma ( <i>Rubus idaeus</i> )*	153	24,2	17,0	25,5	16,0	<b>48,5</b>
Päivänkakkara ( <i>Leucanthemum vulgare</i> )	152	24,1	24,5	22,9	14,9	<b>42,4</b>
Pajut ( <i>Salix sp.</i> )	149	23,6	14,5	9,9	<b>39,8</b>	35,4
Huopaohdake ( <i>Cirsium helenioides</i> )	142	22,5	15,1	2,6	<b>44,8</b>	32,3
Metsäkorte ( <i>Equisetum sylvaticum</i> )	141	22,3	22,0	20,1	21,5	27,3
Hietakastikka ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	139	22,0	28,9	16,1	21,5	23,2
Peltolemmikki ( <i>Myosotis arvensis</i> ) *	130	20,6	<b>26,4</b>	19,8	13,8	25,3
Syysmaitiainen ( <i>Leontodon autumnalis</i> )	121	19,2	25,8	4,7	<b>24,9</b>	26,3
Ukonkeltanot ( <i>Hieracium sp.</i> )	119	18,9	10,1	11,5	24,9	<b>36,4</b>
Paimenmatara ( <i>Galium album</i> )*	117	18,5	<b>48,4</b>	8,9	4,4	15,2
Peltovalvatti ( <i>Sonchus arvensis</i> )	117	18,5	35,8	6,8	6,1	<b>36,4</b>
Vuohenputki ( <i>Aegopodium podagraria</i> )*	116	18,4	<b>48,4</b>	14,6	1,7	8,1
Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )	115	18,2	34,6	8,9	1,1	<b>41,4</b>
Piharatamo ( <i>Plantago major</i> )*	114	18,1	13,2	9,9	17,1	<b>43,4</b>
Amerikanhorsma ( <i>Epilobium adenocaulon</i> )*	111	17,6	18,2	6,3	<b>28,2</b>	19,2
Nurmihärkki ( <i>Cerastium fontanum</i> )	111	17,6	17,0	9,4	18,8	<b>32,3</b>
Poimulehdet ( <i>Alchemilla sp.</i> )	108	17,1	22,0	5,2	5,5	<b>53,5</b>
Ahomatara ( <i>Galium boreale</i> )	106	16,8	<b>30,2</b>	30,2	-	-
Linnunkaali ( <i>Lapsana communis</i> )*	106	16,8	<b>32,1</b>	18,8	3,3	13,1



## Tulokset

### Lajisto sekä vuosien 2001 ja 2005 väliset erot

Otantalohkoilta kertyi vuonna 2001 336 ja vuonna 2005 317 taksonia (lajia tai lajiryhmää; luokitus yhdenmukaistettu, vrt. Pakkanen & Helenius 2004). Pienemmästä näytealasta johtuen neliöalat kerryttivät selvästi vähemmän lajeja kuin koko otantalohkon laskennat. Neliöalaotannassa kertymät olivat yhdenmukaistetulla luokituksella 293 taksonia vuonna 2001, jolloin otostettiin 1866 neliöalaa, ja 222 taksonia vuonna 2005, jolloin otoskoko oli 570 neliöalaa. Molempina otantavuosina ototetuilta 516 neliöalalta kertyi vuonna 2001 211 ja vuonna 2005 200 taksonia.

Vuonna 2005 otantalohkoilla esiintyi monivuotisia ruohoja 191 lajia. Näistä heiniä (*Poaceae*) oli 41 lajia. Pääasiassa kaksivuotisia ruohoja oli 12 lajia. Kaksi- tai monivuotisia ruohoja esiintyi neljä ja yksi- tai kaksivuotisia kuusi lajia. Yksivuotisia ruohoja tavattiin 43 lajia, joista viisi oli heiniä. Lisäksi havaittiin puita 14 lajia ja sanikkaisia 10 lajia, joitakin varpuja (seitsemän lajia) sekä pensaita (neljä lajia).

Suurin osa vuoden 2005 yleisimmistä lajeista oli monivuotisia. 50 yleisimmän lajin joukossa oli 42 monivuotista ruohoa, joista 10 oli heiniä (taulukko 5). Timotei (*Phleum pratense*), siankärsämö (*Achillea millefolium*), juolavehänä (*Elymus repens*), voikukat (*Taraxacum sp.*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*) esiintyivät yli 65 prosentilla kaikista 50 m<sup>2</sup>:n tutkimuslohkoista. Edellisten lisäksi yli 50 % esiintyvyyteen ylsivät nurmiröllä (*Agrostis capillaris*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*), rönsyleinikki (*Ranunculus repens*), niittynätkelmä (*Lathyrus pratensis*), pelto-ohdake (*Cirsium arvense*) ja nurmilauha (*Deschampsia caespitosa*). Rönsyleinikkiä lukuun ottamatta nämä kasvit olivat kymmenen yleisimmän lajin joukossa

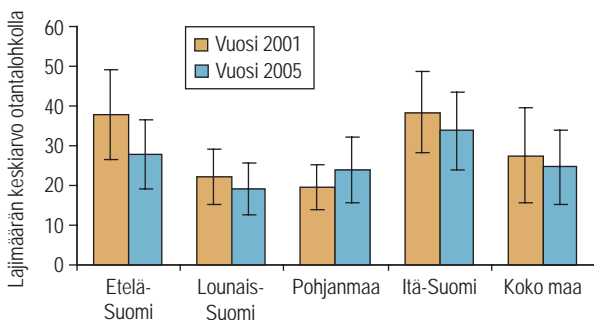
myös vuonna 2001 (taulukko 5). Näistä yleisimmistä lajeista peittävimpiin (esiintyessään runsaita kasvustoja muodostaviin) lukeutuivat vuonna 2005 muun muassa timotei ja juolavehänä. Hyvin peittäviä ja varsin yleisiäkin olivat nurmipuntarpää (*Alopecurus pratense*) ja vuohenputki (*Aegopoda podagraria*). Peittävimmistä varsin harvoin esiintyviä olivat puolestaan komealupiini (*Lupinus polyphyllus*) ja sananjalka (*Pteridium aquilinum*).

Vuonna 2005 tavattiin koko maassa tutkimuslohkoa kohti keskimäärin 25 putkilokasvilajia, vaihteluvälin ollessa 5–58 lajia, kun vuonna 2001 kultakin tutkimuslohkolta kertyi keskimäärin kaksi tai kolme lajia enemmän. Pohjanmaata lukuun ottamatta kokonaislajimäärien keskiarvot olivat kaikilla alueilla pienempiä vuonna 2005 kuin vuonna 2001, mutta lajimäärien vaihtelu oli näihin eroihin nähden suurta (kuva 3). Kutakin neliömetrin kokoista neliöalaa kohden tavattiin koko maassa vuonna 2005 keskimäärin 9,4 lajia (vaihteluvälillä 1–27), ja vuonna 2001 10,6 lajia (1–33).

Vuosien 2001 ja 2005 välillä oli suuriakin eroja yksittäisten kasvilajien yleisyydessä (taulukko 6). Esimerkiksi siankärsämön, nurmilauhan, punanatan (*Festuca rubra*), peltokortteen (*Equisetum arvense*) ja niittyleinikin (*Ranunculus acris*) esiintymisfrekvenssit olivat yli 10 % pienemmät vuonna 2005 kuin 2001. Kaikki nämä kasvit lukeutuivat kuitenkin myös vuonna 2005 25 yleisimmän kasvilajin joukkoon. Hyvin monien kasvilajien esiintymisfrekvenssit pysyivät kutakuinkin samoina ja jotkin lajit myös yleistyivät. Esimerkiksi nurmiröllin, rönsyleinikin, rantanurmikan (*Poa palustris*) ja peltopillikkeen (*Galeopsis bifida*) esiintymisfrekvenssit olivat vähintään 5 % suuremmat 2005 kuin 2001 (taulukko 6). Vuonna 2005 satunnaisia, koko aineistossa enintään viidellä otantalohkolla tavattuja lajeja oli 99 eli 34 % lajeista. Kaikista havaituista lajeista noin 15 % (44 lajia) esiintyi vain kerran koko aineistossa.

### Säatekijöiden yhteys lajimääriin

Lämpötilan ja sademäärän muutokset olivat merkittävästi yhteydessä lohkolta havaitun kasvien lajimäärän muutokseen vuodesta 2001 vuoteen 2005. Vuoden 2001 tilanteeseen nähden korkeammat huhti- ja toukokuun sekä erityisesti heinäkuun keskilämpötilat (ja lämpösummat) liittyivät erittäin merkittävästi ( $p < 0,001$ ) useammin niihin 209 tapaukseen, jossa lajimäärässä havaittiin lisäystä, kuin niihin tapauksiin, joissa lajimäärä laski (348 lohkoa) tai pysyi ennallaan (23 lohkoa). Huhti- ja toukokuun sademäärien kasvaessa keskilämpötilat ja lämpösummat pienenevät, ja vastaavasti näiden kevätkuukausien, erityisen vahvasti toukokuun,



**Kuva 3.** Lajimäärien vertailu vuosien 2001 ja 2005 välillä: lajimäärän keskiarvo ja keskihajonta molempina vuosina otannassa mukana olleilla tutkimuslohkoilla.

**Taulukko 6.** Muutos lajin yleisyydessä vuodesta 2001 vuoteen 2005.

\* Laji ei 50 yleisimmän joukossa vuonna 2001.

Laji	Havainnot koko aineistossa		Yleisyys % koko aineistossa		Erotus %
	Vuonna 2001	Vuonna 2005	Vuonna 2001 (n=622)	Vuonna 2005 (n=631)	
Nurmitähkiö, timotei ( <i>Phleum pratense</i> )	513	485	82,5	76,9	-5,6
Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	528	470	84,9	74,45	-10,4
Juolavehnä ( <i>Elymus repens</i> )	425	462	68,3	73,2	+4,9
Voikukat ( <i>Taraxacum sp.</i> )	450	430	72,3	68,1	-4,2
Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	432	418	69,5	66,2	-2,9
Nurmirölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	343	383	55,1	60,7	+5,6
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	342	376	55,0	59,6	+4,6
Rönsyleinikki ( <i>Ranunculus repens</i> )	291	358	46,8	56,7	+9,9
Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	377	348	60,6	55,2	-5,4
Pelto-ohdake ( <i>Cirsium arvense</i> )	340	340	54,7	53,9	-0,8
Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	384	326	61,7	51,7	-10,0
Maitohorsma ( <i>Epilobium angustifolium</i> )	295	297	47,4	47,1	-0,3
Niittynurmikka ( <i>Poa pratensis</i> )	298	287	47,9	45,5	-2,4
Karhunputki ( <i>Angelica sylvestris</i> )	279	279	44,9	44,2	-0,7
Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )	314	273	50,5	43,3	-7,2
Ojakärsämö ( <i>Achillea ptarmica</i> )	306	270	49,2	42,8	-6,4
Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	325	259	52,3	41,0	-11,3
Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	276	252	44,4	39,9	-4,5
Mesiangervo ( <i>Filipendula ulmaria</i> )	232	233	37,3	36,9	-0,4
Harakankello ( <i>Campanula patula</i> )	244	226	39,2	35,8	-3,4
Nokkonen ( <i>Urtica dioica</i> )	207	211	33,3	33,4	+0,1
Peltokorte ( <i>Equisetum arvense</i> )	284	199	45,7	31,5	-14,2
Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	273	198	43,9	31,4	-12,5
Rantanurmikka ( <i>Poa palustris</i> )	128	187	20,6	29,6	+9,0
Niittysuolaheinä ( <i>Rumex acetosa</i> )	214	185	34,4	29,3	-5,1
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	231	183	37,1	29,0	-8,1
Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	269	181	43,2	28,7	-14,5
Puna-apila ( <i>Trifolium pratense</i> )	253	179	40,7	28,4	-12,3
Leskenlehti ( <i>Tussilago farfara</i> )	172	166	27,7	26,3	-1,4
* Peltopillike ( <i>Galeopsis bifida</i> )	80	163	12,9	25,8	+12,9
Peltosaunio ( <i>Tripleurospermum inodorum</i> )	203	157	32,6	24,9	-7,7
Heinätähtimö ( <i>Stellaria graminea</i> )	212	154	34,1	24,4	-9,7
* Vadelma ( <i>Rubus idaeus</i> )	124	153	19,9	24,2	+4,3
Päivänkakkara ( <i>Leucanthemum vulgare</i> )	183	152	29,4	24,1	-5,3
Pajut ( <i>Salix sp.</i> )	179	149	28,8	23,6	-5,2
Huopaohdake ( <i>Cirsium helenioides</i> )	133	142	21,4	22,5	+1,1
* Metsäkorte ( <i>Equisetum sylvaticum</i> )	111	141	17,8	22,3	+4,5
Hietakastikka ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	153	139	24,6	22,0	-2,6
Peltolemmikki ( <i>Myosotis arvensis</i> )	139	130	22,3	20,6	-1,7
Syysmaitiainen ( <i>Leontodon autumnalis</i> )	193	121	31,0	19,2	-11,8
Ukonkeltanot ( <i>Hieracium sp.</i> )	81	119	13,0	18,9	+5,9
Paimenmatara ( <i>Galium album</i> )	136	117	21,9	18,5	-3,4
Peltovalvatti ( <i>Sonchus arvensis</i> )	137	117	22,0	18,5	-3,5
* Vuohenputki ( <i>Aegopodium podagraria</i> )	110	116	17,7	18,4	+0,7
Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )	140	115	22,5	18,2	-4,3
Piharatamo ( <i>Plantago major</i> )	142	114	22,8	18,1	-4,7
* Amerikanhorsma ( <i>Epilobium adenocaulon</i> )	94	111	15,1	17,6	+2,5
Nurmihärkki ( <i>Cerastium fontanum</i> )	127	111	20,4	17,6	-2,8
Poimulehdet ( <i>Alchemilla sp.</i> )	131	108	21,1	17,1	-4,0
* Ahomatara ( <i>Galium boreale</i> )	102	106	16,4	16,8	+0,4
* Linnunkaali ( <i>Lapsana communis</i> )	112	106	18,0	16,8	-1,2

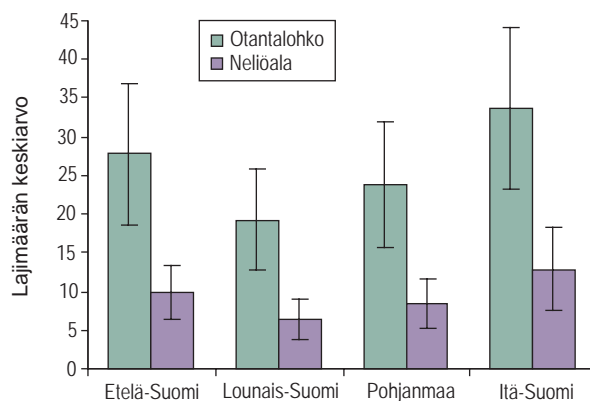
sademäärien kasvu liittyi havaitun lajimäärän vähenemiseen ( $p > 0,001$ ).

Erityisesti Etelä- ja Itä-Suomessa satoi toukokuussa vuonna 2005 yli kaksi kertaa enemmän (60–80 mm) kuin vuonna 2001 (20–30 mm), kun Pohjanmaalla toukokuun sademäärä sen sijaan laski noin 60 mm:stä noin 30 mm:iin. Lounais-Suomessa toukokuu oli molempina vuosina varsin kuiva: vuoden 2005 noin 30 mm kertymä oli vain keskimäärin 5 mm enemmän kuin 2001. Alueelliset muutokset lajimäärissä heijastelevat varsin hyvin näitä tilanteita (kuva 3). Suomen oloissa toukokuun kuivuus on useinkin kasvien itämistä, taimistumista ja kasvua rajoittava tekijä. Toukokuun sademäärän kasvu voi olla yhteydessä kasvillisuuden korkeuden kasvuun (ks. edempänä) ja valokilpailun kiristymisestä johtuvaan matalakasvuisten lajien esiintymisen tai havaittavuuden vähentymiseen, ja näin ollen tarjoaa mahdollisuuden selittää sääoloilla ainakin osan lajimäärien vähentymisestä.

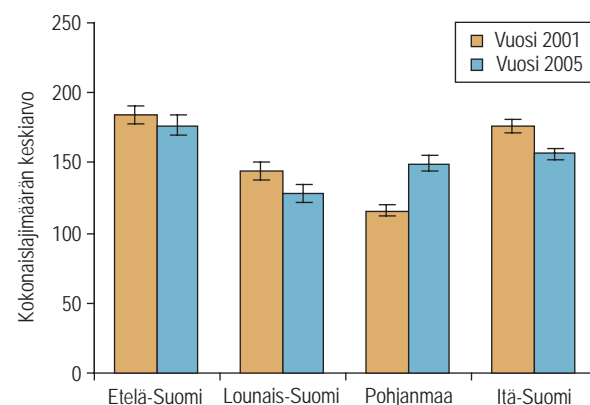
Heinäkuun sademäärät kasvoivat keskilämpötilan ja lämpösomman kasvaessa, ja näiden keskikesän lämpimien sateiden kertymän kasvu liittyikin havaitun lajimäärän kasvuun ( $p < 0,001$ ). Vuonna 2005 heinäkuussa Pohjanmaalla satoi lähes kaksinkertainen määrä vuoteen 2001 verrattuna, kun Lounais-Suomessa heinäkuun sademäärä oli keskimäärin sama ja Itä- ja Etelä-Suomessa selvästi pienempi kuin 2001. Kesäkuun keskilämpötilojen ja sademäärien muutokset vuoden 2001 tilanteesta vuoden 2005 tilanteeseen eivät merkittävästi liittyneet muutoksiin havaituissa kasvien lajimäärissä.

## Alueellinen vaihtelu

Kasviyhteisöjen monimuotoisuus vaihteli selkeästi maan eri osissa molempina tutkimusvuosina. Tämä on havaittavissa eroina otantalohkojen ja neliöalojen lajimäärissä sekä myös lajiston koostumuksessa maantieteellisten alueiden välillä. Vuonna 2001 lajeja havaittiin keskimäärin eniten Itä- ja Etelä-Suomessa ja vastaavasti vähiten Pohjanmaan tutkimuslohkoilla. Keskimääräinen lajimäärä sekä otantalohkoilla että neliöaloilla kasvoikin siirryttäessä lännestä itään ja toisaalta pohjoisesta etelään. Vuonna 2005 yli puolet (54 %) lajirikkaista, vähintään 40 lajin otantalohkoista sijaitsi Itä-Suomessa. Lähes kolmanneksella (30 %) alueen otantalohkoista esiintyi vähintään 40 lajia otantalohkoa kohden. Lounais-Suomessa näitä otantalohkoja oli vain yksi, Pohjanmaalla yhdeksän ja Etelä-Suomessa 13. Noin kaksi kolmasosaa lajiköyhimmistä, alle 15 lajin otantalohkoista sijaitsi Lounais-Suomessa (kuvat 3 ja 4). Neliöalojen lajimäärät olivat vain kolmannes otantalohkojen lajimäärästä, mutta keskimääräisten lajimäärien



**Kuva 4.** Keskimääräinen lajimäärä sekä lajimäärän hajonta 50 m<sup>2</sup> otantalohkoilla ja 1 m<sup>2</sup> neliöaloilla alueittain vuonna 2005. Neliöalat kattavat vuoden 2001 aineistoon verraten (Pakkanen & Helenius 2004) vähemmän, vain 4 neliökilometriä jokaiselta alueelta.

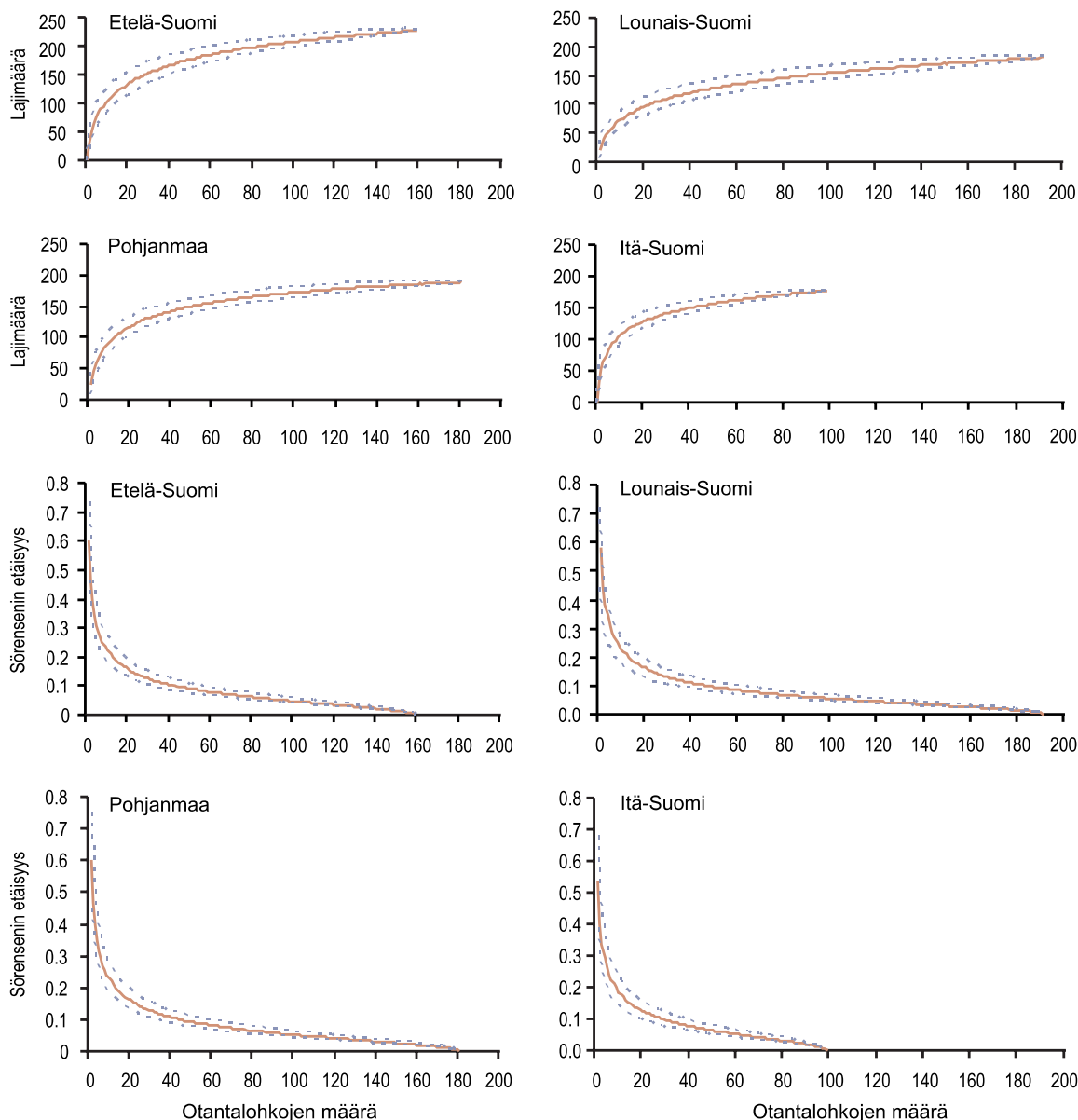


**Kuva 5.** Otsokokoon suhteutetut lajikertymät (rarefointi) ja niiden keskihajonnat 50 otantalohkon otoskoolle lasketuna vuosina 2001 ja 2005.

erot alueiden välillä vahvistivat otantalohkoilta saadun tuloksen; jälleen lajirikkaimpia olivat Itä-Suomen neliöalat (kuva 4).

Lajien kertymä 50 otantalohkon otoskoolle laskettuna oli molempina tutkimusvuosina suurin Etelä-Suomessa ja vasta toiseksi suurin lajirikkaiden otantalohkojen Itä-Suomessa. Tämä tarkoittaa, että Etelä-Suomen otantalohkojen kasviyhteisöt olivat Itä-Suomen yhteisöjä vaihtelevampia molempina vuosina (kuva 5). Vuonna 2005 kertymä oli molemmilla näillä alueilla sekä Lounais-Suomessa kymmeniä lajeja pienempi kuin vuonna 2001. Vain Pohjanmaalla, lohkojen keskimääräisiä lajimääriä vastaavasti, kertymä 50 otantalohkon otoskoolle oli vuonna 2005 suurempi kuin vuonna 2001 (kuva 5).

Lajikertymäkuvaajista (ns. rarefointikäyrästä) voi päätellä alueellisten lajiston lajirikkaudessa olevan eroja. Pohjanmaalla lähes kaikki lajit havaittiin jo 50 otantalohkolla, kun taas Etelä-Suomessa vielä sadankin lohkon otostamisen jälkeen uudet lohkot toivat listalle uusia lajeja (kuva 6). Etelä-



**Kuva 6.** Vuoden 2005 kasviotantojen perusteella laskettu todennäköinen lajikertymä otantalohkojen lukumäärää kasvatettaessa (ylöspäin kaartuva käyrä). Katkoviivat kuvaavat 95 % luottamusväliä. Ns. rarefaktio-käyrä perustuu toistuvaan muuttumattoman aineiston osittaiseen otantaan (subsampling). Etäisyys -käyrä (alas kaartuva) kuvaa keskimääräistä Sörensenin etäisyyttä koko aineiston ja osa-aineiston välillä osa-aineiston koon funktiona (McCune & Mefford 1999).

Suomen otantalohkojen lajikoostumus vaihteli siis enemmän ja ne olivat siten lajistoltaan selkeästi heterogeenisempiä kuin Pohjanmaan otantalohkot. Samalla tavalla voidaan nähdä, että Itä-Suomen otantalohkot olivat lajirikkaita, mutta keskenään melko samankaltaisia. Siellä suurin osa lajeista esiintyi jo 50 otantalohkolla. Kokonaislajimäärä oli kuitenkin otantalohkojen määrään verrattuna korkea. Lounais-Suomen otantalohkot taas olivat lajiköyhiä, mutta eivät kuitenkaan lajistoltaan täysin homogeenisia (kuva 6).

Kolmiulotteisessa skaalauksessa (NMS-ordinaatio, kuva 7) neljän tutkimusalueen otantalohkot erosivat osittain toisistaan. Pohjanmaan otanta-

lohkot ovat ryhmittyneet kuvan yläosaan. Nämä ovat samalla aineiston pohjoisimpia lohkoja, jonka johdosta pohjoisuus ilmenee voimakkaimpana ympäristömuuttujana. Vastaavasti eteläisimmät Lounais- ja Etelä-Suomen otantalohkot sijoittuvat kuvassa alavasemmalle. Myös itäisyys osoittautui merkitseväksi tekijäksi. Itä-Suomen otantalohkot erottuvat omaksi ryhmäkseen (joka sijoittuu kuvassa 5 yläoikealle).

Alueiden otantalohkojen painottuminen kuvan eri osiin kertoo lajistokoostumuksen välisistä eroista alueiden välillä. MRPP-analyysin (McCune & Mefford 1999) perusteella voidaankin todeta, että jokaisen maantieteellisen alueen kasvilajisto erosi



**Kuva 7.** NMS-ordinaatio vuoden 2005 otantalohkoille (n = 631). Otantalohkot on jaoteltu maantieteellisen alueen mukaan, ja sijoittuvat kahden lajistokoostumuksen vaihtelua eniten selittävän akselin suhteen. Nuolet osoittavat lajistokoostumuksen vaihtelun kanssa merkittävästi korreloineiden ympäristömuuttujien vaikutussuunnat ja nuolen pituudet korrelaatioiden voimakkuuden. Osalta tutkimuslohkoista puuttuvien tietojen vuoksi herbisidivaikutus, kohteen leveys ja kasvillisuuden korkeus eivät ole mukana tässä analysissä.

tilastollisesti merkittävästi kaikkien muiden alueiden kasvilajistokoostumuksesta ( $T_{\min} = -47,0$   $T_{\max} = -142,9$ ;  $p < 0,001$  kaikissa parittaisissa vertailuisissa).

Etelä-Suomessa vuonna 2005 yleisimpiä lajeja olivat muun muassa siankärsämö, juolavehnä, hiirenvirna ja timotei, jotka olivat koko maassakin yleisiä, sekä pelto-ohdake, niittynurmikka (*Poa pratensis*), paimenmatara (*Galium album*) ja vuohenputki. Vuohenputki ja paimenmatara olivat selkeästi yleisempiä Etelä-Suomessa kuin muilla maantieteellisillä alueilla. Muita tyypillisiä lajeja olivat muun muassa ahomatara (*Galium boreale*), peltosaunio eli saunakukka (*Tripleurospermum inodorum*), kirjopillike (*Galeopsis speciosa*), linnunkaali (*Lapsana communis*), alsikeapila (*Trifolium hybridum*) ja isoröllä (*Agrostis gigantea*) (taulukko 5).

Vuonna 2005 Lounais-Suomessa yleisin laji oli pelto-ohdake. Koko maassakin hyvin yleisten

kasvien, kuten esimerkiksi juolavehnän ja niittynätkelmän lisäksi yleisesti esiintyi muun muassa punanataa, nurmipuntarpäätä ja peltokortetta. Nurmipuntarpäätä esiintyikin Lounais-Suomessa selkeästi enemmän kuin muilla alueilla. Toisaalta koko maassa 25 yleisimmän lajin joukossa olevia niittyleinikkiä ja rantanurmikkaa esiintyi Lounais-Suomessa selvästi vähemmän kuin muilla maantieteellisillä alueilla. Laji-indikaattorien tilastollisen seulonnan perusteella Lounais-Suomessa oli vain 11 esiintymisessään tälle alueelle painottunutta lajia. Edellä mainittujen lisäksi alueen tyypillisiä lajeja olivat muun muassa metsäapila (*Trifolium medium*) ja keltamatara (*Galium verum*) (taulukko 5).

Peittävimpiä lajeja vuonna 2005 olivat viitakas-tikka (*Galamagrostis canescens*), juolavehnä, timotei, rantanurmikka, nurmilauha, koiranputki ja nurmiröllä. Pohjanmaalla heiniä oli kymmenen yleisim-män lajin joukossa eniten muihin alueisiin verrat-



Pientareiden kasvillisuus voi kehittyä monipuoliseksi etenkin paahteisilla paikoilla ja kivennäismailla.

tuna ja yleisimmät lajit olivat muuttuneet eniten vuodesta 2001. Muita alueita selvästi yleisemmin Pohjanmaalla esiintyi muun muassa niittysolaheinää (*Rumex acetosa*), peltopillikettä ja huopaohdaketta (*Cirsium helenioides*). Muita Pohjanmaalle tyypillisiä lajeja olivat muun muassa niittynurmikka, rantanurmikka, timotei, maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) ja amerikanhorsma (*E. adenocaulon*) (taulukko 5).

Itä-Suomen tutkimusalueella kaikki yleisimmät lajit, kuten esimerkiksi timotei, nurmirölli, siankärsämö, voikukat, hiirenvirna ja rönsyleinikki, olivat monivuotisia ruohoja. Esiintymisessään tälle alueelle painottuneita oli 61 lajia. Rönsyleinikkiä esiintyi Itä-Suomessa yleisemmin kuin muilla maantieteellisillä alueilla. Myös karhunputkea (*Angelica sylvestris*), ojakärsämöä (*Achillea ptarmica*), leskenlehteä (*Tussilago farfara*), poimulehtiä (*Alchemilla* sp.), vadelmaa (*Rubus idaeus*) ja päivänkakkaraa (*Leucanthemum vulgare*) esiintyi Itä-Suomessa muita alueita yleisemmin. Muita alueelle tyypillisiä lajeja olivat muun muassa nurminata (*Festuca pratensis*), mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), koiranheinä (*Dactylis glomerata*) ja ukonkeltanot (*Hieracium* sp.) (taulukko 5).

## Elinympäristötyyppien välinen vaihtelu

Tutkimustulokset koskevat vertailua seitsemän elinympäristötyypin välillä. Viljeltyjä laidunnurmia ja ajouria esiintyi tutkimusaineistossa niin vähän, ettei vertailu niihin ollut mielekäästä.

Koko maan keskiarvoissa lajirunsaimpia olivat metsänreunuspientareet. Lisäksi runsaslajisia olivat tienpientareet ja tien vieressä olevat pellonpientareet. Suojakaistat ja peltojen väliset pientareet olivat lajistoltaan köyhimpiä. Myös niittykohteet olivat melko lajiköyhiä. Lähes puolet lajirikkaista, vähintään 40 lajin otantalohkoista oli metsänvieruspientareita. Lisäksi tällaisia otantalohkoja sijaitsi erityisesti tien viereisillä pellonpientareilla ja tienpientareilla, mutta myös peltojen välisillä pientareilla. Suurin osa lajiköyhimmistä, alle 15 lajin otantalohkoista oli peltojen välisiä pientareita. Vain kerran havaittuja lajeja esiintyi eniten niityillä ja metsänvieruspientareilla (taulukko 7).

Etelä-Suomessa olivat luonnonlaidunten, niittyjen ja tienpientareiden otantalohkot keskimäärin lajirikkaampia ja suojakaistat lajiköyhimpiä. Lounais-Suomessa suurimmat lajimäärät havaittiin tienpientareilla ja niityillä, ja suojakaistat olivat jälleen selkeästi lajiköyhimpiä. Myös Pohjanmalla ja Itä-Suomessa tienpientareet osoittautuivat lajirik-

**Taulukko 7.** Eri elinympäristötyyppien keskimääräiset lajimäärät 50 m<sup>2</sup> otantalohkoilla ja 1 m<sup>2</sup> neliöaloilla alueittain ja koko aineistossa vuonna 2005. Neliöotanta kattoi vain osan tutkituista otantalohkoista.

Elinympäristötyyppi	Etelä-Suomi		Lounais-Suomi		Pohjanmaa		Itä-Suomi		Koko maa	
	50 m <sup>2</sup>	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	1 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>	1 m <sup>2</sup>
Pelto-pelto	24,4	10,2	16,5	5,8	20,9	7,9	30,0	12,6	21,2	8,7
Pelto-metsä	29,6	7,9	21,1	6,0	25,7	7,9	35,7	12,8	28,1	9,7
Pelto-tie	29,3	11,1	20,6	10,0	24,7	7,1	37,0	12,8	27,5	10,1
Suojakaista	21,0	-	14,8	4,3	22,8	6,3	28,6	10,7	22,3	9,0
Niitty	31,2	8,3	21,3	7,0	21,8	7,5	16,0	-	25,1	7,5
Luonnonlaidun	34,5	-	20,6	-	25,3	10,7	-	-	27,4	10,7
Tien piennar	30,8	11,4	24,1	8,1	31,8	11,2	35,0	16,0	27,6	10,4
<b>Yhteensä</b>	<b>27,8</b>	<b>9,8</b>	<b>19,3</b>	<b>6,4</b>	<b>23,8</b>	<b>8,3</b>	<b>33,7</b>	<b>12,9</b>	<b>25,0</b>	<b>9,4</b>

kaimmiksi. Itä-Suomessa runsaslajisimpiin lukeutuivat myös metsänvieruspientareet (taulukko 7).

Laji-indikaattorianalyysin (Dufréne & Legendre 1997) mukaan 81 laji painottui esiintymisessään tilastollisesti merkitsevästi johonkin kuudesta yleisimmästä elinympäristötyypistä. 50 yleisimmän lajin joukossa oli lukuisia johonkin elinympäristötyyppiin painottuneita lajeja (taulukko 8). Peltopelto-tyypin pientareiden indikaattorilajiksi nousi vain pelto-orvokki, joka ei kuulu 50 yleisimmän lajin joukkoon). Niityillä ja tienpientareilla lajeja oli 15, metsänreunapientareilla 16 sekä suojakaistoilla ja tien viereisillä pellonpientareilla 17 indikaattorilajia. Niityille painottuneita lajeja olivat esimerkiksi nurmipuntarpää, metsäapila, kurjenpolvet (*Geranium sp.*), maitohorsma, särmäkuisma (*Hypericum maculatum*), ahdekaunokki (*Centaurea jacea*) ja keltamatar.

Kaikentyyppisillä pientareilla yleisimpiä kasvilajeja olivat timotei, siankärsämö, voikukat ja hiirenvirna. Juolavehnä oli yleinen kaikenlaisilla peltoihin rajoittuvilla pientareilla. Metsänvieruspientareilla myös nurmiröllä, rönsyleinikki ja maitohorsma olivat hyvin yleisiä esiintyen yli 55 prosentilla näistä. Metsäkorte (*Equisetum sylvaticum*) oli selkeästi yleisempi metsänvieruspientareilla kuin muilla pientareilla, ja muita metsänvieruksille painottuneita lajeja olivat esimerkiksi kangasmaitikka (*Melampyrum pratense*), rönsyleinikki, metsäkorte, pihatähtimö (*Stellaria media*) ja rohtotädyke (*Veronica officinalis*). Tien ja pellon välisillä pientareilla yleisesti esiintyi myös niittynätkelmää ja koiranputkea. Muita elinympäristöjä useammin tien viereisillä pellonpientareilla esiintyi niittynurmikka (*Poa pratensis*), rantanurmikka (*Poa palustris*), puna-apilaa (*Trifolium pratense*) ja syysmaitiaista (*Leontodon autumnalis*). Lisäksi niillä tyypillisistä lajeista olivat muun muassa hietakastikka (*Galamagrostis epigejos*), saunakukka, harakankello (*Campanula patula*), niittyleinikki ja puna-apila (taulukko 8).

Tienpientareilla hyvin yleisiä olivat nurmiröllä, nurmilauha, punanata ja valkoapila (*Trifolium*

*repens*). Näiden lisäksi vähemmän yleisiä, mutta tyypillisiä olivat muun muassa niittysuolaheinä, ukonkeltanot, puna-apila, heinätähtimö (*Stellaria graminea*), piharatamo (*Plantago major*), peltokorte ja ketohanhikki (*Potentilla anserina*). Juolavehnä esiintyi tienpientareilla selkeästi harvemmin kuin muissa elinympäristöissä (taulukko 8).

Suojakaistoilla juolavehnä oli yleisin laji esiintyen lähes 95 prosentilla kaikista suojakaistoista. Muita yleisiä lajeja olivat hiirenvirna, pelto-ohdakke, koiranputki ja nokkonen (*Urtica dioica*). Lisäksi runsaana ja/tai suojakaistoille tyypillisenä esiintyi mesiangervoa, ruokohelpeä (*Phalaris arundinacea*) leskenlehteä ja karhunputkea. Niittynurmikka, valkoapila, päivänkakkara, metsäkorte, ukonkeltanot sekä vuohenputki olivat suojakaistoilla selkeästi harvinaisempia kuin muissa elinympäristöissä (taulukko 8).

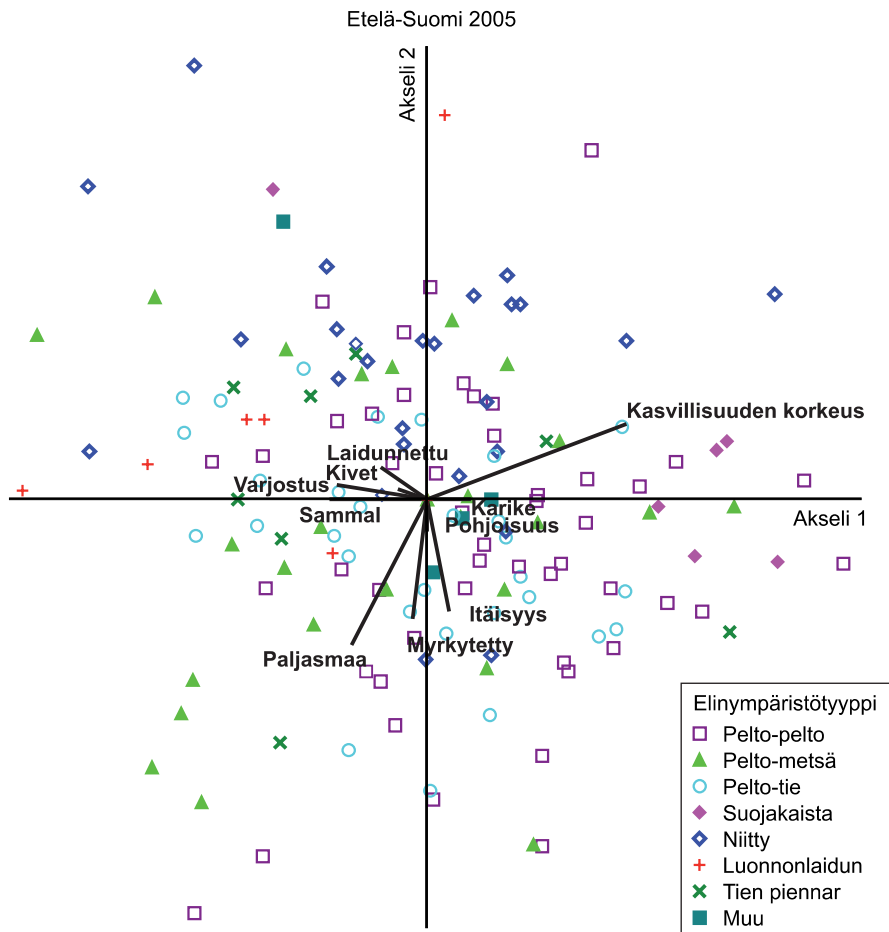
Koko maata kuvaavassa ordinaatioanalyysissä eri elinympäristötyyppien kasviyhteisöt eivät selkeästi eronneet toisistaan. Tämän vuoksi analyysi tehtiin alueittain, jolloin elinympäristöjen väliset erot kasviyhteisöjen koostumuksessa tulivat esille. Esimerkiksi Etelä-Suomen NMS-ordinaatiokuvassa suojakaistat ovat pääasiassa sijoittuneet kuvassa oikealle, kun taas luonnonlaitumet ovat erotettavissa omaksi ryhmäkseen vasemmalta. Niittujen kasviyhteisöt sijoittuivat pääsääntöisesti kuvan ylälaitaan (kuva 8).

Myös koko maan kattavan MRPP-analyysin perusteella suoritetuissa parittaisissa vertailuissa elinympäristön lajistokoostumukset erosivat tilastollisesti toisistaan. Tarkasteltaessa kuutta yleisintä elinympäristötyyppiä elinympäristöjen väliset erot olivat erittäin merkitseviä ( $T_{\min} = -7,8$ ,  $T_{\max} = -22,9$ ;  $p < 0,001$  kaikissa vertailuissa). Viljeltyt nurmilaitumet erosivat tilastollisesti merkitsevästi myös peltojen välisistä pientareista, metsänvieruspientareista ja tienpientareista ( $p < 0,05$ ), mutta selkeimmin suojakaistoista ja niityistä ( $p < 0,01$ ). Viljeltyjen laidunnurmien sekä luonnonlaidunten ja ajourien väliset erot näyttäytyivät vähäisinä, mutta havain-

**Taulukko 8.** Vuoden 2005 50 yleisintä kasvilajia sekä lihavoituna tilastollisesti merkitsevät indikaattorilajit (Dufréne & Legendre 1997) 6 yleisimmällä elinympäristötyyppillä.

Laji	Frekvenssi, laji tavattu % lohkoista 2005					
	Pelto-Pelto (n=217)	Pelto-Metsä (n=141)	Pelto tie (n=72)	Suoja- kaista (n=36)	Niitty (n=69)	Tien piennar (n=50)
Nurmitähkiö, timotei ( <i>Phleum pratense</i> )	76,0	78,7	81,9	69,4	60,9	88,0
Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	73,7	75,9	<b>90,3</b>	33,3	60,9	94,0
Juolavehnä ( <i>Elymus repens</i> )	81,7	75,9	68,1	<b>94,4</b>	69,6	48,0
Voikukat ( <i>Taraxacum sp.</i> )	66,2	65,2	<b>84,7</b>	66,7	44,9	82,0
Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	62,2	63,1	68,1	75,0	73,9	66,0
Nurmiorölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	52,5	73,0	65,3	47,2	53,6	76,0
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	58,5	42,6	65,3	<b>72,2</b>	72,5	62,0
Rönsyleinikki ( <i>Ranunculus repens</i> )	48,8	<b>73,0</b>	62,5	52,8	50,7	42,0
Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	48,8	51,1	68,1	58,3	65,2	60,0
Pelto-ohdake ( <i>Cirsium arvense</i> )	58,0	40,4	58,3	<b>86,1</b>	55,1	52,0
Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	48,1	55,3	38,9	41,7	53,6	66,0
Maitohorsma ( <i>Epilobium angustifolium</i> )	41,5	56,7	30,6	44,4	<b>63,8</b>	44,0
Niittynurmikka ( <i>Poa pratensis</i> )	44,7	46,1	<b>61,1</b>	25,0	49,3	34,0
Karhunputki ( <i>Angelica sylvestris</i> )	45,2	46,1	55,6	<b>58,3</b>	34,8	34,0
Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )	46,1	38,3	45,8	25,0	39,1	54,0
Ojakärsämö ( <i>Achillea ptarmica</i> )	39,2	50,4	54,2	36,1	29,0	54,0
Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	40,1	35,5	47,2	25,0	37,7	<b>62,0</b>
Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	37,8	29,1	40,3	41,7	<b>58,0</b>	54,0
Mesiangervo ( <i>Filipendula ulmaria</i> )	35,5	31,2	29,2	<b>61,1</b>	44,9	38,0
Harakankello ( <i>Campanula patula</i> )	28,1	39,0	<b>48,6</b>	25,0	34,8	38,0
Nokkonen ( <i>Urtica dioica</i> )	26,7	25,5	31,9	<b>72,2</b>	55,1	18,0
Peltokorte ( <i>Equisetum arvense</i> )	31,8	22,0	55,6	19,4	23,2	<b>54,0</b>
Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	20,7	31,9	<b>48,6</b>	22,2	34,8	42,0
Rantanurmikka ( <i>Poa palustris</i> )	30,0	28,4	<b>45,8</b>	27,8	34,8	14,0
Niittysuolaheinä ( <i>Rumex acetosa</i> )	24,4	17,0	36,1	19,4	49,3	<b>50,0</b>
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	17,5	34,0	18,1	11,1	52,2	38,0
Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	16,6	39,7	30,6	5,6	17,4	64,0
Puna-apila ( <i>Trifolium pratense</i> )	19,4	37,6	<b>48,6</b>	8,3	13,0	42,0
Leskenlehti ( <i>Tussilago farfara</i> )	23,0	34,0	31,9	<b>38,9</b>	18,8	16,0
Peltopillike ( <i>Galeopsis bifida</i> )	33,6	29,1	20,8	27,8	21,7	10,0
Peltosaunio ( <i>Tripleurospermum inodorum</i> )	32,3	19,9	<b>36,1</b>	22,2	4,3	28,0
Heinäätähtimö ( <i>Stellaria graminea</i> )	14,3	13,5	27,8	11,1	46,4	<b>56,0</b>
Vadelma ( <i>Rubus idaeus</i> )	20,7	34,0	19,4	27,8	20,3	16,0
Päivänkakkara ( <i>Leucanthemum vulgare</i> )	19,8	31,9	33,3	5,6	18,8	28,0
Pajut ( <i>Salix sp.</i> )	15,7	34,8	23,6	25,0	23,2	24,0
Huopaohdake ( <i>Cirsium helenioides</i> )	20,7	27,7	9,2	22,2	23,2	18,0
Metsäkorte ( <i>Equisetum sylvaticum</i> )	12,4	<b>41,1</b>	26,4	5,6	23,2	20,0
Hietakastikka ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	10,1	35,5	<b>36,1</b>	8,3	21,7	26,0
Peltolemmikki ( <i>Myosotis arvensis</i> )	22,1	29,1	25,0	13,9	4,3	14,0
Syysmaitiainen ( <i>Leontodon autumnalis</i> )	13,8	19,1	<b>41,7</b>	-	5,8	32,0
Ukonkeltanot ( <i>Hieracium sp.</i> )	15,2	22,0	26,3	2,8	8,7	<b>46,0</b>
Paimenmatara ( <i>Galium album</i> )	19,4	12,1	26,4	11,1	23,2	24,0
Peltovalvatti ( <i>Sonchus arvensis</i> )	20,7	21,3	22,2	25,0	8,7	8,0
Vuohenputki ( <i>Aegopodium podagraria</i> )	13,4	23,4	23,6	8,3	26,1	12,0
Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )	12,4	21,3	25,0	13,9	30,4	8,0
Piharatamo ( <i>Plantago major</i> )	5,5	30,5	16,7	8,3	2,9	48,0
Amerikanhorsma ( <i>Epilobium adenocaulon</i> )	19,4	24,1	16,7	25,0	8,7	6,0
Nurmihärkki ( <i>Cerastium fontanum</i> )	12,4	21,3	<b>30,6</b>	2,8	1,4	26,0
Poimulehdet ( <i>Alchemilla sp.</i> )	8,3	17,0	22,2	19,4	26,1	22,0
Ahomatara ( <i>Galium boreale</i> )	17,1	11,8	12,5	13,9	27,5	28,0
Linnunkaali ( <i>Lapsana communis</i> )	20,3	21,3	22,2	8,3	7,2	10,0



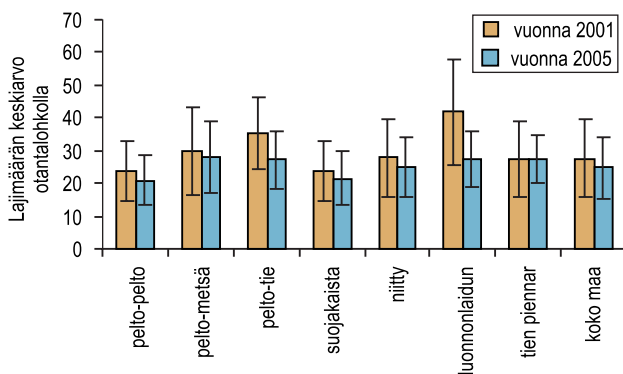


**Kuva 8.** Etelä-Suomen vuoden 2005 aineiston (n=159) elinympäristöstään erilaisten otantalohkojen sijoittuminen NMS-ordinaatioissa kahden lajistokoostumuksen vaihtelua eniten selittävän akselin suhteen. Nuolet osoittavat lajistokoostumuksen vaihtelun kanssa merkittävästi korreloineiden ympäristömuuttujien vaihtelusunnat ja nuolen pituudet korrelaatioiden voimakkuuden.

tojen pienen lukumäärän vuoksi ovat tulokset näiden osalta korkeintaan suuntaa-antavia.

Molempina tutkimusvuosina vähiten lajeja havaittiin peltojen välisillä pientareilla ja suoja-kaistoilla (kuva 9). Vuonna 2001 eniten lajeja ha-

vaittiin luonnonlaitumilla ja tien viereisillä pelton-pientareilla, kun taas vuonna 2005 lajeja oli eniten metsänreunapientareilla. Havaittujen lajimäärien väheneminen vuodesta 2001 vuoteen 2005 oli huomattavinta tien viereisillä peltonpientareilla. Lajirikkaus vähentyi tienpientareita lukuun ottamatta kaikilla muillakin elinympäristötyypeillä.



**Kuva 9.** Elinympäristöjen keskimääräiset lajimäärät samana pysyneillä 50 m<sup>2</sup> otantalohkoilla vuosina 2001 ja 2005.

### Niittyindikaattorilajit

Koko aineistossa esiintyi vuonna 2005 kaikkiaan 39 myönteistä niittyindikaattorilajia (Pykälä 2001). Etelä-Suomessa näitä tavattiin 25, Lounais-Suomessa 19 sekä Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa 15 lajea. Runsaana esiintyessään positiivisia niittyindikaattoreita oli 50 yleisimmän lajin joukossa kahdeksan lajea. Vuonna 2001 löydettiin seitsemän positiivista indikaattorilajia enemmän kuin vuonna 2005. Vuonna 2005 niitä esiintyi yhteensä 232 otantalohkolla, yksittäisellä otantalohkolla enimmillään kahdeksan. Korkeimmat positiiviset niit-



Pientareiden niitto edistää monipuolisen kasvillisuuden kehittymistä. Tämän ohella myös kasvijätteen keräys olisi tärkeää, jotta sen sisältämät ravinteet saadaan poistettua.

tyindikaattorilajimäärät havaittiin niityillä, metsänvieruspientareilla sekä luonnonlaitumilla.

Etelä-Suomen yleisimpiä myönteisiä niityindikaattorilajeja olivat aho-orvokki (*Viola canina*), peurankello (*Campanula glomerata*) ja aholeinikki (*Ranunculus polyanthemos*). Aholeinikkiä tavattiin jossain määrin Lounais-Suomessakin, missä esiintyi yleisesti myös keltamataraa ja aho-orvokkia. Pohjanmaalla yli 10 prosentilla alueen otantalohkoista ei esiintynyt ainuttakaan myönteistä niityindikaattorialajia. Useimmin siellä havaittiin myönteisistä indikaattorilajeista mesimarjaa (*Rubus arcticus*), puolukkaa (*Vaccinium vitis-idaea*), silmäruohoja (*Euphrasia* sp.) ja kanervaa (*Calluna vulgaris*). Itä-Suomen selkeästi yleisimpiä myönteisiä indikaattorilajeja olivat aho-orvokki ja peurankello, joita esiintyi noin 20 prosentilla kaikista alueen otantalohkoista. Näiden lisäksi esiintyi melko usein mesimarjaa, metsälauhaa (*Deschampsia flexuosa*), puolukkaa, kevätpiipoa (*Luzula pilosa*), metsätähteä (*Trientalis europaea*) ja ketoneilikkaa (*Dianthus deltoides*).

Koko maassa yleisintä myönteistä indikaattorilajia, aho-orvokkia, esiintyi useimmiten tienpientareilla, luonnonlaitumilla sekä metsänvieruspientareilla. Metsänvieruspientareilla havaittiin eniten myönteisiä indikaattorilajeja (21 lajia). Vähiten myönteisiä niityindikaattorilajeja esiintyi suoja-kaistoilla, ainoastaan seitsemän lajia, joista vain peurankelloa esiintyi yli viidellä prosentilla kaikista suoja-kaistalohkoista. Peltojen välisillä pientareilla esiintyi 15 myönteistä indikaattorilajia, mutta

mesimarjaa lukuun ottamatta niitä kaikkia oli alle viidellä prosentilla otantalohkoista.

Metsänvieruspientareilla esiintyi aho-orvokin lisäksi usein metsälauhaa, puolukkaa, kevätpiipoa ja metsätähteä. Useat myönteiset indikaattorilajit eivät tällä elinympäristötyypillä välttämättä niinkään ilmennä niittyä, vaan metsän läheistä vaikutusta. Tien viereisillä pellonpientareilla esiintyi melko yleisesti muun muassa peurankelloa, kesämaitiaista (*Leontodon hispidus*) ja silmäruohoja. Niityillä havaittuja myönteisiä indikaattorilajeja olivat esimerkiksi metsälauha, keltamatara, aholeinikki ja ketoneilikka. Tienpientareilla yleisimpiä taas olivat aho-orvokki, silmäruohot ja mesimarja. Useimpien myönteisten indikaattorien esiintyminen joko vähentyi tai pysyi jokseenkin samana vuodesta 2001 vuoteen 2005. Eniten pienentyivät aho-orvokin, mesimarjan ja keto-orvokin (*Viola tricolor*) esiintymisfrekvenssit. Jälkimmäistä ei vuonna 2005 havaittu ainoallakaan otantalohkolla.

Vuonna 2005 yleisimmistä 50 lajista yli puolet oli vähintäänkin runsaana esiintyessään lievästi tai voimakkaasti negatiivisia indikaattorilajeja. Nämä ilmentävät rehevöitymistä, esim. lannoituksesta johtuvaa ravinteisuuden kasvua, maan muokkausta, kylvöä tai pitkälle ehtynyttä umpeenkasvua (Pykälä 2001). Vuoden 2005 aineistossa esiintyi 45 rehevyyttä tai umpeenkasvua indikoivaa lajia, mikä on yksi vähemmän kuin vuonna 2001. Jokaisella maantieteellisellä alueella havaittiin vuonna 2005 noin 40 kielteistä indikaattorilajia. Yleisimpien ja runsaimpien kielteisten indikaattorilajien joukos-

sa jokaisella alueella olivat juolavehnä, voikukat, koiranputki, nurminata, ojakärsämö, nokkonen ja maitohorsma. Pohjanmaata lukuun ottamatta myös pelto-ohdaketta ja leskenlehteä esiintyi hyvin yleisesti. Etelä- ja Lounais-Suomessa yleisesti havaittiin myös peltoauniota. Myös paimenmatara ja vuohenputki olivat Etelä-Suomessa yleisiä kielteisiä indikaattorilajeja. Pohjanmaalla usein esiintyi peltopillikettä, amerikanhorsmaa ja pihätähtimöä. Itä-Suomessa yli 40 prosentilla alueen otantalohkoista esiintyi vadelmaa ja piharatamaa.

Eniten kielteisiä niittyindikaattorilajeja esiintyi peltojen välisillä pientareilla ja metsänreunuspientareilla. Vähiten kielteisiä indikaattorilajeja havaittiin luonnonlaitumilla ja niityillä. Jokaisella elinympäristötyypillä esiintyi lajeista yleisimmin juolavehnää, voikukkaa, koiranputkea ja pelto-ohdaketta. Peltopillikettä ja kirjopillikettä esiintyi useimmiten peltojen välisillä pientareilla. Metsänvieruspientareilla vadelma, peltolemmikki (*Myosotis arvensis*), pihätähtimö ja savijäkkärä (*Gnaphalium uliginosum*) olivat yleisempiä kuin muilla elinympäristötyypeillä. Tien viereisillä peltonpientareilla peltoauniota, amerikanhorsmaa, linnunkaalia, alsikeapilaa ja kiertotatarta (*Fallopia convulvulus*) esiintyi useammin kuin muissa elinympäristöissä.

Suojakaistoilla juolavehnää esiintyi jopa yli 90 prosentilla otantalohkoista. Myös pelto-ohdaketta, nokkosta ja leskenlehteä esiintyi useammin suojakaistoilla kuin muissa elinympäristöissä. Niityillä esiintyi yleisesti nokkosta, maitohorsmaa, nur-

minataa, vuohenputkea ja paimenmataraa. Maitohorsma ja nurminata olivat hyvin yleisiä myös tienpientareilla. Lisäksi tienpientareilla havaittiin yleisesti ojakärsämöä, piharatamaa, alsikeapilaa, paimenmataraa ja pihasaunioita (*Matricaria matricarioides*).

Useiden rehevyyttä tai umpeenkasvua indikoivien lajien yleisyydet muuttuivat vuosien 2001 ja 2005 välillä. Voimakkain lisäys koski peltopillikettä, isorölliä, juolavehnää, koiranputkia sekä vadelmaa. Suurin vähennys taas koski erityisesti pihätähtimöä, kirjopillikettä, leskenlehteä, alsikeapilaa, nurminataa ja ojakärsämöä. Useimpien kielteisten indikaattorilajien esiintymisfrekvenssi oli silti muuttunut vain vähän vuosien 2001 ja 2005 välillä.

### Uhanalaiset kasvilajit

Erittäin uhanalainen (Rassi ym. 2001) hajasara (*Carex remota*) tavattiin kahdesti, vuonna 2005 Pohjanmaalla. Vaarantuneiksi luokiteltua keltamataraa (*Galium verum*) tavattiin molempina vuosina noin 5 % Etelä-Suomen ja korkeimmillaan 15 % vuoden 2001 Lounais-Suomen näytealoista, mutta ei muilla alueilla. Havaintoja tästä lajista kertyi vuonna 2001 36 ja vuonna 2005 25 kappaletta. Silmälläpidettäviä lajeja esiintyi neljä: Ketoneilikasta (*Dianthus deltoides*) tehtiin toistakymmentä havaintoa molempina vuosina, ja Pohjanmaa oli alueista ainoa, jolta lajia ei tavattu. Sen frekvenssi oli korkeimmillaan 5 % vuonna 2005 Itä-Suomessa. Mustapila (*Trifolium spadiceum*) tavattiin vuonna 2001 10 kertaa, ja havaintoja tehtiin sekä Etelä-Suomen että Itä-Suomen otantalohkoilta. Vuonna 2005 laji tavattiin kaksi kertaa Itä-Suomessa. Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) tavattiin kerran, vuonna 2001 Itä-Suomessa, ja kelta-apila (*Trifolium aureum*) samoin kerran, vuonna 2001 Pohjanmaalla. Kaikkiaan uhanalaisuusluokituksen saaneista lajeista tehtiin vuonna 2001 62 havaintoa, kun vuonna 2005 havaintoja kertyi enää 40. Uhanalaisia lajeja esiintyi yleisimmin niityillä ja luonnonlaitumilla. Pientareista uhanalaisia lajeja havaittiin useimmin teiden pientareilla.

### Ympäristömuuttujat kasvilajiston selittäjinä

Otantalohkojen lajimääriin molempien vuosien aineistoissa positiivisesti korreloituneita ympäristö- ja kasvupaikkamuuttujia olivat maantieteellinen itäisyys sekä sammaleisuus (taulukko 9). Kasvillisuuden korkeus taas oli johdonmukaisesti lajirunsauden kanssa negatiivisesti korreloitunut.

Tutkimuslohkot luokiteltiin kasvupaikan vallitsevan kosteuden mukaan kolmeen ryhmään: kui-

**Taulukko 9.** Otantalohkojen lajimäärän suhde otantalohkon sijaintia, laatua ja hoitoa kuvaaviin muuttujiin vuosina 2001 ja 2005. Spearmanin korrelaatiokertoimen jälkeen on ilmoitettu tilastollinen merkitsevyys (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$  ja \*\*\*  $p < 0,001$ ).

Ympäristömuuttuja	Lajimäärä	
	Vuosi 2001	Vuosi 2005
<b>Maantieteellinen sijainti</b>		
Itäisyys	0,511***	0,448 ***
Pohjoisuus	-0,238***	0,89*
<b>Kohteen ominaisuudet</b>		
Kosteus	-0,197***	-0,032
Varjostus	-0,010	0,072
Herbisidivaikutus	0,095*	-0,179***
Karikkeisuus	-0,040	0,033
Sammaleisuus	0,407***	0,322 ***
Leveys		-0,072
Kasvillisuuden korkeus	-0,145***	-0,241***
Paljaan maan osuus	0,070	0,134 **
Kivisyys	-0,044	0,326 ***
<b>Kohteen hoito</b>		
Niitto	-0,066	0,006
Laidunnus		0,060

va, tuore ja kostea. Kaikilla alueilla yleisin kosteusluokitus otantalohkoille oli "tuore". Vuonna 2005 Etelä-Suomessa 94 % otantalohkoista oli luokiteltu tuoreiksi kasvupaikoiksi. Lounais-Suomessakin tähän luokkaan oli määritetty lähes 90 % otantalohkoista ja Itä-Suomessa noin 83 %. Pohjanmaalla tuoreita kohteita oli noin 69 % alueen otantalohkoista. Kosteiden kohteiden osuus oli suhteellisen suuri Pohjanmaalla, noin 18 % alueen otantalohkoista, ja pieni Etelä- ja Lounais-Suomessa, alle 2 % alueiden otantalohkoista. Suojakaistoista kosteiksi luokiteltui kuitenkin jopa noin 22 %. Sekä kuivien että kosteiden kohteiden määrät olivat niin pienet, ettei niiden perusteella voida tehdä merkittäviä päätelmiä kasvupaikan kosteuden vaikutuksista.

Otantalohkojen lajimäärällä ja kosteudella ei vuonna 2005 ollut tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota. Vuonna 2001 kosteus kuitenkin oli tilastollisesti hyvin merkitsevän negatiivisesti korreloinut lajimäärän kanssa (taulukko 9), mikä voi liittyä niukkalajisten suojakaistojen vallitsevuuteen kosteiksi luokiteltujen otantalohkojen joukossa.

Vuonna 2005 noin 65 % kaikista otantalohkoista oli määritetty valoisiksi, paahteisia kohteita oli lähes 20 % ja puolivarjoisia noin 14 %. Varjoisia lohkoja oli hyvin vähän, yhdeksän kappaletta eli vain reilu prosentti kaikista otantalohkoista, joten niistä ei voi tehdä yleistyksiä. Puolivarjoisista otantalohkoista suurin osa (34 %) oli metsänvieruspientareita. Paahteisista otantalohkoista suurin osa sijaitsi peltojen välisillä pientareilla ja tien viereisillä pellonpientareilla. Säteilyoloja kuvaava varjoisuus-muuttuja ei osoittautunut tärkeäksi yhteisöjen luokittelijaksi missään analyysissä.

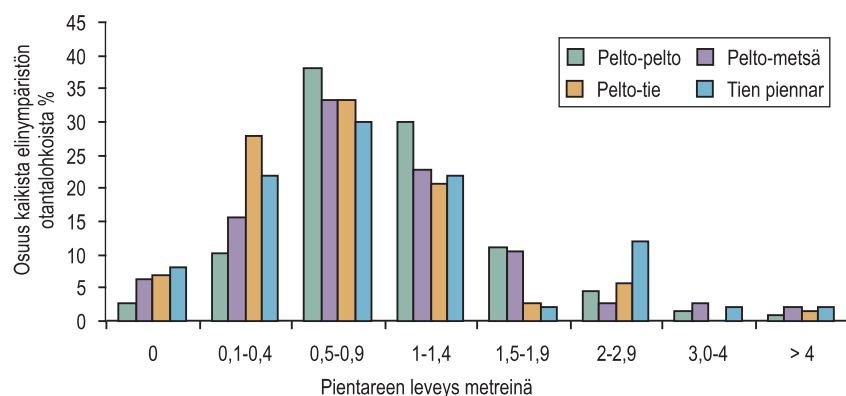
Pientareiden ja suojakaistojen leveydet mitattiin vuoden 2005 aineistoon. Pientareista suurin osa oli leveydeltään alle 1,5 metriä. Jokaisessa piennartyyppissä esiintyi myös otantalohkoja, joiden keskileveys oli alle 10 cm, toisin sanottuna piennar oli lähes olematon. Tien viereisistä pellonpientareista jopa kolmannes oli leveydeltään alle metrin. Muistakin piennartyypeistä vähintään puolet oli leveydeltään

alle metrin. Vähintään 1,5 metriä leveitä pientareita oli vähiten tien viereisillä pellonpientareilla. Kaikilla muilla piennartyypeillä vähintään 1,5 metriä leveitä pientareita oli noin 18 % piennartyyppin otantalohkoista (kuva 10). Suojakaistoilla mitattiin sekä tasaisen, pellolla sijaitsevan piennarosan leveys että kokonaisleveys mukaan lukien luiska. Kasviaineistoa koskevassa tarkastelussa on mukana yhteensä 35 suojakaistaa. Lähes 50 prosentilla suojakaistoista piennarosan leveys oli alle kolme metriä (ks. myös luku 4.2). Leveyden vaikutusta tarkasteltaessa on huomioitava, että otannassa oli hyvin niukasti pientareita, joiden keskileveys oli vähintään kolme metriä. Leveys ei tässä aineistossa ollutkaan tilastollisesti merkitsevästi korreloinut lajimääriin kumpanakaan otantavuonna.

Kasvillisuuden keskikorkeus määritettiin molempina tutkimusvuosina heinäkuussa perhosinventointien yhteydessä (ks. luku 4.2). Keskikorkeudet vaihtelivat tavallisimmin 40–70 cm välillä. Kaikilla alueilla kasvillisuus oli korkeampaa vuonna 2005 kuin vuonna 2001, erojen ollessa suurimmat Lounais-Suomessa. Molempina vuosina matalakasvuiset otantalohkot olivat lajirikkaampia kuin korkeakasvuiset otantalohkot (taulukko 9). Myös ordinaatio-analyysissä kasvillisuuden korkeus osoittautui merkitseväksi muuttujaksi. Esimerkiksi Etelä-Suomen ordinaatiokuvissa kasvillisuuden korkeus korreloi voimakkaasti molempien akselien kanssa. Korkeakasvuisimmat otantalohkot löytyvät kuvan oikeasta yläosasta. Näiden otantalohkojen joukossa oli erityisesti peltojen välisiä pientareita ja suojakaistoja (kuva 8). Nämä otantalohkot olivat myös lajistoltaan köyhimpiä.

Paljaan maan osuus oli valtaosassa otantalohkoja varsin pieni, se ylitti 16 % osuuden vain noin joka kymmenennellä loholla. Erityisesti suojakaistoilla ja niityillä paljasta maata oli vähän. Runsaiten paljasta maata oli havaittavissa metsänreunuspientareilla ja tien viereisillä pellonpientareilla. Paljaan maan osuus ei johdonmukaisesti korreloinut lajimäärien kanssa. Koko maata kuvaavassa ordinaa-

**Kuva 10.** Erilaisia pientareita edustavien otantalohkojen jakautuminen pientareen keskileveyden mukaisiin luokkiin vuonna 2005.





Janne Heitölä

Kasvintorjunta-aineiden huolimaton käyttö näkyy maastossa etenkin alkukesällä, kun ympäröivät pientareet alkavat vihertää. Ympäristötuen ehdot kieltävät pientareiden käsittelyn.

tiossa paljaan maan osuus korreloi positiivisesti akselin 2 kanssa, ja siten paljaan maan osuus kasvua siirryttäessä kuvassa ylöspäin (kuva 7). Kuvan mukaan paljaan maan osuus näyttäisi olleen suurin Pohjanmaalla ja pienin Lounais-Suomessa.

Sammaleisuudella oli molempina tutkimusvuosina erittäin merkittävä positiivinen korrelaatio lajimäärän kanssa (taulukko 9), ja ordinaatioissa se oli merkitsevästi putkilokasviyhteisöjen eroavuuksiin liittynyt kasvupaikan ominaisuus (kuvat 7 ja 8). Esimerkiksi Etelä-Suomessa sammaleiset otantalohkot edustavat suojakaistoja lukuun ottamatta kaikkia elinympäristötyyppejä (kuva 8). Lounais-Suomessa sammaleisten otantalohkojen joukossa oli erityisesti tienpientareita sekä metsänreunuspientareita.

Kivisyys korreloi vuonna 2005, mutta ei vuonna 2001, merkitsevästi positiivisesti lajimäärän kanssa (taulukko 9). Vuoden 2005 ordinaatioissa kivisyys liittyi kasvuyhteisöjen koostumukseen samansuuntaisesti kuin itäisyys, sammaleisuus, laidunnus ja niitto (kuva 7). Kivisyys ei liittynyt erityisesti mihinkään elinympäristötyypeistä. Karikkeisuus ei kumpanakaan tutkimusvuotena korreloinut merkitsevästi lajimäärän kanssa (taulukko 9). Ordinaatioissa karikkeisuus liittyi esim. suojakaistoihin, mi-

kä viittaa niiden suhteellisen suuriin kuloheinän määriin.

### Laidunnuksen, niiton ja herbisidikulkeuman vaikutuksia

Molempina tutkimusvuosina arvioitiin, onko otantalohko niitetty vai ei. Vuonna 2005 noin 80 % kaikista otantalohkoista oli täysin hoitamattomia eli lohkoa ei ollut niitetty tai laidunnettu. Kaikista otantalohkoista noin 15 % oli niitetty. Pohjanmaalla niitettyjä otantalohkoja oli noin 25 % kaikista alueen otantalohkoista. Itä-Suomessakin noin viidennes otantalohkoista oli niitetty. Lounais-Suomessa oli vähiten niitettyjä otantalohkoja. Niitetyt lohkot sijaitsivat pääasiassa tienpientareilla ja tien viereisillä pellonpientareilla. Peltojen välisistä pientareista ja metsänreunuspientareista vajaa viidennes oli niitetty. Niityistä ainoastaan noin neljä prosenttia oli niitetty. Suojakaistoista niitettyjä oli reilut viisi prosenttia

Koko aineistossa niitettyjen otantalohkojen keskimääräinen lajimäärä oli sama kuin hoitamattomilla otantalohkoilla, eikä niitto korreloinut tilastollisesti merkitsevästi lajimäärän kanssa (taulukko 9). Vaihtelu oli suurta, eivätkä erot ole tilastollisesti



Maamme pohjoisosissa kullero on tyypillinen kosteiden ja tuoreiden niittyjen laji, mutta etelässä se on nykyisin varsin harvalukuinen.

merkitseviä, mutta on mielenkiintoista todeta, että niitetyillä suojakaistoilla lajimäärien keskiarvo oli 3,5 lajia enemmän kuin hoitamattomilla suojakaistoilla. Sama suuntaus toistui myös niityillä ja peltojen välisillä pientareilla, joilla niilläkin niitettyjen lohkojen lajimäärien keskiarvot olivat hieman korkeammat kuin niittämättömien lohko-

jen keskiarvot. Vuoden 2005 ordinaatiossa niiton vaikutussuunta on sama kuin laidunnuksella, sammaleisuudella ja kivisyydellä.

Laidunnus havainnoitiin ympäristömuuttujana vain vuonna 2005. Tuolloin laidunnettuja otantalohkoja oli ainoastaan 23 eli vain 3,3 % kaikista otantalohkosta. Kohteiden pienen lukumäärän vuoksi tulokset laidunnuksen suhteen ovat vain suuntaa-antavia. Laidunnettuja otantalohkoja oli eniten Pohjanmaalla (5,5 % otantalohkoista) ja Etelä-Suomessa (5,0 % otantalohkoista). Luonnonlaitumista laidunnettuja oli 10 (67 %). Suojakaistoista laidunnettuja oli reilut viisi prosenttia ja tien viereisistä pellonpientareista hieman yli neljä prosenttia. Yhteys lajimäärään ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 9).

Vaikka herbisidien käyttö on pientareilla ja suojakaistoilla kiellettyä, oli herbisidien vaikutus nähtävissä vuonna 2005 joka kahdeksannella kaikista peltoon rajoittuvista pientareista sekä suojakaistoista. Havaintoja herbisidien vaikutuksista tehtiin myös muilta elinympäristötyypeiltä. Yleisimmin merkkejä kasvintorjunta-aineiden käytöstä havaittiin Etelä- ja Lounais-Suomen pientareilla ja suojakaistoilla (noin 18 %). Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa herbisidien vaikutus oli havaittavissa hieman harvemmin. Herbisidien havaittu vaikutus korreloi tilastollisesti merkitsevän negatiivisesti lajimäärän kanssa (taulukko 9).

## Tulosten tarkastelu

Kasvilajiseurannan otantajärjestely kohdistui maisemassa erottuviin, varsin suurialaisiin elinympäristölaikkuihin. Viljely-ympäristössä esiintyvä pienipiirteisempi vaihtelu, pienialaiset kasvupaikat ja yksittäiset harvinaisempien lajien esiintymät eivät olleet otannan suunnittelun perusta. Tässä suhteessa hankkeen tuottama kuva viljely-ympäristön lajistosta pientareilla ja niitty-laikuilla ei ole kattava. Otanta kuitenkin palvelee pitkäaikaisseurainta, jolloin vallitsevien kasvupaikkatyyppien lajiston mahdollisten muutosten havaitseminen on tärkeää.

## Muutokset vuodesta 2001 vuoteen 2005

Monimuotoisuuden seurannan keskeinen tarkoitus on havaita mahdollinen muutos lajimäärissä ja yhteisöjen lajistollisessa koostumuksessa. Kaikki vuosien välinen havaittu vaihtelu ei kuitenkaan ole välttämättä merkitsevää. Kasviyhteisöt koostuvat lajeista, joista kukin reagoi eri tavoin vuosien välisiin eroihin esim. lämpötiloissa ja sadannan määrässä ja ajoittumisessa. Lajit itävät, kasvavat,

versovat, kukkivat ja tuleentuvat kasvuoloista riippuen vaihtelevasti (esim. Etherington 1982). Peltojen rikkakasviyhteisöjen seurannoissa on todettu, että samalta lohkolta eri vuosina kootut otokset antavat varsin erilaisen kuvan hetkellisestä rikkalajistosta. Samoin rikkakasvien siemenpankki maassa antaa hyvin erilaisen kuvan rikkakasvilajistosta kuin maanpäällisestä kasvustosta tehdyt havainnot (ks. Harper 1977: s. 83–147). Toinen vaihtelua aiheuttava tekijä, jonka osuutta ei aina ole mahdollista erottaa ”todellisesta” vaihtelusta, on luonteeltaan tilastollista otannan epätarkkuutta. Tätä on omiaan lisäämään otannan suorittavien, havainnot tekevien henkilöiden vaihtuminen otantavuodesta toiseen.

Seurantulosten tulkinnassa on tärkeää muistaa luontainen vaihtelu ja otannasta johtuva epävarmuus ja varoa sekoittamasta näitä vasta pidemmässä aikasarjoissa toistuvissa otannoissa varmemmin esille saatavaan monimuotoisuuden muutokseen.

Tulosten perusteella näyttää ilmeiseltä, että vuosien 2001 ja 2005 väliset erot kasvukauden lämpö- ja sadantaoloissa selittävät ainakin osan havaitusta lajimäärän vähentymisestä. Esimerkiksi heinäkuun sademäärä oli Pohjanmaata lukuun ottamatta pienempi vuonna 2005 kuin vuonna 2001, samoin kuin havaitut lajimäärät. Kasvillisuuden korkeuden voi olettaa olevan yhteydessä säätekijöihin. Korkeissa kasvustoissa matalakasvuiset lajit menestyvät suhteellisesti heikommin, ja korkeus myös oletettavasti heikentää matalampien lajien havaittavuutta. Kasvillisuus olikin keskimäärin korkeampaa vuonna 2005, jolloin lajimääräkertymät olivat keskimäärin pienemmät kuin 2001. Toisaalta myös Pohjanmaalla vuoden 2005 kasvustot olivat korkeampia kuin vuoden 2001 kasvustot, ja silti lajeja kertyi enemmän.

Lajimääräkertymän voi olettaa riippuvan myös otannan suorittavasta henkilöstä. Lounais-Suomessa samat henkilöt ja Itä-Suomessa sama henkilö suoritti otannat molempina vuosina. Muilla alueilla henkilöt vaihtuivat. Tämän tekijän osuus vuosien välisessä lajimäärien vaihtelussa jää epäselväksi.

Luontoarvoiltaan arvokkaita kohteita indikoivien niittyindikaattorien esiintyvyys väheni seitsemällä lajilla vuoden 2001 46 lajista vuoden 2005 39 lajiin, kun taas vähäarvoisia rehevöityneitä kohteita indikoivat lajit vähenivät vain yhdellä vuoden 2001 46 lajista vuoden 2005 45 lajiin.

Ensimmäisen tukikauden 1995–1999 vain suojakaistoja koskeviin seurantatuloksiin vertailu on rajoitetusti mahdollista. Vuosien 2001 ja 2005 otannoissa suojakaistakohteita oli vähemmän, ja ne eivät olleet samoja kuin 1995–1999. Jossain määrin vertailua mahdollistava osa-aineisto muodostuu

neliöalaotannoista: kultakin satunnaisotantaan osuneelta suojakaistalta otostettiin vuosina 2001 ja 2005 1,0 m<sup>2</sup> suuruisia neliöaloja, ja tukikauden 1995–1999 seurannassa otostettiin vastaavasti viisi 0,25 m<sup>2</sup> alaa, yhteensä 1,25 m<sup>2</sup> lajikertymä. Vuosien 1995–1999 seurannassa keskimääräiset lajikertymät yhteensä viideltä 0,25 m<sup>2</sup> alalta kultakin suojakaistalohkolta olivat vähimmillään keskimäärin 10 lajia (Pohjanmaan kylvämättä perustetut suojakaistat 1997) ja enimmillään 27 lajia (Itä-Suomen kylvämällä perustetut kohteet 1997) (Tarmi & Helenius 2002). Nämä olivat useita, jopa toistakymmentä lajia suurempia kertymiä kuin vuosien 2001 ja 2005 otannoissa neliömetriotannan keskiarvot, eli lajien määrät keskimäärin neliöalalla. Ero selittyy kuitenkin suureksi osaksi sillä, että viiden pienemmän osa-alan yhteensä 0,25 m<sup>2</sup> suuremmasta otoksesta on odotettavissakin suurempi lajikertymä kuin kolmen osa-alan otoksesta. Suojakaistoilla mahdollinen lajimäärän lasku voisi selittyä jopa kokonaan suojakaistoissa tapahtuneella luontaisella sukkessiolla: suojakaistat perustettiin ensimmäisen ympäristötukikauden alusta vuodesta 1995 alkaen. Niitä ei niitetä säännöllisesti, joten niiden kasvillisuus on vähitellen kehittynyt kohden yhä sulkeutuneempia ja karikkeisempia (kuloheinän peittämiä) kasvustoja, johon ovat valikoituneet rehevien kasvupaikkojen valokilpailussa menestyvät voimakasvuiset lajit (esim. pelto-ohdake, koiranputki, nokkonen). Suojakaistojen potentiaali viljely-ympäristöjen kasvien lajimonimuotoisuuden edistäjinä on hoidon puuttuessa pääosin toistaiseksi realisoitumatta.

## Alueellisten erojen tarkastelu

Kasviyhteisöjen vallitsevia lajeja olivat yleiset monivuotiset heinät ja ruohot. Uhanalaisluokituksen saaneita lajeja tavattiin satunnaisesti ja hyvin vähän. Lajistollinen monimuotoisuus vaihteli maan eri osissa molempina tutkimusvuosina. Keskimääräinen lajimäärä kasvoi siirryttäessä pohjoisesta etelään ja lännestä itään. Pohjanmaalla verraten lajiköyhät sekä Itä-Suomessa verraten lajirikkaat yhteisöt olivat lajistoltaan keskenään varsin samankaltaisia, kun taas Lounais-Suomessa verraten lajiköyhät ja Etelä-Suomessa selvästi lajirikkaammat yhteisöt olivat lajistoiltaan vaihtelevampia.

Niittyindikaattorilajien painottuminen eteläisiin kohteisiin selittyy ilmeisimmin ainakin osittain sillä, että käytetty indikaattorilajiluokitus on kehitetty eteläiselle Suomelle (Pykälä 2001). Näistä Etelä- ja Itä-Suomessa esiintyi yleisesti erityisesti aho-orvokkia ja peurankelloa. Keltamatara oli painottunut Lounais-Suomeen. Pohjanmaalla esiintyneistä myönteisistä indikaattorilajeista useat olivat



Kevättaskuruoho on yksi kesän ensimmäisistä kukkakasveista kuivilla niityillä ja pientareilla.

tyypillisiä metsälajeja. Tämä saattaakin kuvastaa enemmän metsän läheistä vaikutusta, eikä niinkään monimuotoisuuden kannalta merkittävää niittyelinympäristöä. Kielteisiä indikaattorilajeja esiintyi jokaisella alueella runsaasti. Tämä kertoo siitä, että jokaiselta alueelta löytyy rehevöityneitä, ravinteikkaita, muokattuja tai umpeenkasvaneita otantalohkoja (Pykälä 2001).

Myös muissa tutkimuksissa maantieteellinen sijainti ja paikallisten ympäristömuuttujien vaikutus ovat selittäneet lajistollista vaihtelua pellonpientareilla ja puoliluonnontilaisilla laitumilla (Kivinen ym. 2006, jossa aineistona vuoden 2001 osa-aineistosta tutkimuksesta). Alueellisten muuttujien vaikutus on havaittu myös paikkakuntakohtaisina ja peltolohkojen välisinä eroina viljapeltojen reunusten rikkakasvi- ja hyönteisyhteisöissä (Etholén 2006) sekä peltojen rikkakasviyhteisöissä (Hyvönen ym. 2004).

Maisemarakenteen monimuotoisuudella sekä metsäsaarekkeiden lukuisuudella oli Kivisen

ym. (2006) mukaan positiivinen vaikutus viljelyympäristöjen kasvilajistoon. Intensiivisen maatalousmaan osuuden kasvaessa alueen kasvilajimonimuotoisuus pieneni. Erityisesti niittykasvien määrät vähenivät voimakkaasti intensiivisen maatalousmaan pinta-alan kasvaessa (Luoto ym. 2004, Kivinen ym. 2006). Ekstensiivisen maatalousmaan ja metsämaan osuudet ovat suurimmillaan Itä-Suomessa ja pienimmillään Lounais-Suomessa (Luoto ym. 2004), joten havaitut erot kasviyhteisöjen lajirunsaoksissa näyttävät liittyvän näihin maisemarakente-eroihin (ks. luku 4.5).

Myös alueelliset eroavaisuudet tuotantosuunnissa voivat selittää kasviyhteisöjen eroja. Karjaloutta on enemmän Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa. Esimerkiksi noin 40 % Pohjois-Karjalan maataloista on lypsykarjataloja (Maatilarekisteri 2005). Perinteisellä karjaloudella on positiivisia vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen, sillä esimerkiksi laidunnus lisää kasvien lajimäärää (Pykälä 2001). Lisäksi erityisesti niitonurmen määrän on todettu



vaikuttavan merkittävästi pientareiden lajikoostumukseen (Weibull & Östman 2003). Viljapellojen pientareet altistuvat muokkaukselle useammin kuin nurmien pientareet (Le Cœur ym. 2002). Lajirikkaiden pientareiden Itä-Suomessa yksipuolinen viljanviljely onkin vähäisempää kuin muilla alueilla.

## Elinympäristöjen laadun vaikutus

Kasvilajirikkaimpia elinympäristötyyppejä olivat etenkin metsänreunuspientareet, mutta myös peltojen tienvieruspientareet sekä muut tienvieruspientareet. Metsänreunuspiennarten arvo paitsi kasveille myös muulle eliöstölle tuli esille jo Mytvas 2 -hankkeen väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004). Metsänvieruspiennarten monimuotoisuudesta viestittää myös se, että niillä havaittiin eniten positiivisia niittyindikaattorilajeja – joita suojakaistoilla puolestaan tavattiin vähiten. Toisaalta myös kielteisiä niittyindikaattorilajeja tavattiin metsänreunuskaistoilla usein. Nämä olivat kuitenkin eri lajeja (esim. vadelmaa) kuin suojakaistojen kielteiset lajit. Erityisesti juolavehna ja pelto-ohdake, jotka ovat hankalia rikkakasveja, olivat ominaisimpia suojakaistoille.

Vastoin ennako-odotuksia, kohteen paahteisuus ei, eikä oikein kosteuskaan (vrt. Schulman ym. 2005, Tarmi & Bäckman 2004), ollut lajimäärien kannalta merkitsevä tekijä. Lajirunsaimmat kohteet olivat usein sammaleisia, niissä paljaan maan osuus oli keskimääräinen (eli ne eivät olleet paljaksi kuluneita, mutta toisaalta eivät umpeenkasvaneitakaan, vrt. Hansson & Fogelfors 1998), ja ne saattoivat olla keskimääräistä kivikkoisempia. Paljaalla maalla, esimerkiksi ojissa ja pelloilla viihtyvät sammallajit vaativat valoisaa elinympäristöä, ja ne ovat sopeutuneet maan pinnan paljastaviin häiriöihin sekä kasvillisuuden lyhytaikaiseen sulkeutumiseen. Kedoilla ja niityillä esiintyy yleensä melko niukasti sammalia. Kalkkivaikutteisissa ympäristöissä, joissa laidunnus on jatkunut pitkään, sammallajisto voi kuitenkin olla monipuolinen (Ulvinen ym. 2002).

Tässä aineistossa ei havaittu selkeää yhteyttä pientareen tai suojakaistan leveyden ja lajitiheyden välillä. Aiemmin on kuitenkin toistuvasti esitetty, että piennarten ja kaistojen levennys lisää lajimäärää (Ma ym. 2002, Bokenstrand ym. 2004). Kasvu- paikan kasvuolojen vyöhykkeisyys olisi luonteva selitys leveyden vaikutukselle (Ma ym. 2002), ja esim. lähellä peltoa monivuotisia rikkakasveja voi esiintyä merkittävästi enemmän kuin kauempana pellosto (Kleijn & Verbeek 2000). Yhteyden puuttuminen tässä tutkimuksessa selittyy ainakin osittain sillä, että valtaosa kohteista oli varsin kapeita, jol-

loin leveiden kaistojen lajimäärähavaintoja kertyi liian vähän vaikutuksen tilastolliseen arviointiin.

Rikkakasvien torjunta-aineiden aiheuttamat vaitokset olivat aineistossa hälyttävän yleisiä. Enemmän kuin joka kymmenes peltoon rajoittuva kohde oli kärsinyt herbisidiruiskutuksesta tai herbisidien tuulikulkeumasta. Erityisesti herkat lajit vähentyvät torjunta-aineiden käytön seurauksena (Kleijn & Snoeiing 1997). Torjunta-aineiden käyttö on todettu vähentävän kaksisirkkaisten kasvien monimuotoisuutta ja peitteisyyttä pientareilla (de Snoo & van der Poll 1999).

Useat tutkimukset ovat esittäneet, että niitto lisää kasvien monimuotoisuutta. Tämä kuitenkin edellyttää, että niittojäte kerätään pois (Persson 1995, Foster & Gross 1998, Kleijn & Verbeek 2000, Pakkanen & Helenius 2004). Biomassan vähentymisen seurauksena karikkeen määrä ja ravinteisuus vähenevät (Foster & Gross 1998, Kleijn & Verbeek 2000). Tällöin erityisesti matalakasvuisten kasvien esiintyvyys ja runsaus lisääntyy (Persson 1995). Aikaisemman Mytvas 2 -hankkeen kasvitutkimuksen mukaan valtalajeja, kuten juolavehnaa, esiintyy harvemmin niitetyillä kuin niittämättömillä pientareilla (Pakkanen & Helenius 2004). Mytvas 1-seurannan tulosten perusteella myös Tarmi & Helenius (2002) suosittelivat heinäkuun lopun ja elokuun alun väliseen aikaan ajoitettua niittoa monimuotoisuutta edistävänä hoitotoimena. Niiton yleisyyteen vaikuttaa merkittävästi alueella vallitseva tuotantosuoja. Ensimmäisessä Mytvas-tutkimuksessa niitto oli yleisintä Pohjanmaalla, Lestijoella, joka on nurmivaltaista aluetta. Niiton suorittaminen on helpompaa, kun suojakaista on osa nurmea eikä esim. viljapellon reunassa (Tarmi & Helenius 2002).

Nyt niiton positiivinen vaikutus lajimäärään jäi viitteelliseksi, sillä niitettyjen lohkojen lajimäärät eivät olleet tilastollisesti merkitsevästi korkeampia kuin niittämättömien lohkojen lajimäärät. Niitoksen poiskorjuun tulisi kuulua niittohoitoon; tällöin voidaan odottaa selvää lajimäärän lisäystä. Vuositain Suomessa niitetään säännöllisesti pelkistään yleisten teiden varsilla noin 85 000 hehtaaria pientareita (Jantunen ym. 2004); tulisi selvittää, miten niittohoitoa voisi edistää esim. rahtisopimuksin myös peltojen pientareille ja suojakaistoille. Tätä edistäisi myös korjattavan biomassan hyötykäyttö esim. bioenergiatarkoituksiin.

## Johtopäätökset

Kasvien lajimonimuotoisuuden muutokset voidaan saada esille vain pitkäaikaisessa ja riittävän usein toistetussa seurannassa. Nykyistä, tässä raportoitua seurantaa tulisi täydentää jatkuvasti vuosittain tehtävillä kartoituksilla pienemmästä joukosta otantalohkoja. Näin olisi mahdollista selvemmin erottaa pidemmän aikavälin trendi monimuotoisuudessa vuosien välisestä satunnaisesta vaihtelusta. Seurantaa tulisi myös jatkossa täydentää nykyistä täsmällisemmällä ympäristömuuttujien mittauksilla sekä erityisesti tiedoilla kunkin kohteen maataloudellisesta kontekstista. Olisi otettava tarkasteluun mukaan tiedot ao. tilan tai tilojen tuotantotavasta (esim. luomutuotanto vs. tavanomainen tuotanto), tuotantosuunnasta (esim. karkearehuomavarainen karjatalous vs. yksipuolinen viljan viljely) sekä panoskäytöstä, erityisesti ravinne- ja torjunta-ainemääristä. Edelleen haasteena on sisällyttää analyysiin tietoa kohteen käsitelyhistoriasta, paitsi niitoista myös esim. ojanpiennarkohteilla perkauksiin liittyvistä maamassojen läjityksistä ym. radikaalistikin kohteen kasvuoloja muuttavista toimista.

Viljely-ympäristössä esiintyy kasvuoloiltaan erilaisia elinympäristöjä. Näiden kasvilajistot eroavat toisistaan ei vain lajien lukumäärien vaan myös itse lajien ja niiden runsaussuhteiden osalta. Näin ollen kaikki viljely-ympäristössä säilyvät piennarkohteet sekä niittykaistat ja -laikut tuovat osansa maatalon ja viljelyalueen monimuotoisuuteen.

Ympäristötukijärjestelmään on alusta saakka vuodesta 1995 sisältynyt suojakastojen ja valtaojien varsien levennettyjen piennarten vaatimus. Suojakaistat ovat kuitenkin edelleen kasvilajimonimuotoisuuden osalta köyhimpiä kohteita vilje-

ly-ympäristössä. Suojakaistojen hoitoon tulisi jatkossa kiinnittää enemmän huomiota, jotta niiden avulla voitaisiin nykyistä selvemmin edistää paitsi vesiensuojelua, myös biologista monimuotoisuutta. Erityisesti tulisi edistää aikaisintaan heinäkuun loppuun ajoitettua niittohoitoa, johon tulisi kuulua niitetyn kasvimassan korjuu. Tähän liittyen tulisi kehittää myös tapoja hyödyntää korjattu biomassa esim. bioenergiantuotantoon (vaikkapa biokaasuksi).

Kasvien lajimonimuotoisuuden kannalta arvokkaimpiin kohteisiin lukeutuvat peltojen metsänreunuksiin rajoittuvat pientareet. Tulisi edelleen selvittää ympäristötukijärjestelmään sopivia toimia metsänreunuspiennarten hoitamiseen viljely-ympäristön luonnon monimuotoisuuskohteina. Rikkakasvien torjunta-aineiden käytössä ei vielä ole saavutettu tavoiteltua täsmällisyyttä. Keskimäärin joka kahdeksas piennarkohde oli kärsinyt herbisideistä. Ruiskutustekniikkaan ja -ohjeisiin tulisi kiinnittää aiempaa enemmän huomiota.

Koko maatalouspoliittista ohjausta koskeva haaste on taloudellisin perustein tavoiteltu sekä alueellinen että alueiden sisällä tilakohtainen erikoistuminen ja siihen liittyvä maankäytön yksipuolistuminen, maiseman monokulttuuristuminen ja pellonkäytön intensifioituminen. Tämä kehitys on olennaisesti ja toistaiseksi biodiversiteetin tappioksi sovitamattomasti ristiriidassa maatalousluonnon monimuotoisuuden suojelutavoitteiden kanssa niin Suomessa kuin EU:ssa laajemmin, nyt myös uusien jäsenmaiden maatalousluontoa uhaten (ks. esim. Herzon 2007). Ympäristötukijärjestelmän tilakohtaiset toimet monimuotoisuuden suojeluun jäävät kosmeettisiksi, mikäli tätä EU:n yhteisen maatalouspolitiikan alueella vallitsevaa kehityskulkua ei onnistuta kääntämään.

## Kirjallisuus

- Asteraki, E.J., Hart, B.J., Ings, T. C & Manley, W.J. 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102: 219–231.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.
- Bokenstrand, A., Lagerlöf, J. & Torstensson, P.R. 2004. Establishment of vegetation in broadened field boundaries in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101: 21–29.
- De Snoo, G.R. & van der Poll, R.J. 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 73: 1–6.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Etherington, J.R. 1982. *Environment and plant ecology*. Second edition. John Wiley & Sons, Ltd. Great Britain. 487s.
- Etholén, T. 2006. Suojelureunukset kevätiljapellossa. Vaikutukset niveljalkaisyhteisöön sekä suhteutuminen muihin yhteisöissä vaihtelua aiheuttaviin tekijöihin. Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, Soveltavan biologian laitos.
- Foster, B.L. & Gross, K.L. 1998. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593–2602.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 1998. Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 35: 758–771.

- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, London. 892 s.
- Herzon, I. 2007. Ode to a Skylark: agricultural intensification and farmland birds in the Baltic region. University of Helsinki Department of Applied Biology Publications 28. 49 p.
- Hilli, A. 1949. Piennarkasvien maataloudellisesta merkityksestä. Suomen Maataloustieteellisen Seuran Julkaisuja 70 (2), 61 s.
- Hyvönen, T., Holopainen, J. & Tiainen, J. 2005. Detecting the spatial component of variation in the weed community at the farm scale with variation partitioning by canonical correspondence analysis. *Weed Research* 45: 48–56
- Hämät-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998. Retkeilykasvio. 4. täysin uudistettu painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo. Helsinki, Yliopistopaino. 656 s.
- Ilmatieteen laitos. 2001. Ilmastokatsaus. Helsinki.
- Ilmatieteen laitos. 2005. Ilmastokatsaus. Helsinki.
- Ilmatieteen laitos. 2006. Terminen kasvukausi ja sen seuranta. (11.12.2006: [http://www.fmi.fi/saa/tilastot\\_72.html#7](http://www.fmi.fi/saa/tilastot_72.html#7))
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Hugg, T. & Saarnio, S. 2004. Tienpienareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä. Tiehallinnon selvityksiä 9/2004. Tiehallinto, Helsinki. 63 s.
- Jauni, M. 2006. Kasviyhteisöjen monimuotoisuus puoliluonnontilaisissa maatalousympäristöissä. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto, Soveltavan biologian laitos.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo. 308 s.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Helenius, J. 2006. Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography* 33: 862–875.
- Kleijn, D. & Snoeijng, G.I.J. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413–1425.
- Kleijn, D. & Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37: 256–266.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004. Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709: 44–81.
- Le Cœur, D., Baudry, J., Burel F. & Thenail, C. 2002. Why and how should we study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 23–40.
- Luoto, M., Ikävalko, J., Kivinen, S. & Kuussaari, M. 2004. Maatalousmaiseman rakenne ja sen merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709: 110–127.
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Revisiting the species-area relationship in semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 137–148.
- Maatilarekisteri. 2006. <http://www.matilda.fi>. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- 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
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300s.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237s.
- MMM 1993. Hyvät viljelymenetelmät. Maaseudun ympäristöohjelman mukaiset viljelysuositukset. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1993:7. 31 p.
- Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004. Kasvien monimuotoisuuden seuranta - toimenpiteiden vaikutukset pienareilla ja suojakaistoilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709: 30–43.
- Persson, T.S. 1995. Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research. Report 82. Uppsala. 30 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. 205s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. 2001. Weeds in spring cereal fields in Finland – a third survey. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 347–364.
- Schulman, A., Heliölä, J., Ihantola, M., Johansson, H., Kurppa, K. & Suutari, J. 2005. Kasvien monimuotoisuus maatalousalueilla. Teoksessa: Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.) 2005. Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 734: 16–36.
- Tarmi, S. & Bäckman, J.-P. 2004. Pientareiden kasvit. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.). 2004. Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Helsinki, Edita Publishing Oy. s. 98–111.
- Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasviyhteisöjen monimuotoisuus. Helsingin Yliopisto, Soveltavan biologian laitos, Julkaisuja 9. 35 s. + 18 liites.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.) 2002. Suomen sammat – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristö 560. Suomen ympäristökeskus. 354 s.
- Weibull, A.-C. & Östman, Ö. 2003. Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349–361.



Lauhahiipijää tavattiin vuosina 2005–2006 erittäin runsaslukuisena. Laji viihtyy kaikenlaisilla reheväkasvuisilla niityillä ja avoimilla pientareilla.

## 4.2 Perhoskantojen seuranta maatalousalueilla vuosina 2001–2006

Janne Heliölä & Mikko Kuussaari  
Suomen ympäristökeskus

Noin 70 % Suomen päiväperhosista elää erilaisissa maatalousympäristöissä, kuten niityillä ja metsänreunoilla. Myös suuri osa maamme päiväperhosiin kohdistuneesta tutkimuksesta on tehty maatalousympäristössä. Kattava katsaus maatalousympäristön päiväperhosista ja niihin kohdistuneesta tutkimuksesta sekä Suomessa että ulkomailla julkaistiin vuonna 2000 (Pitkänen & Tiainen 2000) ja seuraavana vuonna hieman täydennettynä englanniksi (Pitkänen ym. 2001).

Päiväperhoset ovat yksi kolmesta maamme maatalousympäristön lajistollisen monimuotoisuuden indikaattoreihin sisällytetyistä indikaattorilajiryh-

mistä (Maa- ja metsätalousministeriö 1999, Yli-Viikari ym. 2003). Päiväperhoset soveltuvat monestakin syystä hyvin luonnon monimuotoisuuden indikaattoreiksi (Brereton 2007). Ne reagoivat nopeasti elinympäristönsä muutoksiin, minkä lisäksi lajisto tunnetaan hyvin ja yksilöt ovat suhteellisen helposti tunnistettavissa maastossa. Perhosharrastus on maassamme suosittua ja sillä on pitkät perinteet, minkä ansiosta päteviä havainnoitsijoita on varsin paljon. Lisäksi päiväperhoskantojen seurantaan on olemassa kansainvälisesti laajassa käytössä oleva standardimenetelmä, linjalaskenta (Pollard 1977, Pollard & Yates 1993, Thomas 2005). Sitä on

käytetty maassamme sekä päiväperhosten kantojen seurannassa (Kuussaari ym. 2000) että monissa tieteellisissä tutkimuksissa (mm. Pöyry ym. 2004a, 2005, Saarinen ym. 2005, Valtonen ym. 2006).

Suomessa linjalaskennoissa havainnoidaan usein päiväperhosten ohella myös muita päiväaktiivisia suurperhosia, jotka ovat laskettavissa lähes samalla vaivalla ja yhtä luotettavasti kuin varsinaiset päiväperhoset (Kuussaari ym. 2000, Heliölä & Kuussaari 2007). Muiden suurperhosten sisällyttäminen laskentoihin kasvattaa maatalousalueilta havaittavan lajimäärän yli kaksinkertaiseksi. Myös yksilömäärä kasvaa usein lähes kaksinkertaiseksi riippuen siitä, missä määrin laskentoihin sisältyy piennarelinympäristöjen lisäksi niittymäisiä elinympäristöjä (Heliölä ym. 2004).

Viimeisen kymmenen vuoden aikana maatalousympäristön perhostutkimusten määrä on ollut kasvussa. Valtakunnallinen päiväperhosseuranta on tuottanut vuodesta 1991 alkaen tietoa päiväperhosten levinneisyyden muutoksista maassamme (Marttila ym. 2001, Saarinen 2007). Vuonna 1999 aloitettiin linjalaskentoihin perustuva maatalousympäristön päiväperhosseuranta, jota on tehty vuosittain 30–50 kohteella (mm. Kuussaari ym. 2000; Heliölä ym. 2006, 2007). Tämän ohella Kuussaari ym. (2007a, b) ovat raportoineet tuloksia päiväperhoskantojen pitempiäaikaisesta kehityksestä maassamme. Lisäksi vuonna 2002 Ahvenanmaalla toteutettiin maatalouden ympäristötuen vaikutusten seurantaan liittyen laaja perhosten lajiotanta, jonka tutkimusasetelma oli samanlainen kuin tässä tutkimuksessa (Heliölä ym. 2005).

## Tutkimuksen tavoitteet

Perhosten osalta MYTVAS 2 -tutkimuksen tavoitteena on ollut tuottaa

- kattava kuva päiväperhosten ja muiden päiväaktiivisten suurperhosten lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelusta tavanomaisilla eteläsuomalaisilla maatalousalueilla
- otanta-asetelma, jonka avulla maatalousalueiden perhoskantoja voidaan luotettavasti seurata
- tietoa perhosten lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelua selittävästä ympäristötekijöistä
- tietoa ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksista perhoslajiston monimuotoisuuteen.

Hankkeen väliraportti sisälsi paljon uutta tietoa maatalousalueiden perhosista ja niiden elinympäristövaatimuksista (Kuussaari & Heliölä 2004). Raportissa tarkasteltiin perhosten yhteisökoostu-

muksen ja lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelua Etelä-Suomen eri osissa, sekä perhosten monimuotoisuuden vaihtelua maatalousalueilla yleisten elinympäristötyyppien välillä. Lisäksi esitettiin tuloksia perhosten paikalliseen monimuotoisuuteen eniten vaikuttavista ympäristömuuttujista niityillä, pientareilla ja kesannoilla. Raportissa käsiteltiin myös laidunnuksen ja niiton vaikutuksia perhoslajiston monimuotoisuuteen.

Tässä raportissa esitellään aluksi, miten ja millaisia perhosten lajiotantoja tutkimuksen neliökilometrin kokoisilla satunnaisuudulla tehtiin väliraportin jälkeen vuosina 2004–2006. Tulosten osalta keskitymme perhoskantojen muutoksiin seurantajakson 2001–2006 aikana. Vuoden 2001 MYTVAS-otannat osoittivat perhosten monimuotoisuuden perustason suomalaisilla maatalousalueilla. Vuonna 2005 toteutetun toisen laajan otannan tulokset mahdollistavat ensimmäistä kertaa kannankehitystrendien tarkastelun. Ajallista muutosta tarkastellaan sekä koko eteläisen Suomen tasolla että kullakin neljällä päättökilometrialueella erikseen, minkä ohella esitetään seurantatuloksia vuosittain inventoiduilta tutkimusalueilta.

Raportissa täydennetään aiempia tuloksia pientareiden leveyden vaikutuksesta perhosmääriin, sekä vertaillaan perhosten määriä vesistöjen suojakaistoilla ja muunlaisilla pientareilla. Lisäksi referoidaan perhosten paikallista monimuotoisuutta selittäviä ympäristömuuttujia käsitelleen tieteellisen artikkelin (Kuussaari ym. 2007c) keskeiset tulokset. Artikkelissa esitettiin väliraporttia perusteellisemmat tilastolliset analyysit eri ympäristötekijöiden vaikutuksista perhosten lajimääriin. Satunnaisuutututkimuksen perhostuloksia sisältyy myös maisemarakenteen kehitykseen keskittyvään osaraporttiin (luku 4.5), jossa tarkastellaan neljännesneliökilometrin kokoisten otanta-alueiden lajimäärien muutosta vuosina 2001–2005 suhteessa maisemarakenteessa tapahtuneisiin muutoksiin.

MYTVAS 2 -hankkeessa on tutkittu perhosia myös luonnonmukaisen tuotannon ja perinnebiotooppien hoidon erityistuen vaikuttavuutta selvittävässä osatutkimuksissa. Luomu-tutkimuksen tuloksia on esitetty omassa luvussaan toisaalla tässä raportissa (luku 4.6). Perinnebiotooppien perhostutkimusten tuloksia on julkaistu tieteellisinä artikkeleina (Pöyry ym. 2004a, 2005).

Hankkeen tulokset auttavat arvioimaan ympäristötuen perustoimenpiteiden osalta suojakaistojen ja pientareiden merkitystä perhosille. Tulosten perusteella voidaan myös esittää suosituksia siitä, millaisille paikoille pientareita kannattaisi ympäristötuen avulla perustaa ja kuinka niitä voisi perhosten kannalta parhaiten hoitaa. Erityistukien osalta tulokset antavat tietoa luonnonhoidollisten



Perhoset ovat runsaimmillaan kukkarikkailla ja melko matalakasvuisilla niityillä, joiden laidunnus on loppunut vasta joitain vuosia sitten. Ilman hoitotoimia hylätyt niityt kuitenkin metsittyvät ja menettävät nopeasti luontoarvonsa.

toimien vaikutuksista erilaisilla niityillä (perinnebiotooppien hoidon erityistuki) sekä muilla lajistollisesti arvokkailla luontokohteilla (luonnon monimuotoisuuden erityistuki). Lisäksi tulosten pohjalta voidaan arvioida ympäristötuen toimenpiteiden kehittämistarpeita perhosten kannalta, esimerkiksi tarkastelemalla millaisia lajistollisesti arvokkaita maatalouselinympäristöjä jää nykyisen ympäristötuen toimenpiteiden ulkopuolelle.

## Aineisto ja menetelmät

### Perhosaineiston keräysmenetelmä

Perhosaineisto kerättiin käyttäen linjalaskentamenetelmää (Pollard & Yates 1993), jossa havainnoija kävelee maastoon sijoitettua vakiolinjaa pitkin rauhallista vauhtia ja kirjaa edessään olevalta kuvitteelliselta 5 x 5 metrin ruudulta havaitsemansa perhoset muistiin. Päiväperhosten lisäksi tässä tutkimuksessa laskettiin myös muut linjalla havaitut suurperhoset sekä pikkuperhosiin luettavat punatäpläperhoset (Zygaenidae). Laskennoissa noudatettiin maatalousympäristön päiväperhosseurannan laskentaohjeita (Kuussaari ym. 2000), joissa on esimerkiksi määritelty sääolot, joiden vallitessa laskenta voidaan suorittaa.

Toisin kuin maatalousympäristön päiväperhosseurannassa, MYTVAS-linjat on perustettu siten, että laskentalohkot sijaitsevat toisistaan erillään ja ovat kaikki pituudeltaan 50 m. Tällä tavoin laskentalohkot ovat paremmin toisistaan riippumattomia otoksia kuin peräkkäin sijaitsevat lohkot. Niiden tiedot ovat myös keskenään suoraan vertailukelpoisia, koska lohkon pituus ja laskentojen määrä ovat vakioita. Laskentalohkot sijoitettiin maastoon siten, että kuhunkin lohkoon sisältyi vain yhtä, mahdollisimman tasalaatuista elinympäristötyyppeä. Kullekin neliökilometrin kokoiselle tutkimusruudulle sijoitettiin laskentalohkoja yhteensä 20 kappaletta. Ne oli edelleen jaettu ruudulla vain sen kahdelle neljännekselle siten, että kummallekin niistä tuli 10 laskentalohkoa (Kuussaari & Heliölä 2004).

Seurantalinjat pyrittiin laskemaan seitsemän kertaa kesässä noin kahden viikon välein. Ensimmäinen laskenta tehtiin toukokuun jälkipuoliskol-

**Taulukko 1.** Perhosten laskentalohkojen sijoittuminen eri elinympäristöihin tutkimuksen neljällä eri osa-alueella vuonna 2005. Etelä- ja Lounais-Suomen luvuissa on mukana 2+2 ylimääräistä vesistön suojakaistalle perustettua tutkimuslohkoa.

Elinympäristöt	Yhteensä lohkoja	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
Niityt, hylätyt pellot	127	57	44	21	5
Kesannot	7	0	0	0	7
<b>Pientareet</b>					
Avoin ojanpiennar	414	123	135	99	57
Pellon ja tien välinen piennar	173	46	62	34	31
Pellon ja metsän välinen piennar	262	51	68	48	95
Metsän ja tien välinen piennar	31	10	5	13	3
Vesistöön rajoittuva piennar	45	7	17	5	16
Muu piennar	25	8	11	0	6
Yhteensä	1084	302	342	220	220

la ja viimeinen elokuun loppupuolella. Jokaisen laskentakerran yhteydessä kerättiin tietoja myös vallitsevasta säätilasta siten, että lämpötila, pilvisuus ja tuulisuus arvioitiin sekä laskennan alussa että lopussa. Lisäksi jokaiselta laskentalohkolta erikseen kirjattiin havainnoinnin aikainen aurinkoisuus (% laskenta-ajasta auringon paisteessa) ja tuulen voimakkuus.

### Tutkitut elinympäristöt vuoden 2005 laajassa otannassa

Perhosten otantalohkot sijoitettiin keväällä maastoon luvussa 3 esitettyjen periaatteiden mukaisesti. Valtaosa lohkoista sijaitsi erilaisilla pellonpientareilla, lähinnä avoimien sarkaojien varsilla tai metsän reunassa. Mahdollisuuksien mukaan lohkoja oli sijoitettu myös avoimille luonnonlaitumille tai hylätyille niittyalueille. Nämä olivat usein kooltaan varsin pienialaisia. Otantalohkojen jakautuminen eri elinympäristöihin vuonna 2005 on eritelty osa-alueittain taulukossa 1.

Vuonna 2005 otantalohkot pyrittiin aina sijoittamaan samoille paikoille kuin vertailuvuonna 2001. Yleensä tämä olikin mahdollista, minkä vuoksi eri elinympäristöjen suhteelliset osuudet taulukossa 1 eivät juuri eroa väliraportissa esitetyistä (Kuussaari & Heliölä 2004). Kaikkiaan 50 otantalohkoa (5 %; n = 1084) jouduttiin kuitenkin siirtämään joko maastossa tapahtuneen muutoksen tai maanomistajan toiveen takia. Yleensä tämä johtui aiemman elinympäristölaikun katoamisesta joko salaojituksen (15 lohkoa), rakentamisen (10) tai pelloksi raivaamisen (7) takia. Lisäksi 18 otantalohkoa jouduttiin siirtämään siksi, ettei maanomistaja tällä kertaa halunnut tutkimusta tehtävän maillaan. Korvaavat otantalohkot pyrittiin valitsemaan samasta elinympäristötyypistä ja mahdollisimman läheltä hävinnyttä lohkoa.

### Ympäristön laatua kuvaavat muuttujat

Otantalohkoista arvioitiin samat niiden laatua kuvaavat ympäristömuuttujat kuin vuonna 2001 (Kuussaari & Heliölä 2004). Muuttujat ja niiden arviointiperiaatteet ovat samat kuin SYKE:n kordinoimassa maatalousympäristön päiväperhosseurannassa (Kuussaari ym. 2001). Osa muuttujista on luonteeltaan pysyviä ympäristön ominaisuuksia, joiden kohdalla arviota ei yleensä tarvinnut muuttaa vuodesta 2001 (mm. elinympäristötyyppi, keskikaltevuus). Monet ominaisuuksista vaihtelevat kuitenkin vuodesta toiseen sääolojen tai viljelijän toimien mukaan (mm. mesikasvien määrä, laidunnuksen voimakkuus). Ympäristömuuttujien laadun vaihtelua kuvailtiin tarkemmin väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004).

Keväällä 2005 kaikista pientareilla sijainneista tutkimuslohkoista arvioitiin lisäksi piennaralueen keskileveys aiempaa tarkemmin, erikseen sekä peltoon kuuluvan varsinaisen pientareen että ojaan, tielle tai metsään viettävän luiskan osalta (ks. luku 4.5). Tämän tiedon ansiosta pystyttiin tarkentamaan aiempia analyysejä pientareiden leveyden merkityksestä perhosten monimuotoisuudelle. Väliraportissa esitetyt tulokset piennaralueen leveyden vaikutuksesta perhosmääriin perustuivat karkeampaan leveysarvioon, jossa varsinaista piennarta ja ojaan tms. viettävää luiskaa ei eritelty.

### Vuosien 2004–2006 perhosotannat

Kesällä 2004 perhosten seuranta jatkettiin edellisvuoden tapaan 12 tutkimusalueella, joista viisi sijaitsi Etelä-Suomessa, viisi Itä-Suomessa ja kaksi Lounais-Suomessa (Kuussaari & Heliölä 2004). Poikkeuksellisen sateisten säiden vuoksi Etelä-Suomessa pystyttiin kuitenkin tekemään vain 3–6 laskentaa tavoitellun seitsemän sijasta (taulukko 2). Vuonna 2005 toistettu laaja lajiotanta toteutettiin

**Taulukko 2.** Yhteenveto eri havainnoijien tekemien perhoslaskentojen määristä eri osa-alueella vuosina 2004–2006.

Havainnoitsija	2004	2005	2006	Yhteensä
<b>Etelä-Suomi</b>				
Janne Heliölä	3	85	25	113
Jussi Ikävalko	14			14
Mari Kekkonen		8		8
Mikko Kuussaari	8	10	10	28
Juho Paukkunen		2		2
<b>Lounais-Suomi</b>				
Sami Lindgren		91		91
Pekka Vantanen	14	28	14	56
Pohjanmaa				
Olli Loukola		77		77
<b>Itä-Suomi</b>				
Ali Karhu	35	77	21	133
Tatu Sallinen			14	14
Laskentoja yhteensä	74	378	84	536
Laskettuja ruutuja	12	54	12	54
Laskentoja keskimäärin	6,2	7	7	6,9

**Taulukko 3.** Yhteenveto vuosina 2001 ja 2005 kerätyistä perhosaineistoista. \*Vertailtavuuden vuoksi vuoden 2001 luvuista on poistettu neljä laskentalinjaa, joilla ei havainnoitu vuonna 2005.

	2001	2005	Muutos %	2001–2006 yhteensä
Laskentalinjoja	54*	54		58
<b>Päiväperhoset</b>				
Lajeja yhteensä	54	56	+3 %	61
linjalla keskimäärin	21,6	20,5	-5 %	22,1
linjalla vähimmillään	9	12		9
linjalla enimmillään	30	30		31
Yksilöitä yhteensä	16103	19368	+20 %	55124
linjalla keskimäärin	298	359		327
linjalla vähimmillään	56	123		41
linjalla enimmillään	654	839		946
<b>Muut suurperhoset</b>				
Lajeja yhteensä	114	144	+26 %	187
linjalla keskimäärin	19,9	25	+26 %	21,6
linjalla vähimmillään	8	13		8
linjalla enimmillään	37	37		37
Yksilöitä yhteensä	9774	10047	+3 %	28963
linjalla keskimäärin	181	186		171
linjalla vähimmillään	39	33		31
linjalla enimmillään	479	533		557

perhosten osalta lähes samanlaisena kuin vuonna 2001. Merkittävin poikkeus oli, että neljä tutkimus-alueita Pohjanmaalla (Merikarvia (2), Jalasjärvi ja Kauhajoki) jäi inventoimatta niiden havainnoijaa kohdanneiden odottamattomien syiden vuoksi. Muilla 54 tutkimusalueella perhosotanta saatiin toistettua suunnitellusti. Kesällä 2006 perhosia seurattiin vuoden 2004 tapaan samoilla 12 tutkimus-alueella. Näiden alueiden vuosittainen seuranta pyritään jatkossakin turvaamaan osana maatalou-

sympäristön päiväperhosseurantaa (Kuussaari ym. 2000), ja tulokset sisällytetään seurannan vuosiraporttiin (Heliölä ym. 2006).

Taulukossa 2 on listattu perhosinventointien tekijät vuosilta 2004–2006. Vastaava taulukko on esitetty aiempien seurantavuosien osalta väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004). Tulosten vertailtavuuden kannalta oli suuresti eduksi, että vuonna 2005 Lounais- ja Itä-Suomen tutkimusalueilla sekä suurella osalla Etelä-Suomen alueista inventoinnit teki sama henkilö kuin vuonna 2001. Pohjanmaalla havainnoijaa jouduttiin kuitenkin vaihtamaan, mikä voi osin selittää muita alueita suuremmat eroavuudet vuosien 2001 ja 2005 aineistoissa. Perhoshavaintojen kirjaaminen linjalaskennassa on jossain määrin subjektiivista, minkä vuoksi eri laskijoiden välillä voi olla vaihtelua tuloksissa.

### Analyysit ympäristötekijöiden vaikutuksista lajimääriin

Hankkeen väliraportissa esitettiin alustavia tuloksia eri ympäristötekijöiden vaikutuksesta perhosten paikalliseen lajirunsauteen yksinkertaiseen korrelaatiotarkasteluun perustuen (Kuussaari & Heliölä 2004). Sen jälkeen lajimäärän ja ympäristötekijöiden suhteita analysoitiin perusteellisemmin ns. yleistetyillä lineaarisilla sekamalleilla (Generalized Linear Mixed Models, GLMM; Kuussaari ym. 2007c), jolloin tarkasteltiin useiden eri ympäristötekijöiden vaikutusta lajimääriin samanaikaisesti. Päiväperhosten sekä muiden päiväaktiivisten suurperhosten lajirunsauteen vaikuttavia tekijöitä analysoitiin erikseen tarkastelemalla lajirunsauteen vaihtelua satunnaisruutuotannon niityillä, metsänreunoilla, tienpientareilla ja pellonpientareilla. Vuoden 2001 MYTVAS-otannon aineistoa täydennettiin Ahvenanmaalta vuonna 2002 vastaavilla menetelmillä kerätyllä aineistolla (Heliölä ym. 2005).

Sekä päiväperhosille että muille suurperhosille rakennettiin kolme tilastollista mallia. Näistä ensimmäisessä tarkasteltiin elinympäristötyypin merkitystä ja kahdessa muussa mallissa erikseen niittyjen ja erilaisten lineaaristen piennarympäristöjen pinta-alan, laadun ja hoidon vaikutusta lajimääriin. Ympäristön laatumuuttujien ohella malleihin sisällytettiin joukko soveltavia muuttujia. Näiden avulla otettiin huomioon tutkimusalueiden maantieteellisen sijainnin ja perhoslaskentojen aikaisen sään (lämpötila, aurinkoisuus ja tuulisuus) vaikutukset lajimääriin ennen ympäristön laatua kuvaavien muuttujien vaikutusten testausta. Tässä raportissa esitetään näiden analyysien tulokset vain lyhyesti, koska ne on julkaistu laajemmin tiedollisena artikkelina (Kuussaari ym. 2007c).





Valoisat, puoliavoimet metsänreunat ovat niittyjen vähentyessä yhä tärkeämpiä elinympäristöjä perhosille. Tuoreet metsänreunat ovat parhaimmillaan hyvin kukkarikkaita (vasemmalla). Kuivat, paahteiset reunat ovat puolestaan lämpötaloudeltaan edullisia ja kasvillisuudeltaan monipuolisia (oikealla).

Kuussaaren ym. (2007c) ympäristölaikkutason tarkastelujen ohella ympäristön laadun vaikutusta perhoslajimääriin on mielekästä tarkastella myös laajemmassa mittakaavassa, maisematasolla. Tässä tapauksessa mielekäs maisemataso on neljännesneliökilometrin ruudun taso, sillä kustakin neliökilometrin ruudusta perhosia laskettiin kahden neljänneksen alueelta. Kivisen ym. (2006) julkaisemista maisemataso-analyyseistä esitetään yhteenveto perhosten osalta maisemarakenteeseen keskittyvässä osiossa (luku 4.5).

## Tulokset

Taulukossa 3 on yhteenveto koko seurantajaksolla 2001–2006 kerätystä perhosaineistosta ja erikseen vuosien 2001 ja 2005 laajoista otannoista. Vuosien 2004–2006 otannoissa havaittiin päiväperhosia yhteensä 57 lajia ja 26 980 yksilöä, sekä muita suurperhosia 162 lajia ja 13 023 yksilöä. Koko seurantajaksolla 2001–2006 havaintoja kertyi kaikkiaan 61 päiväperhoslajista (55 124 yksilöä) ja 187 muusta suurperhoslajista (28 963 yksilöä). Tässä ei toisteta jo väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004) kattavasti esitettyjä tarkasteluja, vaan keski-

tytään uusiin tuloksiin ja vuosien 2001–2005 välillä tapahtuneisiin muutoksiin perhosten runsauksissa. Lisäksi luvussa 4.5 on tarkasteltu perhosten lajimäärän muutoksia vuosien 2001 ja 2005 välillä neljännesneliökilometrin otantaruuduissa.

## Ympäristön paikallinen laatu ja sen muutokset 2001–2005

Vuonna 2005 tutkimuslohkoilla tehtiin vähemmän erilaisia hoitotoimenpiteitä kuin vuonna 2001. Laiduntamalla hoidettujen niittyalueiden määrä laski 29:stä (19 %) 18:aan (13 %), ja niitettujen niittyalueiden 16:sta (11 %) viiteen (4 %). Vastaavasti pientareilla sijainneista tutkimuslohkoista niitettiin 268 (27 %) vuonna 2001 ja 204 (21 %) vuonna 2005. Vesakonraivausta oli molempina vuosina tehty noin 2 %:lla tutkituista pientareista.

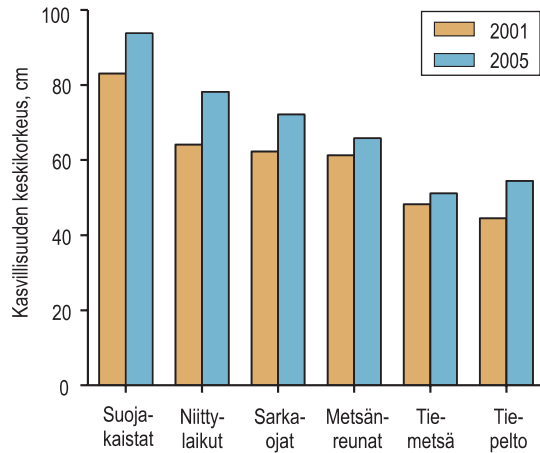
Tutkimuslohkojen kasvillisuus oli vuonna 2005 elinympäristötyypistä riippuen keskimäärin 5–15 cm korkeampaa kuin vuonna 2001 (kuva 1). Tämä selittyy pääosin sekä kesän 2005 että edeltäneen kesän poikkeuksellisella sateisuudella (Ilmatieteen laitos 2005), eikä esimerkiksi peltojen lannoituksessa tapahtuneilla muutoksilla. Kun käytettävissä on paljon kosteutta, kasvillisuus kehittyi yleensä

keskimääräistä kookkaammaksi. Muissa vuosittain arvioitavissa muuttujissa, kuten mesikasvien määrissä tai piennarlohkoihin rajoittuvien peltojen viljelykasvien runsaussuhteissa ei ollut eroa seurantavuosien välillä. Molempina vuosina pientareilla sijainneista tutkimuslohkoista noin 55 % rajoittui viljapeltoihin, 29 % nurmiin, 10 % erilaisiin kesantoihin sekä noin 4 % rypsi- ja 3 % juures- tai kaaliviljelmiin.

### Laskennanaikaiset sääolot vuosina 2001 ja 2005

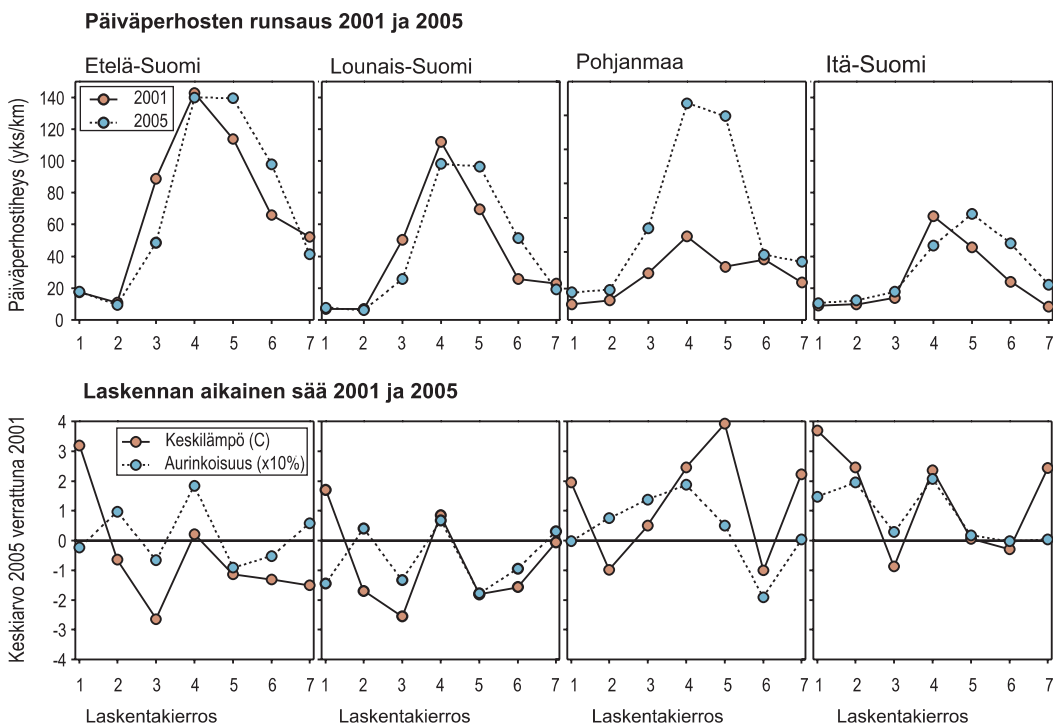
Havainnointipäivän säätila vaikuttaa suuresti perhosten aktiivisuuteen ja siten myös havaittaviin laji- ja yksilömääriin (Kuussaari ym. 2007c). Lämpimällä, tyynellä ja aurinkoisella säällä etenkin päiväperhosten havaintomäärät ovat tyypillisesti suurimmillaan. Muut suurperhoset ovat vähemmän riippuvaisia auringosta ja lämmöstä, mutta tuulesta on niillekin haittaa, sillä monet lajeista ovat varsin heikkoja lentäjiä.

Säistä johtuva vuosien välinen satunnaisvaihtelu tekee perhoskantojen lyhyen aikavälin muutosten arvioinnista varsin vaikeaa. Myös vuosien väliset systemaattiset erot havainnointiolosuhteissa voivat vääristää arvioita. Seurantatulosten tulokinnan kannalta olikin perusteltua vertailla, millaisissa



**Kuva 1.** Kasvillisuuden keskipkorkeus heinäkuussa eri elinympäristöissä sijainneilla tutkimuslohkoilla vuosina 2001 ja 2005.

sääoloissa havainnointia keskimäärin tehtiin vuosina 2001 ja 2005. Tässä käytettiin perhoslaskentojen yhteydessä mitattuja sää tietoja. Vuosien välisiä eroja laskentaoloissa tutkimuksen eri suuralueilla on havainnollistettu kuvassa 2. Sen ylempi kuva sarja esittää päiväperhosten keskitiheydet kullakin laskentakierroksella sekä 2001 että 2005. Alemmassa kuvataan vastaavasti vuosien välistä eroa kahdessa laskennan aikana arvioidussa säämuuttujassa, keskilämpötilassa (°C) sekä auringonpaisteissa



**Kuva 2.** Päiväperhosten keskitiheydet vuosien 2001 ja 2005 laajoissa otanta-aineistoissa sekä vuosien välinen ero keskimääräisessä laskennan aikaisessa lämpötilassa ja aurinkoisuudessa (esim. lämpötila vuonna 2005 – lämpötila vuonna 2001). Negatiivisilla vertailuarvoilla kesän 2005 laskentasää oli koleampi tai pilvisempi kuin kesän 2001 laskennoissa. Tiedot on esitetty erikseen kullakin laskentakierrokselta ja tutkimuksen osa-alueelta.

**Taulukko 4.** Havaintomääriltään vähentyneiden, vakaiden ja runsastuneiden lajien lukumäärät verrattaessa vuosien 2001 ja 2005 tuloksia. Aineistona molempina vuosina lasketut 54 seurantalinjaa.

	Yhteensä	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
<b>Päiväperhoslajeja</b>					
Vähentynyt ainakin 20%	19	28	23	5	21
Vakaa, kannanmuutos alle 20%	10	6	6	4	8
Runsastunut ainakin 20%	28	15	15	29	23
Lajeja yhteensä 2001 ja 2005	57	49	44	38	52
<b>Muita suurperhoslajeja</b>					
Vähentynyt ainakin 20%	49	47	31	19	32
Vakaa, kannanmuutos alle 20%	17	10	10	1	8
Runsastunut ainakin 20%	100	51	73	51	55
Lajeja yhteensä 2001 ja 2005	166	108	114	71	95

havainnoidussa osuudessa laskentalohkoista (%). Tässä kuvaajien nollassa tarkoittaa, ettei vuosien välillä ollut eroa näissä laskennan aikaisissa säätekijöissä.

Pohjanmaata lukuun ottamatta perhostiheydet kesän eri aikoina eivät juurikaan eronneet vuosina 2001 ja 2005 (Kuva 2). Pohjanmaallakin vain keskikesän (4. ja 5. laskennan) perhosmäärät olivat vuonna 2005 huomattavasti suurempia kuin 2001. Tämä selittyy pitkälti sillä, että Pohjanmaalla vuonna 2005 laskennan aikaiset lämpötilat olivat tuolla ajanjaksolla selvästi (+3–4 °C) korkeampia kuin 2001. Kaikille neljälle suuralueelle oli yhteistä, että vuoden 2005 ensimmäisen, toukokuun loppulla tehdyn laskentakierroksen keskilämpötilat olivat korkeampia kuin vuonna 2001. Muilta osin vuosien välillä ei juurikaan ollut eroja laskennan aikaisissa sääoloissa. Erot olivat vähäisiä etenkin Etelä- ja Lounais-Suomessa.

### Perhoskantojen yleiskehitys 2001–2005

Tässä yhteydessä tarkastellaan vain vuosien 2001 ja 2005 laajojen lajiantojen tuloksia ja niiden välisiä eroavuuksia perhosmäärissä. Edempänä käsitellään tarkemmin vuosittain 2001–2006 seurattuja alueita. Tärkeimmät ja keskenään vertailukelpoiset tunnusluvut vuosien 2001 ja 2005 aineistoista on esitetty taulukossa 3. Perhosia havainnoitiin molempina vuosina kaikkiaan 54 laskentalinjalla, joilta päiväperhosia tavattiin vuosina 2001 ja 2005 kaikkiaan 54 ja 56 lajia (16 103 ja 19 368 yksilöä) sekä muita suurperhosia 114 ja 144 lajia (9 774 ja 10 047 yksilöä). Päiväperhosilla lajimäärien muutokset olivat vähäisiä, mutta yksilöitä havaittiin vuonna 2005 keskimäärin 20 % enemmän kuin 2001. Sen sijaan muiden suurperhosten lajimäärät nousivat keskimäärin 26 % yksilömäärien pysyessä lähes ennallaan (taulukko 3).

Tarkasteltaessa koko aineistoa enemmistö sekä päiväperhos- että muista suurperhoslajeista esiintyi vuonna 2005 runsaampina kuin vuonna 2001 (taulukko 4). Päiväperhosissa runsastuneita lajeja oli 28 (49 %) ja muissa suurperhosissa 100 (60 %). Perhosille luonteenomainen voimakas kannanvaihtelu näkyy siinä, että vain 18 % päiväperhos- ja 10 % muista suurperhoslajeista havaintomäärät muuttuivat vähemmän kuin 20 % vuodesta 2001. Tulee kuitenkin huomioida, että etenkin useimmista muista suurperhoslajeista havaintomäärät olivat yleensä hyvin pieniä, joten valtaosalla lajeista kannankehitystä ei voida luotettavasti arvioida. Muutoksia eri maantieteellisillä suuralueilla käsitellään tarkemmin seuraavassa luvussa.

Yksittäisistä päiväperhoslajeista vain lauhahiipi- ja *Thymelicus lineola*, niittyhopeatäplä *Boloria selene* ja sitruunaperhonen *Gonepteryx rhamni* runsastuivat kaikilla tutkimuksen suuralueilla (taulukko 5). Muita laaja-alaisemmin runsastuneita lajeja olivat angervohopeatäplä *Brenthis ino*, piippopaksupää *Ochlodes sylvanus*, liuskaperhonen *Nymphalis c-album*, auroraperhonen *Anthocharis cardamines* sekä pikkukultasiipi *Lycaena phlaeas*. Vastaavasti tummapapurikko *Lasiommata maera*, hohtosiniisiipi *Polyommatus icarus*, suruvaippa *Nymphalis antiopa*, mustatäplähiipi *Carterocephalus silvicola* ja keltaniittyperhonen *Coenonympha pamphilus* olivat vähentyneet kaikilla suuralueilla. Havaitut kannanmuutokset olivat yleisesti ottaen saman suuntaisia maatalousympäristön päiväperhosseurannassa raportoitujen arvioiden kanssa (Heliölä ym. 2006; kuva 3).

Pääosa aineiston muista suurperhoslajeista oli mittareita. Kaikilla suuralueilla runsastuneita lajeja olivat etenkin nokimittari *Odezia atrata*, reunustäplämittari *Lomaspilis marginata*, kaunoyökkönen *Cryptocala chardinyi* ja isonokkayökkönen *Hypena proboscidalis* (taulukko 6). Vuonna 2001 vielä niukkalukuinen puroyökkönen *Rivula sericealis* run-

**Taulukko 5.** Vuoden 2005 laajan otannan 40 runsaslukuisinta päiväperhoslajia yksilömäärineen. Seuraavana lajin havaintoruuutujen määrä ja monellako niistä laji väheni tai runsastui verrattuna vuoteen 2001 (- / +). Lisäksi kunkin lajin havaintomäärän kokonaismuutos verrattuna vuoteen 2001, sekä sama erikseen kultakin neljältä osa-alueelta. Luvuissa on huomioitu vain molempina vuosina lasketut alueet. Laaja-alaisimmin runsastuneet lajit on lihavoitu, ja vähentyneet kursivoitu. + = v. 2001 niukka laji runsastunut selvästi, x = ei havaittu alueella.

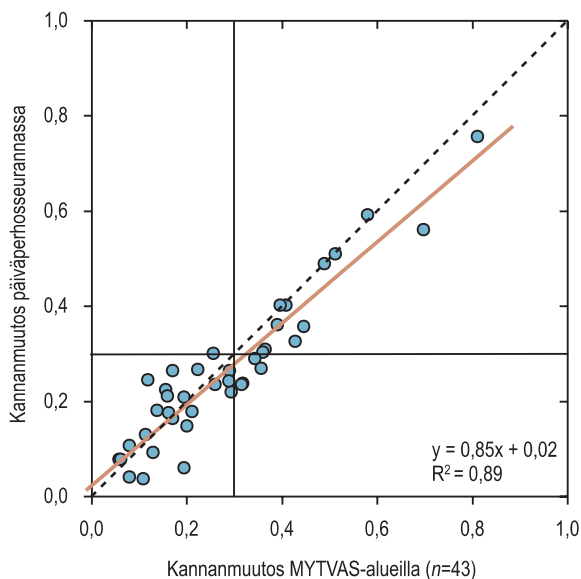
Laji	Yksilöitä 2005	Ruutujen lkm			Muutos yhteensä ja alueittain, %				
		Yht	-	+	Yht	ETE	LOU	POH	ITÄ
Tesmaperhonen, <i>Aphantopus hyperantus</i>	4442	54	29	25	-2	-22	-9	+128	-29
Lanttuperhonen, <i>Pieris napi</i>	3802	54	25	28	+28	+115	-15	-5	-8
<b>Lauhahiipijä, <i>Thymelicus lineola</i></b>	3341	54	3	51	+137	+81	+98	+897	+785
Neitoperhonen, <i>Nymphalis io</i>	1565	50	11	39	+35	+3	+205	+	-25
Nokkosperhonen, <i>Nymphalis urticae</i>	1363	54	33	21	-26	-75	-62	+334	+120
Angervohopeatäplä, <i>Brenthis ino</i>	722	48	12	32	+76	+47	+95	+300	-45
Loistokultasiipi, <i>Lycaena virgaureae</i>	589	53	35	17	-13	-66	-84	+35	+22
<b>Niittyhopeatäplä, <i>Boloria selene</i></b>	484	50	4	45	+420	+300	+100	+293	+467
Piippopaksupää, <i>Ochlodes sylvanus</i>	461	54	9	43	+91	+71	+129	+166	-8
<b>Sitruunaperhonen, <i>Gonepteryx rhamni</i></b>	451	52	13	34	+46	+35	+42	0	+65
Hopeasinisiipi, <i>Polyommatus amandus</i>	393	54	17	32	+22	+9	-14	+247	+112
Metsänokiperhonen, <i>Erebia ligea</i>	383	50	26	21	-5	-24	-51	+14	+2
Idänniityperhonen, <i>Coenonympha glycerion</i>	135	31	13	17	-42	-83	+115	-100	+
Liuskaperhonen, <i>Nymphalis c-album</i>	132	46	14	29	+55	+42	+64	+2900	-9
Kangasperhonen, <i>Callophrys rubi</i>	106	42	18	16	+19	-57	-44	+90	+56
Orvokkihopeatäplä, <i>Argynnis aglaja</i>	104	41	20	16	+43	+41	-71	+297	-51
Kaaliperhonen, <i>Pieris brassicae</i>	63	34	18	14	-3	-53	-3	+14	+56
<b>Tummapapurikko, <i>Lasiommata maera</i></b>	63	39	23	14	-34	-42	-64	-22	-20
Naurisperhonen, <i>Pieris rapae</i>	61	42	27	13	-64	-92	-18	+1264	+4
Auroraperhonen, <i>Anthocharis cardamines</i>	59	31	12	16	+79	+14	-89	+559	+71
Virnaperhonen, <i>Leptidea sinapis</i>	56	32	13	15	+22	-43	+133	+855	-19
Niittysinisiipi, <i>Polyommatus semiargus</i>	51	42	31	8	-60	-89	-78	+343	-57
Pihlajaperhonen, <i>Aporia crataegi</i>	49	13	5	6	+89	-100	-100	x	+182
Ketohopeatäplä, <i>Argynnis adippe</i>	48	31	21	9	-57	-82	-83	x	+89
Pikkukultasiipi, <i>Lycaena phlaeas</i>	47	21	3	17	+488	+3000	+200	+2	-67
Kangassinisiipi, <i>Plebeius argus</i>	40	21	9	11	+21	-100	-92	-44	+584
Ketosinisiipi, <i>Plebeius idas</i>	38	22	9	13	+52	-40	-67	+6	+226
Juolukkasinisiipi, <i>Albulina optilete</i>	36	23	7	13	+125	-75	-33	+1173	-27
Hohtosinisiipi, <i>Polyommatus icarus</i>	35	27	18	6	-65	-67	-63	-83	-100
Ohdakeperhonen, <i>Vanessa cardui</i>	34	26	9	17	+183	+1300	-40	+1127	+56
Pursuhopeatäplä, <i>Boloria euphrosyne</i>	27	25	14	7	-7	0	-89	+309	-59
Paatsamasinisiipi, <i>Celastrina argiolus</i>	26	21	10	11	+44	-50	-33	+23	+81
<b>Karttaperhonen, <i>Araschnia levana</i></b>	20	7	2	5	+186	+	x	x	+40
Suokeltaperhonen, <i>Colias palaeno</i>	20	15	5	8	+33	0	x	+173	-61
<i>Suruvaippa, Nymphalis antiopa</i>	17	35	25	6	-74	-79	-80	-63	-86
<i>Mustatäplähiipijä, Carterocephalus silvicola</i>	14	35	26	6	-84	-67	-77	-61	-94
Ruskosinisiipi, <i>Aricia eumedon</i>	13	5	3	2	+160	+200	-100	x	+226
Lehtosinisiipi, <i>Aricia artaxerxes</i>	12	15	11	3	-52	-86	+29	x	-76
Ketokultasiipi, <i>Lycaena hippothoe</i>	11	20	12	8	-48	-93	-25	+173	+389
<i>Keltaniityperhonen, Coenonympha pamphilus</i>	9	10	8	2	-72	-67	-86	x	-100

sastui huomattavasti Etelä- ja Lounais-Suomessa. Vähentyneistä lajeista silmiinpistäväntä oli keihäsmittarin *Rheumaptera hastata* kantojen romahdus. Vuonna 2001 laji oli aineiston toiseksi runsain 2148 yksilöllä, kun taas vuonna 2005 yksilöitä havaittiin vain kahdeksan. Kyse on kuitenkin luontaisesta kannanvaihtelusta. Lajilla oli vuosina 2000–2001 poikkeuksellisen laaja massaesiintyminen (Kuussaari ym. 2001, 2002), jonka jälkeen sen kannat pa-

lasivat takaisin alhaisemmalle tasolle. Ruutumittari *Chiasmia clathrata*, vuoden 2001 kolmanneksi runsain laji vähentyi kaikkialla lähes yhtä jyrkästi. Muita vuodesta 2001 jossain määrin vähentyneitä lajeja olivat mäkikenttämittari *Xanthorhoe montanata*, metsämittari *Ematurga atomaria* ja niittyökön *Euclidia glyphica*. Näillä muutokset olivat kuitenkin selvästi vähäisempiä, eivätkä säännön mukaisia kaikilla suuralueilla. Myös monen vä-

**Taulukko 6.** Vuoden 2005 laajan otannan 20 runsaslukuisinta muuta suurperhoslajia yksilömäärineen. Seuraavana lajin havaintoruutujen määrä ja monellako niistä laji väheni ja runsastui verrattuna vuoteen 2001 (- / +). Lisäksi kunkin lajin havaintomäärän kokonaismuutos verrattuna vuoteen 2001, sekä sama erikseen kultakin neljältä suuralueelta. Luvuissa on huomioitu vain molempina vuosina lasketut alueet. Laaja-alaisimmin runsastuneet lajit on lihavoitu, ja vähentyneet kursivoitu. + = v. 2001 niukka laji runsastunut selvästi, x = ei havaittu alueella.

Laji	Yksilöitä 2005	Ruutujen lkm			Muutos yhteensä ja alueittain, %				
		Yht	-	+	Yht	ETE	LOU	POH	ITÄ
Pihamittari, <i>Scotopteryx chenopodiata</i>	3806	54	19	34	+43	+13	+32	+556	-25
Mäkikenttämittari, <i>Xanthorhoe montanata</i>	673	54	32	22	-29	-70	-65	+272	+22
<b>Nokimittari, <i>Odezia atrata</i></b>	592	43	6	35	+197	+26	+147	+345	+600
Kasteyökkönen, <i>Polypogon tentacularius</i>	495	44	15	27	+139	+33	+432	+1455	-82
<b>Reunustäplämittari, <i>Lomaspilis marginata</i></b>	479	53	13	38	+95	+28	+133	+186	+21
<b>Kaunoyökkönen, <i>Cryptocala chardinyi</i></b>	358	44	2	42	+1179	+793	+2338	+	+291
<b>Isonokkayökkönen, <i>Hypena proboscidalis</i></b>	352	31	2	27	+3811	+800	+1220	+	+
Metsämittari, <i>Ematurga atomaria</i>	324	54	31	19	-31	+4	+21	-64	-50
Niittoyökkönen, <i>Euclidia glyphica</i>	285	49	26	20	-14	-23	+100	-92	-77
Viirulehtimittari, <i>Scopula immorata</i>	221	45	21	20	+33	-15	-7	+979	-77
Leppävalkomittari, <i>Cabera pusaria</i>	216	53	13	37	+127	+60	+51	-10	+477
Ruutumittari, <i>Chiasmia clathrata</i>	200	54	50	2	-87	-96	-75	-84	-95
<b>Luhtalehtimittari, <i>Scopula immutata</i></b>	186	43	6	31	+226	+63	+247	+839	+
Pajuvalkomittari, <i>Cabera exanthemata</i>	175	46	16	26	+113	+147	-5	+82	-2
Puroyökkönen, <i>Rivula sericealis</i>	174	32	4	27	+1350	+	+	+	-92
<b>Harmoraanumittari, <i>Epirrhoe alternata</i></b>	156	44	14	23	+59	+55	+15	+1036	+144
Liitumittari, <i>Siona lineata</i>	132	46	20	20	+14	-24	-56	+237	+95
Serpentiinimittari, <i>Idaea serpentata</i>	107	39	10	28	+123	-5	+533	+548	+356
<b>Suolaheinämittari, <i>Timandra griseata</i></b>	77	26	4	20	+235	+133	+75	+284	+
Pillikemittari, <i>Perizoma alchemillatum</i>	55	26	13	12	-24	-98	+200	+88	x



**Kuva 3.** Yksittäisten päiväperhoslajien kannanmuutosarviot vuodesta 2001 vuoteen 2005 MYTVAS -aineiston sekä maatalousympäristön päiväperhosseurannan (Heliölä ym. 2006) mukaan. Lajin kannanmuutoksesta (=keskitiheys 2005 / keskitiheys 2001) on otettu logaritimuunnos ( $\log(x+1)$ ). Mitä etäämmällä laji on katkoviivasta, sitä erilaisempia ovat kahden seurannan tuottamat arviot kannanmuutoksesta. MYTVAS-alueiden arviot on laskettu ilman Pohjanmaan tietoja.

hälukuisemmän lajin havaintomäärissä tapahtui suhteellisesti ottaen suuriakin muutoksia vuosien välillä. Vuonna 2005 tavattiin aiempaa runsaampaa mm. aitokeltasiipeä *Eilema lutarellum*, koisa-siipeä *Cybosia mesomella*, virmapunatäplää *Zygaena viciae* ja vyökiiltoyökköstä *Protodeltote pygarga*.

### Perhoskantojen muutokset eri maantieteellisillä alueilla 2001–2005

Perhosyhteisöjen maantieteellistä vaihtelua, eroja lajikoostumuksissa sekä yksittäisten lajien esiintymisessä käsiteltiin jo väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004). Tässä keskitymme vertailemaan perhosten kannanmuutosten eroavuuksia tutkimuksen neljällä eri otanta-alueella vuosien 2001 ja 2005 välillä.

Keskeiset tunnusluvut eri otanta-alueiden perhosaineistoista vuodelta 2005 on esitetty taulukossa 7. Vastaava taulukko kesän 2001 tuloksista on esitetty väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004). Otanta-alueiden väliset erot perhosten laji- ja yksilömäärissä olivat pitkälti samanlaisia kuin vuonna 2001. Molempina vuosina päiväperhosten lajimäärät olivat suurimpia Itä-Suomessa ja yksilömäärät Etelä-Suomessa. Eniten muita suurperhoslajeja tavattiin samoin Etelä- ja Lounais-Suomessa ja vähiten Pohjanmaalla. Päinvastoin kuin vuonna 2001,

**Taulukko 7.** Linjakohtaiset tunnusluvut vuoden 2005 laajassa otannassa tutkimuksen neljällä eri osa-alueella.

	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
Laskentalinjoja	15	17	11	11
<b>Päiväperhoset</b>				
Lajeja yhteensä	45	41	36	46
linjalla keskimäärin	21,3	17,5	21,1	23,5
linjalla vähimmillään	14	12	14	19
linjalla enimmillään	28	21	27	30
Yksilöitä yhteensä	7356	5159	4469	2384
linjalla keskimäärin	490	303	406	217
linjalla vähimmillään	351	174	278	123
linjalla enimmillään	839	490	576	301
<b>Muut suurperhoset</b>				
Lajeja yhteensä	82	93	60	77
linjalla keskimäärin	25,6	27,4	25,9	19,5
linjalla vähimmillään	17	19	17	13
linjalla enimmillään	34	37	30	36
Yksilöitä yhteensä	2842	3575	2614	1016
linjalla keskimäärin	189	210	238	92
linjalla vähimmillään	66	85	60	33
linjalla enimmillään	428	475	533	170

**Taulukko 8.** Vuosien 2001 ja 2005 lajiotantojen väliset prosentuaaliset erot perhosten laji- ja yksilömäärissä.

Muutos vuodesta 2001, %	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
<b>Päiväperhoset</b>				
Lajien yhteismäärä	0	-5	+6	-6
lajeja keskimäärin linjalla	-16	-17	+39	-2
Yksilöiden yhteismäärä	+1	+4	+123	+23
<b>Muut suurperhoset</b>				
Lajien yhteismäärä	+6	+31	+43	+26
lajeja keskimäärin linjalla	+5	+32	+76	+10
Yksilöiden yhteismäärä	-18	+10	+136	-49

muiden suurperhosten yksilömäärät olivat vuonna 2005 suurimpia Pohjanmaalla.

Vuosien 2001 ja 2005 perhosaineistot erosivat selkeimmin Pohjanmaan osalta. Siellä sekä päiväettä muilla suurperhosilla niin yhteislajimäärät, keskimääräiset lajimäärät kuin yksilömäärätkin olivat vuonna 2005 selvästi suurempia (taulukko 8). Muilla otanta-alueilla vuosien väliset erot olivat vähäisempiä ja keskenään enemmän samansuuntaisia. Pohjanmaata lukuun ottamatta päiväperhosten havaitut lajimäärät olivat yleensä hieman laskeneet, selvimmän Etelä- ja Lounais-Suomessa. Yksilömäärät puolestaan olivat vuonna 2005 kaikilla suuralueilla hieman suurempia kuin vuonna 2001. Muiden suurperhosten osalta muutokset eri otanta-alueilla olivat lähempänä toisiaan. Havai-

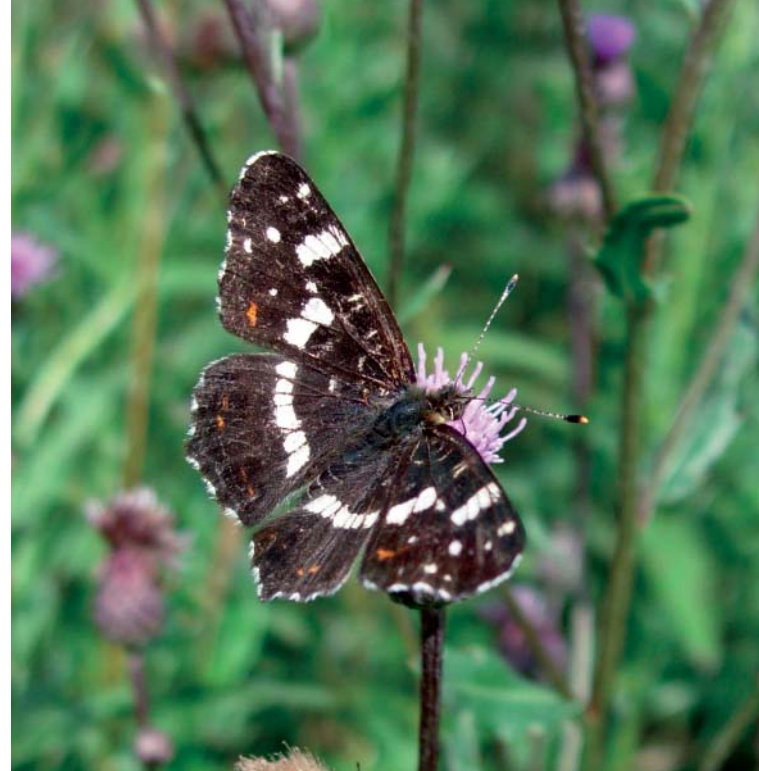
tut lajimäärät nousivat kaikilla alueilla, eniten silti Pohjanmaalla. Yksilömäärät sen sijaan laskivat Etelä- ja Itä-Suomessa, kun taas Pohjanmaalla havaintomäärä yli kaksinkertaistui.

Pohjanmaan tulokset erosivat muista otanta-alueista myös tarkasteltaessa yksittäisten lajien runsausmuutoksia (taulukko 4). Pohjanmaalla 76 % päiväperhoslajeista (29) ja 72 % muista suurperhoslajeista (51) tavattiin vuonna 2005 runsaampina kuin vuonna 2001. Sitä vastoin Etelä-Suomessa vain 31 % (15) ja Lounais-Suomessa 34 % (15) päiväperhoslajeista havaittiin selvästi runsaampina kuin 2001. Muilla suurperhoslajeilla muutokset eri suuralueilla olivat enemmän samansuuntaisia. Runsastuneita lajeja oli kaikilla alueilla enemmän kuin vähentyneitä, suhteellisesti eniten silti Pohjanmaalla ja vähiten Etelä-Suomessa.

Tulosten perusteella päiväperhosten kannat olivat pääsääntöisesti hieman heikentyneet Etelä- ja Lounais-Suomessa, säilyneet jokseenkin vakaina Itä-Suomessa ja vahvistuneet selvästi Pohjanmaalla. Pohjanmaan osalta tuloksiin tulee kuitenkin varauksella, sillä ne voivat olla edellä kuvattujen syiden vuoksi osin vääristyneitä. Linjalaskentamenetelmä on jossain määrin subjektiivinen johtuen siitä, että eri henkilöt hahmottavat eri tavoin 5 x 5 metrin havainnointialueen, jolta perhoset kirjataan. Lisäksi perhoslaskentojen yhteydessä kirjatut säätiedot osoittivat, että Pohjanmaalla inventoinnit tehtiin vuonna 2005 keskimäärin paremmissa olosuhteissa kuin vuonna 2001 (kuva 2).

Monen päiväperhoslajin kannat olivat kehittyneet eri suuntiin eri otanta-alueilla. Erityisesti Etelä- ja Lounais-Suomessa runsastuneita lajeja olivat neitoperhonen *Nymphalis io* ja pikkukultasiipi (taulukko 5). Vastaavasti yksinomaan tai etenkin näillä suuralueilla vähentyneitä lajeja olivat nokkosperhonen *Nymphalis urticae*, loistokultasiipi *Lycaena virgaureae*, metsänokiperhonen *Erebia ligea* ja kangasperhonen *Callophrys rubi*. Voimakkaimmin Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa runsastuneita lajeja olivat lauhahiipijä, hopeasinisiipi *Polyommatus amandus* ja auroraperhonen.

Vuonna 2001 neitoperhonen puuttui vielä tyystin Pohjanmaalta, mutta kesällä 2005 se tavattiin siellä jo lähes kaikilta tutkimusalueilta (10/11). Myös sen lähisukulainen karttaperhonen *Araschnia levana* oli selvästi laajentanut esiintymisalueitaan seurantajakson kuluessa. Vuonna 2001 lajia tavattiin vain kahdelta tutkimusalueelta Itä-Suomessa, vuonna 2005 kolmelta ja lisäksi kolmelta Etelä-Suomen tutkimusalueelta. Sitä vastoin pihlajaperhosesta ei vuonna 2005 havaittu enää lainkaan Etelä- ja Lounais-Suomessa, vaikka laji olikin runsastunut Itä-Suomen alueella. Kaikkien kolmen lajin havaitut kannanmuutokset ovat samansuuntaisia sekä



Niittyhopeatplä on runsastunut voimakkaasti 2000-luvun aikana (vasemmalla). Samoin vasta hiljattain maahamme saapunut karttaperhonen (oikealla), joka edelleen laajentaa esiintymisalueitaan.

Saarisen ym. (2006) että Heliölä ym. (2006) raporttien seurantalustosten kanssa.

Muilla suurperhosilla havaintomäärien muutokset suuralueiden kesken olivat samansuuntaisempia kuin päiväperhosilla, joskin kohtalaisen paljon havaintoja kertyi vain paristakymmenestä lajista (taulukko 6). Mäkikenttämittari ja liitumittari *Siona lineata* olivat vuoden 2001 jälkeen vähentyneet Etelä- ja Lounais-Suomessa, mutta runsastuneet muilla alueilla. Metsämittarilla muutos oli ollut päinvastainen. Pohjanmaan osalta silmiinpistävää oli lähes kaikkien lajien selvästi korkeammat yksilömäärät vuonna 2005.

## Perhoskantojen kehitys vuosittain seuratuilla alueilla

Perhoskantoja seurattiin vuosittain 2001–2006 yhteensä 12 tutkimusruudulla, joista viisi sijaitsi sekä Etelä- että Itä-Suomessa ja kaksi Lounais-Suomessa. Kaikki Etelä-Suomen kohteet sijaitsivat lähellä toisiaan Lepsämänjoen valuma-alueella. Itä-Suomen seuranta-alueista kolme sijaitsi lähemmäs Taipaleenjoella Liperissä, loput kaksi Pyhäselällä ja Rääkkylässä. Lounais-Suomessa seuranta tehtiin Urjalassa ja Punkalaitumella.

Vertailukelpoisia tunnuslukukuja vuosittain kerätyistä perhosaineistoista on esitetty taulukossa 9. Lisäksi kuvassa 4 on havainnollistettu esimerkinomaisesti joidenkin yksittäisten lajien kannankehitystä seurantajaksolla. Suppeammasta aineistosta huolimatta havaitut muutokset olivat useimmilla lajeilla samansuuntaisia kuin maatalousympäristön päiväperhosseurannassa (Heliölä ym. 2006) raportoidut.

Etelä- ja Itä-Suomen vuosittain kerätyt havaintoaineistot olivat laajuudeltaan vertailukelpoisia, mikä mahdollisti tarkemman laji- ja yksilömäärien muutostarkastelun suuralueiden välillä. Etelä-Suomessa eli Lepsämänjoen alueella perhosmäärät pysyivät lähestulkoon samalla tasolla (kuva 5). Vain muiden suurperhosten yksilömäärissä tapahtui jonkin verran laskua. Vuoden 2004 notkahdus selittyi kesän vaikeilla sääoloilla, joiden vuoksi vain osa laskennoista saatiin tuolloin tehtyä (ks. taulukko 2). Sen sijaan Itä-Suomessa muiden suurperhosten lajimäärät ja päiväperhosilla sekä laji- että yksilömäärät nousivat jonkin verran

**Taulukko 9.** Perhosmäärien kehitys vuosittain seuratuilla 12 tutkimusalueella 2001–2006.

	2001	2002	2003	2004*	2005	2006
<b>Päiväperhoset</b>						
Lajeja yhteensä	42	42	47	44	42	48
– linjalla	24,1	23,6	23,6	18,8	20,3	25,2
– lohkolla	5,9	6,3	5,9	4,3	5,8	7,0
Yksilöitä yhteensä	4554	4452	3683	2375	4352	5136
– lohkolla	19,0	18,6	15,3	9,9	18,1	21,4
<b>Muut suurperhoset</b>						
Lajeja yhteensä	62	66	68	69	78	83
– linjalla	21,1	21,4	22,8	20,3	21,2	23,3
– lohkolla	4,1	3,9	3,4	2,8	3,0	3,8
Yksilöitä yhteensä	2339	2063	1456	1241	1431	1692
– lohkolla	9,7	8,6	6,1	5,1	6,0	7,1

\* Vuonna 2004 Uudellamaalla voitiin poikkeuksellisen runsaiden saiteiden vuoksi tehdä vain 3–6 laskentaa.



Tummapapurikon (vasemmalla) ja mustatäplähiipijän kannat laskivat seurannan kaikilla suuralueilla 2001–2005.

(kuva 5). Vuosien 2001 ja 2005 osalta muutoksia Itä- ja Etelä-Suomen välillä voidaan verrata myös laajemmassa, 15+11 alueen otannassa havaittuihin (taulukko 8). Molemmilla suuralueilla muutokset sekä perhosten laji- että yksilömäärissä olivat eri laajuisissa aineistoissa saman suuntaisia ja varsin vähäisiä.

Yksittäisillä perhoslajeilla suuretkin vuotuiset kannanvaihtelut ovat yleisiä ja normaaleja. Ajoittain jokin laji saattaa esiintyä tavattoman runsaana ja kadota parissa vuodessa lähes tyystin. Tämä näkyy havainnollisesti kuvassa 4 kahden jo edellä mainitun lajin, keihäsmittarin ja ruutumittarin osalta. Vuonna 2001 lajit olivat yksilömäärissä muista suurperhosista toiseksi ja kolmanneksi runsaimmat, mutta sittemmin niiden kannat ovat hupenneet murto-osaan. Kaunoyökköstä *Cryptocala chardini* puolestaan tavattiin seurantajakson alussa vielä niukasti, mutta vuoteen 2005 mennessä sen kannat runsastuivat huomattavasti. Päiväperhosista niittyhopeatäplä on runsastunut lähes vastaavasti (kuva 4).

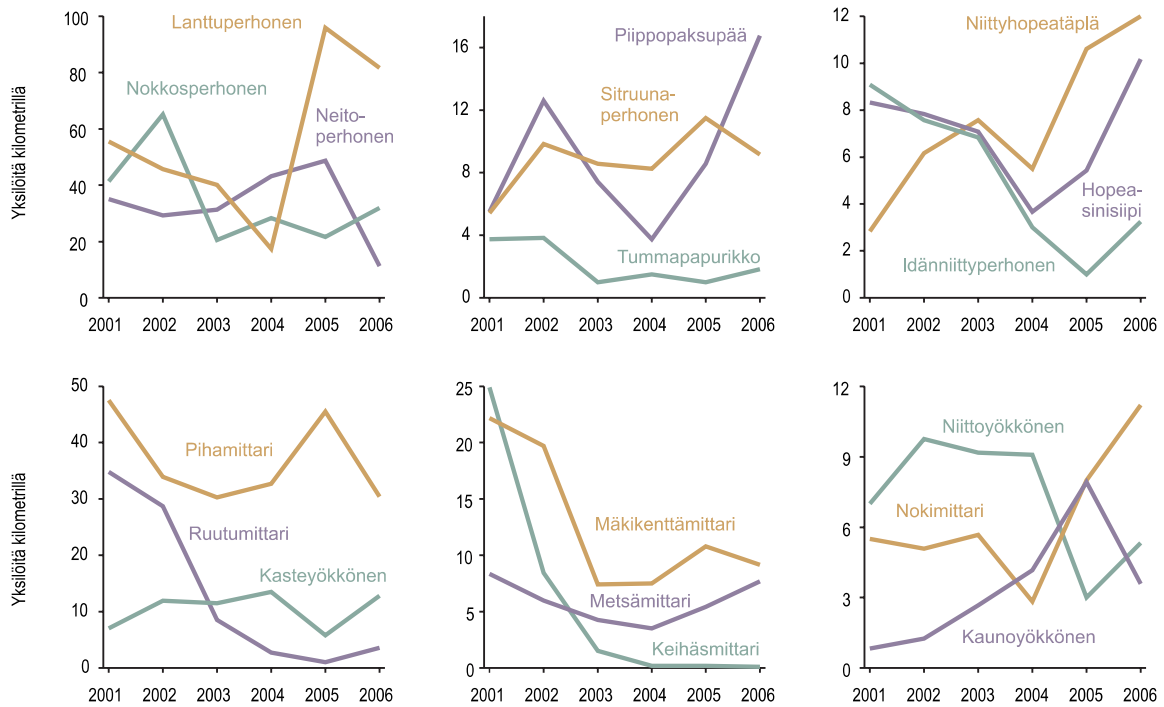
### Perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävät ympäristötekijät

Tilastolliset monimuuttuja-analyysit osoittivat, että perhosten paikalliseen lajirunsauteen vaikutti ennen kaikkea elinympäristötyyppi (Kuussaari ym. 2007c). Sen sijaan elinympäristölaikun (esimerkiksi yksittäisen niityn) koko tai sillä tehdyt hoitotoimet selittivät havaittuja lajimääriä selvästi heikommin. Saman elinympäristötyypin sisällä useat sen laatua kuvastavat piirteet osoittautuivat perhosille tärkeiksi (taulukko 10). Lajimäärät olivat korkeimpia avoimilla niitylaikuilla, toiseksi korkeimpia peltoon rajautuvilla metsänreunoilla ja alhaisimpia peltojen välisillä avoimilla ojan- ja tienpientareilla. Eri elinympäristöissä perhosten lajimääriä kasvativat mesikasvien runsaus, kuivempi kasvualusta ja puuston tarjoama parempi suojaisuus tuulelta. Pientareiden suurempi kokonaisleveys lisäsi merkittävästi lajimääriä päiväperhosilla, mutta ei muilla suurperhosilla. Pääosin samat tekijät selittivät sekä päiväperhosten että muiden suurperhosten

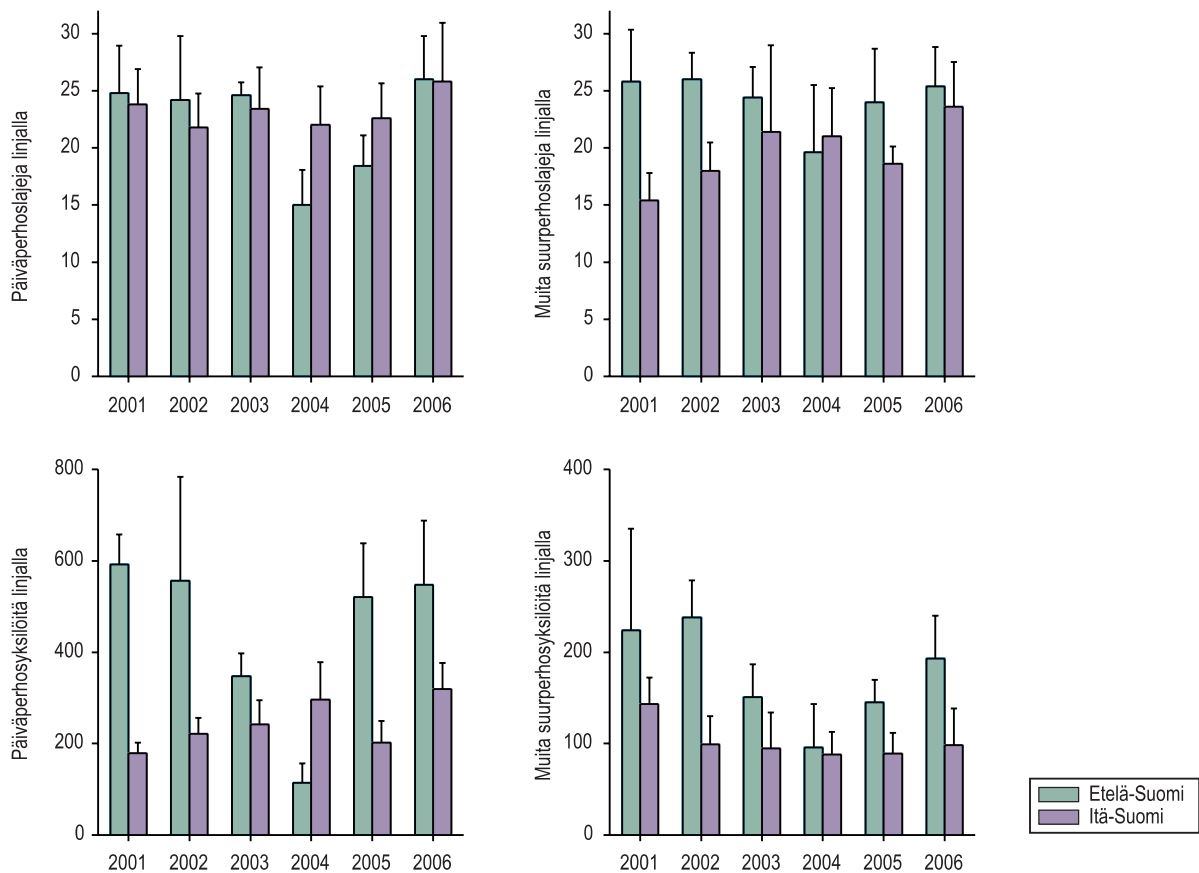
**Taulukko 10.** Päiväperhosten ja muiden suurperhosten lajimääriä merkitsevästi selittävät ympäristön ominaisuudet erikseen niityillä sekä pientareilla Kuussaaren ym. (2007c) mukaan. Kukin sarakke kertoo samassa tilastollisessa GLMM-mallissa merkitsevien ympäristön laatumuuttujien vaikutusten suunnat. Kvadraattinen termi ( $x^2$ ) tarkoittaa, että lajimäärät ovat korkeimmillaan muuttujan (maiseman avoimuus) keskimääräisillä arvoilla.

Ympäristön ominaisuus	Päiväperhoset		Muut suurperhoset	
	Niityt	Pientareet	Niityt	Pientareet
Mesikasvien runsaus	+	+	+	+
Kasvillisuuden korkeus			+	
Pientareen leveys		+		
Maaston kaltevuus				+
Maiseman avoimuus	-	+	+	
Maiseman avoimuus <sup>2</sup>		-	-	
Elinympäristölaikun avoimuus		-	-	-
Kasvupaikan kosteus	-	-		
Laidunnuksen voimakkuus			-	





**Kuva 4.** Eräiden yksittäisten päiväperhoslajien (yllä) sekä muiden suurperhoslajien (alla) kannanvaihtelu vuosittain 2001–2006 seuratuilla tutkimusalueilla.



**Kuva 5.** Päivä- ja muiden suurperhosten laji- ja yksilömäärien vuosittaiset keskiarvot v. 2001–2006 Uudellamaalla ja Pohjois-Karjalassa. Uudenmaan luvut vuodelta 2004 eivät ole vertailukelpoisia muiden kanssa, sillä laskentakertoja kertyi tuolloin vain 3–6 linjaa kohden.

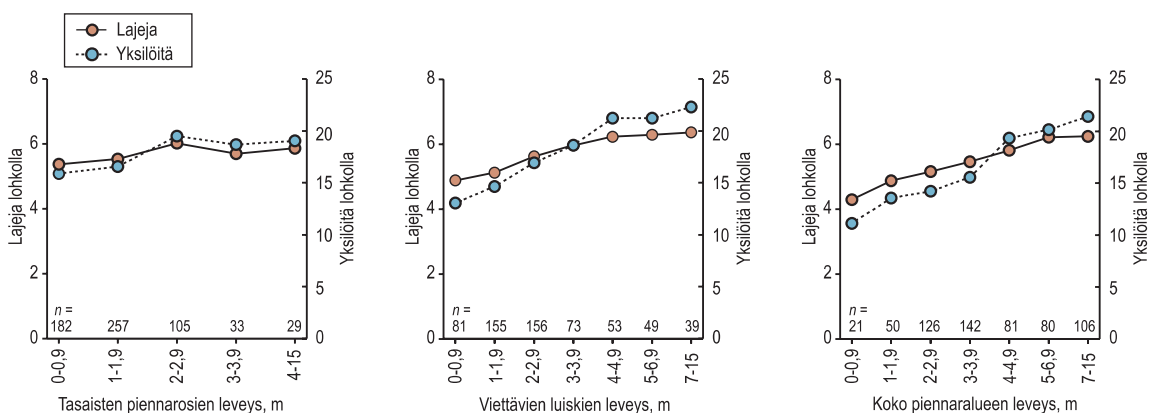


Avoimilla peltoaukeilla perhoset suosivat syvään uurtuneita ojananjoneita, jotka tarjoavat suojaa tuulelta (vasemmalla). Jyrkkien ojanluiskien kasvillisuus on myös usein kukkarikasta ja monipuolisempaa kuin tavanomaisilla pellonpientareilla (oikealla).

lajimääriä. Muut suurperhoset olivat silti jossain määrin herkempiä tuulisuuden ja voimakkaiden hoitotoimien (laidunnus, niitto) haittavaikutuksille ja vähemmän riippuvaisia mesikasvien määrästä. Niiden lajimäärä kasvoi kasvillisuuden korkeuden myötä ja laski laidunpaineen kasvaessa (taulukko 10).

### Luiskan ja pientareen leveyksien suhteellinen merkitys

Tulokset pientareilla sijainneiden tutkimuslohkojen kokonaislevyden jakautumisesta peltomaahan kuuluvaan pientareeseen sekä pysyvästi muokkaamattomaan ojanluiskaan on esitetty luvussa 4.5. Kunkin piennarlohkon leveys arvioitiin kolmella eri tavalla, minkä ansiosta pystyttiin tarkentamaan aiempia analyyseja piennaralueen leveyden vaikutuksesta päiväperhosten esiintymiseen. Tämä



**Kuva 6.** Tasaisen piennarosien, ojaan viettävän luiskan ja näiden yhteislevyden suhde keskimäärin havaittuihin päiväperhosten laji- ja yksilömääriin avoimilla pellonpientareilla. Piennarjoukko on kaikissa kuvaajissa sama. Kolmesta eri leveysarviosta sekä laji- että yksilömääriä selittää parhaiten yleistetty lineaarinen sekamalli (GLMM), jossa ainoana selittävä tekijänä on luiskan leveys ( $P < 0.001$ ). Tutkimusruutu oli sisällytetty malliin ns. random-faktorina. Luvut kuvien alareunassa kertovat tutkittujen pientareiden määrät eri leveysluokissa.

oli perusteltua, sillä päiväperhosten hyvän liikkumiskyvyn vuoksi piennaralueen eri osilla voi olla niille hyvinkin erilainen merkitys. Perhoset voivat suosia pientareista tiettyjä osia, joille niiden tarvitsemat resurssit, kuten aikuisten mesikasvit tai toukkien ravintokasvit keskittyvät.

Kuvassa 6 on esitetty päiväperhosten laji- ja yksilömäärien vaihtelu suhteessa saman piennarjoukon kolmella eri tavoilla arvioituun leveyteen. Ensimmäisessä kuvassa perhosmäärien selittäjänä on varsinaisen pellonpientareen, toisessa ojaan viettävän luiskan leveys ja kolmannessa näiden yhteisleveys. Aineistona on käytetty 608 avoimella pellon-, tien- tai vesistönpientareilla sijainnutta tutkimuslohkoa. Tarkastelu osoittaa, että pysyvästi kasvipeitteisen ojan luiska-alueen leveys selitti päiväperhosten laji- ja yksilömääriä paremmin kuin koko piennaralueen yhteisleveys. Sen sijaan peltomaalla sijaitsevan varsinaisen piennaralueen leveys ei selittänyt havaittuja perhosten laji- ja yksilömääriä.

## Ympäristötuen mukaisten suojakaistojen merkitys perhosille

Hankkeen väliraportissa ei vielä pystytty arvioimaan vesistön suojakaistojen merkitystä perhosille. Tämän vuoksi vuoden 2005 lajiotannassa määritettiin erikseen tilanteet, joissa tutkimuslohko sijaitsi suojakaistalla. Perhosmäärien vaihtelua tarkasteltiin tarkemmin kaikkiaan 32 suojakaistalohkolta, joista kullekin valittiin samalta tutkimusruudulta myös verrokkilohko sekä kapeammilta sarkaojan pientareilta että pellon ja metsän välisiltä pientareilta. Näiden kolmen piennarotoksen välillä tutkittiin eroavuuksia perhosten laji- ja yksilömäärissä, yhteislajimäärissä ja lajikoostumuksissa.

Tarkasteltuun piennarotokseen sisältyi päiväperhosia yhteensä 2192 yksilöä 37 lajista ja muita suurperhosia 1187 yksilöä 72 lajista. Molemmissa

**Taulukko II.** Tunnuslukuja vesistön suojakaistojen, kapeampien sarkaojien sekä metsänreunassa sijainneiden piennarten perhosaineistoista. Kaikki kolme piennarotosta sisälsivät 32 tutkimuslohkoa.

	Suoja- kaista	Sarka- oja	Metsän- reuna
<b>Päiväperhoset</b>			
Lajeja lohkolta	6,2	5,5	7,2
Yksilöitä lohkolta	15,5	16,7	18,4
– joista niittylajeja	6,3	8,2	7,7
Otoksessa lajeja yhteensä	27	24	33
<b>Muut suurperhoset</b>			
Lajeja lohkolta	3,4	3,0	4,8
Yksilöitä lohkolta	6,8	9,6	9,9
Otoksessa lajeja yhteensä	35	37	48

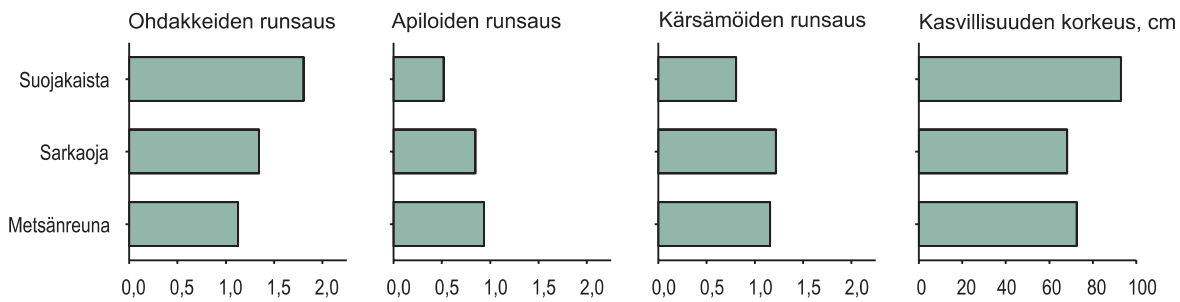


Janne Heliölä

Valtaojien ja vesistöjen varret ovat yleensä perhosten kannalta heikkoja lisääntymisympäristöjä. Parhaimmillaan ne voivat kuitenkin tarjota aikuiselle perhoselle runsaasti mesikasveja, kuten tässä rantakukkia.

perhosryhmissä sekä keskimääräiset laji- ja yksilömäärät että yhteislajimäärä olivat suurimpia metsänreunoilla (taulukko 11). Suojakaistojen ja yleensä niitä kapeampien sarkaojien pientareiden väliset erot olivat sen sijaan vähäisiä. Yksittäisistä lajeista vain tyypillisesti rehevää kasvillisuutta suosivat angervohopeatäplä ja isonokkayökkönen olivat suojakaistoilla jossain määrin runsaampia kuin muilla pientareilla. Vastaavasti vaateliaampien, yleensä kuivempia niittyjä suosivien perhoslajien määrät olivat suojakaistoilla hieman alhaisempia kuin sarkaojien pientareilla (taulukko 11). Perhosten kannalta suojakaistat eivät siten juurikaan eronneet muista, yleensä kapeammista peltojen ympäröimistä pientareista.

Pientareen soveltuvuus perhosten lisääntymisympäristöksi riippuu etenkin sen kasvilajiston koostumuksesta, sillä useimpien lajien toukat vaativat ravinnokseen yhtä tai muutamaa kasvilajia (Seppänen 1970, Bäckman ym. 2004). Tämän vuoksi vain harvat yleiset, muunlaisillakin pientareilla runsaat perhoslajit pystyvät lisääntymään suojakaistoilla. Aikuisille perhosille suojakaistoilla oli tarjolla kohtalaisen paljon mesikasveja, mutta etupäässä harvoja kookkaita ohdakkeiden kaltaisia typensuosijoita (kuva 7), jotka kukkivat loppukesällä. Suojakaistojen kasvillisuus oli myös muita pientareita korkeampaa, mikä ei yleensä ottaen suosi perhosia. Perhosten kannalta merkittävimmät maatalousmaan piennarympäristöt löytyvätkin muualta, etenkin kuivilta ja runsaskukkaisilta metsän- ja tienreunoilta (Kuussaari & Heliölä 2004).



**Kuva 7.** Kolmen mesikasvir ryhmän runsauden sekä kasvillisuuden korkeuden vaihtelu suojakaistoilla, muilla avoimilla ojanvarsilla ja metsänreunoilla. Aineistona 3 x 32 tutkimuslohkon otokset samoilta tutkimusalueilta.

## Tulosten tarkastelu

### Perhoskantojen muutokset 2001–2005

Seuranta-alueilla havaitut päiväperhosten kantojen muutokset olivat pääpiirteissään samansuuntaisia kuin muuallakin raportoidut, sekä valtakunnallisen (Saarinen 2007) että maatalousympäristön päiväperhosseurannan (Heliölä ym. 2007; kuva 3) arviot. Tämä oli sekä odotettu että toivottu tulos, sillä se osoittaa että satunnaisuutujen otanta-aineisto on riittävän laaja ja laadukas tuottaakseen luotettavan kuvan tapahtuneista perhoskantojen muutoksista. Satunnaisuutujen otanta-aineiston erityinen arvo on kuitenkin siinä, että perhosmäärissä havaitut muutokset ovat suoraan linkitettävissä samoilta alueilta mitattuihin tietoihin maankäytön muutoksista (luku 4.5) sekä putkilokasvien (luku 4.1) ja lintujen (luku 4.3) lajistossa havaittuihin muutoksiin. Laaja-alaista seurantatietoa on kerätty vasta vuosilta 2001 ja 2005, mutta aineiston arvo kasvaa sitä mukaa kun aikasarjaan saadaan jatkoa.

Päiväperhosten kannanmuutoksia yksittäisenä vuonna selittävät pitkälti edellisen ja kuluvan kesän sääolot, ennen kaikkea lämmön ja sateen määrät. Useimmilla lajeilla kantojen nousulla on havaittu yhteys lämpimään säähän samana ja edeltävänä kesänä, ja toisaalta vähäiseen sadantaan samana ja runsaaseen edeltävänä kesänä (Roy ym. 2001). Kesä 2005 oli Suomessa poikkeuksellisen sateinen, mutta edeltävänä kesänä satoi laajalti vielä sitäkin enemmän. Tästä huolimatta kesä 2005 oli myös keskimääräistä lämpimämpi (Ilmatieteen laitos 2005). Etenkin Pohjanmaalla oli kesällä 2005 tavanomaista lämpimämpää ja sateisempaa, kun taas vertailuvuoden 2001 alkukesä oli siellä erityisen kolea (Ilmatieteen laitos 2001). Nämä säätekijät vaikuttanevat merkittävästi siihen, että havaitut perhosmäärät olivat kesällä 2005 varsinkin Pohjanmaalla suurempia kuin vuonna 2001. Pohjanmaan osalta myös erot vertailtavien vuosien havainnoinnin aikaisissa sääoloissa sekä havainnoitsijan vaihtuminen ovat osatekijöitä muutoksiin.

Uusien aikapisteiden myötä perhoslajien ja lajiryhmien kehitystrendejä voidaan analysoida yhä paremmin. Satunnaisalueiden laaja lajiotanta tulisi jatkossa toistaa jokseenkin säännöllisin väliajoin, jolloin seuraava inventointi ajoittuisi noin vuosille 2009–2011. Kaksi maassamme säännöllisesti toimivaa päiväperhosseurantaa (Heliölä ym. 2007, Saarinen 2007) sekä vuosittain inventoidut 12 MYTVAS-aluetta antavat arvokasta taustatukea harvemmin toistettaville laajoille perhosotannoille.

### Perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävät tekijät

Tulokset osoittivat, että elinympäristötyyppi ja muutamat elinympäristön laatua kuvaavat muutujat selittävät huomattavan osan maatalousalueiden perhosten lajirunsauden vaihtelusta elinympäristölaikkujen tasolla (Kuussaari ym. 2007c). Tutkitavan laikon koolla ja sen hoitotoimilla oli selvästi vähäisempi merkitys lajirunsaudelle. Lajimäärät olivat suurimpia niitty-laikuilla siitä huolimatta, että ne olivat satunnaisuuduilla useimmiten pienialaisia (0,06–0,3 ha) ja laadultaan vaatimattomia, pitkään ilman hoitoa olleita joutomaita viljelysten reunamilla. Niitty-laikkujen ohella arvokkaina alueina korostuivat aurinkoiset metsänreunat, joilla perhoslajimäärät olivat toisinaan parhaiden niitty-laikkujen tasolla.

Suojan tarve tuulta vastaan ilmeni etenkin muiden suurperhosten, mutta myös päiväperhosten lajirunsauksien vaihtelussa. Molemmissa ryhmissä lajimäärät olivat sekä niittyillä että pientareilla korkeampia suojaisilla, osittain pensaikkaisilla kohteilla kuin täysin avoimilla alueilla. Puiden ja pensaiden peittävyys on aiemminkin todettu lisäävän päiväperhosten lajimääriä niittyillä (Söderström ym. 2001). Puustoltaan kovin sulkeutuneilla kohteilla päiväperhosten lajimäärät kääntyivät kuitenkin laskuun, kun taas muiden suurperhosten lajimäärät nousivat edelleen. Tämä ero selittyy pitkälti sillä, että enemmistö muista suurperhoslajeista elää metsäisissä elinympäristöissä ja monien

lajien toukat käyttävät ravinnokseen puiden, kuten pajujen, koivujen ja haavan lehtiä (Seppänen 1970). Samasta syystä muiden suurperhosten lajimäärät ovat metsänreunoilla suhteellisesti ottaen suurempia kuin päiväperhosten. Pientareilla suojaisuuden tarve ilmeni myös siten, että etenkin muiden suurperhosten lajimäärät olivat suurempia jyrkästi viettävillä, syvään uurtuneilla ojan- ja puronreunoilla kuin loivilla pientareilla. Syvät ojakanjonit tarjoavat perhosille suojaa tuulisilla peltoaukeilla, minkä lisäksi niiden rinteet ovat yleensä ympäristöään kuivempia ja siten kasvillisuudeltaan monipuolisempia.

Yleensä eliölajien määrät ovat sitä korkeampia, mitä suurempi on elinympäristölaikun koko (mm. MacArthur & Wilson 1967, Hanski & Gyllenberg 1997). Alhaisemmat lajimäärät tässä tutkituilla laajemmilla niittyalueilla selittynevät niiden heikommalla laadulla. Monet pinta-alaltaan suuret kohteet olivat jääneet pois peltokäytöstä vasta viime vuosikymmeninä, minkä johdosta niiden kasvillisuuskin oli vielä varsin yksipuolista. Laajat niityt ovat myös tuulisempia kuin pienialaiset niittyalaikat, minkä lisäksi monet esiintymisessään metsänreunoille painottuvat lajit puuttuvat suurempien niittyalueiden keskiosista. Näistä syistä pienehköt, metsään rajoittuvat niittyalaikat osoittautuivat päiväperhosten osalta runsaslajisimmiksi elinympäristöiksi.

Päiväperhosten lajimäärät laskivat kasvupaikan lisääntyvän kosteuden myötä niin niityillä kuin pientareillakin. Tämä heijastanee vastaavaa niittyjen putkilokasveilla havaittua trendiä (Cou-

sins & Eriksson 2002), ja kenties myös soveliaiden mesikasvien niukkuutta kosteilla kasvupaikoilla. Kosteat niittyalaikat ja pientareet, kuten vesistön suojakaistat ovat usein heinävaltaisia ja kasvillisuudeltaan yksipuolisia (ks. luku 4.1). Suojakais-tojen havaittiin olevan perhoslajistoltaankin varsin köyhiä elinympäristöjä. Tämä selittyy pääosin juuri niiden kasvillisuudella, joka tarjoaa ravintoa harvoille aikuisille perhoslajeille ja niiden toukille.

Voimakkaan laidunnuspaineen on yleensä todettu vähentävän niin päiväperhosten kuin muidenkin suurperhosten lajimääriä (Söderström ym. 2001, Kuussaari & Heliölä 2004, Pöyry ym. 2004a), vaikka sen vaikutukset putkilokasvien osalta ovatkin myönteisiä (Pykälä 2003). Sama havaittiin tässäkin tutkimuksessa, ja voimakkaampana muiden suurperhosten osalta. Päiväperhosten, ja etenkin muiden suurperhosten laji- ja yksilömäärät ovat yleensä runsaampia hylätyillä kuin laidunnetuilla niittyalueilla (Pöyry ym. 2004a). Perhostenkin joukossa on silti monia matalaa kasvillisuutta suosivia lajeja, joiden kannalta kohtuullisesti, voimakkuudeltaan vaihtelevasti laidunnettu niitty on optimaalinen elinympäristö (Pöyry ym. 2005). Taantuneissa niityperhosissa on myös joitakin voimakkaampaakin laidunnusta suosivia lajeja (Heliölä ym. 2005).

Laidunnuksen negatiivinen vaikutus perhosmääriin selittyy paljolti sillä, että laidunnuksen voimistuessa perhosille tärkeiden mesikasvien määrät vähenevät vastaavasti. Mesikasvien runsaus vaikuttaa suuresti perhosmääriin (Pöyry ym. 2004a, Kuussaari ym. 2007c). Rikkaan perhoslajiston perusedellytyksiä onkin monipuolinen ja runsas kukkiva kasvillisuus, joka tarjoaa erilaisia mesikasveja koko kesän ajan. Pellonpientareilla mesikasvien tarjontaa voidaan lisätä esimerkiksi niittämällä ja lannoitteiden sekä torjunta-aineiden käyttöä vähentämällä.

## Ojanluiskat tärkeitä

Uudet tulokset piennaralueen leveyden merkityksestä osoittivat, että ojanluiskien leveys selittää perhosmäärien vaihtelua huomattavasti paremmin kuin varsinaisen peltolohkoon kuuluvan pientareen leveys. Tämä johtunee lähinnä siitä, että ojanluiskia muokataan vain harvoin kunnostusojitusten yhteydessä, minkä ansiosta niiden kasvillisuudella on enemmän aikaa kehittyä suksession myötä monipuolisemmaksi. Pientareita sen sijaan muokataan useammin, ja ne voidaan perustaa kylvösiemenellä. Useimmiten kylvetään tehokkaasti kilpailevia heinä- ja apilalajeja, jotka muodostavat nopeasti tiheän, muiden kasvien kasvua estävän



Perhosille tärkeät niityt ovat yleensä syntyneet laidunnuksen seurauksena. Näin voimakas ja tasaisen kattava laidunnus on kuitenkin perhosten kannalta jo haitallista.

lajiköyhän kasvuston. Viherkesantojen perustamiskokeista saadut tulokset ovat osoittaneet, että ilman kylvöä tai tavallista heikommin kilpailevilla heinälajeilla perustettu kesantokasvillisuus johtaa huomattavasti suurempiin pölyttäjähöynteisten määriin kuin voimakkaasti kasvavien heinälajien kylvö (Kuussaari ym. 2007d). Tasaiset pientareet myös pidättänevät suuren osan peltojen ravinnevalumasta, mikä suosii kookkaita heiniä. Kaikki nämä tekijät yksipuolistavat piennaralueiden kasvillisuutta ja vähentävät niiden arvoa perhosille.

Uudet tulokset korostavat avo-ojien säilyttäminen tärkeyttä peltoalueiden luonnon monimuotoisuudelle, ja vastaavasti salaojitusten haitallisuutta. Vaikka ympäristötuella perustettaisiin peltoalueilla uusia, tilapäisiä pientareita, niillä ei voida edistää luonnon monimuotoisuutta yhtä hyvin kuin säilyttämällä olemassa olevia, etenkin leveitä ja syvään uurtuneita ojien ja purojen uomia. Hyödyllistä olisi myös mahdollisuuksien mukaan ennallistaa aiemmin salaojitettuja tai epäedullisen muotoiseksi perattuja valtaojia Näreahon ym. (2006) ehdottamalla periaatteilla.

## Johtopäätökset ympäristötuen vaikuttavuudesta

Avoimet niitty laikut ja luonnonlaitumet ovat selkeästi päiväperhosten tärkeimpiä elinympäristöjä maatalousalueilla. Niiden arvo ilmenee selvästi verrattaessa manner-Suomen perhostuloksia Ahvenanmaahan, missä luonnonlaidunnus on edelleen yleistä. Ahvenanmaalla tavataan edelleen joitakin mantereelta jo hävinneitä niittyperhosia, ja monet täällä niukkalukuiset niittylajit esiintyvät siellä selvästi runsaampina (Heliölä ym. 2005). Mantereella luonnonniittyjen määrät sen sijaan ovat romahtaneet jo vuosikymmeniä sitten (Pöyry ym. 2004b). Kehitys jatkuu silti edelleen, sillä tutkimusjakson aikana niittymäiset alueet vähenivät seuranta-alueilla entisestään (luku 4.5). Ympäristötuen keskeisin haaste perhoslajistomme tulevaisuuden kannalta on turvata jäljellä olevien arvokkaiden

niittyalueiden säilyminen ja kääntää luonnonlaidunten määrä nousuun. Perinnebiotooppien hoidon erityistuki on tärkein ympäristötuen tarjoama keino tämän tavoitteen saavuttamiseksi (Puurunen 2004). Perhosten kannalta olisi lisäksi edullisinta, että perinnebiotooppien laidunnus olisi voimakkuudeltaan vaihtelevaa sekä alueen sisällä että vuosien välillä (Pöyry ym. 2006).

Ympäristötuen mukaisten suojakaistojen ja valtaojan piennarten leveyksien havaittiin toteutuneen tutkimusalueilla kohtalaisesti (luku 4.5). Perhosten suojelun kannalta on kuitenkin ongelmallista, että ympäristötuki ottaa huomioon vain vesistöihin rajautuvia pientareita, sillä tulostemme mukaan vesistöjen varsien suojakaistojen merkitys perhoslajistolle on vähäinen. Niidenkin laatua voidaan silti jossain määrin parantaa perustamalla ne ilman kylvösiementä sekä niittämällä ne syyskesällä. Perhosille varsinaisia pientareita arvokkaampia ovat pysyvät, niittymäisen kasvillisuuden vallitsevat ojan- ja puronluiskat. Perhoslajistoltaan kaikkein rikkaimpia piennaralueita ovat silti suojaiset, paahteiset metsänreunat, jotka eivät tällä hetkellä ole ympäristötuen perustoimenpiteiden piirissä. Tällaiset alueet soveltuvat hoidettavaksi luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuella (pellon ja metsän reunavyöhykkeet). Tuettavien alueiden valintaan tulee kuitenkin kiinnittää huomiota, mikä edellyttää myös nykyistä tarkempaa ohjeistusta ja laadullisten kriteerien määrittelyä (Schulman ym. 2006).

Ohjelmakaudelle 2007–2013 ympäristötukeen sisällytettiin uutena pakollisena perustoimenpiteenä maatalan arvokkaiden luontokohteiden kartoitus (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Jokaisen tukeen sitoutuneen viljelijän tulee kartoittaa oman tilansa kohteet toisen sitoumusvuoden loppuun mennessä. Perhosten monimuotoisuuden kannalta oleellisinta olisi kiinnittää kartoituksissa huomiota pienialaisiin niittylaikkuihin, luonnonlaitumiin sekä kuiviin, valoisiin metsänreunoihin. Näiden lajistollinen arvo tulee tuoda kartoitusohjeissa selkeästi esille, ja antaa myös suosituksia niiden hoidosta ja huomioimisesta.

## Kirjallisuus

- Brereton, T. 2007: Butterflies point the way. *Butterfly* 94: 11–13.
- Bäckman, J.-P.C., Huusela-Veistola, E. & Kuussaari, M. 2004: Pientareiden ja suojakaistojen selkärangattomat eläimet. Sivut 128–146 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.): *Elämää pellossa*. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Cousins, S. & Eriksson, O. 2002: The influence of management history and habitat on plant species richness in rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology* 17: 517–529.
- Hanski, I. & Gyllenberg, M. 1997: Uniting two general patterns in the distribution of species. *Science* 275: 397–400.

- Heliölä, J., Alanen, E.-L. & Kuussaari, M. 2005: Perhosten monimuotoisuus maatalousalueilla. Sivut 37–54 teoksessa: Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.): Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. Suomen ympäristö 734.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2004: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2003 tulokset. *Baptria* 29: 44–48.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2006: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2005 tulokset. *Baptria* 32: 46–50.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2007: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2006 tulokset. *Baptria* 33: 68–75.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2007: Maatalousalueiden päiväaktiivisten suurperhoslajien ekologinen luokittelu ja kannankehitys. Sivut 266–288 teoksessa Salonen, J., Keskitalo, M., & Segerstedt, M. (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110.
- Ilmatieteen laitos 2001: Ilmastokatsaukset 6, 7 ja 8/2001. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Ilmatieteen laitos 2005: Ilmastokatsaus. Elokuu 2005. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Helenius, J. 2006: Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography* 33: 862–875.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Sivut 44–81 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Kuussaari, M., Pöyry, J. & Lundsten, K.-E. 2000: Maatalousympäristön päiväperhosseuranta: seurantamenetelmä ja ensimmäisen vuoden tulokset. *Baptria* 25: 44–56.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007a: Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation* 11: 351–366.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007b: Päiväperhosten kannankehitys maatalousluonnon monimuotoisuuden indikaattorina. Sivut 246–265 teoksessa Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2007c: Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 366–376.
- Kuussaari, M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007d: Viherkesantojen merkitys pölyttäjähöynteisille. Sivut 47–69 teoksessa Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1999: Uusiutuvien luonnonvarojen kestävän käytön yleismittarit. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/1999.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2007: Maatalouden ympäristötuen sitomusehdot 2007 (21.3.2007). Maa- ja metsätalousministeriön verkkosivut ([www.mmm.fi](http://www.mmm.fi)).
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967: The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Marttila, O., Saarinen, K. & Lahti, T. 2001: Valtakunnallinen päiväperhosseuranta – ensimmäisen 10-vuotisjakson (1991–2000) tulokset. *Baptria* 26: 29–65.
- Näreaho, T., Jormola, J., Laitinen, L. & Sarvilinna, A. 2006: Maatalousalueiden perattujen purojen luonnonmukainen kunnossapito. Suomen ympäristö 52/2006.
- Pitkänen, M. & Tiainen, J. 2000: Maatalous ja luonnon monimuotoisuus. BirdLife Suomen julkaisuja 1.
- Pitkänen, M., Kuussaari, M. & Pöyry, J. 2001: Butterflies. Sivut 51–68 teoksessa M. Pitkänen & J. Tiainen (toim.): Biodiversity in agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland Conservation Series no. 3.
- Pollard, E. & Yates, T.J. 1993: Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman and Hall. Lontoo. 274 s.
- Puurunen, M. (toim.) 2004: Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Pykälä, J. 2003: Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211–2226.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2004a: Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications* 14: 1656–1670.
- Pöyry, J., Heliölä, J., Rytteri, T. & Alanen, A. 2004b: Perinnebiotooppien lajiston uhanalaistuminen. Sivut 220–233 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.): Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005: Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122: 465–478.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K. & Kuussaari, M. 2006: Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115: 401–412.
- Roy, D.B., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E. & Thomas, J.A. 2001: Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology* 70: 201–217.
- Saarinen, K. 2007: Valtakunnallinen päiväperhosseuranta 2006. *Baptria* 32: 10–22.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J. & Saarnio, S. 2005: Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123: 403–412.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006: Maatalouden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen. Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden erityistuen edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö 3/2006.
- Seppänen, E. J. 1970: Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. WSOY, Helsinki-Porvoo.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A. 2001: Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10: 1839–1863.
- Thomas, J.A. 2005: Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360: 339–357.
- Valtonen, A., Jantunen, J. & Saarinen, K. 2006: Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation* 133: 389–396.
- Yli-Viikari, A., Risku-Norja, H., Nuutinen, V., Heinonen, E., Hietala-Koivu, R., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Kantanen, J., Raussi, S., Rikkonen, P., Seppälä, A. & Vehmasto, E. 2003: Agri-environmental and rural indicators: a proposal. *Agrifood Research Reports* 5: 1–102.

# Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle

**MYTVAS-loppuraportti 2000–2006**

**Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen & Juha Helenius (toim.)**

**Sivut 70–139**





Mantukimalaista tavataan yleisesti monenlaisissa maatalousympäristöissä, sekä pientareilla että niityillä. Se oli vuonna 2005 seurannan runsain laji.

## 4.3 Mesipistiäisten monimuotoisuus maatalousalueilla

Juho Paukkunen, Janne Heliölä ja Guy Söderman  
Suomen ympäristökeskus

### Johdanto

Mesipistiäiset (*Apidae*) ovat mettä ja siitepölyä ravinnokseen käyttäviä myrkkypistiäisiä, joista tunnetuimpia ovat yhteiskunnissa elävät kimalaiset (*Bombus*) ja tarhamehiläinen (*Apis mellifera*). Suomen noin 230 mesipistiäislajista valtaosa elää maatalousympäristöissä (Pekkarinen ym. 2001, Söderman & Leinonen 2003). Yhteiskunnissa elävät lajit ovat määrällisesti runsaimpia, mutta suurin osa lajeista on yksinään eläviä erakkomehiläisiä. Useimmat niistä pesivät maahan kaivamissaan ko-

loissa tai erilaisissa puunkoloissa ja kasvien varsis- sa. Vajaa kolmannes lajeistamme on muiden mesipistiäisten pesissä lisääntyviä loisia, jotka eivät itse kerää toukilleen ravintoa. Mesipistiäisillä on suuri ekologinen ja taloudellinen merkitys hyönteispölytteisten kasvien tärkeimpinä pölyttäjinä (Pekkarinen & Teräs 1998).

Mesipistiäisten kannat ovat taantuneet monissa Euroopan maissa viime vuosikymmeninä (esim. Banaszak 1995, Westrich ym. 1998, Gärdenfors 2005, Sárospataki ym. 2005, Biesmeijer ym. 2006). Myös Suomessa mesipistiäiset ovat vähentyneet

ja kaikkiaan 42 lajia eli 18 % maamme lajeista on nykyisin luokiteltu uhanalaisiksi (Rassi ym. 2001, Söderman & Leinonen 2003). Näistä 81 % elää ensisijaisesti perinneympäristöissä ja muissa ihmisen luomissa ympäristöissä. Tämä osuus on suurempi kuin missään muussa runsaslajisessa eliöryhmässä (Pöyry ym. 2004). Monet uhanalaisista mesipistiäisistä vaativat elinympäristökseen erityisesti paahdeisia kuivia niittyjä.

Pääasiallinen syy mesipistiäisten uhanalaistumiseen on ollut niittyjen, ketojen ja muiden avointen elinympäristöjen määrän vähentyminen umpeenkasvun seurauksena (Rassi ym. 2001). Maatalouden tehostumisen myötä niittyjä on myös raivattu pelloiksi tai metsitetty (Vainio ym. 2001, Tiainen 2004). Mesipistiäisten esiintyminen rajoittuu nykyään monesti muihin jäljellä oleviin, jossain määrin korvaaviin avoimiin elinympäristöihin, kuten kuiville tienpientareille, ratapenkoille ja hylättyihin sora-kuoppiin (Söderman & Leinonen 2003). Monelle mesipistiäislajille tärkeitä pesäpaikkoja ovat myös maatalousalueiden vanhat puurakennukset ja -rakenteet, joiden määrä on vähentynyt voimakkaasti niittyjen tavoin.

Mesipistiäisiä on tutkittu Suomessa vielä melko vähän, ja ryhmään keskittyneitä harrastajiaakin on ollut maassamme vain muutamia. 1990-luvun lopulta lähtien mesipistiäisiä on kuitenkin tutkittu varsinkin monissa SYKEN toteuttamissa hankkeissa. Vuosina 1997–2004 mesipistiäisten kantoja seurattiin SYKEN koordinoimassa valtakunnallisessa pölyttäjähönteisseurannassa (Söderman ym. 1997, Söderman 1999). Vuosina 2000–2001 SYKESsä selvitettiin tuoreiden niittyjen mesipistiäislajistoa osana FIBRE-tutkimushanketta (Paukkunen ym. 2007b), ja vuosina 2004–2006 tutkittiin ketojen mesipistiäislajistoa osana LUMOTTU-hanketta (Paukkunen 2007). Mesipistiäiset ovat olleet tutkimuksen kohteena myös SYKEN paahdeympäristöhankkeessa (Söderman & Leinonen 2005). Tässä raportissa esiteltävässä MYTVAS-osahankkeessa on selvitetty tavanomaisten maatalousalueiden mesipistiäislajistoa vuosina 2000–2005. Vuosien 2000–2003 osalta tulokset on jo esitetty hankkeen väliraportissa (Heliölä ym. 2004).

SYKEN hankkeiden lisäksi mesipistiäisiä on tutkittu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) ja Helsingin yliopiston yhteisessä hankkeessa, jossa selvitettiin peltojen pientareiden (Bäckman & Tiainen 2002, Bäckman ym. 2004) ja luomuviljelyn merkitystä kimalaisille (Tiainen ym. 2004). Viherkesantojen mesipistiäislajistoa tutkittiin SYKEN ja MTT:n yhteistyönä vuosina 2003–2006 (Kuussaari ym. 2007). Aiempia tutkimuksia yhteenkokoavia katsauksia on tehty maatalousympäristöjen merkityksestä mesipistiäisille (Pek-

karinen ym. 2001) ja maatalousalueilla esiintyvien kimalaislajien elinympäristöistä ja kantojen kehityksestä (Paukkunen ym. 2007a). Mesipistiäisiä on tutkittu myös Metsähallituksen paahdeympäristöjen hyönteisseurannassa vuosina 2004–2006 ja vuonna 2003 julkaistiin Suomen mesipistiäisistä käsikirja, johon on koottu tietoa lajien elintavoista, levinneisyydestä ja tunnistamisesta (Söderman & Leinonen 2003).

## Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen päätavoitteena oli kerätä tietoa mesipistiäisten lajistollisesta monimuotoisuudesta tavanomaisilla eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Kerätyt tiedot muodostavat lähtötason, johon vertaamalla mesipistiäisten monimuotoisuuden kehitystä voidaan jatkossa arvioida toistamalla vastaava lajiotanta myöhemmin. Lisäksi pyrittiin tuottamaan tietoa mesipistiäisten monimuotoisuuden vaikuttavista ympäristötekijöistä ja esittämään suosituksia siitä, kuinka näitä voidaan ottaa huomioon maatalouden ympäristötuen toimenpiteitä kehitettäessä. Tuloksien pohjalta ei voida suoranaisesti arvioida ympäristötuen vaikuttavuutta mesipistiäisten kannalta, mutta ne lisäävät perustiedon määrää tästä ekosysteemipalvelujen kannalta merkittävästä eliöryhmästä.

Raportissa esitellään ensin käytetty pyyntimenetelmä sekä tutkimusasetelma ja sen käytännön toteutus. Tämän jälkeen siirrytään tuloksiin, joissa kuvataan ensin vuosina 2000–2005 kerättyä lajiaineistoa yleisemmin. Tuloksissa keskitytään etenkin vuosina 2001 ja 2005 toteutettuihin laajoihin lajiotantoihin sekä ajankohtien välillä tapahtuneisiin muutoksiin mesipistiäisten kannoissa. Lisäksi esitetään tuloksia mesipistiäisten lajimäärän, yksilörunsauden ja lajikoostumuksen paikallista vaihtelua selittävistä ympäristötekijöistä sekä yksittäisten lajien painottumisesta eri elinympäristöihin. Tämän ohella tarkastellaan mesipistiäisten monimuotoisuuden maantieteellistä vaihtelua, analysoidaan vuosittain 2001–2005 samoilta alueilta kerättyjä mesipistiäistietoja ja esitetään suppea yhteenveto muista myrkkypistiäisistä, jotka mesipistiäisten ohella määritettiin aineistoista kaikkina vuosina. Lopuksi tarkastellaan tutkimuksessa saatujen kokemusten pohjalta kriittisesti käytettyä mesipistiäisten pyyntimenetelmän soveltuvuutta seurantatarkoitukseen.

## Aineisto ja menetelmät

### Pyyntimenetelmä

Mesipistiäisaineistojen keräämiseen käytettiin ns. keltarysiä (eli Russell-pyydyksiä), jotka on alun perin kehitetty tuohyönteisten feromonipyydyksiksi (Söderman ym. 1997, Söderman 1999). Leinonen & Itämies (2001) ovat kuvanneet pyydyksen rakenteen yksityiskohtaisesti. Keltarysän toiminta perustuu siihen, että keltainen väri vetää puoleensa mesipistiäisiä ja muita kukilla vierailevia hyönteisiä, ennen kaikkea kimalaisia. Etsiessään laskeutumispaiikkaa kukaksi luulemaltaan kohteelta hyönteiset joutuvat keltaisen houkutinosaan suppiloon ja edelleen näytesäiliöön, missä ne kuolevat DDVP-myrkkyä sisältävältä vapautuvan myrkyllä vaikutuksesta. Houkutinosa päällä oleva katto estää sadeveden pääsyn näytesäiliöön, ja kuolleet hyönteiset säilyvät pyydyksessä kuivina ja määrittämiskelpoisina useita viikkoja. Pitkän koentavälin ja vähäisen huoltotarpeen ansiosta maastotyön tarve jää vähäiseksi.

Keltarysien käytöllä on tiettyjä rajoitteita, jotka tulee ottaa huomioon tuloksia tarkasteltaessa. Keltarysät houkuttelevat eri lajeja eri voimakkuudella, joten lajien välisistä runsaussuhteista ei todennäköisesti saada oikeaa kuvaa (Söderman 1999, Heliölä ym. 2004, Paukkunen 2007). Erakkomehiläisiä ne vetävät puoleensa vain heikosti, ja eri kimalaislajienkin välillä on todennäköisesti eroja (Heliölä ym. 2004, Monsevičius 2004). Yhtenä ongelmana on pyyntitehon riippuvuus pyydyksen lähistöllä olevien mesi- ja siitepölykasvien määrästä, sillä pyyntiteho saattaa heikentyä kukkien määrän kasvaessa (Paukkunen 2007). Keltaiset pyydykset myös näkyvät usein kauas ja houkuttelevat laajalta alueelta varsinkin pitempiä matkoja liikkuvia kimalaisia. Näin ollen pyydyksen käyttö voi olla ongelmallista erityisesti pienialaisilla kohteilla, kuten pellonpientareilla.

### Pyyntijärjestely ja aineiston keräys

Keltarysät vietiin kaikkina vuosina maastoon huhti-toukokuun vaihteessa ennen pajujen parhainta kukinta-aikaa. Keväällä pyydyksen pyyntiteho on parhaimmillaan, koska mesipistiäisten huomiosta kilpailevia mesi- ja siitepölykasveja on vielä niukasti tarjolla. Pyydykset asennettiin roikkumaan noin 50–100 cm:n korkeudelle ja koennat suoritettiin noin kahden viikon välein osin samoilla paikoilla tehtyjen perhoslaskentojen yhteydessä (ks. luku 4.2). Kunkin rysin saaliit talletettiin erikseen ja säilöttiin pakastamalla. Koentojen yhteydessä poistettiin tai tallottiin pyydyksen läheisyydestä varjostava kasvillisuus, koska pyydyksen havaittavuus vaikuttaa suuresti sen pyyntitehoon (Söderman ym. 1997). Pyydykset kerättiin pois maastosta noin elokuun puolivälissä.

Kullakin tutkimusruudulla (yhteensä 58 kpl) kahdelle eri tutkimuslohkolle sijoitettiin yhteensä kuusi pyydyksiä. Tutkimuslohkolla pyydykset asennettiin kolmen pyydyksen ryhmiin siten, että niistä keskimääräinen sijainti 50 m mittaisen otantaloikon keskellä ja kaksi muuta noin 10 m sen molemmin puolin. Suurin osa pyydyksistä sijoitettiin metsän ja pellon välisille reunoille sekä tuoreille niitylaikuille (taulukko 1). Mikäli näitä ei ollut tarjolla, pyydykset asennettiin erilaisille avoimille pellonpientareille. Tavoitteena oli sijoittaa kullakin tutkimusruudulla toinen pyydyksiryhmä metsän reunaan ja toinen niitylle. Lähinnä niityjen vähäisen määrän vuoksi tavoiteltu asetelma toteutui kuitenkin vain 9 tutkimusruudulla (Heliölä ym. 2004). Esimerkiksi Itä-Suomen tutkimusruuduilta ei löytynyt lainkaan riittävän kokoisia niitylaikukia.

Vuosien 2000–2004 mesipistiäisaineistot määritteli Guy Söderman ja vuoden 2005 aineistot Juho Paukkunen. Vuoden 2005 aineiston osalta mantukimalaisryhmään (*Bombus lucorum coll.*) kuuluvien kolmen vaikeasti toisistaan erotettavan lajin,

**Taulukko 1.** Rysäryhmien yhteismäärät eri elinympäristöissä vuonna 2005 eriteltyinä tutkimuksen neljältä maantieteelliseltä suuralueelta. Alueiden lyhenteet: ETE = Etelä-Suomi, LOU = Lounais-Suomi, POH = Pohjanmaa ja ITÄ = Itä-Suomi.

Elinympäristötyyppi	ETE	LOU	POH	ITÄ	Yhteensä
Niitty, tuore	18	3	4		25
– kuiva	1		1		2
– kostea		3			3
Pientareet					
– pellon ja metsän välinen piennar	9	20	14	17	60
– peltojen välinen piennar	2	2	1	2	7
– vesistöön rajoittuva piennar		4		2	6
– pellon ja tien välinen piennar		1	2	1	4
– muu piennar		1			1
Tutkimuslohkoja yhteensä	30	34	22	22	108



Mesipistiäisaineisto kerättiin keltapyödyksillä, joiden keltainen väri vetää puoleensa etenkin kimalaisia. Kullekin pyyntipaikalle asennettiin kolmen pyödyksen ryhmä, kuten kuvassa.

mantukimalaisen (*B. lucorum*), kangaskimalaisen (*B. cryptarum*) ja isokimalaisen (*B. magnus*) määritykset jätettiin lajiryhmän tasolle. Tämän vuoksi nämä lajit on yhdistetty muidenkin vuosien osalta tässä raportoitavissa vuosien välisissä tarkasteluissa. Kaikkina seurantavuosina kerätyistä aineistoista määritettiin mesipistiäisten ohella myös muut myrkkypistiäiset (paitsi muurahaiset), joista esitetään tässä raportissa lyhyt yhteenveto. Vuoden 2000 aineistosta määritettiin lisäksi kukkakärpäset (*Syrphidae*), joiden osalta tulokset on esitetty väli-raportissa (Heliölä ym. 2004).

### Eri vuosina toteutetut otannat

Hanke alkoi vuonna 2000 esitutkimuksella, jossa arvioitiin keltarysien soveltuvuutta tutkimukseen 15:llä kohteella Etelä-Suomessa. Saatujen myönteisten kokemusten pohjalta pyyntijärjestely toteutettiin vuonna 2001 koko laajuudessaan 58 tutkimusruudulla (Heliölä ym. 2004). Vuosina 2002–2004 rysäpyyntiä jatkettiin kymmenellä alueella, joilta inventoitiin vuosittain myös perhosia

(ks. luku 4.2). Vuoden 2001 laaja otanta toistettiin vuonna 2005, mutta odottamattomien syiden takia pyynnistä jouduttiin kuitenkin luopumaan neljällä Pohjanmaan otanta-alueen kohteella (Kauhajoki, Jalasjärvi ja Merikarvian 2 ruutua). Näin ollen mukana oli yhteensä 54 tutkimusruutua. Vuonna 2006 ei enää kerätty mesipistiäisaineistoja.

### Elinympäristön paikallista ja alueellista laatua kuvaavat ympäristömuuttujat

Hankkeen väli-raportissa käsiteltiin lyhyesti eroja mesipistiäisten monimuotoisuudessa niittyjen ja metsänreunojen sekä laidunnettujen ja hoitamattomien niittyjen välillä (Heliölä ym. 2004). Syvennämme tässä aiempia tarkasteluja eri elinympäristöjen välisistä eroista laji- ja yksilömäärissä sekä tarkastelemme eroja niiden lajiston koostumuksessa. Analysoimme lisäksi tarkemmin eri ympäristötekijöiden vaikutuksia mesipistiäisten laji- ja yksilömääriin.

Tarkasteluja varten yhdistimme vuosien 2001 ja 2005 aineistot kultakin molempina vuosina vertailukelpoisesti tutkitulta otantalohkolta, joita oli kaikkiaan 106. Kahden vuoden aineistojen yhdistäminen on perusteltua, sillä yksittäisten lohkojen mesipistiäisnäytteet olisivat muuten usein jääneet liian pieniksi luotettavia tilastollisia tarkasteluja varten. Aineistosta poistettiin tarhamehiläinen, jonka esiintyminen riippuu lähinnä siitä, harjoitetaanko pyyntipaikan läheisyydessä mehiläistarhausta. Tarkastelluista tutkimuslohkoista 30 sijaitsi erilaisilla niityillä, 60 metsänreunoilla ja 16 avoimilla pellonpientareilla. Lounais-Suomessa niistä sijaitsi 34, Etelä-Suomessa 29, Pohjanmaalla 21 ja Itä-Suomessa 22.

Mesipistiäisten laji- ja yksilömäärien suhdetta eri ympäristömuuttujiin tutkittiin Spearmanin järjestyskorrelaation avulla ja lajiston koostumuksen vaikuttavia tekijöitä ei-metrinen moniulotteisen skaalauksen avulla (NMDS-ordinaatio; McCune & Mefford 1999). Tiedot eri elinympäristötyyppien pinta-alaosuksista tutkimuslohkojen ympäristössä on tuotettu MYTVAS-hankkeen maisemarakennetta käsitelleessä osatutkimuksessa (ks. luku 4.5). Tutkimuslohkon paikallista laatua kuvastavat ominaisuudet arvioitiin perhosinventointien yhteydessä (ks. luku 4.2; Kuussaari & Heliölä 2004). Osalta tutkimuslohkoja käytettävissä oli myös putkilokasvien lajimäärät vuodelta 2001 (ks. Pakkanen & Helenius 2004).



Erakkomehiläisten yksilömäärät jäivät seurannassa vähäisiksi, koska käytetty pyyntimenetelmä soveltuu paremmin kimalaisille. Kuvassa yleinen kevtälaji raitamaamehiläinen (*Andrena clarkella*), josta kuitenkin kertyi seurannassa vain 27 yksilöä.

## Tulokset

Yhteenveto vuosina 2000–2005 kerätystä mesipistiäisaineistoista on esitetty taulukossa 2. Kaikkien vuosien aineistot sisälsivät yhteensä 93 mesipistiäislajia ja 27 201 -yksilöä, joista kimalaisten (suvut *Bombus* ja *Psithyrus*) osuus on 23 lajia (25 %) ja 25 351 yksilöä (93 %). Vaikka erakkomehiläiset muodostivat valtaosan lajeista, useimmista niistä tavattiin vain muutamia yksilöitä. Tutkimusruudulta saatiin kesän aikana saaliiksi keskimäärin 14

mesipistiäislajia ja 173 -yksilöä, ja lajeista 10–12 oli yleensä kimalaisia. Mesipistiäisten määrät vaihtelivat kuitenkin suuresti sekä yksittäisten tutkimusruutujen että eri maantieteellisten alueiden välillä. Kaikki tavatut lajit yksilömäärineen on lueteltu liitteessä 1. Tutkimuksessa kertyi havaintoja kolmesta uhanalaiseksi luokitellusta lajista, jotka ovat erittäin uhanalaiset soikkopipomehiläinen (*Coelioxys elongata*) ja kirjoloiskimalainen (*Psithyrus quadricolor*) sekä vaarantunut punamuurarimehiläinen (*Osmia leaiana*). Lisäksi havaittiin neljä silmälläpidettäväk-

**Taulukko 2.** Vuosina 2000–2005 kerättyjen mesipistiäisaineistojen keskeiset tunnusluvut kultakin vuodelta. Loiskimalaiset (*Psithyrus*) on sisällytetty kimalaisiin. Kolme vaikeasti erotettavaa kimalaislajia (*B. lucorum*, *B. cryptarum* ja *B. magnus*) on yhdistetty lajiryhmäksi (*B. lucorum coll.*).

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Yhteensä
Tutkimusruutuja	15	58	10	10	10	54	58
Lajeja yhteensä	60	71	44	46	40	65	93
– joista kimalaisia	18	18	18	16	16	20	23
– ruudulla keskimäärin	18	15	16	16	14	11	14
– minimi	8	7	8	8	6	0	0
– maksimi	26	27	24	23	22	22	27
Yksilöitä yhteensä	4 288	11 833	1 320	1 500	1 191	7 069	27 201
– joista kimalaisia %	92	93	91	94	93	92	93
– ruudulla keskimäärin	286	204	132	150	116	131	173
– minimi	30	19	18	21	28	0	0
– maksimi	814	627	496	391	267	522	814

si luokiteltua lajia: juhannuskimalainen (*Bombus humilis*), uralinkimalainen (*B. semenoviellus*), hennotipomehiläinen (*Coelioxys inermis*) ja pyöröverhoilijamehiläinen (*Megachile circumcincta*).

### Mesipistiäiskantojen muutokset 2001–2005

Vuosina 2001 ja 2005 mesipistiäisiä kerättiin neljältä maantieteelliseltä alueelta, Lounais-Suomesta, Etelä-Suomesta, Pohjanmaalta ja Itä-Suomesta (ks. luku 3). Vuoden 2001 aineisto on esitelty tarkemmin MYTVAS-hankkeen väliraportissa (Heliölä ym. 2004) ja tärkeimpiä tunnuslukuja vuoden 2005 mesipistiäisaineistosta on esitetty taulukossa 3. Yhteensä mesipistiäisiä jäi vuonna 2005 pyydyksiin 65 lajia ja 7069 yksilöä, ja tutkimusruudulla havaittiin keskimäärin 11,4 lajia ja 131 yksilöä. Kimalaisten osuus kaikista lajeista oli 31 % ja yksilöistä 92 %. Enimmillään tutkimusruudulla havaittiin 22 lajia

ja 522 yksilöä (Iitti), kun taas yhdellä kohteella pyydyksiin ei tullut lainkaan mesipistiäisiä (Kiihtelysvaara).

Vuonna 2005 mesipistiäisiä kertyi pyydyksiin selvästi vähemmän kuin vuonna 2001. Kun tarkastellaan muutosta 54 vertailukelpoisen tutkimusruudun osalta, lajien kokonaismäärä väheni noin 6 % ja yksilömäärä noin 37 % (taulukko 3). Lajimäärät tutkimusruutua kohden laskivat keskimäärin 22 % (14,6 lajia vuonna 2001 ja 11,4 lajia vuonna 2005). Mesipistiäisten laji- ja yksilömäärät laskivat kaikilla neljällä maantieteellisellä osa-alueella, ja eniten Itä-Suomessa, jossa lajimäärät putosivat keskimäärin 36 % ja yksilömäärät peräti 65 % vuodesta 2001.

Monien yksittäistenkin mesipistiäislajien saalismäärät muuttuivat huomattavasti (taulukko 4). Vähentyneisiin lajeihin kuuluivat mm. kivikkokimalainen (*Bombus lapidarius*, –89 % vuodesta 2001),

**Taulukko 3.** Mesipistiäisten laji- ja yksilömäärät vuoden 2005 aineistossa neljällä maantieteellisellä osa-alueella. Alueiden lyhenteet kuten taulukossa 1. Väliraportissa on esitetty vastaavat luvut vuoden 2001 aineistosta. Vertailut vuoden 2001 aineistoihin on tehty vain molempina vuosina tutkittujen 54 alueen osalta.

	ETE	LOU	POH	ITÄ	Yhteensä
Tutkimusruutuja	15	17	11	11	54
Lajeja yhteensä	48	38	23	36	65
– josta kimalaisia	16	14	13	15	20
– vain yhdellä suuralueella	12	7	2	7	28
– ruudulla keskimäärin	13,8	9,9	10,6	8,9	11,4
– josta erakkomehiläisiä	4,5	3,2	1,5	2,6	3,1
– minimi	4	6	6	0	0
– maksimi	22	16	14	14	22
Yksilöitä yhteensä	2 625	2 252	1 640	552	7 069
– joista kimalaisia %	93	88	96	91	92
– ruudulla keskimäärin	175	132	145	50	131
– josta erakkomehiläisiä	9	6	2	8	6
– minimi	12	16	11	0	0
– maksimi	522	435	497	145	522
Muutos vuoteen 2001 verrattuna, %					
– lajien kokonaismäärässä	-9	-12	-4	-14	-6
– lajimäärissä keskimäärin	-24	-20	-4	-36	-22
– yksilömäärissä	-34	-29	-33	-65	-37

**Taulukko 4.** 10 runsaslukuisimman kimalaislajin saalismäärät vuonna 2005 sekä niiden muutokset verrattuna vuoteen 2001 koko aineistossa sekä eri maantieteellisillä alueilla.

Laji	Yksilöitä 2005	Kokonaismuutos %	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
Mantukimalaisryhmä ( <i>Bombus lucorum coll.</i> )	2 146	+38	+115	+37	-33	-52
Peltokimalainen ( <i>Bombus pascuorum</i> )	1 460	-67	-76	-73	-54	-47
Pensaskimalainen ( <i>Bombus pratorum</i> )	1 111	+38	+98	+34	+122	-84
Tarhakimalainen ( <i>Bombus hortorum</i> )	447	-55	-51	-51	-33	-76
Pensasloiskimalainen ( <i>Psithyrus sylvestris</i> )	274	+166	+163	+260	+231	-19
Kartanokimalainen ( <i>Bombus hypnorum</i> )	249	-48	-30	-68	-48	-91
Hevoskimalainen ( <i>Bombus veteranus</i> )	212	-24	-16	+17	-27	-68
Mantuloiskimalainen ( <i>Psithyrus bohemicus</i> )	201	-5	+19	+16	+12	-75
Sorokimalainen ( <i>Bombus soroensis</i> )	198	-34	-86	-85	+278	-81
Kanervakimalainen ( <i>Bombus jonellus</i> )	68	-89	-79	-86	-89	-89

**Taulukko 5.** Mesipistiäisten laji- ja yksilömäärien suhde tutkimuslohkon sijaintia, laatua ja ilmastoa sekä tutkimuslohkoa ympäröivän alueen laatua kuvaaviin muuttujiin. Oikealla laskentalohkojen määrät kussakin analyysissä. Tarkastelua varten vuosien 2001 ja 2005 aineistot on yhdistetty ja tarhamehiläiset on poistettu aineistosta. Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen jälkeen on ilmoitettu tilastollinen merkitsevyys (\* p < 0,05, \*\* p < 0,01 ja \*\*\* p < 0,001), mikäli korrelaatio on tilastollisesti merkitsevä.

Ympäristömuuttuja	Lajimäärä		Yksilömäärä		n
<b>Maantieteellinen sijainti</b>					
Pohjoisuus	-0,33	***	-0,27	**	106
Itäisyys	0,27	**	0,02		106
<b>Tutkimuslohkon laatu</b>					
Kaltevuus	0,14		0,05		105
Tuulisuus	-0,14		-0,12		106
Sulkeutuneisuus	-0,11		-0,10		106
Putkilokasvien lajimäärä*	0,39	**	0,25	*	69
Kasvillisuuden korkeus (heinäkuu)	0,14		-0,05		104
Mesikasvien määrä (kesäkuu)	0,18		0,12		104
Mesikasvien määrä (heinäkuu)	0,23	*	0,03		104
<b>Ilmasto (1 km<sup>2</sup>:n ruutu)</b>					
Kasvukauden pituus	0,20	*	0,14		106
Vuoden sademäärä	0,08		-0,02		106
Kesän sademäärä	0,04		0,00		106
Vuoden keskilämpötila	0,09		0,12		106
Kylmimmän kuukauden keskilämpötila	0,05		0,13		106
Kesän keskilämpötila	0,20	*	0,16		106
<b>Tutkimuslohkon ympäristön laatu</b>					
<b>1) 20 m:n bufferivyöhyke (%)</b>					
Intensiivinen maatalous	-0,26	**	-0,32	***	106
Ekstensiivinen maatalous	0,16		0,24	*	106
Piennar	-0,05		-0,01		106
Asutus	0,17		0,15		106
Infrastruktuuri	0,03		0,02		106
Metsä	-0,07		-0,11		106
Vesistö	-0,02		0,04		106
<b>2) 100 m:n bufferivyöhyke (%)</b>					
Intensiivinen maatalous	-0,30	**	-0,36	***	106
Ekstensiivinen maatalous	0,16		0,24	*	106
Piennar	-0,10		-0,03		106
Asutus	0,12		0,15		106
Infrastruktuuri	0,02		-0,03		106
Metsä	0,16		0,20	*	106
Vesistö	0,13		0,07		106
<b>3) 0,25 km<sup>2</sup>:n ruutu (%)</b>					
Intensiivinen maatalous	-0,08		-0,20	*	106
Ekstensiivinen maatalous	0,23	*	0,15		106
Kesanto ja hylätty pelto	-0,04		0,15		106
Piennar	-0,10		0,04		106
Rakennettu ympäristö	-0,06		-0,05		106
Havumetsä	-0,03		0,09		106
Lehtimetsä	0,09		0,08		106
Vesistö	0,23	*	0,13		106

\* Putkilokasvien lajimäärä selvitettiin vuonna 2001 osalta tutkimuslohkoja, ks. Pakkanen & Helenius 2004.

kanervakimalainen (*B. jonellus*, -89 %), mustakimalainen (*B. ruderarius*, -83 %), kirjokimalainen (*B. distinguendus*, -76 %), sysisihietamehiläinen (*LasioGLOSSUM fratellum*, -70 %), peltokimalainen (*B. pascuorum*, -67 %), hammasmaamehiläinen (*Andrena praecox*, -60 %), tarhakimalainen (*B. hortorum*,

-55 %), kartanokimalainen (*B. hypnorum*, -48 %) ja sorokimalainen (*B. soroensis*, -34 %). Harvoja runsastuneita lajeja tai lajiryhmiä olivat mantukimalaisryhmä (*B. lucorum coll.*, +38 %), pensaskimalainen (*B. pratorum*, +33 %) ja pensasloiskimalainen (*Psithyrus sylvestris*, +166 %).



Osittain paljaat, kukkarikkaat paahderinteet ovat mesipistiäisille mieluisia pesimisympäristöjä.

Yksittäisten mesipistiäislajien kannanmuutokset eri maantieteellisillä alueilla olivat pääsääntöisesti samansuuntaisia, vaikka tätä voidaan arvioida vain lähinnä joidenkin runsaslukuisempien kimalaisten osalta. Itä-Suomessa eri lajien yksilömäärät laskivat kautta linjan, kun taas muilta alueilta löytyi joitain runsastuneitakin lajeja (taulukko 4). Sorokimalaisen yksilömäärät nousivat selvästi Pohjanmaalla, vaikka laskivatkin jyrkästi muilla suuralueilla.

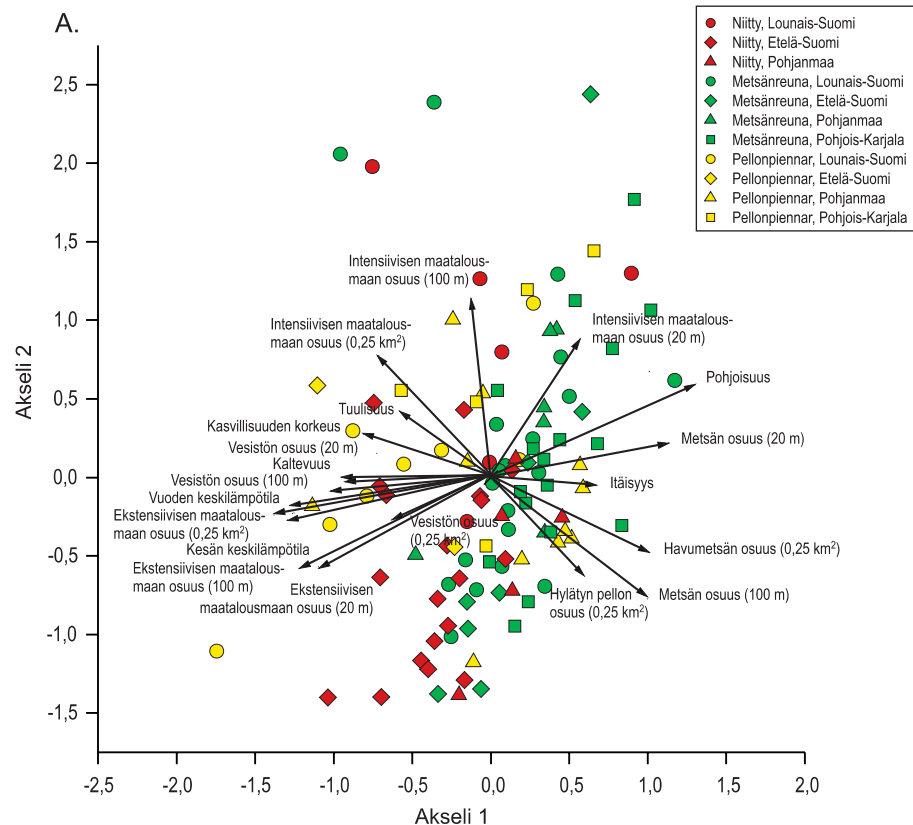
### Mesipistiäislajiston monimuotoisuuden ja koostumukseen vaikuttavat ympäristötekijät

Tulokset eri ympäristötekijöiden yhteyksistä mesipistiäisten laji- ja yksilömääriin on esitetty taulukossa 5. Lajimäärän kanssa positiivisesti korreloivina muuttujina olivat putkilokasvien lajimäärä, itäinen sijainti, mesikasvien runsaus, kasvukauden pituus ja kesän keskilämpötila sekä ekstensiivisen maatalousmaan (niityt, hakamaat) ja vesistön osuus otantalohkoa ympäröivällä 0,25 km<sup>2</sup>:n alueella. Pohjoinen sijainti ja viljellyn maatalousmaan osuus korreloivat sen sijaan negatiivisesti sekä mesipistiäisten lajimäärän että yksilömäärän kanssa. Lisäksi yksilömäärän kanssa positiivisesti korreloivina muuttujina olivat putkilokasvien lajimäärä, ekstensiivisen maatalousmaan osuus ja metsämaan osuus lohkon lähiympäristössä sekä 20 metrin että 100 metrin säteellä.

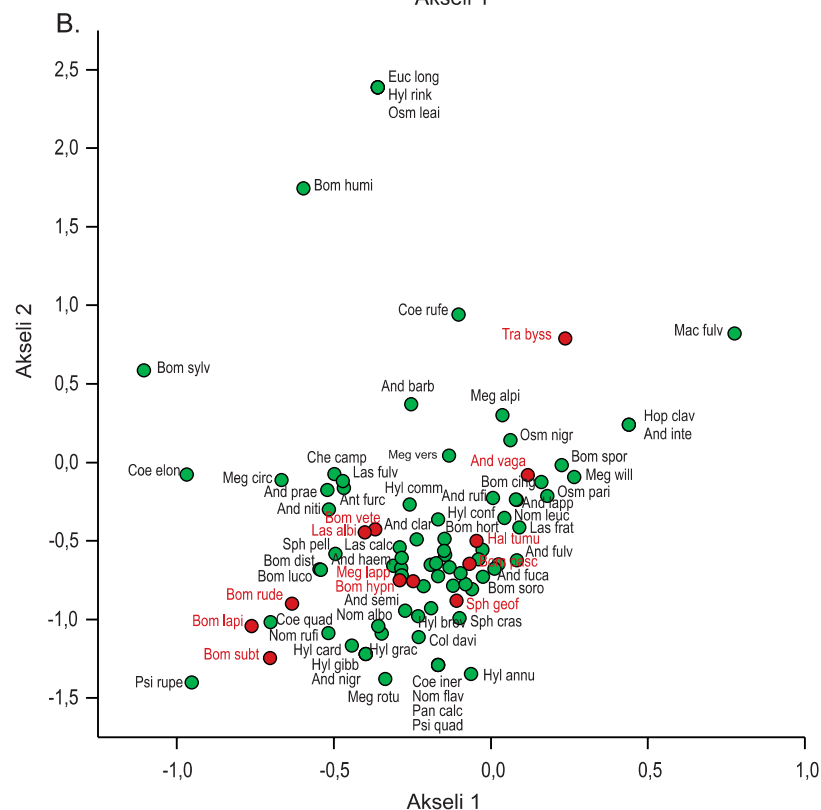
Mesipistiäisten laji- ja yksilömääriä sekä lajikoostumusta vertailtiin kolmessa eri elinympäristötyypissä: niityillä, metsänreunoilla ja avoimilla pellonpientareilla. Näistä mesipistiäisiä havaittiin eniten niityillä (keskimäärin 18,5 lajia ja 323,8 yksilöä). Metsänreunat (13,3 lajia, 176,6 yksilöä) ja avoimet pientareet (13,6 lajia, 161,9 yksilöä) eivät juurikaan eronneet toisistaan mesipistiäisten määrässä. Ero niittyjen ja metsänreunojen lajimäärässä oli tilastollisesti merkitsevä (Mann-Whitney U-testin p-arvo = 0,008). Niittyjen suurempi lajimäärä verrattuna metsänreunoihin ja avoimiin pientareisiin selittyy ainakin osaksi niittylohkojen keskittymisellä Etelä-Suomeen, jossa mesipistiäisten lajimäärät ovat luontaisesti korkeampia kuin pohjoisessa (ks. taulukko 5). Myös mesipistiäisten yksilömäärät olivat niityillä merkittävästi suurempia kuin metsänreunoilla ( $p = 0,006$ ) ja avoimilla pientareilla ( $p = 0,03$ ).

Vertailtaessa kolmen elinympäristötyypin lajiston koostumuksia NMDS-ordinaation avulla erot eivät olleet visuaalisesti kovin selkeitä (kuva 1 A). Kuitenkin ei-parametrisen MRPP-testin (Zimmermann ym. 1985, McCune & Mefford 1999) mukaan kaikki elinympäristötyypit erosivat toisistaan lajiston koostumukseltaan tilastollisesti merkittävästi. Testin mukaan lajistot erosivat eniten metsänreunojen ja avopiennarten välillä ( $T = -7,41$ ,  $p < 0,0001$ ). Niittyjen lajisto erosi tilastollisesti merkittävästi niin metsänreunoista ( $T = -5,97$ ,  $p < 0,0001$ ) kuin avopientareistakin ( $T = -3,52$ ,  $p = 0,007$ ).





Kuva 1. Ei-metrinen moniulotteinen skaalaus (NMS-ordinaatio) vuosien 2001 ja 2005 tutkimuslohkoille ( $n = 107$ ) ja lajeille ( $n = 90$ ). (A) Elinympäristötyypin ja maantieteellisen alueen mukaan jaoteltujen tutkimuslohkojen sijoittuminen kahden lajistokoostumuksen vaihtelua eniten selittäneen akselin suhteen. Nuolet osoittavat lajistokoostumuksen vaihtelun kanssa merkittävästi korreloituneiden ympäristömuuttujien vaihtelusuunnat ja nuolien pituudet korrelaatioiden suhteelliset voimakkuudet. (B) Mesipistiäislajien sijoittuminen ordinaatiokuvaan. Punaisella merkityt lajit painottuivat indikaattorilajianalyysin (Dufrene & Legendre 1997) mukaan esiintymisessään tilastollisesti merkittävästi niittylohkoille. Huomaa I-akselien erilaiset mitatakaavat ordinaatiokuvaissa.



Yhteensä 22 eri ympäristömuuttujaa korreloi tilastollisesti merkittävästi kuvan 1 A akselien kanssa. Akselin 1 kanssa negatiivisesti korreloituneita muuttujia olivat ekstensiivisen maatalousmaan ja

vesistön osuus, kaltevuus, kasvillisuuden korkeus, tuulisuus, vuoden keskilämpötila ja lämpösomma. Näiden muuttujien arvot kasvavat kuvan vasenta reunaan kohti, minne sijoittuvat myös monet avoi-

milla pellonpientareilla ja niityillä sijainneet tutkimuslohkot. Vastaavasti akselin 1 kanssa positiivisesti korreloituneita muuttujia olivat pohjoisuus ja itäisyys sekä metsän ja hylätyn pellon osuus. Näiden muuttujien arvot ovat suurimmillaan kuvan oikeassa reunassa, jonne sijoittui lähinnä metsänreunalohkoja. Tutkimuslohkojen lajikoostumusten eroja selittää siten eniten niiden välinen vaihtelu elinympäristön avoimuuden–sulkeutuneisuuden suhteen. Niittymäisten avointen piennarten ja joutomaalaikkujen mesipistiäislajisto on siis jossain määrin erilaista kuin suojaisilla, osin sulkeutuneilla metsänreunoilla.

Yhteensä 12 mesipistiäislajia painottui esiintymisessään indikaattorilajianalyysin (Dufréne & Legendre 1997, McCune & Mefford 1999) mukaan tilastollisesti merkitsevästi niityille (kuva 1 B, liite 1). Yksikään laji ei painottunut tilastollisesti merkitsevästi muihin elinympäristöihin, joskin koloseinä-mehiläinen (*Anthophora furcata*) painottui suuntaa antavasti ( $p = 0,07$ ) metsänreunoille. Metsän läheisyyden suosiminen selittyy sillä, että laji jyräsi pesäkolonsa lahoon puuainekseen, usein vanhoihin kantoihin (Söderman & Leinonen 2003).

### Mesipistiäisten määrien ja lajikoostumuksen maantieteellinen vaihtelu

Mesipistiäisten laji- ja yksilömäärien sekä yksittäisten lajien runsauseroja tutkimuksen neljällä maantieteellisellä suuralueella tarkasteltiin suppeammin jo väliraportissa (Heliölä ym. 2004). Tässä tarkennamme tuloksia tilastollisten analyysien avulla käyttäen edellä kuvatulla tavalla vuosien 2001 ja 2005 tutkimuslohkoittain yhdistettyjä lajiaineistoja.

Eniten mesipistiäisiä pyydyksiin kertyi Etelä-Suomessa, keskimäärin 21,5 lajia ja 379,4 yksilöä tutkimuslohkolla. Muilla otanta-alueilla sekä laji- että yksilömäärät olivat keskimäärin selvästi alhaisempia: Lounais-Suomi 11,7 lajia ja 151,6 yksilöä; Pohjanmaa 11,1 lajia ja 181,6 yksilöä; Itä-Suomi 14,5 lajia ja 133,1 yksilöä. Etelä-Suomen laji- ja yksilömäärät olivat myös tilastollisesti merkitsevästi suurempia kuin muilla otanta-alueilla (Mann-Whitneyn U-testin  $p$ -arvot  $< 0,002$ ). Suuremmat lajimäärät selittyvät osin sillä, että monet mesipistiäislajit ovat levinneisyydeltään eteläisiä ja puuttuivat siksi muilta otanta-alueilta. Saman suuntaisesti tuloksiin vaikuttaa myös se, että Etelä-Suomessa yli puolet tutkimuslohkoista oli sijoitettu keskimäärin runsaslajisemmille niityille, jotka taas Itä-Suomen tutkimusalueilta puuttuivat tyystin (ks. taulukko 1).

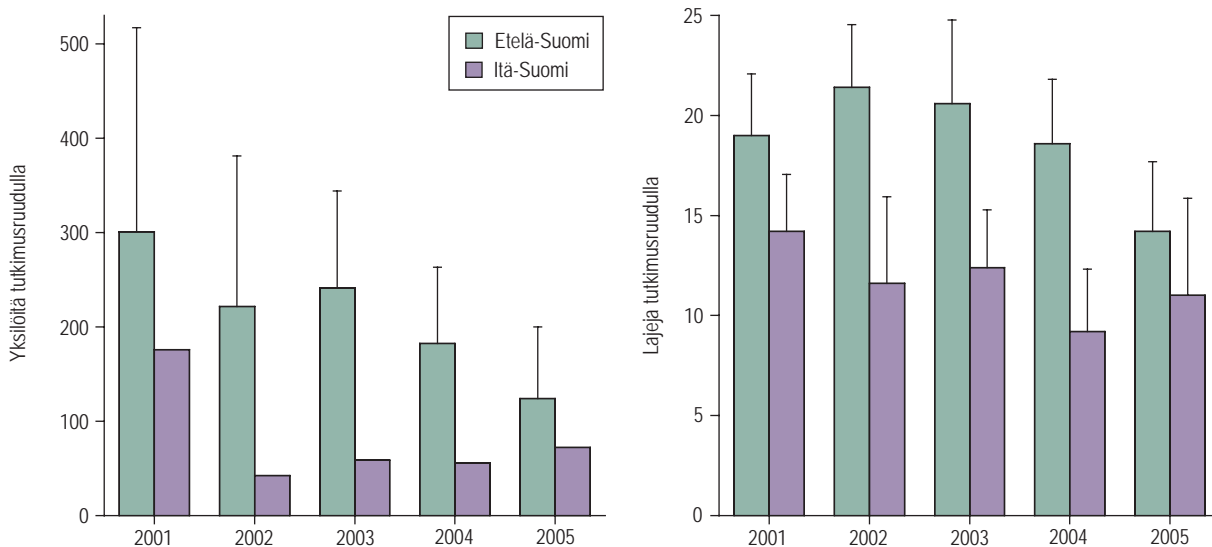
Tutkimuslohkojen lajiston koostumuksia vertailevassa NMDS-ordinaatiossa (kuva 1 A) otettiin

elinympäristön ohella huomioon myös maantieteellinen suuralue. Vaikka maantieteelliset otanta-alueet eivät kuvan perusteella eroakaan kovin selkeästi toisistaan, MRPP-testin mukaan kaikkien suuralueiden lajikoostumukset erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Tämä selittyy osin jo edellä mainituilla eroilla tutkittujen elinympäristötyyppien suhteellisissa osuuksissa, ja siten eroissa eri elinympäristöjen, eikä niinkään otanta-alueiden lajiston koostumuksissa (taulukko 1). Testin mukaan suurimmat lajistokoostumuserot olivat Etelä-Suomen ja Pohjanmaan ( $T = -11,0$ ,  $p < 0,0001$ ), Etelä-Suomen ja Itä-Suomen ( $T = -10,8$ ,  $p < 0,0001$ ) sekä Etelä-Suomen ja Lounais-Suomen välillä ( $T = -8,2$ ,  $p < 0,0001$ ). Pienin ero oli Lounais-Suomen ja Itä-Suomen välillä ( $T = -3,6$ ,  $p = 0,007$ ).

Indikaattorilajianalyysin mukaan yhteensä 27 lajia painottui esiintymisessään tilastollisesti merkitsevästi Etelä-Suomen otanta-alueelle (liite 1). Voimakkaimmin Etelä-Suomeen painottuneet lajit ( $p = 0,001$ ) olivat verimaamehiläinen (*Andrena haemorrhoa*), valkohietamehiläinen (*Lasioglossum albipes*), tarhakimalainen, kartanokimalainen, kivikkokimalainen, peltokimalainen, mustakimalainen ja hevoskimalainen (*Bombus veteranus*). Etelä-Suomeen keskittyneistä lajeista 10 painottui tilastollisesti merkitsevästi myös niityille. Itä-Suomen tutkimuslohkoille painottui esiintymisessään yhteensä kolme lajia: pitkäsiipikimalainen (*B. sporadicus*), uralinkimalainen ja laukkuverhoilijamehiläinen (*Megachile willughbiella*). Ainoa Pohjanmaalle painottunut laji oli kanervakimalainen ja ainoa Lounais-Suomeen painottunut laji oli juhannuskimalainen. Tulokset vastaavat pääpiirteissään aiempia käsityksiä lajien alueellisesta esiintymisestä (Söderman & Leinonen 2003).

### Vuosittain kerätty seuranta-aineisto 2001–2005

Mesipistiäisten kuten useimpien muidenkin hyönteisten kannat vaihtelevat suuresti vuosien välillä. Tähän vaikuttavat paitsi niiden elinympäristöjen määrässä ja laadussa tapahtuvat muutokset, myös sääolot ja muut satunnaiset ympäristötekijät (esim. Oertli ym. 2005). Vuosien välisen satunnaisvaihtelun suuruuden arvioimiseksi havaintoaineistoa kerättiin kymmeneltä tutkimusruudulta myös väli vuosina 2002–2004 vuosien 2001 ja 2005 laajojen otantojen lisäksi. Puolet näistä tutkimusruuduista sijaitsi Uudellamaalla Nurmijärvellä ja Vihdissä ja puolet Pohjois-Karjalassa Liperissä, Pyhäselällä ja Rääkkylässä. Tulokset vuosien 2001–2003 osalta on julkaistu hankkeen väliraportissa (Heliölä ym. 2004).

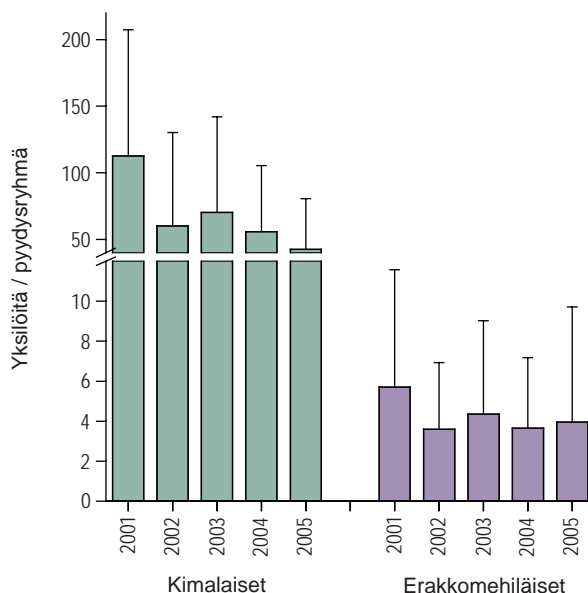


Kuva 2. Mesipistiäisten keskimääräiset yksilö- ja lajimäärät vuosittain seuratuilla 5 + 5 tutkimusruudulla 2001–2005.

Vuosittain tutkituilta kymmeneltä tutkimusruudulta tavattiin vuosina 2001–2005 yhteensä 69 mesipistiäislajia ja 7374 yksilöä. Kimalaisten osuus kaikista lajeista oli noin 28 % ja yksilöistä 92 %. Uudenmaan kohteilla mesipistiäisiä havaittiin yhteensä 64 lajia ja 5349 yksilöä ja Pohjois-Karjalassa 41 lajia ja 2025 yksilöä. Tutkimusruutujen keskimääräiset lajimäärät pysyivät aluksi vakaina, mutta kääntyivät lievään laskuun seurantajakson lopulla (kuva 2). Myös kokonaislajimäärät laskivat seurannan loppuvuosina vastaavasti, mikä selittyy etenkin erakkomehiläislajien määrän vähentymisellä. Kimalaisten lajimäärät säilyivät sen sijaan varsin vakaina.

Toisin kuin lajimäärät, mesipistiäisten yksilömäärät laskivat melko tasaisesti koko seurantajakson ajan (kuva 2). Vuonna 2005 mesipistiäisyksilöitä jäi pyydyksiin alle puolet aloitusvuoden määrästä. Yksilömäärien lasku johtui pääasiassa kimalaisten vähentymisestä, sillä vähälukuisina tavattujen erakkomehiläisten yksilömäärissä ei tapahtunut juurikaan muutoksia seurannan aikana (kuva 3). Saalismäärät laskivat melko tasaisesti Uudellamaalla, missä mesipistiäisten yhteismäärät olivat selvästi korkeampia (kokonaismuutos -59 %). Sen sijaan Pohjois-Karjalan seuranta-alueilla yksilömäärät putosivat jyrkästi jo ensimmäisen pyyntivuoden jälkeen ja elpyivät vähitellen, mutta olivat silti seurannan lopullakin selvästi alhaisempia kuin vuonna 2001 (-59 %, kuva 2).

Aineiston kymmenen runsainta mesipistiäislajia olivat kaikki kimalaisia ja muodostivat noin 89 % seurantajakson kokonaisuusyksilömäärästä. Mesipistiäisten yleisrunsauden muutokset selittyvät siten lähinnä näiden lajien kannanmuutoksilla. Viiden runsaimman kimalaislajin vuosittaiset saalismää-

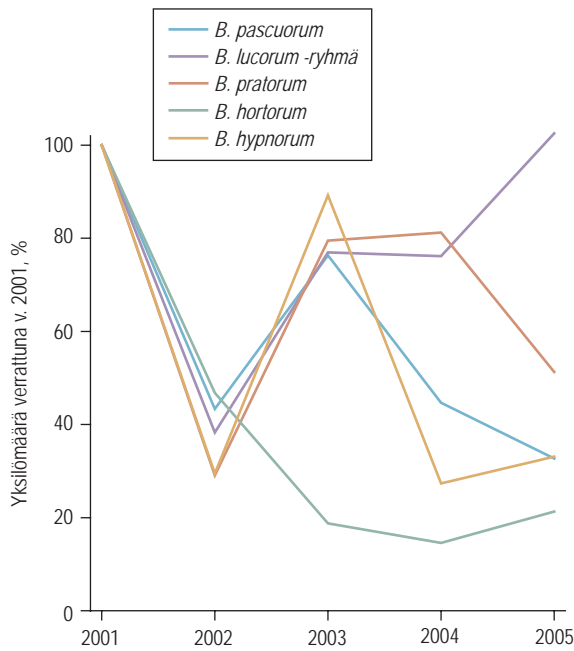


Kuva 3. Kimalaisten (suvut *Bombus* ja *Psithyrus*) ja erakkomehiläisten keskimääräiset yksilömäärät vuosittain seuratuilla tutkimusruuduilla 2001–2005.

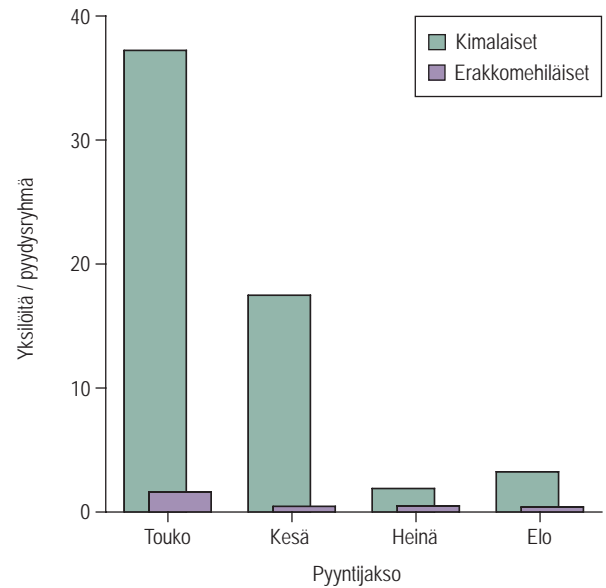
rät on esitetty kuvassa 4. Useimpien kimalaislajien saalismäärät putosivat seurannan aikana huomattavasti. Erityisen voimakkaasti vähentyivät tarhakimalainen, kivikkokimalainen, mustakimalainen ja sorokimalainen. Mantukimalaisryhmän lajien kannankehitys poikkesi muista, sillä niiden yksilömäärät olivat suurimmillaan seurantajakson lopulla.

### Keltarysillä kerätyn mesipistiäisaineiston ominaispiirteet

Aineiston avulla täydennettiin aiempia arvioita keltarysäpyynnin rajoitteista ja soveltuvuudesta



**Kuva 4.** Seurantajakson viiden runsaslukuisimman kimalaislajin tai -lajiryhmän saalismäärien kehitys vuosina 2001–2005.

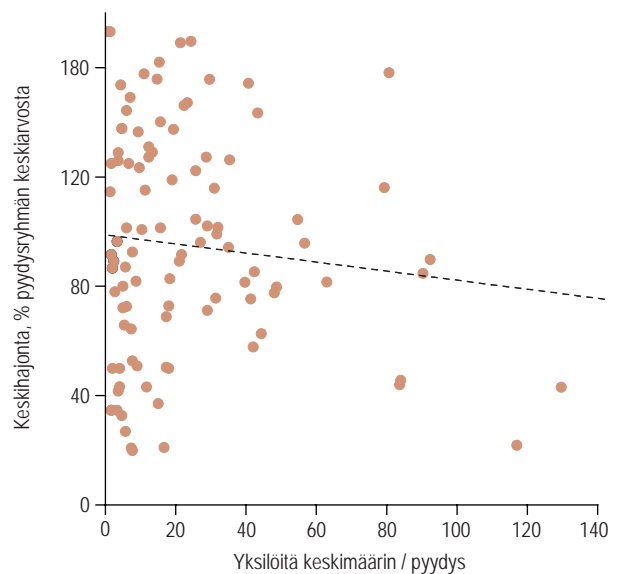


**Kuva 5.** Mesipistiäisten kertyminen eri ajanjaksoilta vuoden 2005 aineistossa. Kesän eri aikoina kerätyt näytteet jaoteltiin kuvaajaa varten neljään jokseenkin yhtä pitkään, 25–35 päivän mittaiseen ajanjaksoon.

mesipistiäisten seurantaan (Söderman ym. 1997). Tämä tehtiin tarkastelemalla pyyntiaineiston ajallista kertymistä kesän eri aikoina ja vertailemalla pyydysryhmien sisäistä vaihtelua saalismäärissä sekä näytteen lajimäärän kertymistä pyydysmäärän kasvaessa.

Pyydyksen houkutusvoima on suurimmillaan keväällä, jolloin mesipistiäisten tarvitsemia kukkivia mesi- ja siitepölykasveja on luonnossa vielä vähän. Tämä näkyi selvästi saalismäärien vaihtelussa kesän eri aikoina (kuva 5). Vaikka kimalaiset ovat runsaimmillaan loppukesällä kun työläisiä on eniten, keltarysien pyyntiteho on tuolloin heikko johtuen kukkien runsaudesta (Söderman ym. 1997). Näin ollen pyyntimenetelmä ei anna luotettavaa kuvaa kimalaismäärästä ajankohtana, jolloin niiden suhteellinen merkitys kasvien pölyttäjinä on suurin.

Mesipistiäisten saalismäärät vaihtelivat suuresti sekä tutkimusruutujen että maantieteellisten alueiden välillä (taulukko 3). Vuoden 2005 aineistosta mesipistiäistiedot tallennettiin kustakin keltarysältä erikseen, minkä ansiosta saatoimme tarkastella saalismäärien vaihtelua myös rysäryhmän sisällä. Södermanin ym. (1997) aiempien havaintojen mukaisesti saalismäärien vaihtelu osoittautui suureksi myös kolmen vierekkäisen keltarysän välillä (kuva 6). Valtaosa yksilöistä kertyi yleensä vain yhdestä pyydysryhmästä, minkä johdosta keskihajonta pyydysryhmäkohtaisissa saalismäärissä oli keskimäärin 95 % rysäryhmän keskiarvosta. Joissain tapauksissa yksittäisen pyydysryhmän heikko saalis on voinut joh-

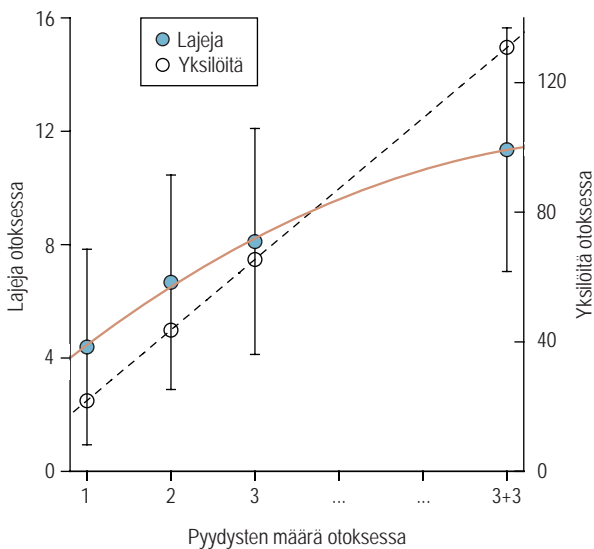


**Kuva 6.** Mesipistiäisten yksilömäärät vaihtelivat suuresti myös kolmen vierekkäisen keltapyydysryhmän välillä. Kuvassa esitetty kolmen pyydysryhmän saalismäärän keskihajonta prosentteina suhteessa kolmen pyydysryhmän keskiarvoon (yksilöä / pyydys).

tua sen peittymisestä kasvillisuuden sekaan, mutta useimmiten saalismäärien suuri vaihtelu vierekkäisissä rysissä lienee johtunut muista tekijöistä. Yksi mahdollinen selitys yksilöiden kertymiseen tiettyihin pyydysryhmiin voi olla, että pyydysryhmäkohtaisissa saalismäärissä oli keskimäärin 95 % rysäryhmän keskiarvosta. Joissain tapauksissa yksittäisen pyydysryhmän heikko saalis on voinut joh-



Ohdakkeet ovat syyskesällä pellonpientareiden runsaimpia mesikasveja. Kuvassa avoimia elinympäristöjä suosivia kivikkokimalaisia.



**Kuva 7.** Mesipistiäisten keskimääräiset laji- ja yksilömäärät pyyntipanoksen (pyydysten määrän) kasvaessa tutkimusruudulla. Suurimpaan kuuden pyydysten otokseen yhdistettiin kahdella eri tutkimuslohkolla sijainneet 3 + 3 pyydystä.

Vuoden 2005 rysäkohtaisesti tallennetusta aineistosta saatoimme tarkastella myös lajimäärän kertymistä pyyntitehon (pyydysten lukumäärän) kasvaessa. Tätä on havainnollistettu kuvassa 7, joka kertoo keskimääräiset laji- ja yksilömäärät yhden, kahden, kolmen ja kuuden keltarysän yhdistetyissä näytteissä. Aluksi kokonaislajimäärä kasvaa selvästi, nousten kaksinkertaiseksi kolmen pyydysten näytteessä verrattuna yksittäiseen pyydykseen. Kun pyyntiteho edelleen kaksinkertaitetaan kolmesta kuuteen pyydykseen, lajimäärä kasvaa keskimäärin enää 29 %. Tässä tulee kuitenkin muistaa, että pyydykset oli sijoitettu kahteen toisistaan erillään sijaitsevaan kolmen pyydysten ryhmään. Kuvaan 7 sovitetusta käyrästä voi päätellä, että pyydysmäärän selväkään lisääminen tuskin nostaisi merkittävästi tutkimusruudulta kertyvää yhteislajimäärää. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että harvat paikallisesti esiintyvät kimalaislajit havaitaan jo muutamalla pyydyksellä, kun taas valtaosa erakkomehiläislajeista jää joka tapauksessa havaitsematta keltarysäpyynnillä.

## Muut myrkkypistiäiset

Mesipistiäisten ohella näytteistä määritettiin kaikkina vuosina myös muut myrkkypistiäiset lukuun ottamatta muurahaisia. Näiden laji- ja yksilömäärät olivat selvästi mesipistiäisiä alhaisempia, minä vuoksi aineiston analysointimahdollisuudet olivat rajalliset. Tulokset osoittavat, että keltarysä ei sovellu kovin hyvin muiden myrkkypistiäisten havainnointiin. Raportoimme kuitenkin yhteenvedon aineistoista, koska tietoja maamme muista myrkkypistiäislajeista ja niiden yleisyydestä on varsin niukasti käytettävissä. Puutteellisten tietojen vuoksi esimerkiksi uhanalaisuusarviointia ei ole voitu tehdä monen myrkkypistiäisryhmän osalta (Rassi ym. 2001).

Liitteessä 2 on listattu kaikki aineiston muut myrkkypistiäislajit yksilömäärineen vuosilta 2000–2005. Yhteensä niitä havaittiin 1159 yksilöä ja 76 lajia. Yksilömääräisesti selvästi runsaimman ryhmän muodostivat ampiaiset (*Vespidae*), joita aineistossa oli yhteensä 943 yksilöä ja 18 lajia. Petopistiäisiä (*Sphecidae* ja *Crabronidae*) havaittiin kuitenkin lajimääräisesti enemmän kuin ampiaisia (35 lajia ja 104 yksilöä). Muita havaittuja ryhmiä olivat tiepistiäiset (14 lajia ja 78 yksilöä) ja kultapistiäiset (9 lajia ja 22 yksilöä). Kymmenestä runsaimmasta lajista kuusi oli yhteiskunta-ampiaisia (*Vespinae*). Ylivoimaisesti runsain laji oli yleinen ampiaisen (*Vespula vulgaris*), jota pyydiksiin tuli yhteensä 490 yksilöä (42 % kokonaisyksilömäärästä). Seuraavaksi runsaimpia olivat puna-ampiaisen (*V. rufa*, 128 yksilöä) ja norjanampiaisen (*Dolichovespula*

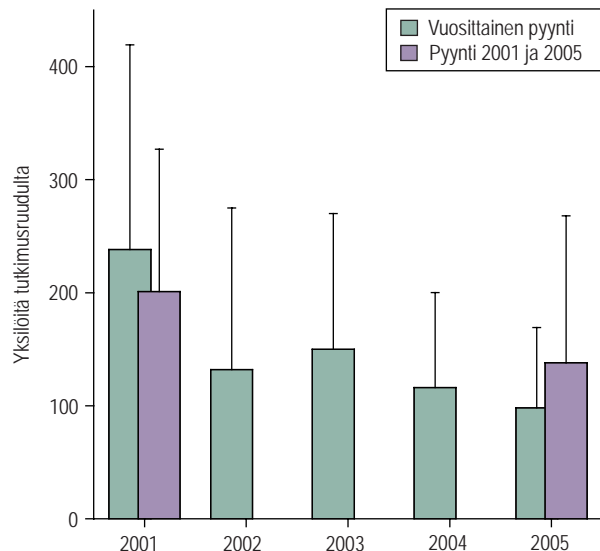
*norvegica*, 106 yksilöä). Erakkoampiaisiin kuuluva pikkusorjoampiainen (*Symmorphus bifasciatus*) oli runsain muihin kuin yhteiskunta-ampiaisiin kuuluvista lajeista (41 yksilöä). Useimmat lajit olivat hyvin vähälukuisia ja yhteensä 32 lajista (41 %) havaittiin vain yksi yksilö. Näistä suurin osa oli petopistiäisiä. Vähälukuisten lajien suuri osuus johtunee paitsi pyyntimenetelmästä myös osittain monien myrkkypistiäislajien populaatioiden pienestä koosta ja esiintymisestä pääosin muunlaisissa elinympäristöissä kuin tavanomaisilla maatalousalueilla.

## Tulosten tarkastelu

MYTVAS-hankkeessa havaittiin vuosina 2000–2005 yhteensä 93 mesipistiäislajia, mikä vastaa lähes puolta maamme koko lajistosta. Tulosten perusteella Etelä-Suomen tavanomaisten maatalousalueiden mesipistiäislajistoa voidaan pitää varsin monimuotoisena, vaikka eri alueiden välillä olikin suuria eroja. Kimalaiset muodostivat noin 93 % havaintoaineiston yksilöistä, mutta lajimäärästä niiden osuus oli vain neljännes. Yksilörunsaudesta johtuen kimalaisten merkitys kasvien pölyttäjinä on keskeinen (Pekkarinen & Teräs 1977, 1998). Vaikka suurin osa havaituista mesipistiäislajeista oli erakkomehiläisiä, yksilömäärästä niiden osuus oli vain 7 %. Erakkomehiläisten vähälukuisuus MYTVAS-alueilla voi johtua siitä, että niihin kuuluu paljon elinympäristöiltään vaateliaita, lähinnä erilaisilla perinnebiotoopeilla esiintyviä lajeja (Söderman & Leinonen 2003). Toisaalta keltarysät eivät myöskään houkuttele erakkomehiläisiä läheskään yhtä hyvin kuin kimalaisia (Söderman 1999, Monsevièius 2004).

### Mesipistiäisten kannanmuutokset ja niiden arviointi

Mesipistiäisten lajimäärä väheni seuranta-aikana 2001–2005 keskimäärin 6 % ja yksilömäärä 37 %. Vuosittain seuratuilla tutkimusruuduilla yksilömäärät vähentyivät jopa 59 %. Selvä enemmistö keltarysiin tulleista mesipistiäisistä on keväällä lentäviä talvehtineita ja hedelmöityneitä kimalaiskuningattaria (kuva 5), joiden varassa uusien yksivuotisten kimalaisyhteiskuntien perustaminen ja kehittyminen on. Tämän vuoksi keltarysäpyynnin on epäilty heikentävän kimalaiskantoja erityisesti pienialaisilla ja eristyneillä elinympäristölaikuilla. Mesipistiäismäärien havaittiin laskeneen voimakkaammin vuosittain tutkituilla ruuduilla verrattuna vain vuosina 2001 ja 2005 tutkittuihin ruutuihin (kuva 8). Näin ollen kimalaiskuningattarien vuosit-



**Kuva 8.** Mesipistiäisten keskimääräiset yksilömäärät tutkimusruuduilla, erikseen vuosittain 2001–2005 (n = 10) sekä vain vuosina 2001 ja 2005 tutkituilta koelajeilta (n = 44).

tainen pyynti on saattanut estää kimalaiskantojen paikallisen elpymisen. Toisaalta myös kimalaisten kannalta epäsuotuisat sääolot, taudit ja loiset sekä elinympäristöissä tapahtuneet muutokset voivat selittää kantojen kehityksessä havaittuja eroja.

### Mesipistiäisten monimuotoisuuteen ja runsauteen vaikuttavat tekijät

Mesipistiäisten laji- ja/tai yksilömäärään positiivisesti vaikuttavia tekijöitä olivat mm. suuri kasvilajien määrä, itäinen sijainti, mesi- ja siitepölykasvien runsaus, kasvukauden pituus ja ektensiivisen maatalousmaan osuus. Sen sijaan pohjoinen sijainti ja viljelyn maatalousmaan osuus näyttivät vähentävän mesipistiäisiä. Mesipistiäisten ja kasvilajien määrän välillä havaittu positiivinen korrelaatio voi johtua siitä, että eri mesipistiäislajit usein käyttävät ravinnonlähteinään eri kasvilajeja ja monipuolinen kasvusto tarjoaa näin ollen ravintoa monille mesipistiäislajeille (esim. Fussell & Corbet 1992, Potts ym. 2003). Yksittäisten kasvilajien kukinta-aika saattaa olla lyhyt, joten kasvilajien suuri määrä tarjoaa myös jatkuvuutta mesipistiäisten ravinnonsaantiin. Varsinkin pitkäikäisille ja energiaa runsaasti tarvitseville kimalaisyhteiskunnille menden ja siitepölyn katkeamaton saatavuus kevästä loppukesään saakka on hyvin tärkeää (Carvell ym. 2006).

Ektensiivisen maatalousmaan eli avoimien viljelemättömien alueiden, kuten niittyjen, ketojen, pientareiden ja kesantojen suuri osuus tutkimuslohkon ympäristössä vaikutti positiivisesti mesipistiäislajiston monimuotoisuuteen. Samansuun-



Monet mesipistiäislajit käyttävät pesäpaikkanaan vanhoja puurakenteita tai lahopuita. Latojen vähentyminen voi heikentää niiden elinmahdollisuuksia.

taisia tuloksia on saatu myös monissa muissa tutkimuksissa (esim. Kremen ym. 2002, Holzschuh ym. 2007). Puolalaisen tutkimuksen mukaan (Banaszak 1992) vähintään 25 % maatalousmaan pinta-alasta tulisi koostua ekstensivisestä ja/tai luonnontilaisesta alueesta, jotta mesipistiäisten monimuotoisuuden säilyminen voidaan turvata alueellisella tasolla. Viljelemättömät avoimet alueet ovat tärkeitä monille lajeille niin ravinnonhankinta- kuin pesimisympäristöinä. Kesantopelloista varsinkin runsaasti mesikasveja kasvavat viherkesannot ovat kimalaisten suosiossa (Kuussaari ym. 2007).

Viime vuosina Englannissa on tutkittu tiiviisti kimalaisia etenkin suhteessa maatalouden ympäristötuella eri tavoin perustettuihin piennaralueisiin ja niiden hoitoon. Siellä saadut kokemukset täydentävät monelta osin Suomessa tehtyjä tutkimuksia. Ns. suojelureunusten (6 metrin peltovyöhyke, jolla ei käytetä torjunta-aineita) viereisillä pientareilla ei havaittu eroa kimalaisten laji- tai yksilömäärissä verrattuna tavanomaisesti käsiteltäviin pientareisiin, vaikka kasvilajisto olikin niillä

jossain määrin monilajisempi (Pywell ym. 2005). Sen sijaan joko luontaisesti tai luonnonsiemenellä perustetuilla piennaralueilla kimalaismäärät olivat korkeampia kuin tavanomaisilla, yleensä kapeammilla pientareilla (Pywell ym. 2006). Myös Bäckman & Tiainen (2002) havaitsivat kimalaistiheyksien olevan suurempia leveämmillä pientareilla. Piennaralueen perustamisessa kimalaisille parhaana, kustannuksiltaan ja rikkakasvihaitoiltaan kohtuullisena vaihtoehtona pidettiin muutamia hernekasveja sisältäviä kaupallisia siemenseoksia (Carvell ym. 2004, Pywell ym. 2006).

### Mesipistiäisten lajikoostumukseen vaikuttavat tekijät

Metsänreunojen, niittyjen ja pellonpientareiden väliset erot mesipistiäislajiston koostumuksessa olivat melko vähäisiä, joskin MRPP-testin mukaan tilastollisesti merkitseviä. Erojen vähäisyys selittynee paljolti sillä, että tutkimuslohkojen näytteet olivat pääsääntöisesti pieniä, ja valtaosasta lajeja havait-

tiin vain muutamia yksilöitä. Aineisto oli siten sisäisesti hyvin heterogeenistä, mikä vaikeutti elinympäristötyypistä johtuvien erojen havaitsemista. Myös tutkimuslohkojen laadun vaihtelu oli melko suurta, minkä vuoksi niiden luokittelu kolmeen eri elinympäristötyyppiin ei aina ollut täysin ongelmatonta. Esimerkiksi pellonpientareiksi luokitelluista lohkoista osa oli joen varressa sijaitsevia leveitä, niittyjäisiä suojavyöhykkeitä.

Ordinaatiotarkastelun perusteella elinympäristön avoimuus ja tutkimusalueen maantieteellinen sijainti olivat tärkeimpiä mesipistiäislajiston koostumukseen vaikuttavia tekijöitä. Elinympäristön avoimuuden merkitys oli odotetusti suuri, sillä eri mesipistiäislajit suosivat avoimuudeltaan erilaisia elinympäristöjä (Söderman & Leinonen 2003). Esimerkiksi Etelä-Suomen maatalousalueilla esiintyvistä kimalaislajeista 11 on sitoutunut avoimiin ympäristöihin, muiden lajien käyttäessä myös tai pääasiassa puoliavoimia tai sulkeutuneita ympäristöjä elinalueinaan (Paukkunen ym. 2007a). Myös maantieteellisen sijainnin suuri vaikutus lajikoostumukseen oli odotettua, koska eri mesipistiäislajien levinneisyysalueet eroavat toisistaan ja lajien esiintyminen painottuu usein eri osiin Suomea.

### Keltarysien soveltuvuus mesipistiäisten seurantaan

Keltarysät ovat helppokäyttöisiä, koska saalis säilyy niissä pitkään määrittyskelpoisena ja huolto- tarve pyynnin aikana on vähäistä. Keltarysät eivät kuitenkaan houkuttele kaikkia mesipistiäislajeja yhtä tehokkaasti, eivätkä siten anna oikeaa kuvaa lajien välisistä runsaussuhteista (Monsevičius 2004). Parhaiten pyydykset vetävät puoleensa kimalaisia, mutta erakkomehiläisiä vain heikosti. Saalismäärien suuri vaihtelu sekä vierekkäisten pyydysten että eri tutkimusalueiden välillä aiheuttaa epävarmuutta yksittäisten lajien kannanmuutosten sekä tutkimusalueiden välisten laji- ja yksilörunsausten arvioinnissa. Keltarysien avulla saadaan hyvä yleiskuva pyyntialueen kimalaislajistosta ja kohtalainen käsitys erakkomehiläisten lajirunsaudesta, mutta menetelmä soveltuu vain rajoitetusti yksittäisten lajien ja lajirunsausten muutosten pitkäaikaisseurantaan.

## Johtopäätökset

MYTVAS-tutkimus tuotti paljon uutta tietoa mesipistiäisten lajirunsaudesta, lajiston koostumuksesta sekä yksittäisten lajien esiintymisestä eteläisen Suomen maatalousalueilla. Samaa suuruusluokkaa olevia havaintoaineistoja maamme mesipistiäisistä on aiemmin kerätty vain valtakunnallisessa pölyttäjähyönteisseurannassa (Söderman 1999). Kimalaisia lukuun ottamatta yksittäisten lajien havaintomäärät jäivät kuitenkin liian pieniksi, jotta niiden kannanmuutoksia voitaisiin luotettavasti arvioida. Saatujen tulosten perusteella ei voida myöskään tehdä suoria päätelmiä maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuudesta mesipistiäisten kannalta. Niiden pohjalta on silti mahdollista tunnistaa mesipistiäisille tärkeitä elinympäristön ominaisuuksia sekä arvokkaimpia elinympäristötyyppejä, joiden laatuun ja määrään ympäristötuen toimenpiteillä tulee pyrkiä vaikuttamaan. Suositeltavat toimenpiteet ovat pitkälti yhteneviä perhosten osalta esitettyjen suositusten kanssa (luku 4.2).

Tulokset osoittavat, että pienetkin niittylaikut ovat mesipistiäislajistoltaan maatalousmaiseman rikkaimpia elinympäristöjä. Niiden määrää tulisi ympäristötuen avulla ylläpitää ja lisätä. Yleensä mesipistiäisten elinympäristöiksi on kuitenkin tarjolla enää lähinnä erilaisia pientareita, ja niidenkin määrät ovat vähentyneet salaojituksen seurauksena. Pientareiden laatua mesipistiäisten kannalta voidaan parantaa ennen kaikkea lisäämällä tarjolla olevien mesikasvien määrää ja turvaamalla niiden saatavuus kesän eri aikoina. Keväällä pajut ovat tärkeimpiä mesilähteitä mesipistiäisille, ja myöhemmin kesällä varsinkin apilat ja ohdakkeet. Pientareilla kasvillisuuden monipuolisuutta voidaan edistää niittämällä ja välttämällä myrkytyksiä, niityillä taas parhaiten laiduntamalla. Pientareista mesipistiäisille arvokkaimpia ovat kuivat, paisteiset ja kukkavaltaiset metsänreunat.



## Kirjallisuus

- Banaszak, J. 1992: Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 179–192.
- Banaszak, J. (toim.) 1995: Changes in fauna of wild bees in Europe. 220 s. Pedagogical University, Bydgoszcz.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E. 2006: Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
- Bäckman, J.-P.C. & Tiainen, J. 2002: Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 53–68.
- Bäckman, J.-P.C., Huusela-Veistola, E. & Kuussaari, M. 2004: Pientareiden ja suojakaistojen selkärangattomat eläimet. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*: 128–146. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F. & Nowakowski, M. 2004: The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* 118: 327–339.
- Carvell, C., Roy, D.B., Smart, S.M., Pywell, R.F., Preston, C.D. & Goulson, D. 2006: Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132: 481–489.
- Dufréne, M. & Legendre, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Fussell, M. & Corbet, S.A. 1992: Flower usage by bumblebees – a basis for forage plant management. *Journal of Applied Ecology* 29: 451–465.
- Gärdenfors, U. (toim.) 2005: Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Heliölä, J., Söderman, G., Kuussaari, M. & Paukkunen, J. 2004: Mesipistiäisten monimuotoisuus. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö* 709: 82–91.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D. & Tschamtker, T. 2007: Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44: 41–49.
- Kremen, C., Williams, N.M. & Thorp, R.W. 2002: Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS* 99: 16812–16816.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö* 709: 44–81.
- Kuussaari M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007: Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Sivut 47–69 teoksessa Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.): *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110.
- Leinonen, R. & Itämes, J. 2001: Kainuun perinnemaisemien hyönteiset. Melalahti, Naapurinvaara. *Suomen ympäristö* 483: 1–93.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999: PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, USA.
- Monsevičius, V. 2004: Comparison of three methods of sampling wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Ėepkeliai Nature Reserve (South Lithuania). *Ekologija* 4: 32–39.
- Oertli, S., Müller, A., & Dorn, S. 2005: Ecological and seasonal patterns in the diversity of a species-rich bee assemblage (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *European Journal of Entomology* 102: 53–63.
- Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004: Kasvien monimuotoisuuden seuranta – toimenpiteiden vaikutukset pientareilla ja suojakaistoilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö* 709: 30–43.
- Paukkunen, J. 2007: Ketojen pistiäislajiston monimuotoisuus. Käsikirjoitus.
- Paukkunen, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2007a: Maatalousympäristön kimalaisten elinympäristöt ja kannankehitys Suomessa. Sivut 289–312 teoksessa Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.): *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110.
- Paukkunen, J., Raatikainen, K. & Pöyry, J. 2007b: Tuoreiden niittyjen eliöyhteisöihin vaikuttavat paikalliset ja alueelliset tekijät. Käsikirjoitus.
- Pekkarinen, A. & Teräs, I. 1998: Mesipistiäiset – kasviemme tärkeimmät pölyttäjähyönteiset. *Luonnon Tutkija* 102: 88–102.
- Pekkarinen, A. & Teräs, I. 1977: Suomen kimalaisista ja loiskimalaisista. *Luonnon Tutkija* 81: 1–24.
- Pekkarinen, A., Pitkänen, M. & Söderman, G. 2001: Insect pollinators. Teoksessa: Pitkänen, M. & Tiainen, J. (toim.), *Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland Conservation Series No 3*: 69–80.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G. & Willmer, P. 2003: Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84: 2628–2642.
- Pywell, R.F., Warman, E.A., Carvell, C., Sparks, T.H., Dicks, L.V., Bennett, D., Wright, A., Critchley, C.N.R. & Sherwood, A. 2005: Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 123: 79–90.
- Pywell, R.F., Warman, E.A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, P., Sparks, T.H., Critchley, C.N.R. & Sherwood, A. 2006: Effectiveness of agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 129: 192–206.
- Pöyry, J., Heliölä, J., Ryttylä, T. & Alanen, A. 2004: Perinnebiotooppien lajiston uhanalaistuminen. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*: 220–233. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V. 2005: Assessing the threatened status of bumble bee species (Hymenoptera: Apidae) in Hungary, central Europe. *Biodiversity and Conservation* 14: 2437–2446.

- Söderman, G., Leinonen, R. & Lundsten, K.-E. 1997: Monitoring bumblebees and other pollinator insects. Suomen ympäristökeskuksen moniste 58: 1–43.
- Söderman, G. 1999: Diversity of pollinator communities in Eastern Fennoscandia and Eastern Baltics. Result from pilot monitoring with yellow traps in 1997–1998. *The Finnish Environment* 355: 1–74.
- Söderman, G. & Vikberg, V. 2002: Suomen myrkkypistiäisten luettelo ja levinneisyys. *Sahlbergia* 7: 41–66.
- Söderman, G. & Leinonen, R. 2003: Suomen mesipistiäiset ja niiden uhanalaisuus. Tremex Press Oy, Helsinki. 420 s.
- Söderman, G. & Leinonen, R. 2005: Paahdeympäristöjen myrkkypistiäiset. Teoksessa: From, S. (toim.), Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. *Suomen ympäristö* 774: 53–58.
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus: 26–42. Edita Publishing Oy. Helsinki.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Bäckman, J.-P., Ekroos, J. & Seimola, T. 2004: Luomuviljelyn biodiversiteettivaikutusten seuranta: hyönteiset ja linnut. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. *Suomen ympäristö* 709: 128–140.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Pykälä, J. & Alanen, A. 2001: Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. *Suomen ympäristö* 527: 1–163.
- Westrich, P., Schwenninger, H.-R., Dathe, H., Riemann, H., Saure, C., Voith, J. & Weber, K. 1998: Rote Liste der Bienen (Hymenoptera: Apidae). Teoksessa: Bundesamt für Naturschutz (toim.), Rote Liste Gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 119–129.
- Zimmermann, G.M., Goetz, H. & Mielke, Jr., P.W. 1985: Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology* 66: 606–611.

## LIITTEET

**Liite I.** Tutkimuksessa vuosina 2000–2005 havaitut mesipistiäislajit ja niiden yksilömäärät eri vuosina. Indikaattorilaji-analyysin (Dufréne & Legendre 1997) mukaan eri elinympäristöihin ja maantieteellisille osa-alueille painottuneet lajit on mainittu taulukossa. Alueiden lyhenteet kuten taulukossa I. NT = luokiteltu silmälläpidettäväksi, VU = luokiteltu vaarantuneeksi, EN = luokiteltu erittäin uhanalaiseksi.

Laji	Yksilöitä	Ruutuja	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Elinymp.	Suuralue
<i>Bombus pascuorum</i>	9107	58	1685	4697	333	586	346	1460	Niitty	ETE
<i>Bombus lucorum</i> -ryhmä	4680	58	377	1691	93	187	186	2146		ETE
<i>Bombus pratorum</i>	2404	58	174	897	34	93	95	1111		
<i>Bombus hortorum</i>	2253	58	485	1029	167	67	58	447		ETE
<i>Bombus hypnorum</i>	1098	48	151	495	41	124	38	249	Niitty	ETE
<i>Bombus soroeensis</i>	1058	46	397	320	50	50	43	198		
<i>Bombus lapidarius</i>	850	29	187	287	154	87	104	31	Niitty	ETE
<i>Bombus veteranus</i>	827	55	85	286	107	58	79	212	Niitty	ETE
<i>Bombus jonellus</i>	785	46	14	676	14	10	3	68		POH
<i>Bombus ruderarius</i>	718	24	191	236	122	59	71	39	Niitty	ETE
<i>Psithyrus bohemicus</i>	631	50	81	218	34	37	60	201		ETE
<i>Apis mellifera</i>	574	28	51	203	45	7	3	265		
<i>Psithyrus sylvestris</i>	538	49	78	112	8	42	24	274		ETE
<i>Lasioglossum fratellum</i>	466	47	117	248	14	7	10	70		
<i>Bombus distinguendus</i>	133	26	34	59	23	1	2	14		ETE
<i>Lasioglossum albipes</i>	112	24	39	54	6	7	3	3	Niitty	ETE
<i>Lasioglossum rufitarse</i>	90	25	35	29	5	7	2	12		ETE
<i>Andrena praecox</i>	80	17	9	48	1	3		19		ETE
<i>Halictus tumulorum</i>	71	17	8	21	1	10	5	26	Niitty	ETE
<i>Lasioglossum calceatum</i>	46	17	5	9		2		30		ETE
<i>Psithyrus norvegicus</i>	43	24		18	4	3		18		
<i>Hylaeus confusus</i>	40	17	7	8	5	2	5	13		ETE
<i>Osmia uncinata</i>	31	24	5	16	2	5		3		
<i>Bombus humilis</i> (NT)	27	4	10	4				13		LOU
<i>Andrena clarkella</i>	27	15	2	16	2	2	3	2		ETE
<i>Andrena haemorrhoa</i>	25	13	2	5	2	1	4	11		ETE
<i>Anthophora furcata</i>	24	14	1	4	4	6	3	6		
<i>Bombus sporadicus</i>	22	12	1	17	1			3		ITÄ
<i>Nomada panzeri</i>	21	14		5	2	4	1	9		
<i>Hylaeus communis</i>	21	10	3	2	4	4		8		ETE
<i>Andrena cineraria</i>	21	5	9	3			6	3		ETE
<i>Andrena fucata</i>	20	15	4	7		1	3	5		
<i>Andrena ruficus</i>	19	12	1	6		1		11		
<i>Megachile lapponica</i>	19	8		2	3	6	8		Niitty	ETE
<i>Megachile versicolor</i>	19	10	1	4			1	13		
<i>Bombus subterraneus</i>	17	5			13		2	2	Niitty	ETE
<i>Andrena fulvida</i>	16	8	2	5	7			2		
<i>Megachile ligniseca</i>	16	11	1	2			6	7		
<i>Osmia parietina</i>	15	9	1	13				1		ETE
<i>Sphecodes geofrellus</i>	14	8	2	2	2	6	1	1	Niitty	ETE
<i>Nomada leucophtalma</i>	14	7		8			1	5		
<i>Bombus semenoviellus</i> (NT)	13	8	2	4	4	1		2		ITÄ
<i>Trachusa byssina</i>	12	7	2	5		1		4	Niitty	
<i>Andrena vaga</i>	12	7	1	3		1		7	Niitty	
<i>Andrena lapponica</i>	11	8	1	5				5		
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	10	4	1	2				7		
<i>Megachile alpicola</i>	10	7		3	1		4	2		
<i>Megachile willughbiella</i>	9	6		6	2			1		ITÄ
<i>Halictus rubicundus</i>	9	8	1	7				1		
<i>Lasioglossum leucopus</i>	9	5	1	1	2	1		4		

Laji	Yksilöitä	Ruutuja	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Elin- ymp.	Suur- alue
<i>Andrena nitida</i>	8	5	2					4		
<i>Megachile nigriventris</i>	7	5		3			2			
<i>Chelostoma campanularum</i>	6	3						4		
<i>Hylaeus brevicornis</i>	6	5		4						ETE
<i>Sphecodes crassus</i>	5	3	2							
<i>Hylaeus annulatus</i>	5	3	2	2						
<i>Bombus sylvarum</i>	5	4	3							
<i>Psithyrus rupestris</i>	4						3			
<i>Sphecodes pellucidus</i>	4	4		2						
<i>Colletes daviesanus</i>	4	4	2	2						
<i>Chelostoma rapunculi</i>	3	3								
<i>Coelioxys elongata (EN)</i>	3	2				2				
<i>Andrena denticulata</i>	3	2								ETE
<i>Coelioxys rufescens</i>	3	3								
<i>Andrena barbilabris</i>	3	2		2						
<i>Hylaeus gracilicornis</i>	3	3								
<i>Andrena subopaca</i>	3	3		2						ETE
<i>Bombus cingulatus</i>	3	2						2		
<i>Andrena nigroaenea</i>	2	2								
<i>Andrena gelriae</i>	2									
<i>Andrena intermedia</i>	2							2		
<i>Megachile rotundata</i>	2		2							
<i>Coelioxys quadridentata</i>	2	2								
<i>Colletes cunicularius</i>	2	2		2						
<i>Eucera longicornis</i>	2	2								
<i>Osmia nigriventris</i>	2	2		2						
<i>Hylaeus rinki</i>	2	2								
<i>Nomada ruficornis</i>	2	2						2		
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	2	2		2						
<i>Psithyrus quadricolor (EN)</i>										
<i>Psithyrus campestris</i>										
<i>Panurgus calcaratus</i>										
<i>Osmia leaiana (VU)</i>										
<i>Nomada flavoguttata</i>										
<i>Nomada alboguttata</i>										
<i>Colletes similis</i>										
<i>Macropis fulvipes</i>										
<i>Coelioxys inermis (NT)</i>										
<i>Hylaeus gibbus</i>										
<i>Andrena semilaevis</i>										
<i>Hylaeus cardioscapus</i>										
<i>Hoplitis claviventris</i>										
<i>Megachile circumcincta (NT)</i>										
<b>Yhteensä yksilöitä</b>	<b>27201</b>		<b>4288</b>	<b>11833</b>	<b>1320</b>	<b>1500</b>	<b>1191</b>	<b>7069</b>		
<b>Yhteensä lajeja</b>	<b>93</b>		<b>60</b>	<b>71</b>	<b>44</b>	<b>46</b>	<b>40</b>	<b>65</b>		
<b>Yhteensä kimalaisyksilöitä</b>	<b>25218</b>		<b>3956</b>	<b>11047</b>	<b>1203</b>	<b>1406</b>	<b>1115</b>	<b>6491</b>		
<b>Yhteensä kimalaislajeja</b>	<b>23</b>		<b>18</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>20</b>		

**Liite 2.** Tutkimuksessa havaitut myrkkypistiäiset lukuun ottamatta mesipistiäisiä. Lajien järjestys ja nimistö ovat Suomen myrkkypistiäisten luettelon (Söderman & Vikberg 2002) mukaiset.

Laji	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Yhteensä
<b>Lattapistiäiset (Bethyidae)</b>							
<i>Bethylus fuscicornis</i>		3				1	4
<b>Pihtipistiäiset (Dryinidae)</b>							
<i>Dryinidae sp.</i>						7	7
<b>Kultapistiäiset (Chrysididae)</b>							
<i>Omalus auratus</i>					1		1
<i>Omalus violaceus</i>					2		2
<i>Hedychrum nobile</i>		1					1
<i>Chrysis illigeri</i>					1		1
<i>Chrysis rutilans</i>		1					1
<i>Chrysis viridula</i>					1	1	2
<i>Chrysis solida</i>		1					1
<i>Chrysis angustula</i>		2	1	1		2	6
<i>Trichrysis cyanea</i>		1	1	1		4	7
<b>Puukkopistiäiset (Tiphidae)</b>							
<i>Tiphia femorata</i>		1					1
<b>Ampiaiset (Vespidae)</b>							
<i>Odynerus spinipes</i>	1	1					2
<i>Gymnomerus laevipes</i>		2					2
<i>Stenodynerus dentisquama</i>	1						1
<i>Euodynerus quadrifasciatus</i>	4	2					6
<i>Ancistrocerus oviventris</i>	2	11					13
<i>Ancistrocerus parietinus</i>	3	3					6
<i>Ancistrocerus trifasciatus</i>	4	3				1	8
<i>Ancistrocerus claripennis</i>	8	3				1	12
<i>Symmorphus crassicornis</i>	1		1				2
<i>Symmorphus bifasciatus</i>	2	13	1	4	8	13	41
<i>Eumenes pedunculatus</i>			2				2
<i>Dolichovespula media</i>	4	14	2	10	5	22	57
<i>Dolichovespula norvegica</i>	3	42	6	10	4	41	106
<i>Dolichovespula saxonica</i>	3	10	3	1		27	44
<i>Dolichovespula norvegicoidea</i>						17	17
<i>Dolichovespula sylvestris</i>		1	2	1		2	6
<i>Vespula rufa</i>	8	54	8	30	4	24	128
<i>Vespula vulgaris</i>	127	85	12	58	196	12	490
<b>Tiepistiäiset (Pompilidae)</b>							
<i>Priocnemis perturbator</i>			4		1	2	7
<i>Priocnemis exaltata</i>		3			1	5	9
<i>Priocnemis hyalinata</i>		6				1	7
<i>Priocnemis fennica</i>						2	2
<i>Priocnemis parvula</i>		1					1
<i>Priocnemis gracilis</i>		1					1
<i>Caliadurgus fasciatellus</i>		2				1	3
<i>Dipogon bifasciatus</i>		2					2
<i>Auplopus carbonarius</i>		6	1	2	4	2	15
<i>Agenioideus cinctellus</i>		1					1
<i>Anoplius nigerrimus</i>		1	1			2	4
<i>Arachnospila anceps</i>		5				1	6
<i>Arachnospila trivialis</i>		4	2	1			7
<i>Arachnospila spissa</i>		7	1	3		2	13
<b>Petopistiäiset (Sphecidae &amp; Crabronidae)</b>							
<i>Dolichurus corniculatus</i>		1					1
<i>Ammophila sabulosa</i>	2	3	1	1			7
<i>Ammophila pubescens</i>			1				1
<i>Pemphredon lugubris</i>	1			1			2
<i>Pemphredon lugens</i>			1				1

Laji	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Yhteensä
<i>Pemphredon wesmaeli</i>		1					1
<i>Pemphredon inornata</i>	2	3	2	3		7	17
<i>Pemphredon morio</i>						1	1
<i>Diodontus medius</i>		1					1
<i>Passaloecus turionum</i>		1					1
<i>Passaloecus borealis</i>		1					1
<i>Passaloecus insignis</i>		1					1
<i>Passaloecus singularis</i>		1	1			13	15
<i>Passaloecus clypealis</i>	1						1
<i>Passaloecus sp.</i>			1				1
<i>Spilomena enslini</i>						3	3
<i>Astata boops</i>						1	1
<i>Tachysphex obscuripennis</i>	1						1
<i>Trypoxylon minus</i>	1	4			3	2	10
<i>Trypoxylon medium</i>		1		1			2
<i>Trypoxylon attenuatum</i>		2			1	1	4
<i>Lindenius albilabris</i>				1		1	2
<i>Rhopalum clavipes</i>		1				2	3
<i>Crossocerus ovalis</i>		2				1	3
<i>Crossocerus varus</i>		1					1
<i>Crossocerus cetratus</i>						1	1
<i>Crossocerus barbipes</i>			1				1
<i>Crossocerus leucostomus</i>	1						1
<i>Crossocerus nigrinus</i>	1						1
<i>Crossocerus sp.</i>		1					1
<i>Crabro cribrarius</i>	1						1
<i>Ectemnius continuus</i>		1	1			2	4
<i>Ectemnius guttatus</i>		1					1
<i>Mellinus crabroneus</i>	1						1
<i>Nysson spinosus</i>						4	4
<i>Argogorytes mystaceus</i>		2	1		1		4
<i>Cerceris rybyensis</i>		1		1			2
<b>Yhteensä yksilöitä</b>	<b>183</b>	<b>323</b>	<b>58</b>	<b>130</b>	<b>233</b>	<b>232</b>	<b>1159</b>
<b>Yhteensä lajeja</b>	<b>24</b>	<b>52</b>	<b>24</b>	<b>18</b>	<b>15</b>	<b>37</b>	<b>79</b>



Metsän reunassa ja pihapiirissä pesivä räkättirastas on Sisä-Suomen pienipiirteisen maatalousympäristön runsaslukuisin laji.

## 4.4 Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristöohjelmakaudella 2000–2006

Juha Tiainen<sup>1</sup>, Johan Ekroos<sup>2</sup>, Jyrki Holopainen<sup>1</sup>, Markus Pihä<sup>3</sup>, Jukka Rintala<sup>1</sup>, Tuomas Seimola<sup>1</sup> ja Ville Vepsäläinen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

<sup>2</sup>Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos

<sup>3</sup>Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo

### Johdanto

Maatalouden harjoittaminen on kokonaisvaltaista viljelysten ja maatilan talouskeskuksen alueella tapahtuvaa toimintaa. Sen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen kohdistuvat niin yksittäisiin elinympäristölaikkuihin kuin kokonaiseen maisema-alueeseen, joka käsittää yhden tai useamman maatilan pellot ja talouskeskukset sekä niihin liittyvät maatalouden vaikutuspiirissä olevat varsinaisesti viljelemättömät kohdat. Maatalouden vai-

kutukset ovat voimakkuudeltaan erilaisia riippuen siitä, millaisen käytön tai hoidon piirissä tarkasteltava alue tai kohde on.

Lintujen esiintyminen heijastelee maatalojen välitsemien tuotantojärjestelmien (tuotantosuunta, viljelyjärjestelmä, viljelymenetelmä; ks. Helenius ym. 2004) vaikutuksia. Maatalojen toimintaympäristöä ja -edellytyksiä ohjataan maatalouspoliittisilla toimenpiteillä, joihin viljelijät vastaavat omien tavoitteidensa mukaisesti (Aakkula ym. 2004). Vil-

jelijän toimien luonnon monimuotoisuusvaikutuksia voidaan monelta osin mitata lintujen avulla.

Mytvas-hankkeen avulla on haluttu seurata erityisesti maatalouden ympäristöohjelman, ennen kaikkea ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikutuksia linnustoon. Samalla tutkitaan kuitenkin epäsuorasti myös maatalouspolitiikan muiden osaluokkien vaikutuksia (esim. yhteisen maatalouspolitiikan edellyttämät lyhytkestoiset kesannot, maatilojen peruskuivatustoiminta, peltotilujärjestelyt; Anon 1997, 2000, 2003, Ylikangas 2004), jotka voivat joko olla ristiriidassa ympäristöohjelman monimuotoisuustavoitteiden kanssa tai tukea niitä.

Ympäristötukijärjestelmän vaikutusten mittaaminen ei ole yksinkertaista. Monet sen sisältämät toimenpiteet ovat niin yleisluonteisia ja yhdysvaikutteisia, että niiden vaikutusten osoittaminen suorilla mittauksilla ei ole mahdollista, vaan arvioinnissa on tyydyttävä melko yleisiin päättelyihin ja korrelaatioihin. Siten esimerkiksi peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyysvelvoitteen toteuttamiseksi käytettyjen kevytmuokkauksen tai suora-työn vaikutuksia on vaikea osoittaa suoraan. Samoin monien toimenpiteiden, kuten suojakaistojen edellyttämät kohteet ovat pinta-aloiltaan niin pieniä suhteessa lintujen tilantarpeeseen, että niiden suoraa vaikutusta on vaikea osoittaa. Laajasta ja lintujen kannalta monia merkittäviä elinympäristöpiirteitä sisältävästä havaintoaineistosta voidaan kuitenkin löytää lintujen esiintymiseen ja runsauteen maisema-alueilla vaikuttavia ympäristötekijöitä ja arvioida niiden keskinäisiä merkityksiä.

Linnut ovat ainoa Mytvas-osahankkeissa tutkituista eliöryhmistä, jonka avulla maatalouden vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen voidaan arvioida kokonaisvaltaisesti maatalouden harjoittamismittakaavassa ja maisematasolla. Vuosien 2000–06 seurantojen yhteydessä pesimälinnustoa tutkittiin laskentojen avulla kokonaisilla peltoalueilla maisema-alueilla, jotka rajautuivat tutkittujen satunnaisruutujen alueelle ja lähiympäristöön. Laskentojen piirissä oli lisäksi joukko muita, jo ennen Mytvas 2 -hanketta tai sen aikana muihin tarkoituksiin perustettuja pitkäaikaisia tutkimusalueita (Tiainen & Pakkala 2000, 2001, Tiainen ym. 2001).

Tiainen ym. (2004a, b) ovat tarkastelleet maatalousympäristön pesimälinnuston pitkäaikaismuutoksia ja niiden syitä. Suomen maatalous on muuttunut viime vuosikymmenien aikana sangen perusteellisesti rakennemuutoksen, tilakohtaisen ja alueellisen erikoistumisen sekä maankäytön ja tuotannon tehostumisen seurauksena (Tiainen 2004). Kaikki nämä muutokset ovat merkinneet suuria elinympäristömuutoksia, joiden seurauk-

kena jokseenkin kaikkien lintulajien pesimäkannat ovat muuttuneet. Maatalouden ympäristötukijärjestelmä on omalta osaltaan muokannut maatalousympäristön rakennetta ja laatua. Monet sen toimenpiteet vaikuttavat eri elinympäristötyyppien runsaussuhteisiin sekä peltojen laatuun lintujen (ja muiden luonnonvaraisten eliöiden) elinympäristönä.

Tässä raportissa esitetään tuloksia toisen maatalouden ympäristöohjelmakauden aikana havaituista lintukantojen muutoksista. Mytvas-aineistoja on käytetty myös indikaattorien kehittelyyn, joka on käsittänyt varsinaisen indikaattorin laadinnan sekä ekologisia analyysejä maisemarakenteen vaikutuksesta niin yksittäisten lajien esiintymiseen, runsauteen ja dynamiikkaan kuin koko lintuyhteisön muotoutumiselle (Piha 2007, Piha ym. 2003, 2007a, b, c, Rintala 2007, Rintala ym. 2003, Rintala & Tiainen 2007a, b, c, Tiainen ym. 2007b, c, Vepsäläinen 2007, Vepsäläinen ym. 2005a, b, 2007a, b). Niinpä tässä raportissa pohditaan näiden tutkimusten valossa, miten ympäristöohjelma on vaikuttanut 2000-luvulla lintujen elinympäristöihin, runsauteen ja kannanmuutoksiin. Vaikka varsinainen tutkimusjakso on 2000–06, tehdään vertailua myös vuoteen 1984 (Piironen ym. 1985), joka edustaa tehomaatalouden vaihetta, jossa tuotannon ympäristöä köyhdyttävät vaikutukset olivat nykyistä voimakkaampia. Tutkimuksessa haetaan vastauksia seuraaviin kysymyksiin:

- Miten Suomen maatalousympäristöjen pesimälinnusto on muuttunut 2000-luvun aikana?
- Millaisia eroja linnustossa on vuoteen 1984 verrattuna?
- Selittävätkö maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden muovaamat maiseman rakennepiirteet pesimälintuyhteisön koostumusta?
- Selittävätkö samat ympäristötekijät yksittäisten lajien runsauden vaihtelua?

Linnuston kehityksen perusteella pohditaan, miten maatalouden ympäristötukijärjestelmä on kokonaisuutena vaikuttanut maatalousympäristön tilaan.

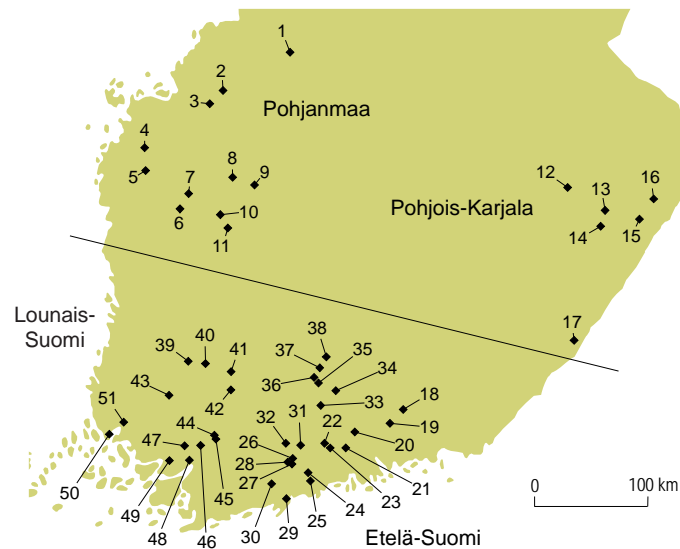
## Aineisto ja menetelmät

### Laskenta-alueet

Hankkeen lintulaskennat toteutettiin 55 satunnaisruutututkimuksen otanta-alueella (ks. luku 3) sekä kuudella jo aiemmin perustetulla laajemmalla pesimälinnuston seuranta-alueella. Tässä raportissa käytetään lisäksi luonnonmukaisen tuotannon



**Kuva 1.** Laskenta-alueiden sijainnit. Kunnan tai kylän alueella olevien laskenta-alueiden lukumäärä suluissa. Viiva osoittaa maantieteellisen jaottelun kannanmuutosindeksien laskennassa (Pohjanmaa ja Pohjois-Karjala muodostavat Väli-Suomen, Lounais-Suomi ja Etelä-Suomi).



1 Toholampi (3)	14 Rääkkylä (1)	27 Nurmijärvi, Lepsämä-S (7)	40 Urjala (2)
2 Korttesjärvi (1)	15 Kiihtelysvaara (1)	28 Vihti (2)	41 Punkalaidun (1)
3 Alahärmä (1)	16 Tuupovaara (1)	29 Kirkkonummi (2)	42 Forssa (2)
4 Laihia (1)	17 Rautjärvi (2)	30 Siuntio (2)	43 Yläne - Oripää (5)
5 Jurva (1)	18 Iitti (2)	31 Nurmijärvi (1)	44 Somero-N (8)
6 Kauhajoki (1)	19 Lapinjärvi (3)	32 Loppi (2)	45 Somero-S (3)
7 Jalasjärvi (1)	20 Pukkila (33)	33 Lammi, Mommila (1)	46 Kuusjoki (2)
8 Kuortane (1)	21 Askola (1)	34 Hollola, Sairakkala (3)	47 Halikko-N (1)
9 Töysä (1)	22 Mäntsälä, Ohkola (7)	35 Lammi-S (4)	48 Halikko-S (2)
10 Peräseinäjoki (1)	23 Mäntsälä, Tikkaro (6)	36 Lammi-W (3)	49 Paimio (2)
11 Virrat (1)	24 Vantaa, Seutula (8)	37 Lammi-N (1)	50 Taivassalo (1)
12 Liperi (3)	25 He-Va, Niskala-Backas (3)	38 Padasjoki, Auttoinen (1)	51 Mynämäki (1)
13 Pyhäselkä (1)	26 Nurmijärvi, Lepsämä-N (7)	39 Huittinen (2)	



**Kuva 2.** Tutkimusalueiden rajaus peltoaukeiden reunoja myöten ja yhtenäiskoordinaatistoon perustuvien ruutujen käyttö. Esimerkkialueena on Mäntsälän Ohkola ja 500 m × 500 metrin ruudukko, jota käytettiin maisemarakenteen vaikutuksen tutkimuksessa. Keskimmäisen 25 hehtaarin ruudun linnustoa selitettiin paikallisen tason (ruutu), maisema-alueen tason (naapuriruudut) ja maantieteellisen tason (Etelä- ja Keski-Suomi) ympäristömuuttujilla. Huomaa, että neliöt muuttuvat vinosuunnikkaiksi perspektiivin takia.

luontovaikutuksia koskevan osahankkeen lintuai-  
neistoa (luku 4.6) sekä yhden vuosina 2004 ja 2005  
lasketun laajan alueen aineistoa (kuva 1). Kaikkia  
alueita ei tutkittu joka vuosi, joten laskenta-alueiden  
lukumäärä vaihteli vuodesta toiseen. Las-

kentoja tehtiin eniten vuosittain Etelä- ja Lounais-  
Suomessa. Myös Pohjanmaalla tehtiin vuosittain  
laskentoja, mutta Pohjois-Karjalassa vain vuosina  
2001 ja 2005. Laskenta käsitti peltojen ja niihin liit-  
tyvien reunavyöhykkeiden lisäksi maatilakeskuk-

**Taulukko 1.** Vuosittaisten laskenta-alueiden kokonaislukumäärä, kokonaispeltopinta-ala ja kokonaispinta-ala Etelä-Suomessa (satunnaisuutututkimuksen Etelä- ja Lounais-Suomi) ja Väli-Suomessa (Pohjanmaa ja Pohjois-Karjala). Satunnaisuudet ovat Mytvas-hankkeen yhteisiä tutkimusalueita, lisä-alueet pelkästään linnuston seurannassa tutkittuja alueita. Pinta-alat hehtaareja.

	Etelä-Suomi			Väli-Suomi			Yhteensä		
	Alueita	Peltoala	Koko ala	Alueita	Peltoala	Koko ala	Alueita	Peltoala	Koko ala
2000 Satunnaisuudet	14	781	1053	0	0	0	14	3883	5293
Lisäalueet	45	3883	5293	0	0	0	45	781	1053
Yhteensä	59	4664	6346	0	0	0	59	<b>4664</b>	<b>6346</b>
2001 Satunnaisuudet	33	1903	2542	22	891	1476	55	4480	6100
Lisäalueet	63	4480	6100	0	0	0	63	2794	4018
Yhteensä	96	6383	8642	22	891	1476	118	<b>7274</b>	<b>10118</b>
2002 Satunnaisuudet	10	643	815	5	206	355	15	4983	6726
Lisäalueet	65	4983	6726	0	0	0	65	849	1170
Yhteensä	75	5626	7541	5	206	355	80	<b>5832</b>	<b>7896</b>
2003 Satunnaisuudet	14	893	1149	4	171	302	18	4603	6271
Lisäalueet	58	4603	6271	0	0	0	58	1064	1451
Yhteensä	72	5495	7420	4	171	302	76	<b>5666</b>	<b>7722</b>
2004 Satunnaisuudet	13	827	1069	12	577	856	25	5235	7160
Lisäalueet	66	5235	7160	0	0	0	66	1403	1924
Yhteensä	79	6062	8229	12	577	856	91	<b>6639</b>	<b>9084</b>
2005 Satunnaisuudet	33	1903	2542	22	891	1476	55	6346	8658
Lisäalueet	86	6346	8658	0	0	0	86	2794	4018
Yhteensä	119	8249	11200	22	891	1476	141	<b>9140</b>	<b>12676</b>
2006 Satunnaisuudet	16	989	1288	10	440	689	26	3089	4139
Lisäalueet	49	3089	4139	0	0	0	49	1429	1977
Yhteensä	65	4078	5427	10	440	689	75	<b>4518</b>	<b>6116</b>

set, muut pihapiirit ja pienet kylät sekä erilaiset pienet saarekkeet ja vesistöt, jotka sijaitsivat tutki- tuilla peltoaukeilla (kuva 2).

Etelä- ja Lounais-Suomen satunnaisuutujen las- kenta-alueet rajattiin käsittämään satunnaisuutuja laajempia maisema-alueita, jotka pääsääntöisesti rajoittuivat peltoaukeita ympäröiviin muihin ympäristötyyppeihin, useimmiten metsään. Laskento- jen toteutus satunnaisuutuja laajemmalla alueella merkitsi tutkittujen pinta-alojen huomattavaa lisäys- tä verrattuna muiden lajiryhmien osatutkimuksiin (taulukko 1). Lisäalueiden aineistot käsiteltiin nel- iökilometriruuduittain satunnaisuutujen tapaan, mutta joillakin alueilla rajaukset olivat tätä suu- rempia. Tutkittujen alueiden lukumäärä vaihteli eri vuosina 59:n ja 141:n välillä (taulukko 1). Alueiden kokonaispeltopinta-ala vaihteli vuosittain 4518:n ja 9140 hehtaarin välillä. Koska laskenta-alueet eivät käsittäneet pelkästään peltoja vaan myös muuta maatalousympäristöä, olivat niiden kokonaisalat suurempia, 6116–12676 hehtaaria. Lisäalueiden osuus kaikista alueista vaihteli eri vuosina 70:stä 89 prosenttiin ja oli keskimäärin 81 %. Toisin sanoen verrattuna satunnaisuutuihin tutkittu kokonaisa- la oli keskimäärin noin viisinkertainen.

Toisin kuin osaraporteissa 4.1–4.3, tässä rapor- tissa Etelä- ja Lounais-Suomen maantieteelliset otanta-alueet yhdistettiin alueeksi, jota kutsutaan ”Etelä-Suomeksi”. Pohjanmaa ja Pohjois-Karjala

puolestaan yhdistettiin ”Väli-Suomeksi”. Aineis- to ei olisi ollut riittävä vuosittaisten kannanmuu- tosindeksien laskemiselle Lounais-Suomelle eikä Pohjois-Karjalalle, jossa tutkimuksia tehtiinkin vain kahtena vuotena.

## Lajisto

Laskenta kohdistui maatalousympäristöstä riippu- vaiseen pesimälintulajistoon, joka on tarkemmin kuvattu väliraportissa (Tiainen ym. 2004a, ks. myös Tiainen ym. 2004b). Lajistossa ovat mukana kaikki varsinaiset peltolajit (pesivät ja ruokailevat pelloil- la), reuna- ja pensaikkolajit (pesivät pensaikoissa ja korkearuohoisissa ojanvarsissa, rakennusten ympärillä ja erilaisissa saarekkeissa sekä vastaa- villa paikoilla peltoaukeiden reunoilla, ruokailevat samoilla paikoilla ja viereisellä pellolla), peltojen metsälajit (pesivät metsässä reunavyöhykkeellä tai syvemmillä, mutta koko populaatio ruokailee pääasiassa maatalousympäristössä) sekä peltojen pihalajit (pesivät pihapiireissä, puutarhoissa ja maatilojen talouskeskuksissa, ruokailevat samoilla paikoilla ja maatalousympäristössä). Näin rajaten ensisijaisesti muiden ympäristöjen lajeista mukana ovat ne, jotka pesivät ja ruokailevat maatalousympäristössä, mutta eivät sellaiset, joilla vain välittö- mästi peltoon rajautuvilla reviiereillä pesivät parit saattavat käyttää varsinaisen pesimäympäristönsä



Töyhtöhyppä viihtyy avoimilla peltoaukeilla. Sen pesintämenestystä voidaan parantaa etsimällä pesät ennen kevättöitä ja väistämällä ne, kuten kuvassa.

lisäksi myös peltoja ravinnon hankintaan. Vesilinnut rajattiin tutkimuksen ulkopuolelle.

## Laskennat

Laskennat tehtiin kartoittamalla. Kartoitusmenetelmä perustuu useaan pesimäaikaiseen käyntikertaan, joiden havainnot yhdistetään lajikohtaisille kartoille. Käyntikartoille merkitään kaikki reviiirin olemassaoloon viittaavat havainnot. Erityisen huolella kerätään lajikohtaisia yhtäaikaishavaintoja samaa sukupuolta olevista yksilöistä. Lajikartoille kertyy havaintorykelmiä, jotka parhaassa tapauksessa ovat yhtäaikaishavaintoa osoittavien merkintöjen erottamia kaikista naapurirykelmistä. Tällöin reviiirin rajaaminen on helppoa. Yhtäaikaishavaintojen puuttuessa joudutaan tukeutumaan lisätietoon havaintojen sijoittumisesta maastoon ja etäisyyteen muista havaintorykelmistä sekä tietämykseen lajin reviiirikäyttäytymisestä ja elinympäristön käytöstä. Laskentamenetelmä on kuvattu tarkemmin väliraportissa (Tiainen ym. 2004a).

Käyntikertoja oli Etelä- ja Lounais-Suomessa kaksi vuosina 2000 ja 2001 ja kolme vuodesta 2002 lähtien. Pohjanmaalla ja Pohjois-Karjalassa käyntejä oli aina kolme. Kahden kerran laskennassa ensimmäinen käynti ajoitettiin toukokuulle (alkaen noin

5. päivä) ja toinen kesäkuulle (viimeistään noin 18.6.). Kolmen kerran laskennassa ensimmäinen kierros loppui noin 17.–20.5., toinen noin 31.5.–2.6. ja kolmas noin 18.6. Tavoitteena oli, että laskentoihin sisältyi useimpien lajien havainnoinnin kannalta ainakin kaksi hyvin ajoitettua käyntiä. Kaksi toukokuusta käyntiä ovat tärkeitä varhain saapuvien ja pesivien lajien kannalta, sillä ne eivät välttämättä ole enää kesäkuussa erityisen hyvin alkuperäisillä reviiireillään tai ainakaan niiden reviiirikäyttäytymisen ei ole erityisen aktiivista. Myöhäisimpien lajien havainnointi perustuu osittain vain yhteen käyntiin kolmenkin kerran laskennassa.

Laskentoihin on eri vuosina osallistunut yhteensä 28 henkilöä, jotka kaikki olivat kokeneita ornitologeja. Vuosina 2000–03 laskijoita oli 22 (Tiainen ym. 2004a). Vuosina 2004–06 laskijoina toimivat Johan Ekroos, Irina Herzon, Jyrki Holopainen, Timo Metsänen, Markus Piha, Jarmo Piironen, Jukka Rintala, Tuomas Seimola, Juha Tiainen ja Ville Vepsäläinen sekä Hannu Holmström, Kalle Huttunen, Sampo Laukkanen, Henrik Murdoch, Ossi Nokelainen ja Hannu Tammelin, joista kuusi viime mainittua olivat uusia.

## Lajijainneiston käsittely

Havainnot siirrettiin laskentojen jälkeen lajikartoille. Reviirien määrittelyä helpotti se, että joidenkin lajien laskenta tehtiin käytännössä useamman kerran yhden käynnin aikana. Erityisesti hyvin runsaana esiintyvän kiurun reviiritulkinnan luotettavuutta lisäsi se, että aamunaikaista laskentaa toistettiin useamman kerran kiurujen intoutuessa yhteislauluihin. Tulkittujen reviirien havainnoille määritettiin lopuksi keskipiste, joka siirrettiin paikatietokantaan.

Lajien kannanmuutoksia tarkasteltiin kahdella aikavälillä. Vuosien 2000–06 aineistosta laskettiin vuosittaiset kannanmuutosindeksit. Lisäksi vertailtiin vuosien 2001 ja 2005 tuloksia vuonna 1984 toteutetun valtakunnallisen peltolintulaskennan tuloksiin (Piironen ym. 1985). Vuoden 1984 laskenta ei ollut täysin vertailukelpoinen Mytvas-laskentojen kanssa, koska laskentojen maantieteellinen jakauma ei ollut samanlainen, tutkittujen peltoaukeiden kokojakaumat olivat erilaisia ja koska lajijat eivät kiinnittäneet samalla tavalla huomiota metsänreunojen ja pihojen lintuihin. Siksi vertailu tehtiin vain laadullisesti tarkastelemalla lajien suhteellisia osuuksia koko linnustossa sekä niiden runsausjärjestystä.

Aineistosta laskettiin log-lineaarisia malleja käyttäen kaikkien lajien vuosittaiset kannanmuutosindeksit. Malleissa käytettiin aluetta kovariaattina, jolloin indeksit saatiin laskettua erikseen Etelä-Suomelle ja Väli-Suomelle. Perusvuotena (indeksiarvo = 1) käytettiin vuotta 2002, koska vuosien 2002–06 aineistot ovat laskentatehon puolesta mahdollisimman vertailukelpoisia. Aineistoon sisällytettiin sellaiset laskenta-alueet, joilla oli sama raja-alue jokaisena mukana olevana vuotena; laskentoja niillä oli yhteensä 640 vuosina 2000–06. Indeksit laskettiin seuranta-aikasarjojen käsittelyä varten kehitetyllä TRIM-ohjelmistolla (Pannekoek & van Strien 2003). TRIM laskee indeksit vuosi  $\times$  paikka -lukumäärämatriisista, jossa voi olla runsaasti puuttuvia tietoja. Puuttuvat tiedot korvataan analyysia varten muun aineiston perusteella laske- tuilla ennusteilla.

## Maisemarakenteen merkitys lintuyhteisön rakenteelle

Maisemarakenteen merkitystä tutkittiin useam- massa analyysissä. Niiden tulokset on esitetty yksityiskohtaisemmin muualla, joten tähän raporttiin on niistä koottu vain tiiviit yhteenvedot.

Vepsäläinen ym. (2007b) tutkivat monimuut- taja-analyysien avulla pesimälinnuston suhdetta peltojen maankäyttöön ja maisemarakenteeseen.

Analyyseissä käytettiin vuoden 2001 Etelä-Suomen lintulaskenta-aineistoa, joka rajattiin siten, että se käsitti neliökilometrin suuruiset Mytvas-hankkeen satunnaisuudut sekä Pukkilan (30 km<sup>2</sup>), Lammin (neljä osa-aluetta, yhteensä 16,5 km<sup>2</sup>), Ohkolan (6,25 km<sup>2</sup>) ja Seutulan (7,5 km<sup>2</sup>) laskenta-alueet. Analyysien alueellinen yksikkö oli 25 hehtaarin ruutu (kuva 2). Ruuduista otettiin mukaan ne, joissa oli peltoa vähintään viisi hehtaaria. Lintuaineisto rajattiin käsittämään varsinaiset peltolinnut (pesi- vät ja ruokailevat pelloilla) sekä avoimilla tai pen- saikkoisilla ojanvarsilla pesivät ja ruokailevat reu- nalajit (6485 paria, yhteensä 19 lajia). Elinympäris- tömuuttujat johdettiin peltolohkorekisterin (TIKE) tiedoista sekä CORINE 2000 -maanpeiteaineistosta. Lintuyhteisön vaihtelun tutkimiseksi käytettiin se- kä epäsuoraa että suoraa ordinaatioanalyysiä.

Tutkimme lintuyhteisöjen lajikoostumus- ja runsausvaihteluja käyttäen epäsuoraa ordinaa- tioanalyysiä. Epäsuora ordinaatioanalyysi tehtiin käyttäen DCA:ta (Detrended Correspondence Ana- lysis; Hill & Gauch 1980). Siinä lintuyhteisössä ha- vaittavat gradientit johdettiin pelkästään lajijainneis- tosta käyttämättä ympäristömuuttujia selittävinä muuttujina. DCA-tuloksen ekologinen tulkinta tehtiin sovittamalla ympäristöaineisto ordinaati- oon, jolloin voitiin tutkia ympäristömuuttujien ja linnuston välisiä korrelaatioita. Suorana ordinaa- tiomenetelmänä käytettiin redundanssianalyysiä (RDA; Legendre & Legendre 1998). Sen avulla tutkittiin, miten lintujen tiheyksissä havaittavaa varianssia voidaan selittää. Lisäksi RDA:n avulla tutkittiin lintuyhteisöjen ja yksittäisten lajien ti- heyksissä havaittavaa varianssia selittävien ympä- ristömuuttujien ja maantieteellisten muuttujien avulla. Tämän jälkeen tutkittiin vielä monimuut- tujaregressioanalyysillä (spatial lag regression models; Anselin 2002), miten ympäristömuuttujat selittävät koko yhteisön sekä erikseen aitojen pel- tolintujen sekä pensaikko- ja reunalintujen laji- ja parimääriä. Koska ekologiset ilmiöt ovat yleisesti lähialueilla samankaltaisempia kuin kaukana sijait- sevillä alueilla, oli tämä otettava analyyseissä huo- mioon spatiaalisilla autokorrelaatiomenetelmillä. Tekniset yksityiskohdat on kuvattu tarkemmin alkuperäisartikkelissa (Vepsäläinen ym. 2007b).

Piha ym. (2007c) tutkivat maisemarakennete- kijöiden merkitystä lintuyhteisön monimuotoi- suudelle käyttäen mallinnusta. Työssä käytettiin vuoden 2005 laskenta-aineistoa, jota täydennettiin Ahvenanmaan ympäristötuen vaikuttavuuden arviointia varten vuonna 2002 kerätyllä lasken- ta-aineistolla (Tiainen ym. 2005). Aineisto käsitti yhteensä 13 986 lintureviiriä ja 53 lajia. Tarkaste- luyksikkönä oli 25 hehtaarin ruutu, joita oli yh- teensä 520. Selitettävänä muuttujina olivat yhteisöä



Keltävästäräkki on vähentynyt viime vuosikymmenien aikana Etelä-Suomen pelloilta romahdusmaisesti, ja sen pesimäkanta on lähes hävinnyt.

kuvaavat kokonaislajimäärä, kokonaisparimäärä sekä Shannon-Wiener-diversiteetti-indeksi. Analyysi tehtiin kolmella alueellisella tasolla: paikallisella (ruutu), maisema-alueella (ruutu naapuriruutuineen, kuva 2) sekä maantieteellisellä tasolla. Ympäristöaineistona käytettiin paikallisella tasolla ja maisematasolla CORINE-tietokannasta (Härmä ym. 2004) johdettuja muuttujia, jotka olivat (1) viljellyt pellot (pääasiassa vilja, juurikasvit, rypsi, nurmi, CAP-kesanto) ja (2) alhaisen intensiteetin maatalousmaa (pysyvä laidun, luonnonniitty, pitkäaikainen kesanto, muu luonnonkasvillisuuden luonnehtima maatalousmaa) sekä (3) vesi, (4) metsä, (5) asutus ja (6) kosteikko. Lisäksi aineistosta laskettiin maatalousmaan ja muun ympäristön välisen reunaviivan pituus. Maantieteellisellä tasolla käytettiin ruudun keskipisteen koordinaatteja sekä ilmatieteen laitoksen 10 × 10 km:n ruuduille laskemia ilmastotietoja (vuosien 1986–2005 lämpösumman, touko-heinäkuun sademäärän ja lumensulamispäivän keskiarvot; Venäläinen ym. 2005). Koska selittäviä muuttujia oli paljon, niille tehtiin ensin pääkomponenttianalyysit. Tämän jälkeen laadittiin pääkomponentteja käyttäen yhteisömuuttujille yleismalleja (generalized additive models, GAM), joista valittiin parhaat käyttäen tilastollisia kriteerejä (Akaike Information Criteria, AIC). Aineistosta kolmea neljännestä käytettiin mallien rakentamiseen ja viimeistä neljännestä testaamiseen.

## Tulokset

Vuosien 2000–06 laskennoissa havaittiin yhteensä 51 pesiväksi tulkittua maatalousympäristön lintulajia, joiden yhteinen parimäärä oli lähes 90 000 (taulukko 2). Havaintomäärät olivat suurimmat Etelä-Suomessa, minne laskennat painottuivat monilla alueilla vuosittain tehtyjen laskentojen ja lisäalueiden suuren määrän ansiosta (taulukko 1).

## Kannanmuutokset

Vuosien 2000–06 laskentatulosten vuosien välisiä eroja tarkasteltaessa on otettava huomioon mahdollinen laskentatehon muutos, joka aiheutui kolmannen käynnin lisäämisestä vuonna 2002. Vaikutus todennäköisesti vaihtelee lajikohtaisesti, mutta sitä ei ole toistaiseksi arvioitu yksityiskohtaisesti. Vuosien 2001 ja 2005 satunnaisruutujen parimäärien suhde antaa kuitenkin vaikutelman mahdollisesta laskentatehon muutoksen vaikutuksesta (taulukko 3). Etelä-Suomen kokonaisparimäärä kasvoi 4 % ja Pohjanmaan väheni 3 ja Pohjois-Karjalan 2 %, mutta Lounais-Suomessa se kasvoi 16 %, mitä on pidettävä merkittävänä. Lounais-Suomessa laskentatehon muutokseen on voinut vaikuttaa kolmannen laskentakäynnin lisäyksen ohella se, että vuonna 2001 sinne osui useita laskentoja, jotka jouduttiin tekemään sateisessa säässä. Lounais-Suomen osuus Etelä- ja Lounais-Suomen yhteenlasketusta parimäärästä oli 22 % vuonna 2001 ja 23 % vuonna 2005, joten sen paino koko Etelä-Suomen kannanmuutosindekseissä ei ole suuri. Yksittäisistä lajeista räkättirastaan, viherpeipon, niittykirvisen ja pikkuvarpusen Lounais-Suomen suhdeluku on erityisen suuri verrattuna Etelä-Suomeen; näistä vain pikkuvarpunen on varmuudella runsastunut lounaassa selvästi enemmän kuin etelässä, koska sen levittäytymisuuunta on ollut Kaakkois-Suomesta länteen (Lehikoinen ym. 2003). Niittykirvisen suhdeluku on suuri myös Pohjanmaalla, joten on mahdollista, että sen kannanmuutos oli voimakkaampi lännessä kuin muualla. Räystäspääskyn, pajusirkun ja tervapääskyn Etelä-Suomen suhdeluvut ovat huomattavan suuria; näistä ainakin räystäspääskyn ja tervapääskyn kohdalla voi olla kyse pihapiirien paremmasta tutkimisesta tai paremmin ajoittuvasta kesäkuun käynnistä vuonna 2005 kuin 2001.

Lajikohtaiset parimäärät on esitetty taulukossa 4. Lisäalueiden parimäärä oli keskimäärin 83 % koko parimäärästä, mikä vastaa niiden osuutta laskenta-alueiden pinta-alasta (keskimäärin 81 %). Lintuyhteisön koostumuksessa oli selviä eroja Etelä- ja Väli-Suomen kesken, mikä näkyy lajien run-

**Taulukko 2.** Mytvaksen osa-alueilla lintulaskennoissa havaitut kokonaislaji- ja -parimäärät.

Lajimäärä	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Yhteensä
Etelä-Suomi	43	45	46	46	45	47	47	49
Lounais-Suomi	-	36	-	26	31	38	41	42
Pohjanmaa	-	34	28	28	30	33	31	39
Pohjois-Karjala	-	30	-	-	-	33	-	37
Yhteensä	43	46	46	46	45	51	49	51
Parimäärä	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Yhteensä
Etelä-Suomi	8470	9376	10774	10911	12367	13962	6818	72678
Lounais-Suomi	-	2074	-	884	971	3297	2791	10017
Pohjanmaa	-	1272	459	372	818	1239	1081	5241
Pohjois-Karjala	-	827	-	-	-	810	-	1637
Yhteensä	8470	13549	11233	12167	14156	19308	10690	89573

**Taulukko 3.** Laskentatehon muutoksen arvioimiseksi laskettu satunnaisuutujen vuosien 2005 ja 2001 kokonaisparimäärien suhde (lajit, joiden N ≥ 40, yhteensä-rivillä kaikki lajit). Puuttuva tieto (-) merkitsee, että parimäärä oli jompana kumpana tai molempina vuosina 0.

Laji	Kokonaisparimäärä	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Pohjois-Karjala
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>	1593	1,21	1,26	1,05	1,06
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>	1493	1,23	1,28	1,31	0,45
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>	1149	0,68	1,22	0,28	0,87
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>	608	1,10	0,95	0,42	1,00
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>	600	1,18	1,46	0,80	1,87
Västäräkki <i>Motacilla alba</i>	518	1,08	0,98	1,20	0,97
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	478	0,94	1,66	1,88	0,63
Sepelkyyhky <i>Columba palumbus</i>	443	1,23	1,11	0,55	0,84
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>	398	0,72	0,83	0,88	0,84
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>	344	1,06	1,02	1,73	1,55
Varpunen <i>Passer domesticus</i>	308	0,62	1,02	1,79	1,90
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	253	0,71	0,89	3,36	1,25
Harakka <i>Pica pica</i>	225	1,30	0,95	1,41	1,08
Varis <i>Corvus corone</i>	224	0,97	0,97	1,37	0,79
Punavarpunen <i>Carpodacus erythrinus</i>	218	0,94	0,91	0,68	0,80
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>	181	0,50	0,67	1,21	0,95
Peltosirkku <i>Emberiza hortulana</i>	176	0,79	1,07	0,47	-
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>	171	1,27	0,97	1,69	3,00
Räystäspääsky <i>Delichon urbica</i>	166	2,67	0,87	1,47	1,09
Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	137	1,75	0,40	0,38	1,03
Naakka <i>Corvus monedula</i>	125	1,06	1,30	1,36	-
Tervapääsky <i>Apus apus</i>	113	4,67	1,64	-	-
Pikkuvarpunen <i>Passer montanus</i>	79	2,25	5,00	-	2,18
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoeniclus</i>	78	1,13	0,63	2,80	0,61
Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	78	-	0,67	1,53	1,08
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>	68	0,80	0,94	1,14	-
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>	50	0,80	0,90	-	-
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	49	0,73	0,63	1,33	2,33
Keltävästäräkki <i>Motacilla flava</i>	47	1,00	-	0,27	-
Hemppe <i>Carduelis cannabina</i>	40	0,73	0,63	-	-
Yhteensä	10566	1,04	1,16	0,97	0,98

sausjärjestyksen eroina. Lintuyhteisön parimäärät jakautuvat huomattavan tasaisesti lajien kesken, sillä runsaimman lajin osuus kaikista pareista on vain hiukan yli tai alle 17 % ja kolmen runsaimman yhteenlaskettu osuus on alle 40 %.

Lajikohtaiset kannanmuutosindeksit laskettiin lajeille, joiden kokonaisparimäärä oli vähintään 50.

Tulokset on esitetty kuvissa 3 ja 4 (s. 106–108) niistä lajeista, joiden aluekohtainen parimäärä oli vähintään 30. Siten analysoituja lajeja oli Etelä-Suomessa 40 ja Väli-Suomessa 26. Ilman lisäalueita aineisto olisi riittänyt Etelä-Suomessa ainoastaan 28 lajin analysointiin (taulukko 4). Taulukossa 5 on esitetty lajien runsausjärjestys vuosina 1984, 2001 ja 2005

sekä osuudet koko lintuyhteisöstä vuosina 2001 ja 2005. Seuraavassa arvioidaan jokaisen lajin kannan muutoksia ja vuosittaista vaihtelua 2000-luvun aikana sekä lisäksi kunkin asemaa (sijoitusta runsausjärjestyksessä) verrattuna vuoteen 1984. Tarkastelu etenee vuoden 2005 runsausjärjestyksessä.

**Kiuru.** Kannan vuosivaihtelut ovat olleet vähäisiä, ja seuranneet tarkoin ruohomaiden (kesannot, nurmet, laitumet) runsautta (Piha ym. 2007). Asema runsaimpana lajina vakaat (Väli-Suomessa kuitenkin vasta kolmanneksi runsain). Osuus jokseenkin vakaat.

**Keltasirkku.** Vaihtelu vähäistä, asema ja osuus vakaat.

**Räkättirastas.** Etelässä lievästi runsastunut, Väli-Suomessa voimakas vähentyminen. Asema ja osuus vakaat.

**Pensaskerttu.** Vaihtelu etelässä melko vähäistä, Väli-Suomessa kanta väheni puoleen. Asema ja osuus 2000-luvulla vakaat, aseman nousu vuodesta 1984 johtui pensastaskun, töyhtöhyypän ja peltosirkun vähentymisestä.

**Viherpeippo.** Etelässä melko vähäistä, Väli-Suomessa runsaampaa vaihtelua. Runsastunut vuodesta 1984 (Tiainen ym. 2004b, Väisänen 2006), vaikka vuoden 1984 alhainen sijoitus johtunee osittain siitä, että harrastajalaskennassa asutus ei ollut laskennan piirissä samalla tavalla kuin 2000-luvun laskennoissa.

**Niittykirvinen.** Etelässä vähäistä, Väli-Suomessa voimakkaampaa vaihtelua. Asema ja osuus jokseenkin vakaat 2000-luvulla, mutta nousua vuodesta 1984.

**Västaräkki.** Kannan vuosivaihtelut melko vähäisiä. Asema ja osuus vakaat.

**Sepelkyyhky.** Kanta vaihteli etelässä niukasti, Väli-Suomessa enemmän. Asema nousut vuodesta 1984, 2000-luvulla asema ja osuus vakaat.

**Haarapääsky.** 2000-luvulla havaittavissa runsastumista. Asema ja osuus jokseenkin vakaat, sillä vuoden 1984 alhainen sijoitus johtunee siitä, että harrastajalaskennassa asutus ei ollut laskennan piirissä samalla tavalla kuin 2000-luvun laskennoissa.

**Pensastasku.** Melko vähäistä vuosivaihtelua. Etelässä pohjavuosi 2005, mikä näkyy osuudessa. Asema vakaat 2000-luvulla, voimakas pudotus vuodesta 1984.

**Varpunen.** Vaihtelu etelässä vähäistä, Väli-Suomessa suurempaa. Asema ja osuus 2000-luvulla jokseenkin vakaat. Ks. vuotta 1984 koskeva kommentti viherpeipon kohdalta.

**Töyhtöhyppä.** Runsastunut etelässä yli 50 %, Väli-Suomessa nelinkertaisesti. Väheni voi-

makkaasti vuodesta 1984 (Tiainen & Pakkala 2000, Väisänen 2006), jolloin lintuyhteisön viidenneksi runsain laji. 2000-luvulla asema ja osuus nousevia.

**Harakka.** Vuosivaihtelu vähäistä. Asema ja osuus vakaat 2000-luvulla, mutta nousut vuodesta 1984.

**Varis.** Vaihtelu etelässä vähäistä, Väli-Suomessa suurempaa. Asema ja osuus vakaat.

**Kottarainen.** Runsastunut 2000-luvulla. Osuus ja asema 2000-luvulla lievästi nousevia. Aiempi voimakas vähentyminen jatkui vielä vuoden 1984 jälkeen (ks. Rintala ym. 2003, Rintala & Tiainen 2007a).

**Pikkuvarpunen.** Voimakkaasti vuodesta toiseen runsastuva laji, kanta kasvanut kolminkertaiseksi 2000-luvulla; puuttui 1984 (ks. Vepsäläinen ym. 2005b, Väisänen 2006). Asema ja osuus nousseet 2001–05 huomattavasti.

**Naakka.** Lähes kaksinkertainen runsastuminen etelässä, Väli-Suomessa voimakasta vaihtelua. Asema ja osuus nousevia vuodesta 1984 asti.

**Ruokokerttunen.** Väli-Suomessa suurta, etelässä vähäisempää vaihtelua. Asema ja osuus jokseenkin vakaat.

**Peltosirkku.** Etelässä 2000-luvulla melko vähäistä vaihtelua, huippu 2003. Väli-Suomessa väheneminen puoleen vuodesta 2001 vuoteen 2002. Voimakkaimmin taantuneita lajeja, jonka asema ja osuus ovat laskeneet niin vuodesta 1984 kuin 2000-luvullakin (ks. Vepsäläinen ym. 2005a, 2007).

**Pajusirkku.** Vaihtelu etelässä kohtalaista, Väli-Suomessa useampikertaista. Asema ja osuus vakaat.

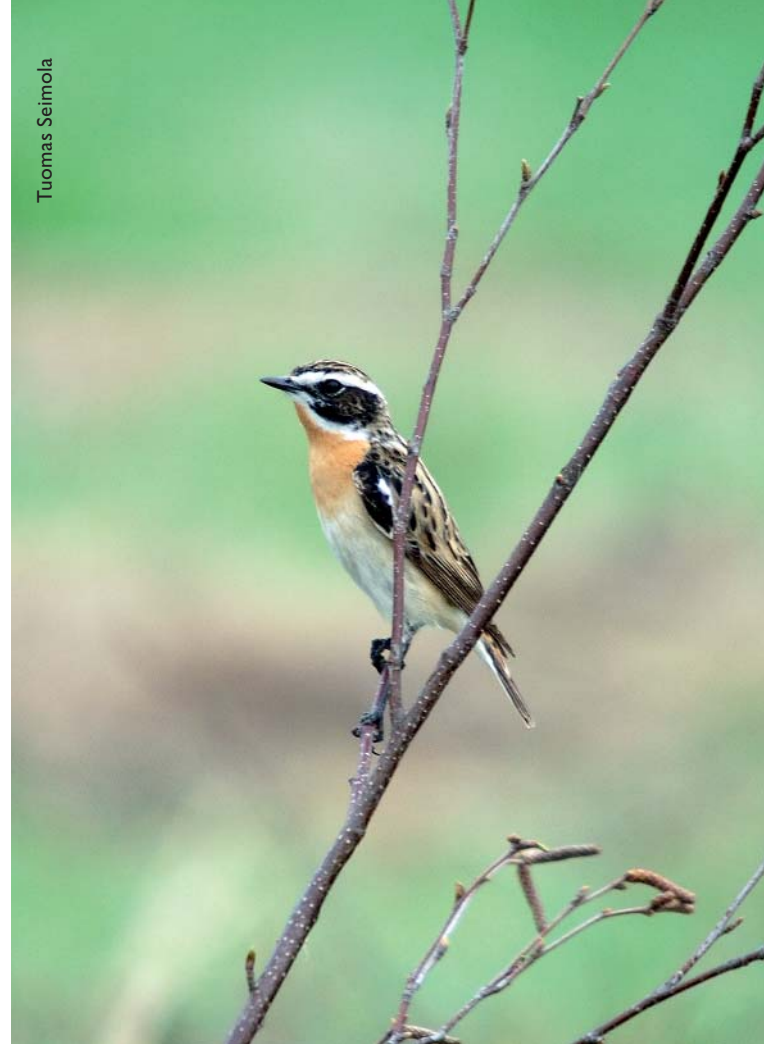
**Punavarpunen.** Etelässä melko vähäistä, Väli-Suomessa runsaampaa vaihtelua. Asema ja osuus laskevia vuodesta 1984 asti.

**Räystäpääsky.** Etelässä lähes kolmanneksen vähentyminen, Väli-Suomessa vähentymistä vuoteen 2004, minkä jälkeen runsastunut, vaihtelut jopa nelin-viisinkertaisia. Asema ja osuus jokseenkin vakaat (ks. vuotta 1984 koskevaa kommenttia viherpeipon ja haarapääskyn kohdalta).

**Tervapääsky.** Aluksi väheni vuoteen 2002, sen jälkeen huomattavasti runsastunut; laskentatatehokkuudessa on voinut olla vuosittaista vaihtelua. Asema ja osuus vakaat.

**Isokuovi.** Etelän pitkäaikainen vähenevä trendi (Tiainen & Pakkala 2000, Väisänen 2006) jatkui 2000-luvulla, Väli-Suomessa jokseenkin vakaat, joskin 2006 kanta runsastui kolmanneksen. Asema heikentynyt huomattavasti vuodesta 1984.

- Fasaani.** Väheni suunnilleen kolmanneksen vuosina 2003–05. Asema suunnilleen vakaa 1984–2005, joskin osuus pieneni 2001–05. Väheneminen on voimakasta myös talvilaskentojen valossa (Tiainen & Rintala 2007).
- Hemppo.** Melko vähäistä vaihtelua. Asema vakaa, osuus pieneni sillä 2005 pohjavuosi.
- Taivaanvuohi.** Runsaus 2000-luvulla voimakkaasti vaihteleva, trendi mahdollisesti nousuva. Asema heikentyi vuodesta 1984.
- Kivitasku.** Vuosivaihtelu 50 %:n luokkaa, ei selvää suuntausta. Osuus ja asema jokseenkin vakaat 2000-luvulla, lievää pudotusta vuodesta 1984.
- Pikkulepinkäinen.** Melko vähäistä vuosivaihtelua, joskin selvästi runsaampi 2006 kuin muina 2000-luvun vuosina. Asema ja osuus vakaat.
- Viitakerttunen.** Vaihtelu melko suurta, mutta runsastuva suuntaus. Asema ja osuus jokseenkin vakaat.
- Keltävästäräkki.** Kanta vähentynyt vuodesta 1984 erittäin paljon (ks. myös Tiainen & Pakkala 2001, Väisänen 2006). Väheneminen jatkuu Väli-Suomessa, etelässä melko suurta vaihtelua. Asema ja osuus heikkenevät edelleen, mutta suurin pudotus vuoden 1984 ja 2000-luvun välillä.
- Uuttukyyhky.** Melko vähälukuinen. Kanta 2000-luvulla vaihteleva. Asema ja osuus jokseenkin vakaat.
- Luhtakerttunen.** Kanta vaihteli voimakkaasti 2000-luvulla, runsaimmillaan 2002 ja vähimmillään 2006 (kolmannes huipusta). Asema ja osuus jokseenkin vakaat.
- Ruisräikkä.** Kanta vaihteli voimakkaasti, runsaimmillaan 2002 ja vähimmillään 2004 (kolmannes huipusta). Asema suunnilleen pysyvä 1984–2005, osuus vaihteleva.
- Suopöllö.** Satunnainen laskenta-alueilla, esiintyminen riippuu myyrävuosista (Honkala & Saurola 2006). Runsaampi Väli- kuin Etelä-Suomessa.
- Tuulihaukka.** Vähälukuinen. Runsaahuippu hyvänä myyrävuonna 2006. Asema lintuyhteisössä ei ole muuttunut 2001–05.
- Pensassirkkalintu.** Vähälukuinen, voimakasta vuosivaihtelua. Asema ja osuus vakaat.
- Peltopyy.** Vähälukuinen. Runsaasti 2000-luvulla selvästi vuoteen 2004, minkä jälkeen palautui lähes entiselle tasolle. Osuus kasvoi 2001–05, mutta asemassa ei 2000-luvulla merkittävää muutosta. Asema heikentyi vuodesta 1984.
- Hiirihaukka.** Vähälukuinen.
- Sarvipöllö.** Vähälukuinen, esiintyminen riippuu myyrävuosista (Honkala & Saurola 2006).



Pensastaskun kannat vähenivät voimakkaasti 1980-luvulta 2000-luvulle.

- Kesykyyhky.** Vähälukuinen, maatalouden piirissä vain etelän laskenta-alueilla. Kanta voimakkaan vaihteleva, 2001 ja 2002 huippuvuotia. Asema vaihteleva.
- Tikli.** Vähälukuinen laji. Voimakasta vaihtelua, huippu 2003. Asema ja osuus vakaat.
- Punajalkaviklo.** Vähälukuinen. Huomattavaa kannanvaihtelua, mutta yleissuuntaus laskeva. Asema heikentynyt selvästi vuodesta 1984.
- Viitasirkkalintu.** Vähälukuinen.
- Isolepinkäinen.** Satunnainen Väli-Suomen laskenta-alueilla, esiintyminen liittyy myyrävuosiin.
- Sinisuohtaukka.** Erittäin vähälukuinen, esiintymisen riippuu myyräkannoista.
- Viiriäinen.** Hyvin vähälukuinen. Tavataan säännöllisesti, vaikka on luokiteltu pesimälajistosta hävinneeksi (Rassi ym. 2001). Vuositaita esiintymistä vain Pukkilan–Orimattilan laajalla tutkimusalueella.
- Turkinkyyhky.** Satunnainen laskenta-alueilla.
- Pikkutylli.** Satunnainen laskenta-alueilla.
- Niittysuohtaukka.** Satunnainen.
- Suokukko.** Satunnainen laskenta-alueilla.
- Mustavaris.** Satunnainen laskenta-alueilla.



**Taulukko 4.** Etelä-Suomen (satunnaisuututkimuksen Etelä-Suomi ja Lounais-Suomi) ja Väli-Suomen (Pohjanmaa ja Pohjois-Karjala) parimäärät. Parimäärät lihavoitu lajeista, joiden aineisto oli riittävä kannanmuutosindeksien laskemiseksi.

Laji	Etelä-Suomi			Väli-Suomi	Yhteensä
	Satunnais-ruudut	Lisäalueet	Yhteensä	Satunnais-ruudut	
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>	<b>2959</b>	11732	<b>14691</b>	<b>501</b>	15192
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>	<b>1892</b>	7334	<b>9226</b>	<b>1216</b>	10442
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>	<b>1201</b>	7687	<b>8888</b>	<b>851</b>	9739
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>	<b>1001</b>	5323	<b>6324</b>	<b>227</b>	6551
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>	<b>812</b>	4233	<b>5045</b>	<b>347</b>	5392
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	<b>867</b>	2940	<b>3807</b>	<b>188</b>	3995
Västäräkki <i>Motacilla alba</i>	<b>660</b>	2894	<b>3554</b>	<b>363</b>	3917
Sepelkyyhky <i>Columba palumbus</i>	<b>566</b>	2655	<b>3221</b>	<b>254</b>	3475
Varpunen <i>Passer domesticus</i>	<b>460</b>	2347	<b>2807</b>	<b>232</b>	3039
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>	<b>510</b>	2004	<b>2514</b>	<b>324</b>	2838
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>	<b>346</b>	1766	<b>2112</b>	<b>303</b>	2415
Harakka <i>Pica pica</i>	<b>287</b>	1657	<b>1944</b>	<b>163</b>	2107
Varis <i>Corvus corone</i>	<b>295</b>	1358	<b>1653</b>	<b>139</b>	1792
Peltosirkku <i>Emberiza hortulana</i>	<b>369</b>	1253	<b>1622</b>	<b>91</b>	1713
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	<b>145</b>	1255	<b>1400</b>	<b>305</b>	1705
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>	<b>360</b>	1245	<b>1605</b>	<b>90</b>	1695
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	<b>106</b>	1273	<b>1379</b>	<b>68</b>	1447
Pikkuvarpunen <i>Passer montanus</i>	<b>106</b>	1277	<b>1383</b>	<b>35</b>	1418
Naakka <i>Corvus monedula</i>	<b>240</b>	1078	<b>1318</b>	<b>58</b>	1376
Punavarpunen <i>Carpodacus erythrinus</i>	<b>191</b>	973	<b>1164</b>	<b>205</b>	1369
Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	<b>84</b>	852	<b>936</b>	<b>137</b>	1073
Räystäöpääsky <i>Delichon urbica</i>	<b>119</b>	657	<b>776</b>	<b>191</b>	967
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>	<b>107</b>	505	<b>612</b>	<b>240</b>	852
Tervapääsky <i>Apus apus</i>	<b>223</b>	584	<b>807</b>	14	821
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>	<b>113</b>	590	<b>703</b>	<b>34</b>	737
Hemppo <i>Carduelis cannabina</i>	<b>109</b>	512	<b>621</b>	3	624
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>	<b>75</b>	326	<b>401</b>	14	415
Keltävästäräkki <i>Motacilla flava</i>	4	315	<b>319</b>	<b>68</b>	387
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	<b>80</b>	224	<b>304</b>	19	323
Luhtakerttunen <i>Acrocephalus palustris</i>	31	260	<b>291</b>	1	292
Uuttukyyhky <i>Columba oenas</i>	48	203	<b>251</b>	1	252
Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	16	116	<b>132</b>	<b>112</b>	244
Viitakerttunen <i>Acrocephalus dumetorum</i>	5	189	<b>194</b>	28	222
Ruisrääkkä <i>Crex crex</i>	26	154	<b>180</b>	9	189
Pensassirkkalintu <i>Locustella naevia</i>	12	79	<b>91</b>	1	92
Kesykyyhky <i>Columba livia</i>	4	84	<b>88</b>	0	88
Tikli <i>Carduelis carduelis</i>	10	51	<b>61</b>	2	63
Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>	2	63	<b>65</b>	0	63
Tuulihaukka <i>Falco tinnunculus</i>	5	40	<b>45</b>	16	61
Peltopyy <i>Perdix perdix</i>	5	42	<b>47</b>	5	52
Viitasirkkalintu <i>Locustella fluviatilis</i>	4	22	26	2	28
Turkinkyyhky <i>Streptopelia decaocto</i>	2	23	25	0	25
Hiirihaukka <i>Buteo buteo</i>	7	15	22	2	24
Sarvipöllö <i>Asio otus</i>	5	11	16	3	19
Viiriäinen <i>Coturnix coturnix</i>	0	13	13	0	13
Suopöllö <i>Asio flammeus</i>	0	3	3	8	11
Pikkutylli <i>Charadrius dubius</i>	0	7	7	0	7
Sinisuohaukka <i>Circus cyaneus</i>	0	1	1	3	4
Isolepinkäinen <i>Lanius excubitor</i>	0	0	0	4	4
Niittysuohaukka <i>Circus pygargus</i>	0	1	1	0	1
Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	0	0	0	1	1
<b>Yhteensä</b>	<b>14469</b>	<b>68226</b>	<b>82695</b>	<b>6878</b>	<b>89571</b>

**Taulukko 5.** Etelä- ja Väli-Suomen maatalousympäristön lintuyhteisön lajikoostumuksen vertailu (+ laji havaittu hyvin vähälukuisena, - lajia ei havaittu). Vuoden 1984 lajiensaunsaajärjestys perustuu valtakunnalliseen harrastajalaskentaan (Piiroinen ym. 1985). Kannan kehityksen tilastollisesti merkitsevä muutossuunta (↑ kasvava kanta, ↓ vähenevä kanta, ± ei selvää suuntausta, ei merkkiä = aineisto ei riittävä muutossuunnan arvioimiseksi) ennen vuotta 1984 Tiaisen ym. (1985) ja Yrjölän ym. (1986) perusteella, 1984–2000 Tiaisen & Pakkalan (2000, 2001) ja Tiaisen ym. (2004b) perusteella ja 2000–2006 tämän tutkimuksen perusteella.

Laji	Osuus %		Runsasjärjestys			Muutossuunta		
	2001	2005	1984	2005	2001	Ennen 1984	1984–2000	2000–2006
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>	15,3	16,0	1	1	1	↑	±	±
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>	12,1	12,9	2	2	2	±	±	±
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>	11,4	10,2	4	3	3	↑	↑	±
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>	6,8	6,5	7	4	4	↑	±	±
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>	5,2	6,0	24	5	5	↑	↑	±
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	4,1	4,7	14	6	6	↑	↑	±
Västaräkki <i>Motacilla alba</i>	4,8	4,6	9	7	7	↓	±	±
Sepelkyyhky <i>Columba palumbus</i>	4,0	3,8	16	8	8	↑	±	↑
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>	2,8	3,2	19	9	11	↓	↓	±
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>	4,0	2,9	3	10	9	±	±	↓
Varpunen <i>Passer domesticus</i>	3,1	2,9	18	11	10	↓	↓	±
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	2,0	2,5	5	12	15	↑	↓	↑
Harakka <i>Pica pica</i>	2,2	2,2	20	13	12	±	↑	±
Varis <i>Corvus corone</i>	2,2	2,0	15	14	13	±	±	±
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>	1,6	1,8	12	15	17	↓	↓	↑
Pikkuvarpunen <i>Passer montanus</i>	0,6	1,8	-	16	28	-	↑	↑
Naakka <i>Corvus monedula</i>	1,2	1,7	32	17	22	±	↑	↑
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1,7	1,7	13	18	17	↑	↓	±
Peltosirkku <i>Emberiza hortulana</i>	2,2	1,6	6	19	14	↑	↓	±
Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	1,6	1,6	17	20	19	↑	±	±
Punavarpunen <i>Carpodacus erythrinus</i>	2,0	1,5	10	21	16	↑	↓	±
Räystäspääsky <i>Delichon urbica</i>	1,5	1,3	27	22	20	↓	±	↓
Tervapääsky <i>Apus apus</i>	0,9	1,2	29	23	24	±	±	±
Kuovi <i>Numenius arquata</i>	1,4	1,1	11	24	21	↑	↓	↓
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>	0,92	0,59	23	25	23	±	±	↓
Hemppo <i>Carduelis cannabina</i>	0,74	0,47	25	26	26	↑	±	±
Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	0,42	0,48	21	27	30	±	↓	±
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>	0,64	0,41	22	28	27	↓	↓	±
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	0,45	0,41	26	29	29	↑	±	±
Viitakerttunen <i>Acrocephalus dumetorum</i>	0,27	0,34	34	30	32	↑	±	±
Keltavästaräkki <i>Motacilla flava</i>	0,75	0,31	8	31	25	±	↓	↓
Uuttukyyhky <i>Columba oenas</i>	0,25	0,29	30	32	33	↓	±	±
Luhtakerttunen <i>Acrocephalus palustris</i>	0,19	0,20	33	33	34	↑	±	±
Ruisräkki <i>Crex crex</i>	0,39	0,13	+	34	31	↓	↑	±
Suopöllö <i>Asio flammeus</i>	0,00	0,08	+	35	-			
Tuulihaukka <i>Falco tinnunculus</i>	0,07	0,08	+	35	36	↓	±	±
Pensassirkkalintu <i>Locustella naevia</i>	0,07	0,08	+	37	36	↑	±	±
Peltopyy <i>Perdix perdix</i>	0,02	0,07	31	38	40	↓	±	±
Hiirihaukka <i>Buteo buteo</i>	0,02	0,06	+	39	40			
Sarvipöllö <i>Asio otus</i>	0,00	0,06	+	40	-			
Kesykyyhky <i>Columba livia</i>	0,11	0,05	+	41	35	↓		
Tikli <i>Carduelis carduelis</i>	0,04	0,05	-	41	39			
Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>	0,06	0,04	28	43	38			↓
Viitasirkkalintu <i>Locustella fluviatilis</i>	0,02	0,03	+	44	40			
Isolepinkäinen <i>Lanius excubitor</i>	0,00	0,02	-	45	-			
Sinisuohaukka <i>Circus cyaneus</i>	0,01	0,01	+	+	+			
Viiriäinen <i>Coturnix coturnix</i>	0,01	0,01	+	+	+			
Turkinkyhky <i>Streptopelia decaocto</i>	0,01	0,01	+	+	+			
Pikkutylli <i>Charadrius dubius</i>	0,00	0,01	+	+	-			
Niittysuohaukka <i>Circus pygargus</i>	0,00	0,01	-	+	-			
Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	0,00	0,01	-	+	-			
Mustavaris <i>Corvus frugilegus</i>	0,01	0,00	-	-	+			

**Taulukko 6.** Lintulajien sijoittuminen RDA-oordinaation kahdelle ensimmäiselle akselille analyysissä, jossa tutkittiin, miten lajien tiheyksissä havaittavaa vaihtelua voidaan selittää ympäristömuuttujien avulla. Ensimmäisen akselin tulkittiin liittyvän viljelymaiseman avoimuuteen ja pellon määrään. Toisen akselin tulkittiin liittyvän maisemarakenteen heterogeenisyyteen. Taulukon miinukset ja plussat kuvaavat lajin sijoittumista kummallekin akselille (0 lähelle origoa, kaksi merkkiä kauemmas origosta kuin yksi merkki). Lisäksi esitetään tulkinta akselien vangitseman maisemarakenteen merkityksestä lajien tiheydelle. Analyysin yksityiskohdat on esitetty alkuperäisartikkelissa Vepsäläinen ym. (2007b).

Laji	Akseli 1	Akseli 2	Tulkinta vaikutuksesta lajin tiheydelle
Kiuru	++	++	Avoimuus: Voimakas positiivinen vaikutus Pienipiirteisyys: Voimakas positiivinen vaikutus
Niittykirvinen	+	--	Avoimuus: Positiivinen vaikutus
Ruokokerttunen	+	--	Pienipiirteisyys: Voimakas negatiivinen vaikutus
Pajusirkku	+	--	
Töyhtöhyppä	+	-	Avoimuus: Positiivinen vaikutus
Pensastasku	+	-	Pienipiirteisyys: Negatiivinen vaikutus
Keltävästäräkki	0	-	Avoimuus: Ei vaikutusta Pienipiirteisyys: Negatiivinen vaikutus
Isokuovi	0 (+)	0	Avoimuus: Mahdollisesti positiivinen vaikutus Pienipiirteisyys: Ei vaikutusta
Peltosirkku	0 (+)	+	Avoimuus: Mahdollisesti positiivinen vaikutus Pienipiirteisyys: Positiivinen vaikutus
Kivitasku	0	+	Avoimuus: Ei vaikutusta
Punavarpuinen	0	+	Pienipiirteisyys: Positiivinen vaikutus
Fasaani	0	+	
Pensaskerttu	0	++	Avoimuus: Ei vaikutusta
Västäräkki	0	++	Pienipiirteisyys: Voimakas positiivinen vaikutus
Keltasirkku	--	0	Avoimuus: Voimakas negatiivinen vaikutus Pienipiirteisyys: Ei vaikutusta
Viitakerттunen	0	0	Avoimuus: Ei vaikutusta
Luhtakerттunen	0	0	Pienipiirteisyys: Ei vaikutusta
Ruisräikkä	0	0	
Pikkulepinkäinen	0	0	

## Maisemarakenteen vaikutus lintuyhteisöön

Epäsuora ordinaatioanalyysi (DCA) erotteli varsinaiset peltolinnut reuna- ja pensaikkolajeista. Ensimmäinen akseli heijasteli vaihtelua avoimesta peltoympäristöstä pienipiirteisempään ympäristöön ja metsänreunaan. Toinen akseli liittyi asutukseen ja laikkujen runsauteen.

Myös suorassa ordinaatioanalyysissä (RDA) muodostui ensimmäiselle akselille gradientti laajoilta avoimilta peltoaukeilta pienille aukeille ja reunan läheisyyteen. Toinen akseli heijasteli maisemarakenteen heterogeenisyyttä ja siinä erityisesti viljelemättömien maisemarakenteiden merkitystä. Lajikohtaisesti päätulos on esitetty taulukossa 6, jossa esitetään tulkinnat ympäristögradienttien merkityksestä. Maisemarakennetta kuvaavien ympäristömuuttujien lisäksi analyysissä oli mukana spatiaalisia muuttujia, joiden kautta mitattiin laskenta-alueiden sijainnin merkitystä lajeille; ympäristömuuttujien osuus selitetystä vaihtelusta oli selvästi suurempi (81 %) kuin spatiaalisten muuttujien (13 %) tai niiden yhteisvaikutuksen (6 %).

Monimuuttujaregressioanalyysien (spatial lag regression models) tulokset ympäristömuuttujien

merkityksestä koko yhteisön sekä erikseen aitojen peltolintujen ja pensaikko- ja reunalintujen laji- ja parimäärille on esitetty taulukossa 7.

Kaikissa malleissa avoimien ojien pituudella oli merkittävä positiivinen vaikutus. Muista muuttujista viljelemättömien kuvioiden luomalla heterogeenisyydellä, jota laikkujen määrä kuvastaa, oli positiivinen vaikutus kaikkien lajien ja reunalajien tiheyteen ja lajimäärään. Pienipiirteisyyttä luovilla maisemarakenteilla, kuten pienillä saarekkeilla, pensaiden ja puiden reunustamilla ojilla, ojien ja teiden pientareilla, puukujanteilla sekä ladoilla ympäristöineen, oli merkitsevä positiivinen vaikutus reunalajien tiheyteen. Asutuksella oli negatiivinen vaikutus aitojen peltolintujen ja teiden pituudella pensaikko- ja reunalintujen tiheyteen.

Maiseman avoimuus vaikutti positiivisesti aitoihin peltolintuihin ja negatiivisesti pensaikko- ja reunalajeihin. Peltojen käyttölajeista kevätiljoilla oli positiivinen vaikutus lajimääriin, mutta negatiivinen vaikutus pensaikko- ja reunalajien tiheyteen. Nurmien, laitumien ja syysviljojen (joita tutkimusalueilla oli hyvin vähän) vaikutus oli positiivinen aitojen peltolintujen tiheydelle sekä kaikkien lajien ja aitojen peltolintulajien lajimäärälle. Eri viljely-

**Taulukko 7.** Aitojen peltolintujen ja reuna- ja pensaikkolajien kokonaistiheyden (D) ja lajimäärän (S) vaihtelun selittämiseksi tehdyn monimuuttujaregressioanalyysin tulokset (yksityiskohdat artikkelissa Vepsäläinen ym. 2007b). Merkit ilmaisevat ympäristömuuttujien regressiokertoimien merkitsevyydet (positiivinen ja negatiivinen vaikutus, kolme merkkiä  $p < 0,001$ , kaksi merkkiä  $p < 0,01$ , yksi merkki  $p < 0,05$ , merkki sulussa  $p < 0,10$ ). Avomaa viittaa aitoihin peltolintuihin ja reuna pensaikko- ja reunalajeihin.

Muuttuja	D kaikki	D avomaa	D reuna	S kaikki	S avomaa	S reuna
<b>Parametrit:</b>						
Leikkauspiste	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>rho</i>	+++	+++	+	+	ns	ns
<b>Maankäyttö:</b>						
Kevätviljat	(-)	ns	---	+++	+++	(+)
Nurmi, laidun, syysvilja	ns	+++	ns	+++	+++	(+)
Kesannot	ns	ns	ns	+++	++	ns
2-sirkkaiset	ns	(+)	--	ns	+++	ns
<b>Maisemarakenne:</b>						
Asutus	-	-	ns	ns	ns	ns
Ympäristön maisema	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Avoimuus (per 100m)	ns	+++	-	(+)	(+)	ns
Laikkujen määrä	+++	ns	+++	+++	ns	+++
Pienipiirteiset maisemaelementit	ns	ns	+	ns	ns	ns
Ojien pituus	+++	+++	+	+++	+++	+++
Teiden pituus	(-)	ns	---	ns	ns	ns
<b>Maantiede:</b>						
Pohjoisuus (x)	ns	ns	ns	---	---	-
Itäisyys (y)	ns	ns	+	(+)	+	ns
<b>Mallin testaus:</b>						
LR testisuure (spatial lag)	18,6***	8,82***	4,13*	4,40*	ns	ns
Pseudo R <sup>2</sup>	0,337	0,384	0,350	0,543	0,530	0,297
Moranin I (lag model residuals)	0,013	0,014	-0,006	0,046	-0,029	0,030

käyttötyypeillä oli enemmän merkitystä lajimäärille kuin tiheyksille, joskin nurmilla, laitumilla ja syysviljoilla oli merkittävä vaikutus myös aitojen peltolintujen tiheydelle. Intensiivisimmin viljellyt kasvit, kevätiljat ja kaksisirkkaiset, vaikuttivat negatiivisesti reuna- ja pensaikkolajien tiheyteen. Tutkimusalueiden sijainnilla ei liene ollut merkitystä tiheyksille ja lajimäärille, sillä regressiokertoimet olivat hyvin pieniä, vaikka jotkut niistä olivatkin tilastollisesti merkitseviä.

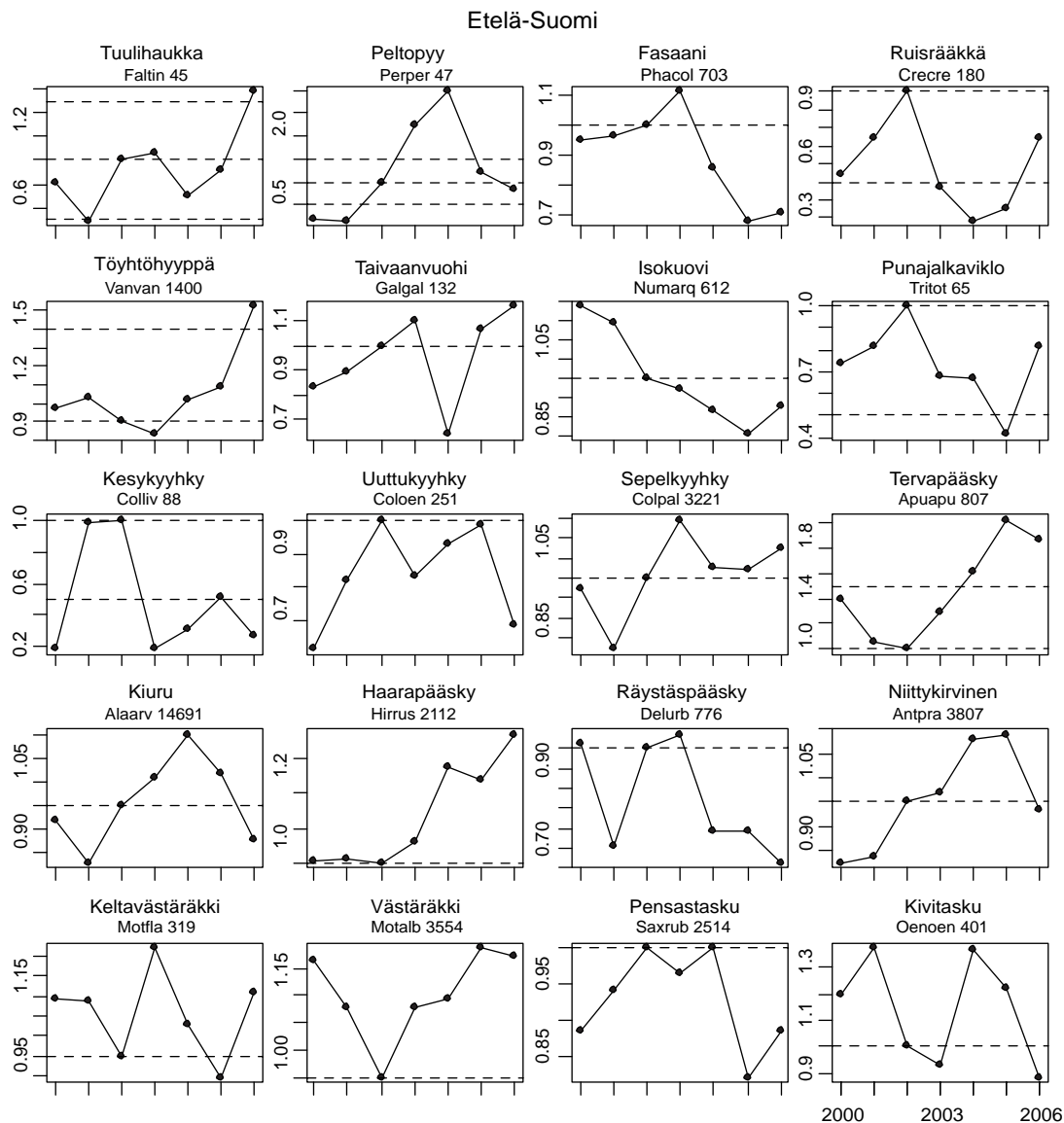
Spatiaalisille regressiomalleille ei voida laskea tavanomaisia selitysasteita, mutta pseudo-R<sup>2</sup>, joka on mallin ennustamien selitettävän muuttujan arvon suhde havaittuun, antaa karkean arvion mallin selitysasteesta. Sen arvoja voidaan pitää kohtuullisen korkeina (taulukko 7). Parametrin rho sekä todennäköisyysuhteen testiarvo (LR) osoittavat että spatiaalinen autokorrelaatio oli erittäin merkitsevää tiheysmalleissa sekä kokonaislajimäärän mallissa. Toisaalta Moranin I:n arvot osoittavat, että autokorrelaatio-ongelma saatiin hallittua muodostetuilla autoregressiivisillä malleilla (Vepsäläinen ym. 2007b).

Pihan ym. (2007c) mallinnuksen tuloksena oli, että ympäristömuuttajat selittivät pääosan lintuyhteisön diversiteetin, lajimäärän ja kokonaisrunsau-

den vaihtelusta joko suoraan paikallisella tasolla (tutkimusruutu) tai paikallisen tason ja maisematason yhteisvaikutuksena. Maankäyttö, erityisesti pellon ja metsän suhde, sekä alueellisella tasolla ilmastogradientit (etelä-pohjoinen ja länsi-itä) selittivät hyvin lintuyhteisössä (Shannon-Wiener-diversiteetti-indeksi, lajimäärä, kokonaisrunsaus) havaittavaa vaihtelua (selitysasteet 52–77 %). Lisäksi tärkeitä lintuyhteisön rakennetta määrääviä tekijöitä olivat alhaisen intensiteetin maatalousmaan, maaseutuasutuksen ja runsaan elinympäristökirjon luoma maisemarakenteen mosaikkimaisuus.

## Tarkastelu

Onko ympäristöohjelman toimenpiteillä merkitystä linnuston monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta? Suomessa kuten muuallakin Euroopassa on ollut muutaman vuosikymmenen ajan käynnissä maatalousympäristön linnuston köyhtyminen (esim. Donald ym. 2001, 2006, PECBMS 2007). Maatalouden tehostumisen myötä köyhtymisketjityksen odotetaan leviävän myös aiemmin siltä säästyneisiin maihin (Herzon 2007). Köyhtymisen pysäyttäminen ja monimuotoisuuden säilyttämi-



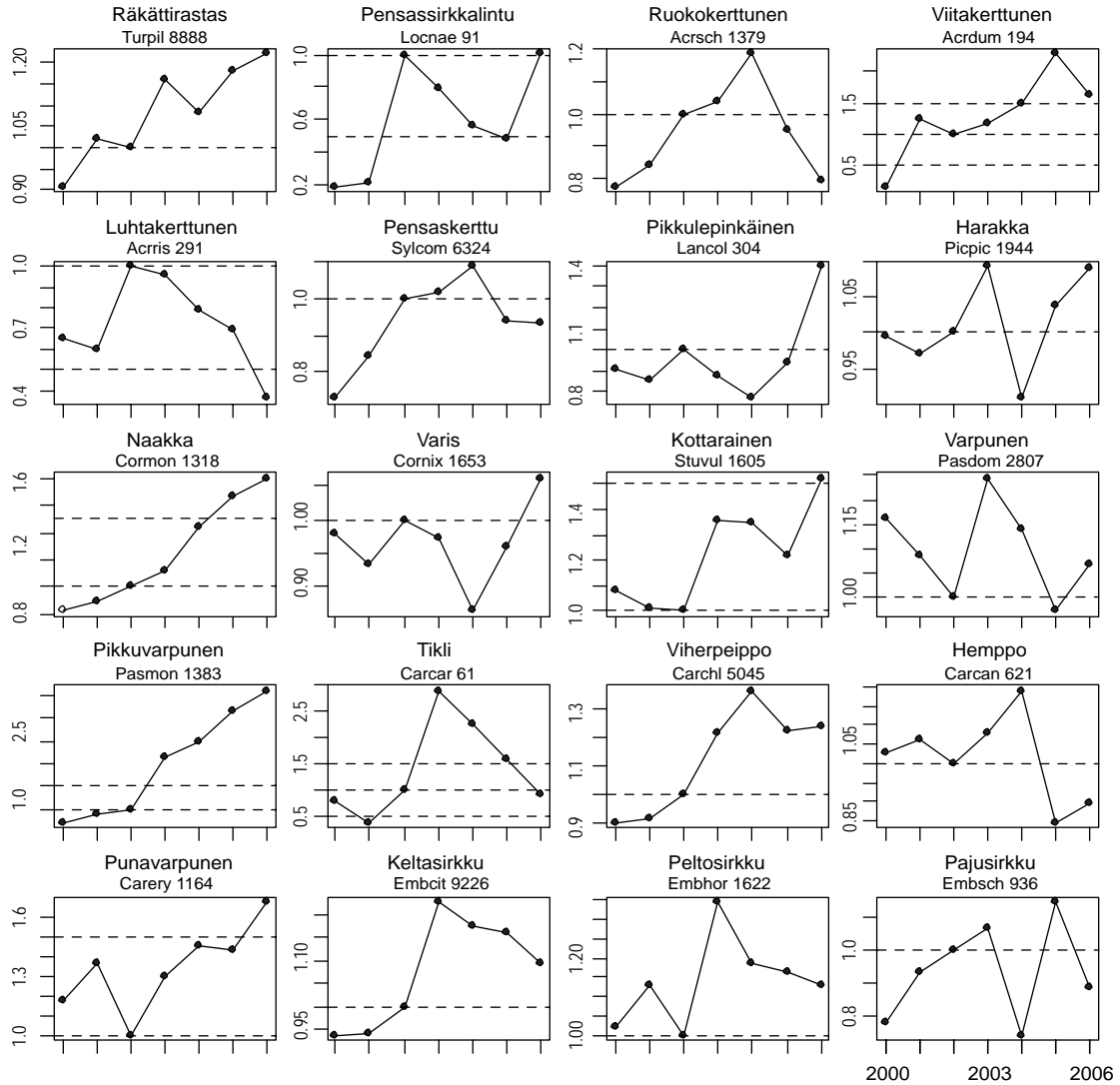
**Kuva 3.** Maatalousympäristön lajien kannanmuutosindeksit (TRIM) Etelä-Suomessa vuosina 2000–06. Vertailuvuodeksi asetettiin 2002 (indeksi-arvo = 1), koska menetelmää muutettiin silloin lisäämällä maastotyöhön kolmas laskentakerta. Tällä on todennäköisesti merkitystä laskentatuloksen kannalta.

nen ja mahdollisesti kehityksen kääntäminen kohti suurempaa monimuotoisuutta ovat mahdollisia, kun toimenpiteet kohdistuvat niiden ympäristömuutosten poistamiseen tai kompensoimiseen, jotka aiemmin ovat negatiivisen kehityksen aiheuttaneet. Suomen maatalousympäristön linnuston pitkäaikaismuutoksen syynä ovat pääosin sellaiset elinympäristömuutokset, jotka ovat aiheutuneet maataloustuotannon erikoistumisesta ja tehostumisesta. Tärkeimpiä ympäristömuutoksia ovat olleet monivuotisten nurmien ja laidunten väheneminen karjatalouden laaja-alaisen loppumisen myötä sekä monenlaiset maisemarakenteen pieni-piirteisyyden menetykset seurauksena maankäytön tehostumisesta. Lisäksi ravinnon saatavuus on muuttunut rikka- ja piennarkasviston yksipuolisuuden seurauksena ja siitä todennäköisesti seu-

ranneesta siementen ja selkärangattomien eläinten vähenemisestä (Tiainen & Pakkala 2001, Tiainen ym. 2004b). Ovatko siis ympäristöohjelman toimenpiteet vaikuttaneet näihin elinympäristömuutoksiin tai kompensoineet niitä?

Ennen kuin vastaamme kysymykseen, tuomme esille tuloksia muualla julkaisemistamme tutkimuksista, jotka valottavat yksittäisten lajien sekä koko lintuyhteisön tai sen ekologisten ryhmien suhdetta elinympäristöönsä. Miten maatalousympäristön rakenne määrää lintujen esiintymistä ja yhteisön rakennetta? Yksittäisten ympäristötuen toimenpiteiden merkitystä linnustolle voidaan arvioida, kun tunnetaan lintujen ympäristövaatimuksia ja ympäristön piirteiden tai sen muutosten ekologisia vaikutuksia.

## Etelä-Suomi



### Esimerkkilajien suhde maatalousympäristön maisemarakenteeseen ja sen muutokseen

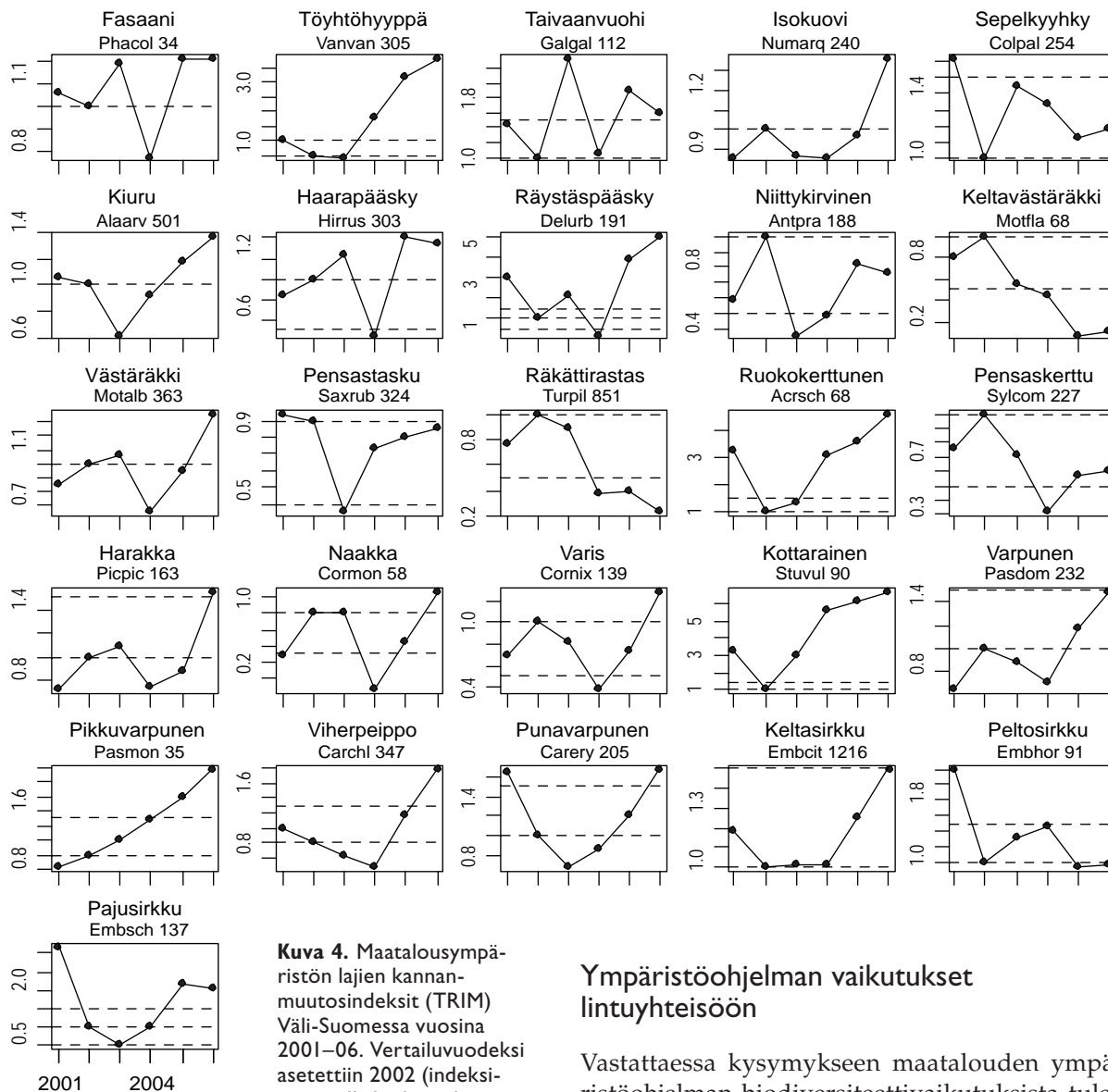
On usein vaikea arvioida, miten tietty elinympäristömuutos tai mikä osa siitä tarkkaan ottaen vaikuttaa lajin esiintymiseen. Lajien esiintymiskuvaan vaikuttavat monet eri tekijät joko erikseen tai yhdessä, ja syy-seuraus-vaikutussuhteiden osoittaminen edellyttää yksityiskohtaista populaatioanalyysiä. Lajin tarvitseman elinympäristön hävitessä syy on selvä, mutta harva lintulaji on täysin riippuvainen mistään yksittäisestä elinympäristöstä. Ennemmin on kyse elinympäristön laadun laaja-alaisesta heikkenemisestä tai monien eri tekijöiden yhteisvaikutuksesta.

Yksityiskohtaisimmin tutkittu esimerkkilaji on kottarainen, jonka Suomen kanta romahti noin 80 % 1970- ja 1980-lukujen aikana (Rintala ym. 2003, Rintala & Tiainen 2007a). Romahdus johtui viime kädessä karjatalouden supistumisesta aiheutuneesta elinympäristömuutoksesta. Laitumet, hei-

näpellot ja nurmet hävisivät, minkä seurauksena lajin pesimistulos heikkeni (Tiainen ym. 1989, Solonen ym. 1991). Karjatalouden voimakkaimman supistumisvaiheen jälkeen kottaraiskanta asettui ympäristön sallimalle uudelle, alhaisemmalle tasolle. Pesimistulos parani entiselleen ja lajin kanta vakaantui; viime vuosina on etelässä ollut havaittavissa pientä kannan kasvuakin (Rintala 2007, Rintala & Tiainen 2007b, c; kuvat 3 ja 4).

Toinen hyvin ymmärretty laji on kiuru, joka suosii elinympäristönään alueita, joilla on paljon monivuotisesti kasvipeitteisiä peltolohkoja (kesanto, nurmi, laidun) ja ojia (suojakaistat) (Piha ym. 2003). Kiurun pesimäkannan suuruus on vaihdellut viime vuosikymmenien aikana pääasiassa sen mukaan, kuinka paljon peltoja on kesannoitu (Tiainen ym. 2001, Piha ym. 2007a). Monivuotisesti kasvipeitteisten peltolohkojen määrä niin tarkasteltavana kuin edellisenäkin vuotena selittää merkittävästi kiurun runsautta (Piha ym. 2007a).

## Väli-Suomi



**Kuva 4.** Maatalousympäristön lajien kannanmuutosindeksit (TRIM) Väli-Suomessa vuosina 2001–06. Vertailuvuodeksi asetettiin 2002 (indeksi-arvo = 1). Laskentakertoja oli Väli-Suomessa aina kolme.

Peltosirkku on puolestaan vähentynyt erittäin voimakkaasti 1990- ja 2000-lukujen aikana (Väisänen 2006). Romahdus liittyy selvästi maisemarakenteen pienipiirteisyyden vähenemiseen (Vepsäläinen ym. 2005a), mutta varsinaista populaatioekologista mekanismia ei vähentymisen takaa ole tunnistettu. Lajin taipumus muodostaa löyhiä pesimäryhmiä nopeuttaa kuitenkin yksittäisten paikallispopulaatioiden häviämistä (Vepsäläinen ym. 2007a). Menestyneimpiin maatalousalueiden lajeihin kuuluvan pikkuarvusen kannanmuutoksen taustalta ei sen sijaan ole tunnistettavissa sellaisia maatalousympäristön muutoksia, joihin ympäristötukiohjelma olisi vaikuttanut (Vepsäläinen ym. 2005b).

## Ympäristöohjelman vaikutukset lintuyhteisöön

Vastattaessa kysymykseen maatalouden ympäristöohjelman biodiversiteettivaikutuksista tulee näkökulmaa laajentaa yksittäisistä lajeista lajiyhteisötasolle. Tutkimme useampaa lähestymistapaa käyttäen maisemarakenteen merkitystä lintuyhteisön rakenteelle. Päätelmiä ympäristöohjelman vaikutuksista voidaan tehdä, kun tunnetaan lintuyhteisön rakennetta määrääviä tekijöitä.

Piha ym. (2007b) tutkivat tuotantotavan (luomu vs. tavanomainen) vaikutusta lintuyhteisön rakenteelle (tarkemmin luvussa 4.6). Maisemarakennetekijät osoittautuivat vaihtelun selittäjinä tuotantotapaa merkittävimiksi. Erityisesti peltojen monivuotiset kasvustot (laidun, nurmi, kesanto) sekä ojien määrä (oja ja suojakaista) olivat tärkeitä selitettäessä aitojen peltolintujen ja avointen reunojen lajien tiheyden, lajimäärän, diversiteetin ja kokonaisbiomassan vaihtelua.

Linnuston kannalta tärkeät maatalousympäristön ominaisuudet liittyvät erilaisten ruohomaiden eli laitumien, nurmien sekä lyhytaikaisten ja

pitkäaikaisten kesantojen runsauteen, maisemarakenteen monipuolisuuteen ja pienipiirteisyyttä luovien elementtien runsauteen. Näistä osa liittyy maatalouden tuotantosuuntaan (nurmet, laitumet) sekä yhteiseen maatalouspolitiikkaan (lyhytaikaiset kesannot), mutta osaan on vaikuttettu myös ympäristöohjelmalla (pitkäaikaiset kesannot, oijen suojakaistat ja vesistöjen suojavyöhykkeet).

Ympäristöohjelma ei kuitenkaan voi vaikuttaa siihen, että muut politiikan alueet edistävät monia toimenpiteitä, jotka koituvat luonnon monimuotoisuuden vahingoksi. Näitä ovat esimerkiksi peltojen peruskuivatustoiminta, jossa valtiolta voi saada tukea purojen ja valtaojien perkaukseen ja kaivuun sekä putkiojen rakentamiseen (Anon. 1999). Pelto lohkojen pirstoutuneisuus ja erilaiset viljelyesteet ovat viljelylle ja pellon käytölle taloudellinen haitta (Myyrä 2001, Karttunen ym. 2002). Maanmittauslaitos toteuttaa tilusjärjestelystrategiansa (Anon. 2003) mukaisia peltotilusjärjestelyitä, joiden tavoitteena on kasvattaa lohkokokoa niiden välisiä ojia putkittamalla ja poistamalla erilaisia viljelyesteitä (Ylikangas 2004). Ylikangas (2004) siteeraa Käytännön Maamiehen 12/2003 pääkirjoitusta, jossa nousee esille keskeisiä linnuston monimuotoisuuteen vaikuttavia seikkoja: "--- Vähemmälle huomiolle on jäänyt se, että investointitukia voi käyttää myös peltojen ja tilusten uudelleenjärjestelyihin ja paranteluihin. Suomessa keskimääräinen lohkokoko on edelleen luvattoman pieni. Pienet ja hajallaan sijaitsevat lohkot ovat merkittävä kustannustekijä maataloudelle. Valtaojien putkitus, kivikkojen

raivaus ja terävien pellonkulmien oikominen on kuitenkin arvokasta puuhaa. ---" Ylläpitämällä juuri näitä piirteitä säilytetään maisemarakenteen pienipiirteisyyttä, joka on linnustolle tärkeää.

Suuri ongelma on myös se, että yhteisen maatalouspolitiikan edellyttämä noin 10 %:n vuotuinen kesannointi on poistumassa vuoden 2008 alussa, eikä uuden ympäristöohjelman kesannointitoimenpide pysty sitä kompensoimaan, ellei sen tukemiselle aseteta erityisiä tavoitteita (Tiainen 2007a). EU:n maatalouspolitiikan ns. terveystarkastuksen yhteydessä on keskusteltu kesannointituen pysyvästä lopettamisesta, joskin samalla komissio huomaa, että on selvitettävä, miten sen mukanaan tuomat ympäristöedut voidaan säilyttää (European Commission 2007). Lintujen kannalta on myös ongelmallista, että viljelijöiltä edellytetään toimenpiteitä oijen varsien pitämiseksi pensaattomina. Tämä ei kuitenkaan merkitse sitä, että täysin yhtenäinen tiheä pensasvyöhyke olisi paras vaihtoehto linnustolle – yhtä vähän kuin, että mikään eliöryhmä hyötyisi täysin avoimestakaan ojanvarresta, jonka mikroilmasto on ankarampi kuin pensaiden tarjotessa suojaa esimerkiksi tuulilta.

### Onko ympäristöohjelma vaikuttanut lajien kannankehitykseen?

Tämän tutkimuksen tulosten mukaan toisen ympäristöohjelmakauden aikana (2000–06) kuuden maatalousympäristön pesimälintulajin kannat ovat vähentyneet, viiden lajin runsastuneet ja 27 lajin vaihdelleet, mutta pysyneet enemmän tai vähemmän samalla tasolla (taulukko 5). Vähentyneistä lajeista isokuovi, räystäspääsky ja keltävästäräkki jatkoivat edellisten vuosikymmenien aikaista taantumistaan, kun taas pensastaskun, fasaanin ja punajalkaviklon kohdalta ei taantumista nyt käytettävissä olleiden kartoitusaineistojen nojalla ollut aiemmin havaittavissa (taulukko 6). Runsastuneista lajeista töyhtöhyypän ja kottaraisen aiempi väheneminen lakkasi 1990-luvulla ja kääntyi sen jälkeen nousuun, ja sepelkyyhky, naakka ja pikkuarvunen jatkoivat aiempaa runsastumistaan. Ennen vuotta 1984 runsastuneista lajeista isokuovi, ruokokertunen, punavarvunen, peltosirkku ja pajusirkku vähenivät 1900-luvun lopulla ja isokuovi edelleen 2000-luvulla. Monien ennen vuotta 1984 tai vuosina 1984–2000 runsastuneiden tai vähentyneiden lajien kantojen kehitys jatkui samanlaisena tai päinvastaisena 2000-luvulla tai kannoissa ei ollut havaittavissa selkeää muutosta (taulukko 6), mutta hyvin harvan lajin kohdalla 2000-luvun myönteinen kehitys tai taantuvan kehityksen taittuminen on luettavissa seuraukseksi ympäristöohjelman toimenpiteistä. Tässä tutkimuksessa tai tähän liit-



Juha Tiainen

Pesivät ja pesimättömät kurjet ruokailevat nykyään yleisesti pelloilla, mutta eivät pesi siellä. Monien oijen pilkkomassa peltomaisemassa, jossa lohkojen välillä on runsaasti kasvustovaihtelua, pesimälinnuston lajimäärä ja paritiheys ovat suuria.



tyvissä muualla julkaisemissamme tutkimuksissa on analysoitu parinkymmenen taulukossa 5 esiintyvän lajin suhdetta niihin elinympäristöpiirteisiin, joihin ympäristöohjelmalla vaikutetaan tai ei pystytä vaikuttamaan (aidot peltolinnut sekä reuna- ja pensaikkolajit). Ympäristöohjelman toimenpiteistä hyötyneitä lajeja olivat kiuru, niittykirvinen ja töyhtöhyyppä, mahdollisesti myös isokuovi, kottarainen ja pensastasku. Lintuja hyödyttäviä toimenpiteitä olivat erityisesti kesannointi ja suojakaistat sekä maisemarakennetta ylläpitävät toimet. Myös luomuviljelyllä näytti olevan jonkun verran joitakin lajeja hyödyttäviä vaikutuksia (luku 4.6). Ympäri- vuotisella kasvipeitteisyysvaatimuksella oli suoria vaikutuksia siltä osin kuin sitä toteutettiin kesannoinnin ja syysviljojen viljelyn avulla. Kasvipeitteisyysvaatimus on lisännyt ilman muokkausta tapahtuvaa suorakylvöä, jonka vaikutuksia emme ole tutkineet, mutta joka näyttäisi hyödyttävän monia avoimella pellolla pesiviä ja ruokailevia lajeja (julkaisemattomat havainnot).

Lopullista arvioita ympäristöohjelman vaikutuksista maatalousympäristön pesimälinnustolle ei voida vielä esittää, sillä yksityiskohtaisempia analyyseja maisemarakenteen vaikutuksesta pellon metsälajien ja maaseudun pihalajien esiintymiselle ja runsaudelle ei ole vielä tehty. Lisäksi 1980- ja 1990-lukujen vertaileva aineisto ei ollut vielä tätä raporttia kirjoitettaessa kokonaisuudessaan käytettävissä. Alustavana arviona voidaan kuitenkin todeta, että ympäristöohjelman vaikutukset ovat vaatimattomia. Tämä johtuu siitä, että ohjelman toimenpiteillä ei ole merkitystä kovin suuren laji- joukon kannalta. Kuitenkin toimenpiteillä näyttää olevan positiivinen vaikutus muutamien lajien kannankehitykselle. Ohjelman suurena puutteena on pidettävä sitä, että se ei pysäytä linnuston kannalta haitallisia maisemarakenteen muutoksia, ennen muuta karjatalouden loppumista ja pieni- piirteisyyden vähenemistä.

## Kirjallisuus

- Aakkula, J., Lankoski, J. & Miettinen, A. 2004: Maatalouspolitiikan ja biodiversiteetin suhde. Ss. 300–312 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki.
- Anon. 1997: Laki peruskuivatustoiminnan tukemisesta. – Suomen lakikokoelma. N:o 947.
- Anon. 2000: Horisontaalinen maaseudun kehittämisohjelma. Helsinki, 176 s. + 58 liitesivua.
- Anon. 2003: Maanmittauslaitoksen tilusjärjestelystrategia 2002–2006. – Ss. 19–35 PETI-hankkeen loppuraportissa. [http://www.maanmittauslaitos.fi/Tietoa\\_maasta/Maanmittaus\\_toimitukset/Tilusjärjestelyt/Keski-Suomen\\_peltojen\\_tilusrakenneselvitys](http://www.maanmittauslaitos.fi/Tietoa_maasta/Maanmittaus_toimitukset/Tilusjärjestelyt/Keski-Suomen_peltojen_tilusrakenneselvitys).
- Anselin, L. 2002: Under the hood – issues in the specification and interpretation of spatial autoregression models. – *Agr. Econ.* 27: 247–267.
- Donald, P. F., Green, M. E. & Heath, M. F. 2001: Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. Royal Soc. London B* 268:25–29.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D. & Pain, D. J. 2002: The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 89:167–182.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & van Bommel, F. P. J. 2006: Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 116:189–196.
- European Commission 2007: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Preparing for the "health check" of the CAP reform. – [http://ec.europa.eu/agriculture/healthcheck/sumnote\\_fi.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/healthcheck/sumnote_fi.pdf). Ks. myös: Vilja-ala: Komissio ehdottaa kesannointivoiteprosentin vahvistamista nolaksi syksyn 2007 ja kevään 2008 kylvöissä. Press Releases Rapid IP/07/110. Maatalous: Yhteisen maatalouspolitiikan terveystarkastus ja virtaviivaistaminen uusiin haasteisiin. Press Releases Rapid IP/07/1720.
- Helenius, J., Hyvönen, T. & Tiainen, J. 2004: Maatalousekosysteemi. – Ss. 62–74 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki.
- Herzon, I. 2007: Ode to a skylark: Agricultural intensification and farmland birds in the Baltic region. – Väitöskirja, Helsingin yliopisto.
- Hill, M. O. & Gauch, H. G., Jr. 1980: Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42: 47–58.
- Honkala, J. & Saurola, P. 2006: Peltolintuvuosi 2005 – monien ennätysten vuosi. – *Linnut-vuosikirja* 2005: 9–22.
- Härmä, P., Teiniranta, R., Törmä, M., Repo, R., Järvenpää, E. & Kallio, M. 2004: Production of CORINE2000 land cover data using calibrated LANDSAT 7 ETM satellite image mosaics and digital maps in Finland. IGARSS 2004, IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings, 20–24 September 2004, Anchorage, Alaska, vol. 4. 2703–2706.
- Karttunen, J., Mattila, P., Myyrä, S. & Uusitalo, P. 2002: Esteiden aiheuttamien haittojen arvo peltoviljelyssä. – *Maa- ja elintarviketalous* 14, 59 s. + 5 liitettä.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998: *Numerical ecology*. – Elsevier, Amsterdam, 2. painos.
- Lehikoinen, E., Gustafsson, E. & muut 2003: *Varsinais-Suomen linnut*. – Turun Lintutieteellinen Yhdistys r.y. Turku.
- Myyrä, S. 2001: Tilusrakenteen taloudelliset vaikutukset. – Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos. Selvityksiä 1/2001, 30 s.
- PEBCMS 2007: The state of Europe's common birds 2007. – CSO/RSPB, Prague, Czech Republic. Ks. myös <http://www.ebcc.info/pebcm.html>.
- Piha, M. 2007: Spatial and temporal determinants of Finnish farmland bird populations. – Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos

- Piha, M., Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J. & Rintala, J. 2001: Trends of breeding bird populations in Finnish farmland. – Poster and Abstract at the 15th Int. Conf. European Bird Census Council.
- Piha, M., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2003: Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* at territory and landscape scales in agricultural landscapes of southern Finland. – *Ornis Fennica* 80: 97–110.
- Piha, M., Lindén, A., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2007a: Linking weather and human induced habitat changes to population dynamics of a farmland passerine bird. – *Annales Zoologici Fennici* 44: 20–34.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007b: Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. – *Biological Conservation* 140: 50–61.
- Piha, M., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007c: Modelling diversity and abundance of Finnish farmland birds – landscape characteristics define the diversity and conservation hotspots. – Julkaisematon käsikirjoitus.
- Piironen, J., Tiainen, J., Pakkala, T. & Ylimaunu, J. 1985: Suomen peltolinnut 1984. – *Lintumies* 20: 126–138.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rintala, J. 2007: Dynamics of Finnish starlings in 1951–2005: from monitoring to population modelling. – Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos
- Rintala, J., Tiainen, J. & Pakkala, T. 2003: Population trends of the Finnish Starling *Sturnus vulgaris*, 1952–1998, as inferred from annual ringing totals. – *Annales Zoologici Fennici* 40: 359–379.
- Rintala, J. & Tiainen, J. 2007a: Indexing long-term regional bird population dynamics with nestling ringing data. – *Annales Zoologici Fennici* 44: 115–140.
- Rintala, J. and Tiainen, J. 2007b. A model incorporating a reduction in carrying capacity translates brood size trends into a population decline: the case of Finnish starlings, 1951–2005. – *Oikos* 117: 47–59.
- Rintala, J. and Tiainen, J. 2007c. Age-structured modelling of a passerine bird: delayed density-dependence turns into ten-year cyclic dynamics as documented in national ringing data, 1951–2005. – Julkaisematon käsikirjoitus.
- Solonen, T., Tiainen, J., Korpimäki, E. & Saurola, P. 1991: Dynamics of the Finnish Starling *Sturnus vulgaris* populations in recent decades. – *Ornis Fennica* 68: 158–169.
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. – Ss. 26–40 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2000: Maatalousympäristön linnuston muutokset ja seuranta Suomessa. – *Linnut-vuosikirja* 1999: 98–105.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2001: Birds. – *BirdLife Finland Conservation Series* 3: 33–50.
- Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1985: Lammin peltolinnuston muutokset puolen vuosisadan aikana. – *Lintumies* 20:30–42.
- Tiainen, J., Hanski, I. K., Pakkala, T., Piironen, J. & Yrjölä R. 1989: Clutch size, nestling growth and nestling mortality of the Starling *Sturnus vulgaris* in south Finnish agroenvironments. – *Ornis Fennica* 66: 41–48.
- Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J., Rintala, J. & Sirkiä, J. 2001: Long-term population development of Skylarks *Alauda arvensis* in Finland. – Pp. 11–24 in Donald, P. F. & Vickery, J. A. (eds.), *The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis**. RSPB, Sandy, UK.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Seimola, T., Ekroos, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2004a: Maatalousympäristön pesimälinnuston seuranta. – *Suomen ympäristö* 709: 92–109.
- Tiainen, J., Piha, M., Piironen, J., Rintala, J. & Vepsäläinen, V. 2004b: Maatalousympäristön pesimälinnusto. – Ss. 147–163 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Holmström, H. & Seimola, T. 2005: Viljelyaukeiden pesimälinnuston monimuotoisuus (Odlingsfältens häckande fåglars mångfald). – Teoksessa Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.), *Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi (Naturens mångfald i jordbruksområden på Åland och utvärderingen av jordbrukets miljöstödes inverkan)*. Suomen Ympäristö 734: 55–69, 159–173.
- Tiainen, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2007a: Kesantojen merkitys pesimälinnustolle. – Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110:70–80. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007b: Suomen maatalousympäristön linnuston muutos 2000-luvulla. – *Linnut-vuosikirja* 2006: 100–108.
- Tiainen, J., Rintala, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T., Vepsäläinen, V. & Väisänen, R. A. 2007c: Linnut maatalousympäristön luonnon monimuotoisuusindikaattorina. – Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110:215–232. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Tiainen, J. & Rintala, J. 2007: Kulttuuriympäristön riistan lumijälkilaskennat talvella 2007. – *Metsästäjä* 56(3):50–52.
- Venäläinen, A., Tuomenvirta, H., Pirinen, P., Drebs, A. 2005: A Basic Climate Data Set 1961–2000 – description and Illustration. – Reports 2005, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.
- Vepsäläinen, V. 2007: Farmland birds and habitat heterogeneity in intensively cultivated boreal agricultural landscapes. – Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005a: Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 42: 91–107.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2005b: Population dynamics and colonisation characteristics of the Tree Sparrow in the agricultural landscapes of southern Finland. – *Ornis Fennica* 82: 117–128.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2007a: Importance of breeding-groups on territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. – *Annales Zoologici Fennici* 44: 8–19.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2007b: Habitat heterogeneity and diverse cultivation benefit farmland birds in boreal cereal dominated arable landscapes. – Julkaisematon käsikirjoitus.
- Väisänen, R. A. 2006: Maalinnuston kannanvaihtelut Etelä- ja Pohjois-Suomessa 1983–2005. – *Linnut-vuosikirja* 2005: 83–98.
- Ylikangas, V. 2004: Peltotilusjärjestelyjen tarve ja mahdollisuudet Suomessa. – Maanmittauslaitoksen julkaisu nro 95, 24 s. + liitteet.
- Yrjölä, R., Tiainen, J. & Södersved, J. 1986: Peltolinnuston muutokset Nummella neljännevuosisadan aikana. – *Lintumies* 21:19–23.



Monipuoliseen maatalousmaisemaan kuuluu sekä oijen pilkkomia peltoja, laitumia, pihapiirejä ja vesistöä että vaihtelevan kokoisia metsäsaarekkeita.

## 4.5 Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle

*Sonja Kivinen, Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Miska Luoto, Juha Helenius ja Kimmo Härjämäki*

### Johdanto

Maatalousmaisema on ihmistoiminnan muovaama ympäristö, joka rakentuu abioottisten tekijöiden, kuten topografian, maaperän ja ilmaston, bioottisten toimintojen sekä sosio-ekonomisten, poliittisten ja kulttuuristen tekijöiden vuorovaikutuksesta. Maisema on dynaaminen kokonaisuus, joka on jatkuvien muutosprosessien, kuten luonnollisen suksession ja ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena (Turner 2005). Se on mittakaavaltaan konkreettisin tarkastelutaso, jolla sosio-ekonomiset prosessit ja

ekologiset prosessit kohtaavat, vuorovaikuttavat ja tulevat näkyviksi (Redman ym. 2004). Suomalaisen maatalousmaiseman kehityskaari kulkee esihistoriallisen ajan avoimen maatalousmaan vähittäisestä lisääntymisestä perinteisen maatalouden ajan pelto-niittytalouteen ja edelleen viime vuosisadan puolivälissä alkaneeseen maatalouden uudenai-kaistumiseen, maankäytön tehostumiseen ja tuotannon alueelliseen erilaistumiseen (Soininen 1974; Tiainen 2004).

Maatalousluonnon monimuotoisuus on vähentynyt viime vuosikymmeninä niin Suomessa kuin

muuallakin Euroopassa (Krebs ym. 1999; Tiainen ym. 2004). Maankäytön muutokset heijastuvat ekologiin toimintoihin maisemassa ja siten alueen lajiston monimuotoisuuteen (Stoate ym. 2001; Reger ym. 2006). Maatalousalueiden maisemarakenteen on havaittu yksinkertaistuvan Euroopassa toisaalta tehostuvan maatalousmaan käytön ja toisaalta maatalouden marginalisoitumisen myötä (Jongman 2002). Lajistollisesti arvokkaiden elinympäristöjen pinta-ala on vähentynyt, ja jäljelle jääneet elinympäristölaikut ovat tyypillisesti pirstoutuneet pienemmiksi ja sijaitsevat yhä kauempana toisistaan. Sopivien elinympäristöjen väheneminen johtaa niissä elävien maatalousympäristöjen lajien harvinaistumiseen ja jopa häviämiseen (Dunning ym. 1992; Waldhart 2003).

Monimuotoisuuden turvaaminen vaatii ajankohtaista tietoa eri eliölajien esiintymisestä ja runsauksista sekä lajistolle tärkeiden elinympäristöjen määrästä. Maisemaekologian keskeisintä aluetta on ekologisten prosessien ja maiseman spatiaalisten rakenteiden suhteiden tarkastelu. Maisemarakenteella tarkoitetaan tutkittavan alueen jakautumista elinympäristölaikkuihin, ja sitä voidaan kvantitatiivisesti mitata esimerkiksi eri elinympäristölaikkujen määrän ja pinta-alan sekä näiden laikkujen spatiaalisen järjestäytymisen suhteen (Turner 2005). Maisemarakenteen peruselementtejä ovat laikut, käytävät ja tausta-alueet (matriisit). Esimerkiksi voidaan tarkastella niittylaikkujen määrää, niiden muodostamia käytävä-rakenteita vaikkapa joen varressa tai niittyjä ympäröivien elinympäristöjen (matriisin) ominaisuuksia. Maisemaekologian analyysien avulla voidaan tunnistaa monimuotoisuuden kannalta arvokkaita alueita: maisemarakenne kuvaa siten alueen ekologista tilaa (Luoto 2000, Luoto ym. 2001).

Paikkatietojärjestelmät tarjoavat mahdollisuuden maisemarakenteen analysointiin ja maisemarakenteen ja lajiston välisten suhteiden tarkasteluun. Tietoa tarkasteltavan alueen elinympäristöistä saadaan esimerkiksi kaukokartoitusaineistojen, kuten ilmakuvien ja satelliittikuvien tulkinnan avulla. Ilmakuvat mahdollistavat pienipiirteisimpienkin maisemaelementtien huomioon ottamisen, kun taas satelliittikuvista tehdyt elinympäristöluokitukset ovat yleistetympiä kuvien pienemmän erotuskyvyn vuoksi. Paikkatietojärjestelmien avulla voidaan myös tehdä muutostulkinta-analyyseja maisemarakenteesta. Muutosten ja niitä aiheuttavien mekanismien selvittämisen avulla voidaan tunnistaa elinympäristöjä ja alueita, jotka ovat alttiita muutoksille tulevaisuudessa, mikä on oleellista maankäytön suunnittelun ja suojelutoimenpiteiden kannalta (Ihse 1995; Reger ym. 2006).

Heterogeenisen, erilaisista elinympäristölaikuisista muodostuvan mosaikkimaisen maatalousmaiseman on havaittu olevan avaintekijä maatalousympäristöjen lajien monimuotoisuuden säilyttämisessä (Benton ym. 2003). Valtaosa maatalousympäristöjen kasveista ja eläimistä on avoimissa ja puoliavoimissa elinympäristöissä viihtyviä lajeja. Monet tutkimukset ovat osoittaneet perinteisen karjatalouden luomien elinympäristöjen, perinnebiotooppien, kuten niittyjen ja hakamaiden, olevan maatalousympäristön runsaslajisimpia alueita (Duelli ym. 2003, Kuussaari ym. 2007a). Niiden vähenemistä ja jäljellä olevien elinympäristölaikkujen eristymistä ja laadun heikkenemistä pidetään tärkeimpänä syynä maatalousluonnon monimuotoisuuden vähenemiselle Suomessa (Pykälä 2001, Vainio ym. 2001, Luoto ym. 2003). Muita maatalousympäristöjen lajistolle arvokkaita elinympäristöjä ovat muun muassa pientareet, jotka ravinnon ja suojan lisäksi voivat tarjota leviämisreittejä elinympäristölaikkujen välillä (Marshall & Moonen 2002), ja joiden runsauden ja vaihtelevuuden on osoitettu olevan tärkeää tavanomaisen maatalousluonnon eliöille (Schweiger ym. 2005, Herzon 2007). Myös eri-ikäiset kesannot ja hylätyt pellot monipuolistavat maatalousmaiseman elinympäristövalikoimaa ja lajistoa (Corbet 1995, Kuussaari ym. 2007b).

Maisemarakenteen ja lajiston monimuotoisuuden välinen suhde on monimutkainen, sillä eri eliöt reagoivat eri tavoin ympäristötekijöihin. Nämä erot aiheutuvat muun muassa eliöiden erilaisesta liikkumiskyvystä ja elinympäristövaatimuksista (Dauber ym. 2003; Jeanneret ym. 2003). Samoin eliöt reagoivat elinympäristöönsä erilaisissa tilaskaaloissa ja siten tarkasteluun valittu mittakaava vaikuttaa havaittuun eliöiden ja maisemarakenteen väliseen suhteeseen (Wiens 1989; Levin 1992). Maisemaekologinen tutkimus auttaa ymmärtämään spatiaalisen monimuotoisuuden syitä ja seurauksia eri skaaloissa. Tulosten tarkastelussa ja soveltamisessa käytäntöön tulee ottaa huomioon myös viive eliölajien populaatioiden reagoimisessa elinympäristöjen muutokseen. Laji saattaa vielä esiintyä tietyllä paikalla, vaikka olosuhteet sen pysyvälle esiintymiselle eivät enää täyty. Tämä johtaa lajin häviämiseen ajan myötä, ellei elinympäristöjen määrässä ja laadussa tapahdu uusia muutoksia, jotka mahdollistavat lajin populaatioiden vahvistumisen (Tilman ym. 1994, Hanski & Gilpin 1997, Lindborg & Eriksson 2004).

MYTVAS-seurantatutkimuksen väliraportissa tarkasteltiin maatalousmaiseman rakennetta, maisemarakenteen muutosta 1990-luvun aikana ja eri eliöryhmien suhdetta maisemarakenteeseen (Luoto ym. 2004). Nyt käsillä oleva raportti jakautuu neljään osaan:

- (I) Tutkimusalueiden maisemarakenteesta vuodesta 1990 vuoteen 2005 tapahtuneet muutokset.
- (II) Aiempaa perusteellisempiin tilastollisiin analyyseihin perustuvat tulokset maisemarakenteen vaikutuksista kasvien ja hyönteisten lajimääriin 25 hehtaarin tutkimusalueilla.
- (III) Maisemarakenteesta tapahtuneiden muutosten suhde lajistollisessa monimuotoisuudessa tapahtuneisiin muutoksiin.
- (IV) Tutkimusalueilla sijainneiden vesistön suoja-kaistojen ja valtaojan piennarten toteutuneet leveydet.

## Aineisto ja menetelmät

### Maisemarakenteen muutokset 1990–2005

Maatalousmaiseman rakenteen tarkastelu perustui satunnaisruutututkimuksen 58:aan, kooltaan neliökilometrin suuruiseen tutkimusruutuun (ks. Kuussaari ym. 2004). Nämä neliökilometrin ruudut sisälsivät kukin yhteensä 20 kappaletta 50 m pituisia tutkimuslohkoja, joilta lajiaineistot kerättiin. Tutkimuslohkot sijaitsivat neliökilometrin ruuduissa kahdessa eri neljänneksessä (10 lohkoa/neljännes). Muutostulkinta-analyysi suoritettiin sekä neliökilometrin ruutujen että lajilaskennat sisältävien neljännesneliökilometrin ruutujen tasolla. Maisemarakennetarkastelun ensimmäinen ajanjakso koostuu vuosina 1988–1993 kuvatuilta ilmakuvilta ja toinen ajanjakso vuosina 1995–2001 kuvatuilta ilmakuvilta tehdystä elinympäristötulkinnasta. Ilmakuvilta digitointiin eri elinympäristötöyypit, joiden pääluokat on esitetty taulukossa 1 (tarkempien digitointiluokkien kuvaus, ks. Luoto ym. 2004). Kolmannen ajanjakson maisemarakente selvitettiin maastokäyntien avulla kesällä 2005 vertaamalla maastossa havaittuja elinympäristöjä toisen ajanjakson elinympäristötulkintaan. Muutostulkinnassa käytettiin yhteensä 50 neliökilometrin ruutua ja 100 neljännesneliökilometrin ruutua, koska ilmakeu-aineistoa ei ollut saatavana kaikista 58 ruudusta 1990-luvun alusta.

Maisemarakennetarkastelussa verrattiin kolmen ajanjakson, 1990-luvun alun, 1990-luvun lopun ja vuoden 2005 välillä tapahtuneita muutoksia eri elinympäristöjen pinta-aloissa. Samoin tarkasteltiin vuosien 2001 ja 2005 välillä tapahtuneita muutoksia lajiston monimuotoisuudessa ja niiden suhdetta maisemarakenteen muutokseen. Aineistojen käsittelyssä ja analyyseissa käytettiin ArcView 3.2 -paikkatieto-ohjelmaa menetelmällä, joka on kuvattu yksityiskohtaisemmin tutkimuksen väliraportissa (Luoto ym. 2004). Maisemarakenteen mo-

nimuotoisuutta tutkimusruuduissa mitattiin käyttäen Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksiä:

$$Sh = -\sum_{i=1}^m (p_i * \ln p_i)$$

jossa m = ruudussa esiintyvien elinympäristöluokkien lukumäärä (seitsemän elinympäristöluokkaa) ja  $p_i$  = luokan i pinta-alan osuus ruudun kokonaispinta-alasta.

### Maisemarakenteen vaikutus lajimääriin

Väliraportin ilmestymisen jälkeen lajiston ja maisemarakenteen yhteyttä on tarkasteltu kahdessa mallinnusmenetelmiin perustuvassa tutkimuksessa (Kivinen ym. 2006, Kuussaari ym. 2007a). Kummassakin työssä käytettiin vuonna 2001 kerättyä MYTVAS-lajiaineistoa ja 1990-luvun lopun ilmakuvilta tulkittua elinympäristöluokitusta. Tämän lisäksi hyödynnettiin Ahvenanmaalta kymmenestä neliökilometrin ruudusta MYTVAS-tutkimuksen menetelmin vuonna 2002 kerättyä aineistoa (Schulman ym. 2005).

Kivisen ym. (2006) työssä selvitettiin neljännesneliökilometrin ruututasolla ilmaston, elinympäristöjen, maaperän ja maantieteellisen sijainnin vaikutusta putkilokasvien, päiväperhosten, muiden päiväaktiivisten suurperhosten ja mesipistiäisten lajirunsauteen yleistettyjen lineaaristen sekamallien avulla. Maisemaa tarkasteltiin kahdella eri mitatakasolla. Ensimmäinen tarkastelutaso kattoi neljännesneliökilometrin ruuduissa mitatun, ilmakuvilta digitoidun maisemarakenteen. Toinen taso koostui neljännesneliökilometrin ruutujen ympärille muodostetuista säteeltään kahden kilometrin laajuisista puskurivyöhykkeistä, joiden maisemarakennetiedot laskettiin CORINE 2000-maankäyttö- ja maanpeiteaineistosta (koeversio, tarkkuus 100 m; Härmä ym. 2004). Ympäristömuuttujat ovat usein korreloituneita keskenään, mikä vaikeuttaa mallinnustulosten tulkintaa. Tässä työssä ympäristömuuttujista johdettiin keskinäisten korrelaatioiden vähentämiseksi pääkomponenttiallyysin avulla yhdistelmämuuttujia, joita käytettiin mallinnuksessa selittävinä muuttujina. Eri elinympäristöjen määrää ja maisemarakennetta kuvaavia muuttujia olivat intensiivinen maatalousmaa eli avoin muokattu pelto (metsä-peltogradientti), kessannot, ekstensiivinen maatalousmaa (ei-viljelty avoin maatalousmaa, lähinnä niityt ja laitumet), rakennettu ympäristö ja elinympäristöjen monimuotoisuus (Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi; SHDI). Ilmastomuuttujat johdettiin Ilmatieteen laitoksen tuottamasta tietokannasta (Venäläinen & Heikinheimo 2002) ja maaperäaineisto perustui 85 metrin tarkkuudessa olevaan rasteriaineistoon.



Viljelemättömät pellot ja pitkäaikaiset kesannot voivat parhaimmillaan soveltua melko vaateliaillekin niittyjen eliölajeille. Taantunut ketokultasiipi (*Lycaena hippot-hoe*) esiintyy kuvan kohteella runsaana.

Maantieteellisen sijainnin vaikutusta tarkasteltiin trendipinta-analyysin avulla (Legendre & Legendre 1998).

Kuussaaren ym. (2007a) tutkimuksessa analysoitiin elinympäristötyypin sekä elinympäristön määrän, laadun ja hoidon vaikutuksia päiväperhosten ja muiden päiväaktiivisten suurperhosten lajirunsausiksi samoilla alueilla 50 m:n pituisten tutkimuslohkojen tasolla. Kuussaaren ym. tuloksia on esitelty tämän raportin perhosiin keskittyvässä osiossa (luku 4.2).

### Maisemarakenteen muutokset suhteessa lajimäärien muutoksiin

Maisemarakenteessa tapahtuneiden muutosten suhdetta putkilokasvien, päiväperhosten ja muiden suurperhosten lajimäärissä tapahtuneisiin muutoksiin tutkittiin yksinkertaisella korrelaatioanalyysillä. Koska maisemarakenteen muutosten voidaan olettaa vaikuttavan lajimääriin viiveellä (Tilman ym. 1994, Helm ym. 2006), tarkasteltiin lajimäärien muutosten suhdetta maisemarakenteen muutoksiin käyttäen kahden ajanjakson, 1990–2000 ja 2000–2005, maisemanmuutostietoja. Putkilokasvien, päiväperhosten ja muiden suurperhosten lajimääriä tarkasteltiin samoissa neljännesneliökilometrin ruuduissa, joista maiseman muutosta oli mitattu. Kussakin lajiryhmässä tarkasteltiin lajimäärän muutosta vuodesta 2001 vuoteen 2005. Korrelaatiotarkasteluissa käytettiin sekä

lajimäärän että eri ympäristötyyppien pinta-alojen prosentuaalista muutosta.

### Suojakaistojen ja valtaojan piennarten leveydet otantalohkoilla

Ympäristötuki edellyttää, että vesistöön rajautuville pelloille jätetään keskimäärin vähintään kolmen metrin muokkaamattomat suojakaistat, sekä valtaojien reunoille keskimäärin vähintään metrin leveä piennar. Näiden tukiehtojen toteutumista sekä pellonpiennarten leveyden yleistä vaihtelua selvitettiin satunnaisruutututkimuksen otantalohkoilla maastotöiden yhteydessä vuonna 2005.

Arviot otantalohkojen eri piennarosien leveyksistä tehtiin keväällä, kun lohkot käytiin merkitsemässä maastoon. Tuolloin arvioitiin kaikista piennareilla sijainneista otantalohkoista erikseen sekä 1) tasaisen, peltoon kuuluvan ja ainakin ajoittain muokattavan piennarosan että 2) ojaan, tielle tai metsään viettävän, pysyvästi muokkaamattoman luiskaosan keskileveydet. Arvio kummankin kais-tan keskimääräisestä leveydestä pyrittiin tekemään noin 10 cm tarkkuudella. Lisäksi määriteltiin sellaiset tutkimuslohkot, joiden sijaintinsa vuoksi katsottiin edellyttävän ympäristötuen mukaista suojakaistaa tai valtaojan piennarta.

**Taulukko 1.** Elinympäristöluokkien prosentuaaliset peittävydet 1990-luvun alussa, 1990-luvun lopussa ja vuonna 2005 ja niiden muutokset kolmena eri ajanjaksona tarkasteltuna neliökilometrin ruuduissa (n = 50) maantieteellisillä suuralueilla.

Elinympäristöt (%)	1990-alku	1990-loppu	2005	1990-alku vs. loppu	1990-loppu vs. 2005	1990-alku vs. 2005
<b>Etelä-Suomi</b>						
Intensiivinen maatalous	52,4	52,5	50,9	0,2	-3,1	-2,9
Ekstensiivinen maatalous	4,3	3,7	5,4	-12,9	44,0	25,4
- Niityt ja hakamaa	1,9	1,8	2,1	-7,2	18,9	10,3
Piennar	2,6	2,4	2,4	-8,2	-0,1	-8,3
Asutus	2,6	2,7	2,9	6,6	6,4	13,4
Infrastrukturi	1,4	1,4	1,5	3,3	4,1	7,6
Metsä	36,5	37,0	36,6	1,2	-0,9	0,3
Vesistö	0,2	0,2	0,3	1,4	37,2	39,1
<b>Lounais-Suomi</b>						
Intensiivinen maatalous	60,2	60,0	58,6	-0,5	-2,3	-2,8
Ekstensiivinen maatalous	3,0	3,2	4,2	4,4	33,4	39,3
- Niityt ja hakamaa	2,2	2,1	2,0	-6,5	-4,4	-10,5
Piennar	3,4	3,2	3,0	-5,9	-5,8	-11,3
Asutus	3,3	3,5	3,7	5,1	5,8	11,1
Infrastrukturi	1,2	1,3	1,3	2,1	4,6	6,8
Metsä	28,2	28,3	28,6	0,5	0,9	1,4
Vesistö	0,6	0,6	0,6	1,3	0,0	1,3
<b>Pohjanmaa</b>						
Intensiivinen maatalous	42,6	42,1	42,4	-1,2	0,9	-0,3
Ekstensiivinen maatalous	4,1	4,0	3,6	-2,1	-10,1	-12,0
- Niityt ja hakamaa	0,5	0,3	0,4	-31,8	30,3	-11,1
Piennar	4,1	4,1	3,9	0,8	-5,3	-4,5
Asutus	3,4	3,7	3,8	9,0	3,8	13,1
Infrastrukturi	1,7	1,8	1,8	10,0	-0,3	9,6
Metsä	44,0	44,1	44,2	0,2	0,2	0,4
Vesistö	0,2	0,2	0,2	-1,3	7,8	6,4
<b>Itä-Suomi</b>						
Intensiivinen maatalous	32,3	29,9	27,3	-7,5	-8,7	-15,6
Ekstensiivinen maatalous	4,0	3,9	5,0	-3,8	29,5	24,6
- Niityt ja hakamaa	1,0	0,9	0,5	-9,0	-45,8	-50,6
Piennar	2,1	2,1	2,0	-3,2	-0,9	-4,1
Asutus	2,2	2,3	2,4	3,1	2,8	6,0
Infrastrukturi	1,1	1,2	1,3	2,7	8,2	11,2
Metsä	55,5	58,0	59,3	4,6	2,3	7,0
Vesistö	2,7	2,7	2,7	0,2	0,0	0,2
<b>Koko maa</b>						
Intensiivinen maatalous	47,8	47,1	45,8	-1,5	-2,7	-4,2
Ekstensiivinen maatalous	3,8	3,7	4,5	-4,2	23,8	18,7
- Niityt ja hakamaa	1,4	1,3	1,3	-9,2	-0,2	-9,3
Piennar	3,1	3,0	2,8	-3,8	-3,7	-7,4
Asutus	2,9	3,1	3,2	6,2	4,9	11,4
Infrastrukturi	1,3	1,4	1,5	4,9	3,6	8,6
Metsä	40,2	40,9	41,2	1,8	0,7	2,6
Vesistö	0,9	0,9	0,9	0,4	3,1	3,5

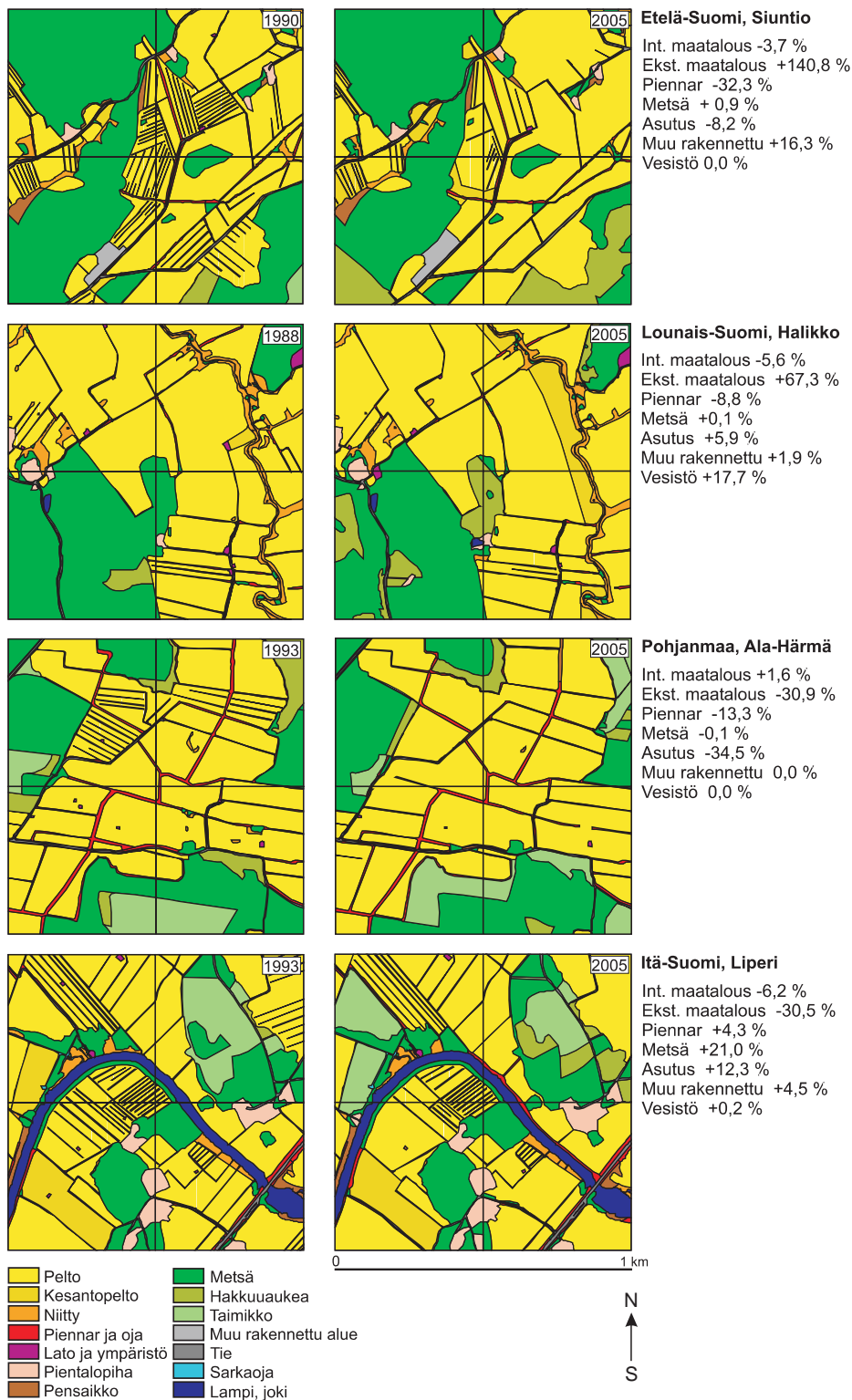
## Tulokset

### Maisemarakenteen muutokset 1990–2005

#### Neliökilometrin ruudut

Neliökilometrin suuruisten tutkimusruutujen maisemarakenteen tarkastelu 1990-luvun alusta vuo-

teen 2005 osoitti, että intensiivisen maatalousmaan (viljelty pelto) pinta-ala vähentyi koko aineistossa 1990-luvun alusta vuoteen 2005 noin 4 % (taulukko 1). Muutos oli suurin Itä-Suomessa (-16 %) ja pienin Pohjanmaalla (-0,3 %), jossa intensiivisen maatalousmaan määrä kasvoi 1990-lopulta alkaen. Pientareiden pinta-ala on vähentynyt koko aineis-



**Kuva 1.** Esimerkkejä maisemarakenteesta ta-  
pahtuneista muutoksista  
1990-luvun alusta vuoteen  
2005 neliökilometrin ruu-  
duissa eri puolilla Suomea.  
Siuntio: kesantojen lisään-  
tyminen, ojien ja pien-  
tareiden väheneminen,  
niittyjen pensoittuminen  
ja metsittyminen. Halikko:  
suojavyöhykkeen perusta-  
minen joenvarteen, niitty-  
laikkujen raivaaminen  
pelloksi ja metsittyminen.  
Ala-Härmä: ojien, pienta-  
reiden ja latojen vähenemi-  
nen, niittyjen raivaami-  
nen pelloksi. Liperi: pelto-  
jen ja niittyjen metsitty-  
minen, ojien, pientareiden  
ja latojen väheneminen,  
joenvarteen leveä piennar.

tossa noin 7 %, merkittävimmin Lounais-Suomessa (-11 %) ja Etelä-Suomessa (-8 %) (kuva 1).

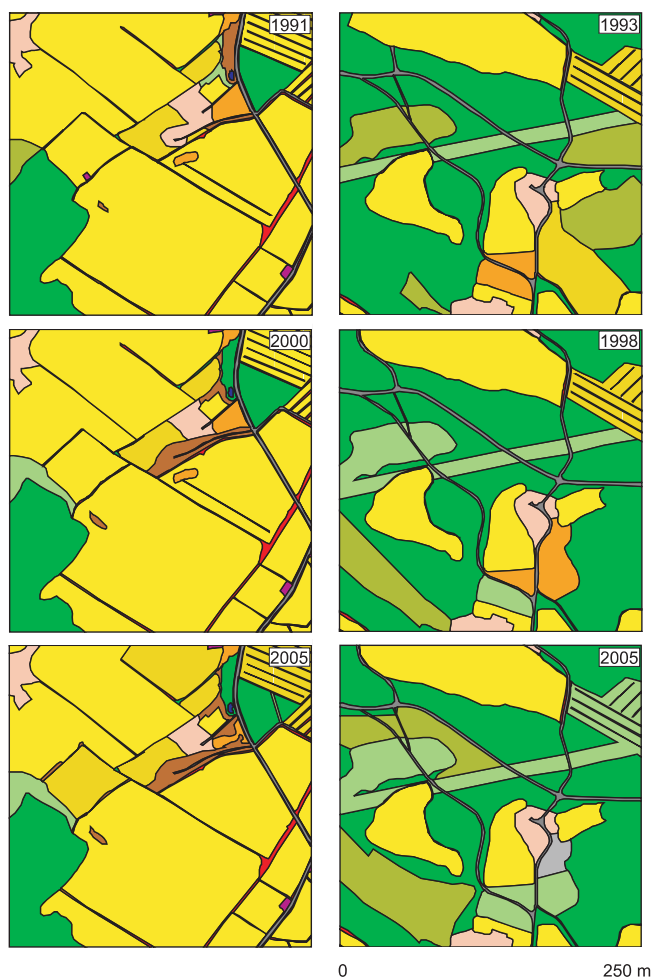
Ekstensiivisen maatalousmaan (niityt, hakamaat, hylätyt pellot ja pitkäaikaiset kesannot) pinta-ala kasvoi keskimäärin 19 % tarkastelujakson aikana. 1990-luvun alusta vuosikymmenen loppupuolelle ekstensiivisen maatalousmaan pinta-ala väheni jonkin verran, mutta tämän elinympäristö-

tyypin pinta-ala kasvoi voimakkaasti 1990-luvun loppupuolelta alkaen. Muutos oli suurin Lounais-Suomessa (+39 %). Muista alueista poiketen Pohjanmaalla ekstensiivisen maatalousmaan pinta-ala vähentyi 12 % koko tarkastelujakson aikana. Ekstensiivisen maatalousmaan kasvu johtuu lähinnä kesantojen ja hylättyjen peltojen pinta-alan kasvusta. Niittyjen ja hakamaiden määrä sen sijaan



**Taulukko 2.** Elinympäristöluokkien keskimääräiset prosentuaaliset muutokset kolmena ajan-jaksona 1990-luvun alusta vuoteen 2005 neljännesneliökilometrin tutkimusruuduissa (n = 100) maantieteellisillä suuralueilla tarkasteltuna.

Elinympäristö (%)	1990- alku vs. loppu	1990- loppu vs. 2005	1990- alku vs. 2005
<b>Etelä-Suomi</b>			
Intensiivinen maatalous	0,3	-2,9	-2,7
Ekstensiivinen maatalous	-4,8	42,0	35,3
Piennar	-9,0	-7,3	-15,7
Asutus	4,6	0,8	5,5
Infrastruktuuri	3,2	5,9	9,3
Metsä	0,8	1,9	2,7
Vesistö	1,1	0,0	1,1
<b>Lounais-Suomi</b>			
Intensiivinen maatalous	1,0	-4,0	-3,0
Ekstensiivinen maatalous	-15,7	45,6	22,8
Piennar	-7,6	-1,1	-8,7
Asutus	-1,2	2,8	1,6
Infrastruktuuri	1,0	3,6	4,6
Metsä	2,3	0,4	2,8
Vesistö	1,0	59,7	61,3
<b>Pohjanmaa</b>			
Intensiivinen maatalous	-0,4	0,3	0,0
Ekstensiivinen maatalous	-8,4	-7,1	-14,9
Piennar	-0,6	-7,4	-8,0
Asutus	4,4	3,7	8,3
Infrastruktuuri	3,0	-2,8	0,2
Metsä	1,6	1,5	3,1
Vesistö	-1,0	0,0	-1,0
<b>Itä-Suomi</b>			
Intensiivinen maatalous	-3,3	-4,3	-7,4
Ekstensiivinen maatalous	-21,6	-3,4	-24,3
Piennar	-1,0	-2,0	-3,0
Asutus	1,0	4,2	5,2
Infrastruktuuri	-0,1	13,2	13,1
Metsä	4,7	3,1	8,0
Vesistö	0,4	0,1	0,5



**Kuva 2.** Kaksi esimerkkiä maisemarakenteessa tapahtuneista muutoksista 1990-luvun alusta vuoteen 2005 neljännesneliökilometrin tutkimusruuduissa. Vasen kuvasarja: Etelä-Suomi, Hollola. Intensiivisen maatalousmaan pinta-ala on vähentynyt ja kesantopeltojen määrä on lisääntynyt. Niittyjen ja pientareiden pinta-ala on vähentynyt pellonraivaamisen ja pensoittumisen vuoksi. Yksi lato on hävinnyt maisemasta. Oikea kuvasarja: Itä-Suomi, Rääkkylä. Avoin maatalousmaa on vähentynyt ja metsän pinta-ala lisääntynyt. Niityt on metsitetty tai ne ovat jääneet rakentamisen alle.

### Neljännesneliökilometrin ruudut

Vertailtaessa neljää maantieteellistä aluetta neljännesneliökilometrin tarkastelutasolla, joissa lajilaskentojen tutkimuslohkot sijaitsivat, havaittiin samansuuntainen kehitys eri elinympäristöluokkien pinta-aloissa kuin neliökilometrin tarkastelutasolla (kuva 2, taulukko 2). Intensiivinen maatalousmaa väheni eniten Itä-Suomessa (-7 %) ja pientareet Etelä-Suomessa (-16 %). Asutuksen pinta-ala kasvoi eniten Pohjanmaalla (+8 %) ja muun rakennetun

vähentyi keskimäärin yli 9 %. Niityt ja hakamaat olivat vähentyneet koko tutkimusjakson aikana selvästi eniten Itä-Suomessa (-51 %). Suhteellisesti eniten niittyjä ja hakamaita oli Etelä-Suomessa, jossa niiden ala jopa kasvoi. Yli kolme neljäsosaa maatalousmaisemasta hävinneistä niityistä 1990-luvun alkupuolelta vuoteen 2005 on muutettu metsämaaksi. Tämän lisäksi vajaa kymmenesosa niityistä on otettu peltokäyttöön ja toinen kymmenesosa on jäänyt asutuksen ja muun rakentamisen alle.

Asutuksen pinta-ala kasvoi tarkastelujakson aikana 11 % koko aineistossa. Samoin muun rakennetun ympäristön pinta-ala lisääntyi 9 %. Asutus lisääntyi eniten Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla ja muu rakennettu ympäristö Itä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Metsämaan pinta-ala kasvoi keskimäärin noin 3 %, eniten Itä-Suomessa (+7 %).

**Taulukko 3.** Lajistolliseen monimuotoisuuteen vaikuttavien elinympäristöjen prosentuaaliset pinta-alat tai lukumäärät sekä maisemarakenneindeksien arvot neljännesnelökilometrin tutkimusruuduissa (n = 100) 1990-luvun alussa, lopussa ja vuonna 2005 neljällä maantieteellisellä suuralueella.

Maisemarakenne	1990-alku	1990-loppu	2005	1990-alku	1990-loppu	2005
	Etelä-Suomi			Lounais-Suomi		
Niitty/Kostea rantaniitty (%)	2,0	1,9	1,8	2,6	2,6	2,6
Hakamaa (%)	1,1	0,9	0,9	0,2	0,1	0,1
Hylätty pelto/kesanto (%)	2,4	1,7	4,1	1,0	0,9	2,6
Metsitetty/metsitty pelto (%)	0,0	0,2	0,2	0,0	0,1	0,4
Pensaikko (%)	0,4	0,5	0,6	0,1	0,1	0,2
Puu- ja pensasryhmä (lkm/ruutu)	1,4	1,3	1,6	4,1	4,5	5,2
Lato (lkm/ruutu)	0,9	0,8	0,7	1,2	1,1	1,1
Pientareiden pituus (m)	3096	2716	2659	3773	3269	3030
Shannonin diversiteetti-indeksi	0,890	0,875	0,922	0,886	0,882	0,917
Keskimääräinen laikkukoko (a)	64,0	69,9	68,2	48,9	52,6	52,3
	Pohjanmaa			Itä-Suomi		
Niitty/Kostea rantaniitty (%)	0,5	0,5	0,6	0,8	0,5	0,4
Hakamaa (%)	0,3	0,0	0,1	0,3	0,4	0,1
Hylätty pelto/kesanto (%)	5,3	5,0	4,4	3,2	2,4	2,7
Metsitetty/metsitty pelto (%)	1,7	0,2	0,5	0,5	2,1	3,0
Pensaikko (%)	0,9	0,8	1,2	0,5	0,5	0,6
Puu- ja pensasryhmä (lkm/ruutu)	1,6	1,7	1,8	1,7	1,5	2,0
Lato (lkm/ruutu)	2,1	1,7	1,3	1,2	1,1	1,0
Pientareiden pituus (m)	4501	4266	3959	2497	2431	2366
Shannonin diversiteetti-indeksi	1,047	1,041	1,024	1,032	1,009	1,006
Keskimääräinen laikkukoko (a)	42,0	44,5	44,8	60,0	62,1	60,2

ympäristön (+13 %) ja metsän pinta-ala (+8 %) Itä-Suomessa.

Ekstensiivinen maatalousmaa lisääntyi Etelä-Suomessa (+35 %) ja Lounais-Suomessa (+13 %) ja vähentyi Pohjanmaalla (-15 %) sekä – toisin kuin neliökilometrin tarkastelutasolla – myös Itä-Suomessa (-24 %). Niittyjen, kosteiden rantaniittyjen ja hakamaiden pinta-ala kuitenkin yleisesti vähentyi koko maassa (taulukko 3). Neljännesnelökilometrin tarkastelutasolla niittyjä ja kosteita rantaniittyjä oli vuonna 2005 pinta-alallisesti eniten Lounais-Suomessa (2,6 %) ja hakamaita Etelä-Suomessa (0,9 %).

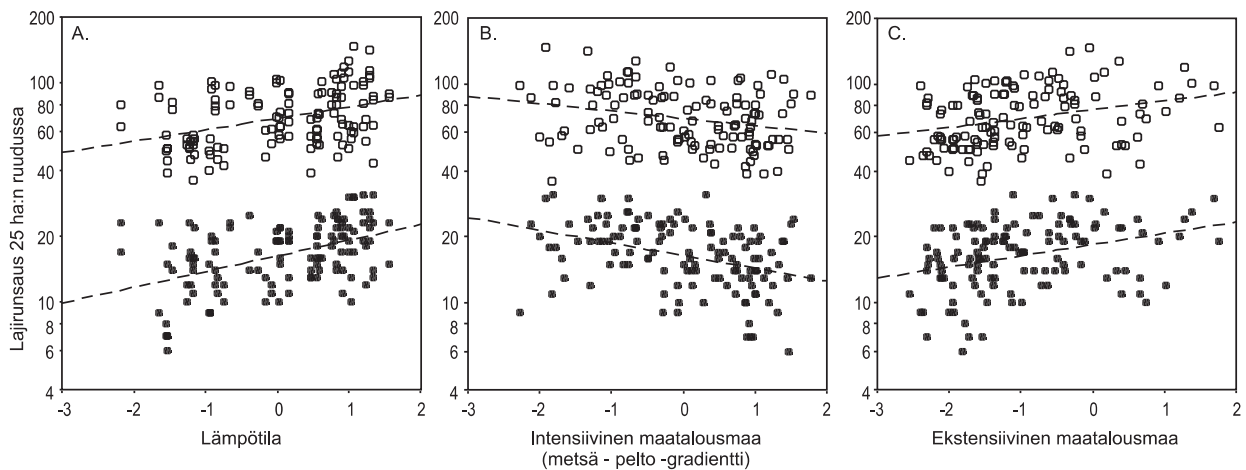
Pensaikkojen pinta-ala lisääntyi koko maassa ja niiden osuus maatalousmaisemassa on suurin Pohjanmaalla (1,2 %). Peltoja metsitettiin selvästi eniten Itä-Suomessa, kun taas Pohjanmaalla metsitettyjen peltojen osuus vähentyi. Pientareiden kokonaispituus väheni eniten Lounais-Suomessa (-20 %) ja Etelä-Suomessa (-14 %). Puu- ja pensasryhmiin määrä lisääntyi kaikilla alueilla ja niitä on keskimäärin eniten Lounais-Suomessa. Latojen määrä maatalousmaisemassa väheni koko maassa.

Maatalousmaiseman elinympäristöjen diversiteetti oli korkein Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa. Kuitenkin elinympäristöjen diversiteetti kasvoi seurantajaksolla Etelä-Suomessa ja Lounais-Suomessa ja vähentyi Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa.

### Maisemarakenteen vaikutus lajimääriin

Neljännesnelökilometrin ruututasolla toteutetussa mallinnustutkimuksessa (Kivinen ym. 2006) havaittiin, että maantieteelliset alueet erosivat toisistaan huomattavasti lajirunsauksien suhteen. Putkilokasvien, päiväperhosten ja muiden päiväaktiivisten suurperhosten lajirunsaudet olivat keskimäärin korkeimmat Ahvenanmaalla (95, 24 ja 15 lajia) ja Etelä-Suomessa (91, 20 ja 18 lajia). Mesipistiäisten lajirunsaus oli keskimäärin korkein Etelä-Suomessa (20 lajia; ei havaintoaineistoa Ahvenanmaalta). Kaikkien ryhmien lajirunsaudet olivat alhaisimpia Pohjanmaalla.

Maisemarakenteella oli selkeä vaikutus lajirunsauksiin (taulukko 4). Neljännesnelökilometrin ruututasolla intensiivisen maatalousmaan pinta-alaosuuden kasvulla oli negatiivinen vaikutus kasvien, päiväperhosten ja muiden makroperhosten lajirunsauteen (kuva 3). Ekstensiivisen maatalousmaan ja metsämaan pinta-alaosuuden kasvulla puolestaan oli positiivinen vaikutus kasvien ja päiväperhosten lajirunsauteen. Tämän lisäksi kahden kilometrin säteellä mitatulla laajemmalla maisematasolla elinympäristöjen monimuotoisuudella (SHDI) ja metsän pinta-alalla oli positiivinen vaikutus lajirunsauteen. Maisemarakenteen lisäksi lämpötilalla oli positiivinen vaikutus kaikkiin lajiryhmiin, kun taas sademäärällä ei ollut merkitsevää



**Kuva 3.** Lajirunsauden ja ympäristögradienttien välinen suhde. Kasvien (valkoinen pallo) ja päiväperhosten (musta pallo) lajimäärien suhde A) lämpötilagradienttiin, B) intensiiviseen maatalousmaahan eli avoimen muokatuksen määrään (metsä-peltogradientti) ja C) ekstensiiviseen maatalousmaahan (ei-viljelty avoin maatalousmaa, lähinnä niityt ja laitumet). Selittävät muuttujat (x-akseli) ovat pääkomponenttianalyysin avulla tuotettuja yhdistelmämuuttujia (Kivinen ym. 2006).

**Taulukko 4.** Merkitsevät ympäristömuuttujat ( $p < 0.05$ ) ja muuttujien vaikutusten suunta kasvien, päiväperhosten, muiden suurperhosten ja mesipistiäisten lajirunsausten tilastollisissa osamalleissa ja kokonaismallissa (Kivinen ym. 2006). Osamallit muodostettiin käyttämällä vain ilmasto-, elinympäristö- tai maaperämuuttujia mallin rakentamisessa. Kokonaismalli rakennettiin käyttämällä kaikkien ryhmien ympäristömuuttujia. Elinympäristö (p) = elinympäristön pinta-ala mitattuna 'paikallisella' tasolla 25 hehtaarin tutkimusruudussa, elinympäristö (y) = tutkimusruutua ympäröivän elinympäristön pinta-ala mitattuna kahden kilometrin puskurivyöhykkeen sisällä. Intensiivinen = intensiivisen maatalousmaan osuus, Ekstensiivinen = ekstensiivisen maatalousmaan osuus. Työssä tarkasteltiin muuttujien lineaarisia ja epälineaarisia suhteita (ensimmäisen ja toisen asteen ( $^2$ ) termit).

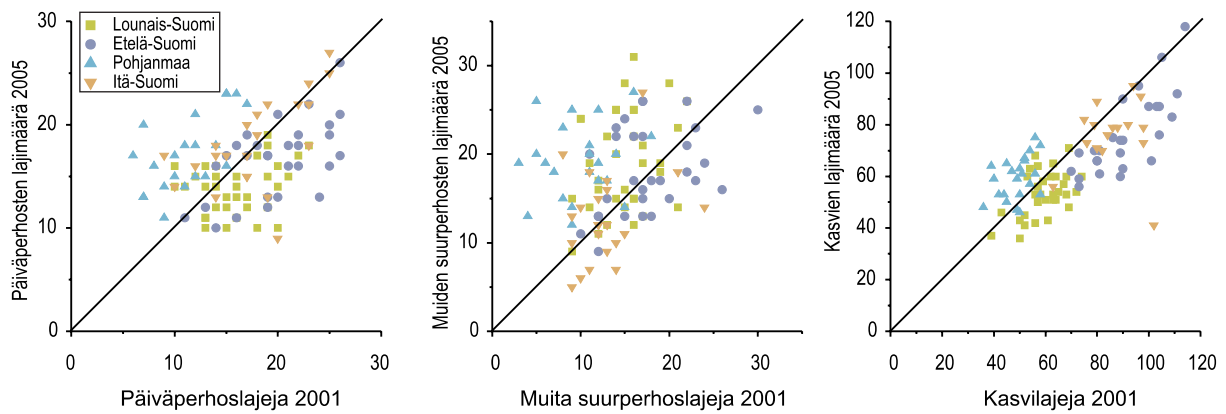
	Kasvit	Päiväperh.	Suurperh.	Mesipist.
<b>Osamallit</b>				
<b>I Ilmasto</b>				
Lämpötila	+	+	+	+
<b>II Elinympäristö (p)</b>				
Intensiivinen	-	-	-	
Ekstensiivinen	+	+		
Ekstensiivinen <sup>2</sup>	-	-		
<b>III Elinympäristö (y)</b>				
SHDI	+			
<b>IV Maaperä</b>				
Sora/hiekka	+			
Moreeni		+		
<b>Kokonaismalli</b>				
Lämpötila	+	+	+	
Intensiivinen (p)	-	-	-	
Ekstensiivinen (p)		+		
Ekstensiivinen <sup>2</sup> (p)		-		
SHDI (y)	+			
Metsä (y)	+			

vaikutusta. Maaperämuuttujista soralla ja hiekalla oli positiivinen vaikutus kasvien lajirunsauteen ja moreenilla päiväperhosten lajirunsauteen.

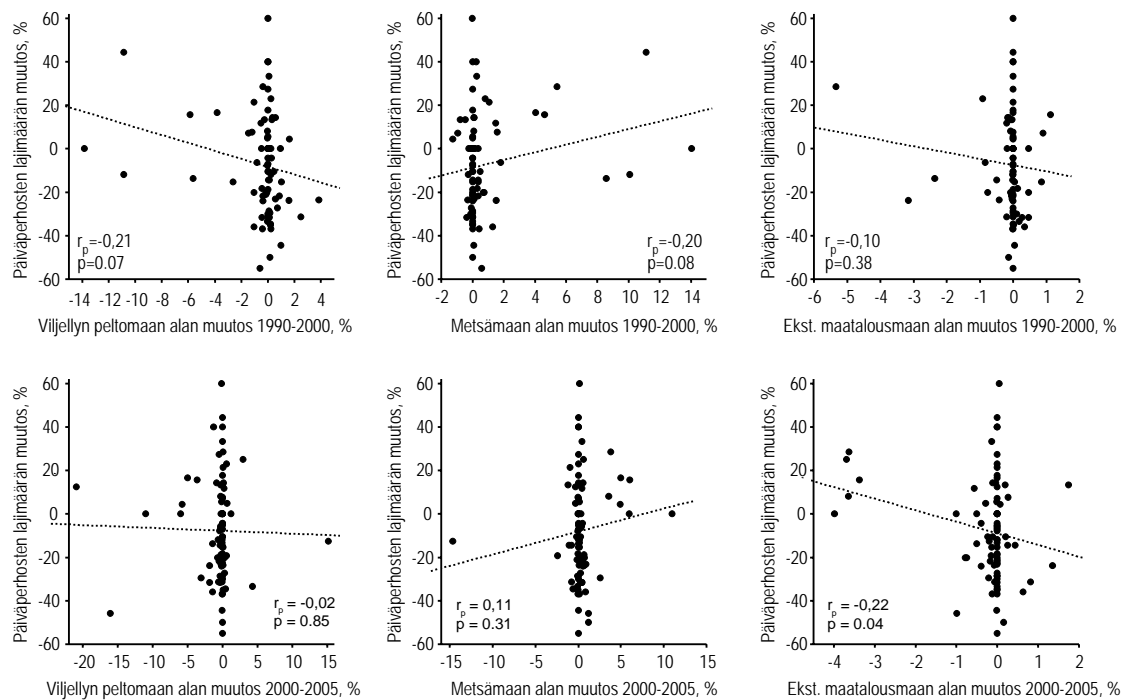
### Maisemarakenteen ja lajistollisen monimuotoisuuden muutosten välinen suhde

Perhosten lajimäärissä oli tapahtunut neljässä vuodessa keskimäärin suurempia muutoksia kuin kasvien lajimäärissä (kuva 4). Kaikissa eliöryhmissä lajimäärät olivat kasvaneet osalla alueista ja laskeneet toisilla, mutta lähekkäisillä neljännesneliökilometrin ruuduilla muutokset olivat tyypillisesti samansuuntaisia. Muutokset olivat siis maantieteellisesti korreloituneita (kuva 4). Esimerkiksi päiväperhosten lajimäärä laski Uudenmaan tutkimusalueilla keskimäärin 2,1 lajilla, kun taas Pohjanmaalla lajimäärä nousi keskimäärin 5,8 lajilla. Pohjanmaalla myös muiden suurperhosten ja kasvien keskimääräinen lajimäärä nousi selvästi (9,2 ja 10,3 lajilla) verrattuna vuoden 2001 tilanteeseen (ks. luku 4.2). Päiväperhosten ja kasvien lajimäärien lasku oli Pohjanmaata lukuun ottamatta vallitseva suuntaus. Muiden suurperhosten lajimäärät keskimäärin kasvoivat kaikilla neljällä alueella (kuva 4).

Maisemarakenteen ja lajimäärien muutosten välillä ei havaittu voimakkaita korrelaatioita missään kolmesta tutkitusta lajiryhmästä. Päiväperhosten lajimäärä muuttui kuitenkin keskimäärin odotettuun suuntaan suhteessa viljellyn peltoalan ja metsämaan pinta-alojen muutoksiin (kuva 5). Päiväperhosten lajimäärissä havaittiin lievää nousua ruuduilla, joilla viljellyn pellon pinta-ala laski ja metsämaan pinta-ala nousi. Tämä taipumus oli



**Kuva 4.** Päiväperhosten, muiden suurperhosten ja putkilokasvien lajimäärien muutokset vuodesta 2001 vuoteen 2005 neljännesneliökilometrin ruuduissa. Suora viiva kuvaa tilannetta, jossa lajimäärä on pysynyt samana.



**Kuva 5.** Maisemarakenteen ja päiväperhosten lajistollisen monimuotoisuuden muutosten välinen suhde. Maisemarakenteen muutosta mitattiin erikseen vuosina 1990–2000 (ylemmät kuvat) ja 2000–2005 (alemmat kuvat). Maiseman muutoksen mittarina käytettiin kolmen monimuotoisuuden vaikuttavan elinympäristötyypin, viijellyn peltomaan, metsämaan ja ekstensiivisen maatalousmaan (niityt ja hakamaat), pinta-alan prosentuaalista muutosta. Kuvissa on aineistoon sovitettut regressiosuorat, mutta muuttujien välinen suhde oli tilastollisesti merkitsevä vain yhdessä tarkastelussa.

voimakkaampi verrattuna maiseman muutokseen vuosina 1990–2000 kuin vuosina 2000–2005 (kuva 5). Ekstensiivisen maatalousmaan pinta-alan muutoksen ja päiväperhosten lajimäärän välillä ei havaittu odotetun suuntaista muutosta, sillä lajimäärällä oli pikemminkin heikko taipumus laskea kuin kasvaa ekstensiivisen maatalousmaan pinta-alan kasvaessa (kuva 5).

## Suojakaistojen ja valtaojan piennarten toteutuneet leveydet

Tutkitusta 950 pientareen otoksesta kaikkiaan 43 (4 %) otantalohkon katsottiin edellyttävän ympäristötuen mukaista suojakaistaa, ja 323 (35 %) otantalohkon vähintään metrin leveää valtaojan piennarta. Molemmissa ryhmissä peltoon luettavan varsinaisen piennarosnan toteutuneessa leveydessä oli huomattavaa vaihtelua (kuva 6). Valtaosassa tapauksia leveydet olivat silti jokseenkin riittäviä, ja monin paikoin muokkaamatonta pien-



Ympäristötuki velvoittaa jättämään purojen ja vesistöjen varsille vähintään kolmen metrin suojakaistat. Tutkimuksen perusteella niiden leveydet olivat pääosin riittäviä (vasemmalla), mutta puutteitakin esiintyi (oikealla).

narta oli jätetty enemmänkin. Kaikkien arvioitujen valtaojan pientareiden keskileveys oli 0,88 m, ja suojakaistojen 3,13 m. Tuloksia tulkitessa tulee ottaa huomioon, että kaikki valtaojaksi katsotut tapaukset eivät välttämättä vastaa ympäristötuen teknistä määritelmää vesistöön laskevasta ojasta, vaan sellaisiksi saatettiin arvioida jossain määrin myös muita leveitä oja. Pientareista puolet alitti joka tapauksessa valtaojien reunoille vaaditun yhden metrin minimileveyden.

Otantalohkoilta arvioitiin peltoon kuuluvan piennarosnan lisäksi pysyvästi muokkaamattoman, ojaan viettävän luiskaosan leveys. Muokkaamattomat luiskat osoittautuivat keskimäärin leveämmiksi kuin varsinaiset pellonpientareet (kuva 7). Erilaiset ojan- ja tienluiskat muodostavat siten suuremman osan maatalousalueiden muokkaamattomista, avoimista elinympäristöistä kuin varsinaiset pellonpientareet.

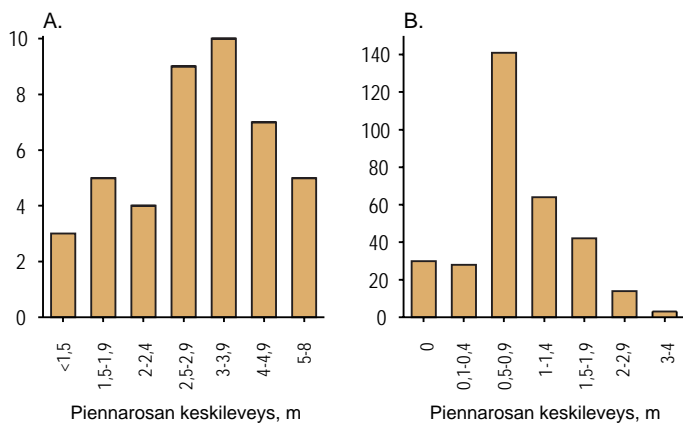
## Tulosten tarkastelu

### Muutokset maatalousmaiseman rakenteessa 1990-luvun alusta vuoteen 2005

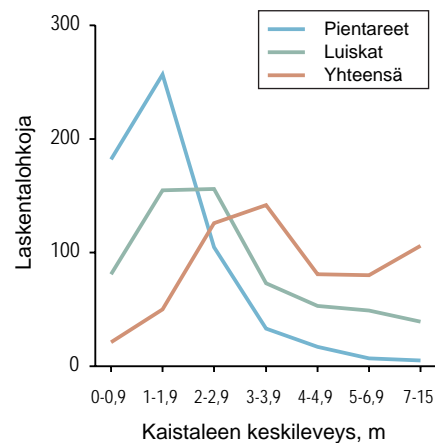
Maatalousympäristöjen maisemarakenteessa on tapahtunut selviä muutoksia seurantatutkimuksen aikana 1990-luvun alusta vuoteen 2005. Intensii-

visesti viljellyn maatalousmaan pinta-ala oli jonkin verran vähentynyt ja metsän määrä kasvanut tarkastelujakson aikana koko aineistossa. Voimakkaammin maisemarakenne on muuttunut tällä tavoin Itä-Suomessa. Ekstensiivisen maatalousmaan määrä oli lisääntynyt 1990-loppupuolelta alkaen huomattavasti Pohjanmaata lukuun ottamatta. Tällainen kehitys on havaittu myös muualla Euroopassa marginalisoituvilla maatalousalueilla (esim. MacDonald ym. 2000; Reger ym. 2006). Asutuksen ja muun rakennetun ympäristön pinta-ala oli myös keskimäärin kasvanut.

Ekstensiivisen maatalousmaan pinta-alan kasvu johtuu lähinnä hylättyjen peltojen ja kesantopeltojen määrän lisääntymisestä. Ekstensiivistä maatalousmaata oli vuonna 2005 suhteellisesti eniten Etelä-Suomessa ja vähiten Pohjanmaalla. Intensivisen viljelyn vähentyminen johtaa aluksi luonnon kannalta positiivisiin muutoksiin maisemarakenteessa, kun erilaisten avointen ei-viljelemättömien elinympäristöjen määrä kasvaa. Hylätyt pellot ja eri-ikäiset kesannot lisäävät tilapäisesti maatalousmaiseman monimuotoisuutta ja niiden on havaittu hyödyttävän monia eliöryhmiä (Corbet 1995; Steffan-Dewenter & Tschardt 1997). Marginalisoituvilla maatalousalueilla hylättyjen peltojen pensoittumisen ja metsittämisen seurauksena avoin maatalousmaa kuitenkin ajan myötä vähennee, maisemarakenne yksipuolistuu ja sulkeutuu



**Kuva 6.** Maastossa todetut pientareen keskimääräiset leveydet A) ympäristötuen suojakaistaa ja B) metrin levyistä valtaojan piennarta edellyttäväksi arvioituissa tilanteissa. Aineisto käsittää perhosten lajiotannan tutkimuslohkot, joita oli suojakaistoilla yhteensä 43 ja valtaojien varsilla 323.



**Kuva 7.** Peltoon kuuluvan pientareen, siltä ojaan viettävän luiskan sekä molempien yhteisleveyden vaihtelu avoimilla pellonpientareilla sijainneilla otantalohkoilla (n=606).

ja maatalousympäristöjen lajisto lopulta köyhtyy (Ihse 1995).

Maatalousmaiseman lajistollisesti arvokkaimpien elinympäristöjen, perinteisen karjatalouden muovaamien niittyjen ja hakamaiden osuus oli lähes poikkeuksetta vähentynyt. Korkean lajirunsauden lisäksi niityt ja hakamaat ovat tärkeitä uhanalaisten lajien elinympäristöjä. Niittyjä ja hakamaita oli selvästi eniten jäljellä Etelä- ja Lounais-Suomessa ja niiden väheneminen on ollut suhteellisesti voimakkainta Itä-Suomessa. Näiden elinympäristöjen katoamisen syynä maatalousmaisemasta on yleisesti laidunnuksen ja niittämisen loppuminen ja metsittäminen. Arvokkaat niittyalueet sijaitsevat tyypillisesti pientiloilla, ovat ikääntyneiden viljelijöiden omistamia ja monia niistä uhkaa hoidon loppuminen lähitulevaisuudessa (Pykälä 2001). Jäljellä olevat niitylaikut eristyvät toisistaan, mikä vaikeuttaa lajien liikkumista maisemassa ja elinvoimaisten populaatioiden säilymistä (Hanski 1999). Seurantajakson aikana havaittu pensaikkojen lisääntyminen koko aineistossa viestii elinympäristöjen umpeenkasvusta ja maisemarakenteen sulkeutumisesta. Puu- ja pensasryhmien määrän lisääntyminen maisemassa saattaa osittain johtua maiseman ja elinympäristöjen monimuotoisuutta lisäävistä toimenpiteistä ja osittain yleisestä pensoittumisesta.

Pientareiden määrä oli keskimäärin vähentynyt tarkastelujakson aikana, ja eniten pientareita oli kadonnut Lounais-Suomesta. Pientareilla on havaittu olevan positiivinen vaikutus useiden eliöryhmien lajirunsautteen maatalousmaisemassa, ja siten niiden häviäminen heikentää maatalousluonnon monimuotoisuutta. Näiden lineaaristen elementtien väheneminen voi myös vaikeuttaa lajien levi-

ämistä maatalousmaisemassa (Lagerlöf ym. 1992; Marshall & Moonen 2002).

Ladot ympäristöineen vaikuttavat positiivisesti maatalousluonnon monimuotoisuuteen muun muassa tarjoamalla elinympäristön joukolle maa-laamattomalla puuaineksella eläviä jäkäliä ja hyönteisiä. Ladot olivat vähentyneet koko maassa ja suhteellisesti eniten niiden määrä laski Pohjanmaalla.

Maisemarakenteen monimuotoisuuden kasvaminen Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksillä neljännesneliökilometrin ruututasolla mitattuna Etelä-Suomessa ja Lounais-Suomessa on yhteydessä intensiivisen maatalousmaan vähenemiseen ja sekä kesantopeltojen, asutuksen ja metsälaikkujen lisääntymiseen maatalousmaisemassa. Maisemarakenteen monimuotoisuuden väheneminen Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa liittyy ekstsensivisen maatalousmaan vähenemiseen ja metsämaan pinta-alan kasvamiseen tutkimusruuduissa.

### Maisemarakenteen ja lajiston suhde

Havaittua metsämaan pinta-alan positiivista ja peltomaan negatiivista vaikutusta lajirunsauksiin selittää se, että metsälaikut lisäävät maatalousmaisemien elinympäristöjen monimuotoisuutta (Schneider & Fry, 2001; Bergman ym., 2004). Metsänreunat esimerkiksi tarjoavat suojaa perhoslajeille, jotka välttävät laajoja avoimia alueita (Dover ym. 1997). Metsän määrä ja läheisyys lisäävät päiväperhosten ja etenkin muiden suurperhosten paikallisia lajimääriä myös siksi, että monet metseen sidonnaiset tai lehtipuita toukkana syövät lajit puuttuvat laajemmilta niitty- ja peltoalueilta (Kuussaari ym. 2007a).

Ekstensiivisellä maataloudella oli tärkeä merkitys kasvien ja päiväperhosten lajirunsauksille. Ekstensiivisen maatalousmaan sisältämät erilaiset ei-viljelemättömät elinympäristöt, kuten kuivat ja tuoreet niityt, ovat boreaalisten maatalousmaisemien lajirunsaampia elinympäristöjä (Söderström ym. 2001; Cousins & Eriksson 2002). Niityt ovat tärkeitä elinympäristöjä monille erikoistuneille lajeille. Tämän lisäksi ne voivat toimia lähdepopulaatioina, jotka tukevat maatalousmaiseman yleistä monimuotoisuutta (Duelli & Obrist 2003). Niitylaikuilla voi esimerkiksi olla positiivinen vaikutus muiden läheisten avoimien elinympäristöjen, kuten pientareiden lajirunsauteen (Öckinger & Smith 2007).

Ympäröivien elinympäristöjen monimuotoisuudella ja metsämaan pinta-alalla oli positiivinen vaikutus kasvien lajirunsauteen puskurivyöhykkeessä mitatulla maisematasolla. Nämä muuttajat heijastavat yleisesti maatalouden matalaa intensiteettiä. Monimuotoisessa maisemassa elinympäristöt ovat todennäköisesti paremmin toisiinsa yhdistyneitä kuin yksipuolisessa maisemassa, jossa eristyminen uhkaa yksittäisiä laikkuja. Laikkujen välisellä yhdistyneisyydellä on havaittu olevan tärkeä vaikutus kasvipopulaatioiden säilymiseen maisemassa (Hanski 1998; Ouborg & Eriksson 2004).

Laajemmalla maisematason rakenteella ei yllättäen havaittu olevan yhteyttä hyönteisten lajirunsauteen. Tämä tulos on toisaalta yhdenmukainen joidenkin aikaisempien tutkimusten kanssa (mm. Weibull ym. 2000, Krauss ym. 2003), joissa maisemarakenteella havaittiin olevan vaikutusta perhosten lajirunsauteen vain muutamien satojen metrien säteellä. Toisaalta pölyttäjähönteisten liikkumiskyky (Cowley ym. 2001, Gathmann & Tscharnke 2002) ja vaatimukset elinympäristön suhteen vaihtelevat lajikohtaisesti (Thomas 1984, Steffan-Dewenter ym. 2002). Siten yksittäisten lajien tarkastelu saattaisi tuoda esiin laajemman maisemarakenteen vaikutuksen verrattuna lajirunsausten tarkasteluihin. Samoin ilmakuvilta digitoitu yksityiskohtaisempi aineisto puskurivyöhykkeen elinympäristöistä saattaisi tuoda esiin myös laajemman maisemarakenteen vaikutuksen lajirunsauksiin. Useissa Euroopan maissa ja erilaisissa maisemarakenteissa toteutettu tutkimus osoitti, että 4 km<sup>2</sup> ruutujen maankäyttö ja maisemarakenteen oli hyönteisten lajimäärien ja runsausten kannalta merkittävämpi kuin 50 m lähiympäristön rakenne (Schweiger ym. 2005). Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan tuotantotavan vaikutus lajirunsauteen riippui laajemmasta maisemarakenteesta (Bengtsson ym. 2005).

Maisemarakenteen lisäksi lämpöoloilla on paljon vaikutusta lajirunsauteen, mikä tuli esiin myös tässä tutkimuksessa (Wright 1983, Currie 1991).

Sora- ja hiekkamaaperän merkitsevä positiivinen vaikutus kasvien lajirunsauteen ja moreenin vaikutus päiväperhosten lajirunsauteen voi selittyä maataloustuotannon matalammalla intensiteetillä karkeampien maalajien alueella verrattuna helposti viljeltäviin hienosedimenttitasankoihin (Luoto 2000). Runslajiset niityt sijaitsevat usein ravinnepöyhillä paikoilla, mikä voi osaltaan selittää lajirunsauteen ja maaperätyypin yhteyttä.

Ympäristömuuttujien lisäksi maantieteellisellä sijainnilla oli suuri vaikutus lajirunsauksiin. Tätä voi selittää esimerkiksi nykyinen ja historiallinen leviäminen, leviämisreitit (Hewitt 1999) ja historiallinen maankäyttö (Lindborg & Eriksson 2004), joiden vaikutukset heijastuvat havaittuihin lajirunsauksiin maantieteellisen sijainnin kautta.

### Maisemarakenteen ja lajistollisen monimuotoisuuden muutosten välinen suhde

Ei ole yllättävää, että maisemarakenteen ja lajimäärien muutosten välillä ei havaittu voimakkaita korrelaatioita, sillä useimmilla tutkimusalueilla maisemarakenteessa tapahtui lyhyehkön tarkastelujakson aikana vain pieniä muutoksia (kuva 5). Huomionarvoista on kuitenkin se, että päiväperhosten lajimäärä muuttui odotettuun suuntaan suhteessa viljellyn peltoalan ja metsämaan pinta-alan muutoksiin ja että tämä taipumus oli voimakkaampi suhteessa aikaisempaan kuin viimeaikaiseen maisemamuutokseen. Tämä viittaa siihen, että perhoslajien esiintyminen muuttuu viiveellä suhteessa maisemassa tapahtuviin muutoksiin, kuten aiemmin on havaittu tapahtuvan eri eliöryhmien lajeilla (esim. Tilman ym. 1994, Hanski 1999). Myös se, että perhosten lajimäärien muutoksessa havaittiin heikko korrelaatio maisemamuutoksen kanssa, mutta kasveilla ei lainkaan korrelaatiota, vastaa odotuksia. Lyhyen sukupolvikiertonsa takia hyönteisten voidaan odottaa reagoivan maisemamuutokseen kasveja nopeammin (Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2006).

Odottamaton tulos ekstensiivisen maatalousmaan vähenemisestä ja päiväperhosten lajimäärän samanaikaisesta kasvusta saattoi liittyä siihen, että ekstensiivisen maatalousmaan pinta-alan lasku tapahtui pääasiassa näiden elinympäristöjen metsittymisen kautta: aiemmin ekstensiiviseksi maatalousmaaksi luokiteltuja viljelystä hylättyjä alueita siirrettiin luokkaan "metsämaa" kasvillisuuden sukkession edetessä. Päiväperhosten lajimäärät saattavat pysyä melko korkeina metsittymässä olevilla aiemmin avoimilla niityillä useita vuosia, ennen kuin useimmat päiväperhoslajit häviävät metsän sulkeutumisen myötä (Balmer & Erhardt



Vanhojen maatalojen pihapiirit ovat usein monimuotoisia elinympäristöjä. Kuvassa mäkitervakon värittämää pihakettoa.

2000). Näin ollen ekstensiivisen maatalousmaan väheneminen kyseisillä tutkimusruuduilla saattaa näkyä päiväperhosten lajimäärän vähenemisenä vasta monien vuosien aikaviiveen jälkeen.

### Suojakaistat ja valtaojan pientareet

Tulosten perusteella suojakaistojen ja valtaojan piennarten leveydet olivat toteutuneet tutkimusalueilla varsin hyvin, mutta paikoin löytyi myös selviä puutteita. Varsinaiset pientareet olivat keskimäärin kapeampia kuin ojanluiskat, joita voidaankin pitää pinta-aloiltaan suurempina ja lajistolle arvokkaampina kuin varsinaisia pellonpientareita. Luiskien kasvillisuudella on yleensä ollut pientareita enemmän aikaa kehittyä sukcession myötä monipuolisemmaksi. Tämän ansiosta ne lienevät esimerkiksi perhosten elinympäristönä arvokkaampia kuin tilapäiset, kasvillisuudeltaan yleensä heinävaltaiset pientareet (ks. luku 4.2). Tämä korostaa avo-ojien säilyttämisen tärkeyttä maatalousalueilla.

### Johtopäätökset

1. Maisemarakenteen yleisimmät muutostrendit 1990-luvun alusta vuoteen 2005 olivat intensiivisen maatalousmaan lievä väheneminen ja toisaalta metsämaan, ekstensiivisen maatalousmaan, asutuksen ja muun rakennetun alueen lisääntyminen. Intensiivinen maatalousmaa on erityisesti vähen-

tynyt ja metsämaan osuus kasvanut Itä-Suomessa. Ekstensiivisen maatalousmaan määrä on kasvanut suhteellisesti eniten Lounais-Suomessa ja vähenyt Pohjanmaalla. Asutuksen ja muun rakennetun ympäristön ala on lisääntynyt voimakkaimmin Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla.

2. Ekstensiivisen maatalousmaan määrän lisääntyminen johtui enimmäkseen hylättyjen peltojen ja eri-ikäisten kesantojen pinta-alan kasvusta, jotka osaltaan monipuolistavat maatalousmaiseman elinympäristövalikoimaa. Kuitenkin lajistollisesti arvokkaimpien elinympäristöjen, perinteisen karjatalouden muovaamien niittyjen ja hakamaiden osuus väheni samana ajanjaksona noin 9 %. Vuonna 2005 niittyjä ja hakamaita oli jäljellä prosentuaalisesti eniten Etelä-Suomessa ja Lounais-Suomessa, noin 2 % tutkittujen maatalousmaisemien kokonaispinta-alasta. Nämä elinympäristöt olivat vähentyneet erityisen voimakkaasti Itä-Suomessa. Samoin pientareiden määrä oli vähentynyt koko maassa ja erityisen voimakkaasti Lounais-Suomessa.

3. Mallinnustutkimuksen tulokset (Kivinen ym. 2006) osoittivat, että lajirunas maatalousmaisema on rakenteeltaan monimuotoinen ja koostuu peltojen, avoimen viljelemättömän maatalousmaan, etenkin erilaisten niittyjen ja hakamaiden, sekä metsälaikkujen muodostamasta vaihtelevasta mosaiikista. Lajiston ja maisemarakenteen yhteys tuli selkeimmin esiin paikallisella 25 hehtaarin tarkastelutasolla. Tämän lisäksi havaittiin, että myös ympäröivällä maisemarakenteen monimuotoi-



suudella on potentiaalisesti positiivinen vaikutus lajistoon.

4. Maisemaekologisesta näkökulmasta suomalaisen maatalousluonnon monimuotoisuuden uhkia ovat avointen ei-viljelemättömien elinympäristöjen häviäminen ja maisemarakenteen yksinkertaistuminen joko intensiivisesti viljellyn pellon hallitessa maisemaa tai maisemarakenteen sulkeutuessa metsittymisen myötä. Muutostulkinta-analyysissä havaittu pensaikkojen lisääntyminen koko maassa viestii tärkeiden avointen ei-viljelemättömien elinympäristöjen umpeenkasvusta.

5. Tutkittujen suojakaistojen ja valtaojan piennarten leveydet olivat pääosin ympäristötuen ehtojen

mukaisia. Monimuotoisuuden kannalta pysyvästi muokkaamattomat ojanluiskat lienevät kuitenkin niitä arvokkaampia.

6. Maatalouden ympäristötuen johdosta perustetut pientareet ja suojakaistat vaikuttavat myönteisesti maatalousmaiseman monimuotoisuuteen, koska ne lisäävät lajistollisen monimuotoisuuden kannalta tärkeiden avointen viljelemättömien elinympäristöjen määrää maisemassa. Perinnebiotooppien hoidon, luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja maisemanhoidon sekä suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen perustamisen erityistuet edistävät myös osaltaan maatalousmaiseman elinympäristöjen ja laiston monimuotoisuutta.

## Kirjallisuus

- Balmer, O. & Erhardt, A. 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746–757.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182–188.
- Bergman, K.-O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H. & Milberg, P. 2004: Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography* 27: 619–628.
- Corbet, S.A. 1995: Insects, plants and succession: advantages of long-term set-aside. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 53: 201–217.
- Cousins, S.A.O. & Eriksson, O. 2002: The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal Sweden. *Landscape Ecology* 17: 517–529.
- Cowley, M.J.R., Thomas, C.D., Roy, D.B., Wilson, R.J., León-Cortés, J.L., Gutiérrez, D., Bulman, C.R., Quinn, R.M., Moss, D. & Gaston, K.J. 2001: Density–distribution relationships in British butterflies. *Journal of Animal Ecology* 70: 410–425.
- Currie, D.J. 1991: Energy and large-scale patterns of animal and plant-species richness. *American Naturalist* 137: 27–49.
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., & Wolters, V. 2003: Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 321–329.
- Dover, J.W., Sparks, T.H. & Greatorex-Davies, J.N. 1997: The importance of shelter for butterflies in open landscapes. *Journal of Insect Conservation* 1: 89–97.
- Duelli, P. & Obrist, M.K. 2003: Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129–138.
- Dunning J.B., B.J. Danielson & Pulliam, H.R. 1992: Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.
- Gathmann, A. & Tschamntke, T. 2002: Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71: 757–764.
- Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.
- Hanski, I. 1999: Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. Metapopulation biology. Academic Press, San Diego CA.
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006: Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Herzon, I. 2007. Ode to a Skylark: agricultural intensification and farmland birds in the Baltic region. University of Helsinki Department of Applied Biology Publications XX. <http://ethesis.helsinki.fi>
- Hewitt, G. M. 1999: Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87–112.
- Härmä, P., Teiniranta, R., Törmä, M., Repo, R., Järvenpää, E. & Kallio, M. 2004: Production of CORINE2000 land cover data using calibrated LANDSAT 7 ETM satellite image mosaics and digital maps in Finland. *IGARSS 2004, IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings, 20–24 September 2004, Anchorage, Alaska, vol. 4. 2703–2706.*
- Ihse, M. 1995: Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21–37.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., & Luka, H. 2003: Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 311–320.
- Jongman, R.H.G. 2002: Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58: 211–221.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Helenius, J. 2006: Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography* 33: 862–875.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. & Tschamntke, T. 2003: How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30: 889–900.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena, G.M. 1999: The second silent spring? *Nature* 400: 611–612.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709. S. 1–212.

- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2007a: Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 366–376.
- Kuussaari, M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007b: Viherkesantojen merkitys peltoaukeiden pölyttäjähönteisille. Sivut 47–69 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110.
- Lagerlöf, J., Stark, J. & Svensson, B. 1992: Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40: 117–124.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998: *Numerical ecology*, 2. painos. Elsevier, Amsterdam.
- Levin, S.A. 1992: The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943–1967.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004: Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Luoto, M. 2000: Spatial analysis of landscape ecological characteristics of five agricultural areas in Finland by GIS. *Fennia* 178: 15–54.
- Luoto, M., Kuussaari, M., Rita, H., Salminen, J. & von Bonsdorff, T. 2001: Determinants of distribution and abundance in the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography* 24: 601–617.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003: Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32: 447–451.
- Luoto, M., Ikävalko, J., Kivinen, S. & Kuussaari, M. 2004: Maatalousmaiseman rakenne ja sen merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. *Suomen ympäristö* 709: 110–127.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. & Gibon A. 2000: Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59: 47–69.
- Marshall, E.J.P. & Moonen, A.C. 2002: Field margins in northern Europe: their function and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5–21.
- Ouborg, N.J. & Eriksson, O. 2004: Toward a metapopulation concept for plants. Teoksessa: Hanski, I. ja Gaggiotti, O.E. (toim.), *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. S. 447–469. Elsevier, San Diego, CA, USA.
- Pykälä, J. 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495: 1–202.
- Redman, C.L., Grove, J.M. & Kuby, L.H. 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems* 7: 161–171.
- Reger, B., Otte, A. & Waldhart, R. 2006: Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape and Urban Planning*: 81: 104–113.
- Schneider, C. & Fry, G.L.A. 2001: The influence of landscape grain size on butterfly diversity in grasslands. *Journal of Insect Conservation* 5: 163–171.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2005: Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. *Suomen ympäristö* 734: 1–210.
- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M. & Bugter, R. 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42: 1129–1139.
- Soininen, A.M. 1974: Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväesto Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 46: 1–459.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. 1997: Early succession of butterflies and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* 109: 294–302.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C. & Tschardt, T. 2002: Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421–1432.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. & Eden, P. 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337–365.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001: Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10: 1839–1863.
- Thomas, J.A. 1984: The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. Teoksessa: Vane-Wright, R.I. ja Vickery, P.R. (toim.). *The biology of butterflies*. S. 333–353. Academic Press, London.
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. & Toivonen, T. (toim.): *Elämää pellossa*. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. S. 26–42. Edita, Helsinki.
- 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. S. 16–22. Edita, Helsinki.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., & Nowak, M.A. 1994: Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Turner, M.G. 2005: Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 319–344.
- Vainio M, Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001: Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. *Suomen ympäristö* 527: 1–163.
- Venäläinen, A. & Heikinheimo, M. 2002: Meteorological data for agricultural applications. *Physics and Chemistry of the Earth* 27: 1045–1050.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. 2000: Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23: 743–750.
- Wiens, J.A. 1989: Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385–397.
- Waldhart, R. 2003: Biodiversity and landscape – summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 305–309.
- Wright, D. 1983: Species-energy theory: an extension of species–area theory. *Oikos* 41: 459–506.
- Öckinger, E. & Smith, H. G. 2007: Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 50–59.



Peltosirkku taantui Suomessa hyvin voimakkaasti 1990-luvulla. Taantuminen liittyy maisemarakenteen pienipiirteisyyden vähenemiseen, mutta sen varsinaista populaatioekologista syytä ei tunneta.

## 4.6 Luomuviljelyn vaikutus maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuteen

Juha Tiainen<sup>1</sup>, Johan Ekroos<sup>2</sup>, Markus Piha<sup>3</sup>, Jukka Rintala<sup>1</sup>, Tuomas Seimola<sup>1</sup> ja Ville Vepsäläinen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

<sup>2</sup>Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos

<sup>3</sup>Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo

Maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuden tila on aina seurailut maatalouden kehitystä (Tiainen ym. 2004c). 1900-luvun jälkipuoliskolla monimuotoisuus on selvästi vähentynyt, ja köyhymiskehitys oli erityisen voimakasta 1970- ja 1980-lukujen aikana. Syynä monimuotoisuuden vähenemiseen ovat olleet erilaiset maatalouden tuotannon ja maankäytön tehostamistoimet, joiden seurauksena maatalousekosysteemissä on tapahtunut monia toisiinsa kietoutuvia muutoksia. Luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimpiin tekijöihin kuuluvat viljelyn tilakohtainen ja

alueellinen erikoistuminen, nurmi- ja laidunviljelyn laaja-alainen loppuminen, lisääntynyt torjunta-aineiden käyttö, väkilannoitteiden käytön lisäys ja lannan käytön loppuminen, viljelykiertojen yksipuolistuminen, salaojitus ja aiemmin viljelemättömien alojen viljelyyn otto sekä lyhyt- ja pitkäkestoinen kesannointi. Näiden tekijöiden vaikutus eri eliöryhmiin vaihtelee sen mukaan, kuinka laajaa aluetta yksilöt tai populaatiot käyttävät, millaisia niiden elinympäristövaatimukset ovat ja miten muutokset vaikuttavat eri elinympäristöjen määrään ja laatuun. Erityisesti laajalti liikkuvat lajit,



Tavanomaisen ja luonnonmukaisesti viljellyn pellon ero on joskus kauempaakin helppo havaita. Oikealla luomu-peltoa, jolle on kasvintorjunnan puuttuessa kehittynyt runsas rikkakasvillisuus.

kuten linnut ja monet perhoset sekä kimalaiset kokevat muutokset maisematasolla. Niiden kannalta monien ympäristömuutosten yhteisvaikutuksena tapahtunut maisemarakenteen pienipiirteisyyden ja elinympäristöjen mosaiikkimaisen vaihtelun ja vuorottelun väheneminen ovat olleet keskeinen muutosvoima.

Luonnonmukaiseen viljelyyn kuuluu piirteitä, joiden perusteella sen voi olettaa ylläpitävän suurempaa luonnon monimuotoisuutta kuin tavanomaisen viljelyn. Kemiallisten torjunta-aineiden ja väkilannoitteiden käyttö on kielletty, joten maan ravinnetasosta huolehtimiseen sekä rikkakasvien, tuhoeläinten ja taudinaiheuttajien torjuntaan tarvitaan muita keinoja. Näitä ovat muun muassa kesannointi viherlannoituskasveja käyttäen, monipuolinen viljelykasvivalikoima, monipuolinen viljelykierto, rikkakasvien torjunta mekaanisin keinoin, tuholaisten luontaisten petojen elinoloista huolehtiminen (esim. pientareiden hoito) sekä monesti kotieläinten pito ja lannan käyttö lannoitukseen. Nämä ratkaisut vähentävät tuotannon tehokkuutta, mutta muilta osin pyrkimykset tehokkaaseen tuotantoon ovat yhteneviä tehomaa-talouden kanssa (Helenius ym. 2004). Eroja ei ole esimerkiksi koneiden käytössä, siementen puhdistuksessa, lajikkeiden valinnassa, maanmuokkauksessa, kylvössä tai viljelytöiden ajoituksessa.

Koska luomutuotannossa on luovuttu osasta tehomaa-talouden luonnon monimuotoisuuden kannalta haitallisimmista keinoista, kohdistetaan siihen yleisesti luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä ja parantamista koskevia odotuksia. Monet

tutkimukset ovatkin osoittaneet, että luomutiloilla tai -pelloilla luonto on monimuotoisempaa kuin tavanomaisilla tiloilla tai pelloilla (katsaus ja yhteenveto: Bengtsson ym. 2005, Hole ym. 2005).

Luomutuotannon vaikutuksia on yleensä tutkittu vertaamalla pareittain luomualueita tavanomaisiin. Maisemarakenteen vaikutukset pyritään tällöin hallitsemaan tutkimusalueiden valinnan avulla tai tilastollisin keinoin. Vaikka tutkimusalueiden valinta tehdään huolella, jää jäljelle tekijöitä, joita ei pystytä kontrolloimaan (Bengtsson ym. 2005, Hole ym. 2005). Tilakoko vaikuttaa luonnon monimuotoisuuteen (Belfrage ym. 2005), joten samankaltaisia tiloja pariteltiin vertailuihin valittaessa jätetään helposti sellaiset tilat (esim. suurimmat tai pienimmät) valitsematta, jotka eivät ole tyypillisiä luomun tai tavanomaisen viljelyn piirissä. Myös esimerkiksi tilan viljelyhistoria voi olla tärkeä: luomuun siirtyvät tilat ovat ehkä jo aiemmin hoitaneet luontoaan toisella tavalla kuin tavanomaisina pysyttelevät tilat, jolloin havaittavat monimuotoisuuserot eivät olekaan seurausta luomusta. Toisaalta osa tiloista saattaa luomuun siirryttyään täyttää vain luomun vähimmäisehdot ilman ylimääräistä huomiota luonnonhoitoon.

Omassa työssämme tutkimme vuosina 2000–06 luomun vaikutuksia laajalla itäuusmaalaisella maisema-alueella, jolla luomualan osuus maatalousmaasta oli noin 10–11 % eli hiukan enemmän kuin Suomessa keskimäärin (n. 7 %). Pääosa tiloista oli luomusertifioitu vuosina 1996 ja 1997 (yksi tila 1990, yksi 1992), joten niiden luomuhistoria ei ollut pitkä ennen MYTVAS-tutkimuksia. Pääosa

**Taulukko 1.** Pesimälinnuston muutosanalyysissä käytetty aineisto. Pukkilan (–Orimattilan) alueella pelloista 10–11 % oli luomua, muilla alueilla kaikkia peltoja viljellään tavanomaisesti. Peltoala (ha) on laskettu summaamalla TIKE:n peltolohkorekisterin mukainen peltolohkojen pinta-ala ja viljelemättömien peltujen ala; N = tutkittujen neliökilometriruutujen lukumäärä. Laskenta-alueiden kokonaisala oli Pukkilassa suunnilleen viidenneksen ja vertailualueella neljänneksen peltoalaa suurempi. Vertailualue käsittää Lepsämän, Ohkolan, Seutulan ja Tikkaron yhdistetyn aineiston.

	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		Yhteensä	
	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N	Pelto- ala	N
Pukkila	1317	20	1836	28	1971	30	893	12	1377	20	1826	27	922	13	2073	32
Vertailualue	1235	19	1435	23	1812	29	2060	36	1852	33	1993	34	1334	25	2150	37
Lepsämä	383	6	583	10	699	10	919	15	779	14	919	15	532	10	1009	16
Ohkola	355	6	355	6	355	6	371	7	371	7	371	7	371	7	371	7
Seutula	404	6	404	6	419	7	431	8	431	8	431	8	431	8	438	8
Tikkaro	93	1	93	1	339	6	339	6	271	4	271	4	0	0	339	6
Yhteensä	2553	39	3271	51	3783	59	2983	48	3230	53	3819	61	2256	38	4224	69

Pukkilan luomutiloista oli viidettä kesää luomulla tutkimuksen alussa ja yhdettätoista kesää tutkimuksen lopussa.

Tarkastelemme tässä raportissa (1) tutkimusalueen pesimälinnuston muutosta vuosina 2000–06 ja vertaamme sitä neljään muuhun uusmaalaiseen alueeseen, joilla ei ollut luomutiloja, (2) viljelymenetelmän ja maisemarakenteen vaikutusta tutkimusalueen linnuston monimuotoisuuteen ja runsauteen (Piha ym. 2007), (3) tutkimusalueen perhosten ja kimalaisten runsauden muutosta vuosina 2001–05 sekä (4) viljelymenetelmän ja maisemarakenteen vaikutusta tutkimusalueen perhosten ja kimalaisten monimuotoisuuteen ja runsauteen (Ekroos ym. 2007).

## Aineisto ja menetelmät

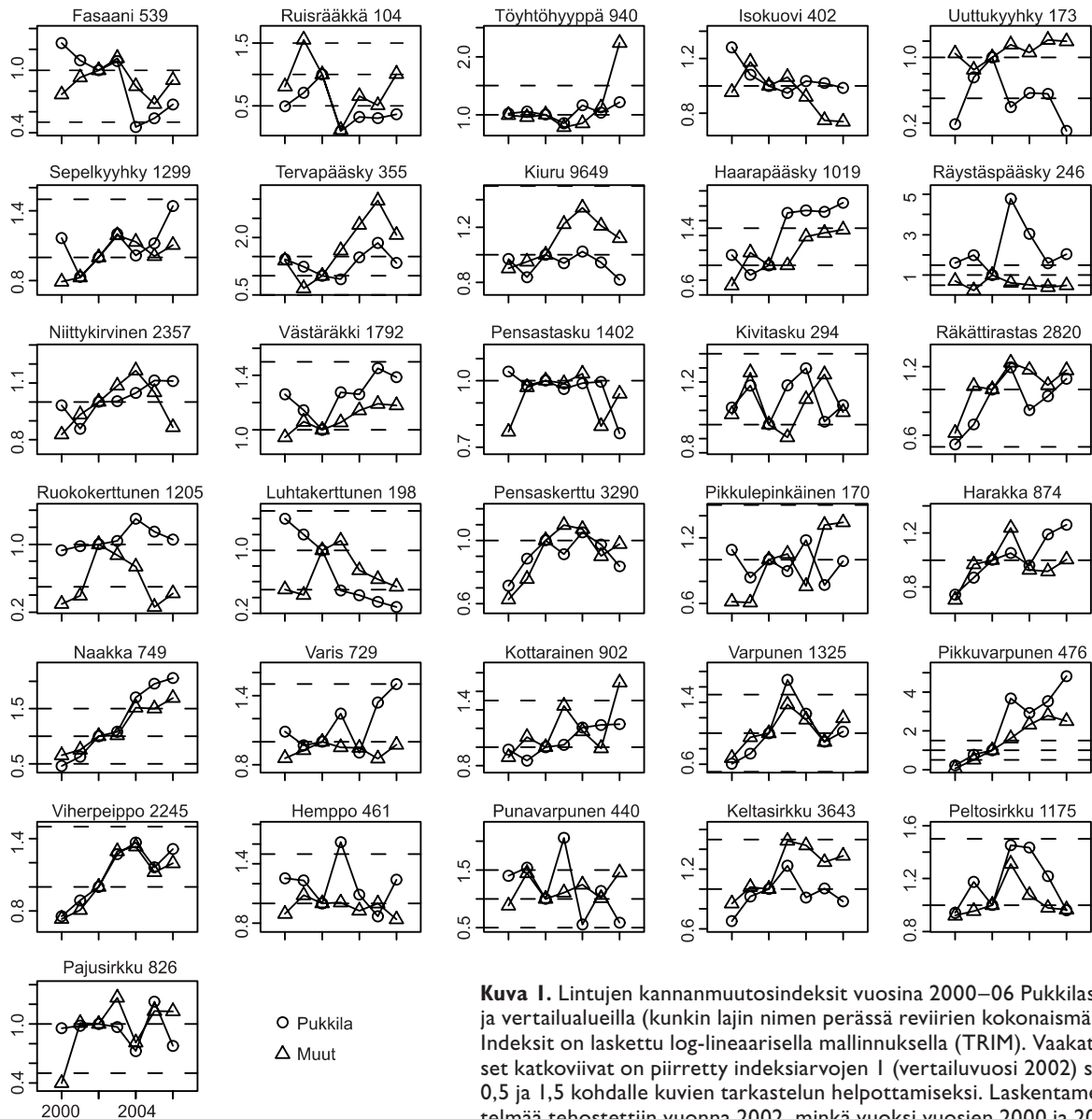
Tutkimusalue sijaitsi Porvoonjoen ja Kanteleenjärven valuma-alueilla Pukkilassa ja Orimattilassa (Tiainen ym. 2004a). Kutsumme tutkimusaluetta lyhyesti Pukkilaksi, koska suurin osa alueesta sijaitsi Pukkilan puolella. Sen kokonaispinta-ala oli suunnilleen 30 km<sup>2</sup>, mistä peltoa oli noin 2073 ha (peltolohkorekisterin mukaiset pellot sekä rekisteriin kuulumattomat viljelemättömät pellot; taulukko 1); muu alue koostui avoimista alueista, asutuksen pihapiireistä, maatilojen talouskeskuksista, muista rakennuksista lähiympäristöineen, teistä ja vesistöistä sekä alueen sisällä sijainneista pienistä metsiköistä, tutkimusalueeseen työntyvistä pienistä metsäniemikkeistä sekä kapeista metsänreunavyöhykkeistä. Alueella oli 11 lypsykarjatilaa, joiden karja kävi ulkolaitumilla.

Linnuston tavanomaisesti viljeltyt vertailualueet koostuivat neljästä muusta laajasta uusmaalaisesta tutkimusalueesta, jotka olivat Ohkola Mäntsälässä, Tikkaro Mäntsälässä ja Pornaisissa, Seutula Vantaalla sekä Lepsämä Nurmijärvellä ja Vihdissä.

Niiden kokonaisala oli noin 2800 ha, josta peltoa oli 2150 ha (taulukko 1). Ohkolassa, Tikkarossa ja Lepsämässä oli yksi lypsykarjatila, Seutulassa ei yhtään. Alueet valittiin MYTVAS-aineistosta (Tiainen ym. 2007a, b) sillä perusteella, että niiden maisemarakenteen on mahdollisimman samankaltainen kuin varsinaisella tutkimusalueella. Pukkilan ydinalue on kuitenkin valtavan laaja, aineistossamme ainutlaatuinen aukea, jossa pisimmät yhtenäiset näkymät ovat 5–7 km (vertailualueilla enimmillään 4 km). Pukkilaan kuuluu myös erikokoisia isoja ja pieniä aukeita, joita vertailualueiden maisemarakenteet vastaavat. Pukkilan alueen sisällä sijaitsee Kanteleenjärvi (30 ha); vertailualueilla ei ole lainkaan järviä. Tikkaroa lukuun ottamatta kaikilla alueilla on jokivarsia.

Lintulaskennat tehtiin vuosina 2000–06. Laskentojen laajuus vaihteli vuodesta toiseen (taulukko 1). Laskennat tehtiin kartoittamalla siten, että kahtena ensimmäisenä vuotena maastokäyntejä oli kaksi, vuodesta 2002 alkaen kolme (ks. Tiainen ym. 2004b, 2007a, b). Laskennoissa otettiin huomioon varsinaiset peltolinnut, reuna- ja pensaikkolajit, pellon metsälajit sekä maaseudun pihalajit Tiaisen ym. (2004b) mukaan. Maastohavainnot siirrettiin lajikartoille, joilta tehtiin reviiritulkinta. Lintureviirit tallennettiin paikkatietojärjestelmään. Aineistojen käsittely-yksikköinä käytettiin yhden neliökilometrin (kannanmuutosanalyysit) tai 6,25 hehtaarin ruutuja (maisemarakenteen vaikutusanalyysi), jotka perustuivat Suomen yhtenäiskoordinaatistoon (kkj3). Ruudut leikkaavat tutkimusalueita siten, että niistä osa voi olla metsää tai muuten tutkimusalueen ulkopuolella.

Hyönteislaskennat tehtiin vuosina 2001–05 samoilla periaatteilla kuin MYTVAS-hankkeen satunnaisruutujen hyönteisseurannoissa (Kuussaari & Heliölä 2004). Laskentojen kohteena olivat päiväaktiiviset suurperhoset ja kimalaiset (mukaan lukien loiskimalaiset). Laskentoja varten valittiin



**Kuva 1.** Lintujen kannanmuutosindeksit vuosina 2000–06 Pukkilassa ja vertailualueilla (kunkin lajin nimen perässä reviirien kokonaismäärä). Indeksit on laskettu log-lineaarisella mallinnuksella (TRIM). Vaakatasoiset katkoviivat on piirretty indeksiarvojen 1 (vertailuvuosi 2002) sekä 0,5 ja 1,5 kohdalle kuvien tarkastelun helpottamiseksi. Laskentamenetelmää tehostettiin vuonna 2002, minkä vuoksi vuosien 2000 ja 2001 indeksit eivät ole täysin vertailukelpoisia muiden vuosien kanssa.

tutkimusalueelta kahdeksan neliökilometriruutua, joista neljässä oli vain tavanomaisia peltoja ja neljässä oli sekä luomupeltoja että tavanomaisia peltoja (Tiaisen ym. (2004a) kuva 1). Osa luomutiloista palasi tavanomaiseen viljelyyn tutkimusvuosien aikana.

Laskennat tehtiin 50 metrin mittaisilla vakiolinjoilla, joita perustettiin kymmenen jokaisen ruudun runsasmetsäisimmälle ja niukkametsäisimmälle neljännekselle. Jokseenkin jokainen linja onnistuttiin sijoittamaan eri pientareelle, mutta 20 linjaa sijaitti kapeilla niittyvyöhykkeillä, suojavyyhykkeillä tai avoimissa metsänreunoissa. Laskentoja tehtiin kahden viikon välein toukokuun lopulta tai kesäkuun alusta elokuun puoliväliin, joskin muutama laskenta jouduttiin jättämään tekemättä epäedullisten säiden takia (taulukko 6). Heinäkuun

jälkipuoliskon laskennan yhteydessä määritettiin lisäksi kukkivien mesikasvien runsaus asteikolla 0 = ei kukkivia kasvyksilöitä, 1 = alle 15–20 kukkivaa kasvia, 2 = kukkivien kasvien peittävyys vähintään 5–10 %, 3 = kukkivien kasvien peittävyys vähintään 25–50 % ja 4 = kukkivien kasvien peittävyys yli 50 %. Lisäksi määritettiin pientareen tyyppi (kosteaa, tuoreen tai kuivan niityn kaltainen).

## Tulokset

### Lintujen kannanmuutokset

Pukkilan kokonaisreviirimäärä oli 19 486 ja vertailualueen 23 831 (taulukko 2). Lajeja aineistossa oli yhteensä 50. Kaikkien lajien tiheyksissä oli eroja

**Taulukko 2.** Pukkikilassa ja vertailualueella (Lepsämä, Ohkola, Seutula ja Tikkaro) havaittujen reviirien (N) ja lajien (S) kokonaismäärät.

	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		Yhteensä	
	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S
Pukkila	2298	39	3192	41	3766	42	1924	43	2769	41	3753	45	1784	41	19486	49
Vertailualue	1804	36	2466	39	3307	42	4713	40	4251	40	4079	42	3211	42	23831	47
Lepsämä	554	33	1097	36	1146	35	1902	37	1687	37	1734	39	1373	39	9493	43
Ohkola	460	29	538	30	619	30	896	33	1000	32	836	32	738	33	5087	37
Seutula	705	32	738	32	1007	38	1235	35	1084	32	1023	38	1100	39	6892	46
Tikkaro	85	16	93	20	535	28	680	26	480	28	486	26	–	–	2359	32
Yhteensä	4102	41	5658	44	7073	46	6637	45	7020	45	7832	46	4995	48	43317	50

**Taulukko 3.** Log-lineaaristen kannanmuutosmallien (ks. kuva 1) kovariaatin (Pukkila vs. vertailualueet) merkitsevyys. Kun Wald-testisuureen  $p \leq 0,05$ , Pukkilan ja vertailualueiden kannanmuutokset olivat merkitsevästi erilaisia (lihavoitu). Mallinnus perustuu reviirien lukumäärään. Viimeisiin sarakkeisiin on laskettu vuosien 2000–06 keskimääräiset reviiiritiheydet peltoneliökilometriä kohden runsauksien vertailua varten.

	Kovariaatin merkitsevyydesti			Reviirien lukumäärä		Tiheys reviiirejä/km <sup>2</sup>	
	Wald-testisuure	df	p	Pukkila	Vertailu-alue	Pukkila	Vertailu-alue
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>	9,9	6	0,13	190	349	1,85	3,00
Ruisräätäjä <i>Crex crex</i>	2,0	6	0,92	71	33	0,69	0,28
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	13,8	6	<b>0,03</b>	656	284	6,38	2,44
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>	5,7	6	0,46	253	149	2,46	1,28
Uuttukyyhky <i>Columba oenas</i>	12,5	6	<b>0,05</b>	48	125	0,47	1,07
Sepelkyyhky <i>C. palumbus</i>	10,2	6	0,12	502	797	4,88	6,84
Tervapääsky <i>Apus apus</i>	5,2	6	0,52	221	134	2,15	1,15
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>	36,1	6	<b>0,00</b>	4057	5592	39,43	48,00
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>	12,7	6	<b>0,05</b>	585	434	5,69	3,73
Räystäpääsky <i>Delichon urbicum</i>	12,5	6	<b>0,05</b>	133	113	1,29	0,97
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	5,4	6	0,49	867	1490	8,43	12,79
Västäräkki <i>Motacilla alba</i>	7,2	6	0,30	854	938	8,30	8,05
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>	7,8	6	0,25	666	736	6,47	6,32
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>	3,5	6	0,74	184	110	1,79	0,94
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>	7,0	6	0,32	1022	1798	9,93	15,43
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	32,4	6	<b>0,00</b>	949	256	9,22	2,20
Luhtakerttunen <i>A. palustris</i>	9,2	5	0,10	25	173	0,24	1,49
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>	11,2	6	0,08	1382	1908	13,43	16,38
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	6,1	6	0,41	69	101	0,67	0,87
Harakka <i>Pica pica</i>	8,2	6	0,22	353	521	3,43	4,47
Naakka <i>Corvus monedula</i>	4,3	6	0,63	345	404	3,35	3,47
Varis <i>C. corone</i>	15,6	6	<b>0,02</b>	305	424	2,96	3,64
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>	9,5	6	0,15	485	417	4,71	3,58
Varpunen <i>Passer domesticus</i>	6,0	6	0,43	638	687	6,20	5,90
Pikkuvarpunen <i>P. montanus</i>	8,9	6	0,18	245	231	2,38	1,98
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>	0,9	6	0,99	834	1411	8,11	12,11
Hemppo <i>Carduelis cannabina</i>	3,9	6	0,69	199	262	1,93	2,25
Punavarpunen <i>Cardopacus erythrinus</i>	16,1	6	<b>0,01</b>	167	273	1,62	2,34
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>	23,4	6	<b>0,00</b>	1360	2283	13,22	19,60
Peltosirkku <i>E. hortulana</i>	3,3	6	0,77	482	693	4,68	5,95
Pajusirkku <i>E. schoeniclus</i>	15,4	6	<b>0,02</b>	594	232	5,77	1,99

Pukkilan ja vertailualueiden välillä, kuudella lajilla vähintään ja kahdella lajilla lähes kaksinkertaisia. Emme kuitenkaan ole tässä yhteydessä niistä kiinnostuneita, sillä pääongelmamme oli, synnyttävätkö luomupellot sellaisia maatalousekosysteemin muutoksia, että ne näkyisivät lintupopulaatioiden

kehityksessä laajalla maisema-alueella. Toisin sanoen tavoitteena oli selvittää, eroaako peltolinnuston kannankehitys osin luomuviljellyn Pukkilan ja tavanomaisesti viljeltyjen vertailualueiden välillä. Nollahypoteesi oli, että Pukkilan ja vertailualueiden kannanmuutokset ovat toistensa kaltaisia.

Pesimälajien kantojen muutoksia analysoitiin log-lineaarista mallinnusta käyttäen (Pannekoek & van Strien 2003). Alueellisena perusyksikkönä käytettiin neliökilometriruutuja, joita oli Pukkilasassa yhteensä 32 ja vertailualueilla 37 (taulukko 1). Mallinnus tehtiin lajeille, joiden kokonaisparimäärä oli vähintään 100 (kuva 1). Näitä oli 32, mutta koska keltavästäräkin reviierejä oli vertailualueella vain viisi, ei sen kannanmuutoksia kuitenkaan verrattu.

Useimpien lajien kohdalla kannankehitys oli hyvin samanlainen niin Pukkilasassa kuin muillakin alueilla. Merkitseviä eroja havaittiin kymmenellä lajilla (taulukko 3), mutta mitään niistä on vaikea liittää luomun maisematasoiisiin vaikutuksiin. Ruokokerttusen ja pajusirkun kannanmuutos- ja runsauserot liittyivät todennäköisesti ennemmin alueiden välisiin kosteikkojen määrän ja ominaisuuksien eroihin kuin viljelytapoihin. Muista lajeista Pukkilan ja vertailualueiden kannanmuutoksen ero johtui työttöhyypän kohdalla ensisijaisesti viimeisen vuoden hypähdyksestä vertailualueilla (kuva 1), joilla lajin tiheys oli selkeästi vähäisempi kuin Pukkilasassa. Uuttukyyhkyn kanta on pysynyt vertailualueilla jokseenkin vakaana, mutta Pukkilasassa se on vaihdellut suuresti. Syytä on vaikea ymmärtää, ellei ole kysymys pesäkolokilpailusta naakan kanssa. Naakka on runsastunut Pukkilasassa viime vuosina enemmän kuin vertailualueilla (kuva 1). Vertailualueilla kiurun kannanvaihtelut olivat suurempia kuin Pukkilasassa. Haarapääskyn kannanvaihtelut olivat hyvin toistensa kaltaisia, mutta vertailualueet seurasivat Pukkilaa vuoden viiveellä. Räystäspääskyn ero johtui kaksivuotisesta kannanhuipusta Pukkilasassa. Variksen ja punavarpusen ero johtui kannan voimakkaasta heilahdusta Pukkilasassa. Keltasirkun kannankehityksen yleissuuntaukset olivat samantapaisia, mutta vuosittaisten muutosten suunnat ja tasot olivat osittain erilaisia.

### Linnuston monimuotoisuus ja runsaus: luomun merkitys

Luomun ja maisemarakenteen vaikutusta linnustoon tutkittiin käyttäen Pukkilan vuosien 2000 ja 2001 aineistoja (molemmat vuodet analysoitiin erikseen). Analyysit rajattiin koskemaan 14 sellaista avoimen peltoympäristön lajia, jotka kaikkein selvimmin käyttävät peltoja hyväkseen (taulukko 4, alaviite). Analyyseistä rajattiin pois sellaiset lajit, jotka peltojen lisäksi käyttävät merkittävässä määrin muuta osaa maatalousympäristöä. Alueellisena perusyksikkönä käytettiin 250 m x 250 m:n ruutuja. Vastemuuttajat ja selittävät muuttajat on esitetty taulukossa 5. Koko linnuston lisäksi ana-

**Taulukko 4.** Pukkilan tutkimusalueen ja analyysien perusyksikkönä käytettyjen 250 m x 250 m -ruutujen kuvailu.

	2000	2001
<b>Koko tutkimusalue</b>		
Kokonaispinta-ala (ha)	2044	2606
250 m x 250 m -ruutujen lukumäärä	327	417
Peltoala (ha)	1682	2111
Luomuala (ha)	195	218
Luomun osuus peltoalasta (%)	11,6	10,3
Ruohomaiden <sup>1</sup> osuus peltoalasta (%)	28,4	32,8
Kevätviljojen osuus peltoalasta (%)	66,2	62,3
Syysviljojen osuus peltoalasta (%)	5,4	4,9
Laitumien osuus peltoalasta (%)	2,7	3,9
Lintureviirien lukumäärä <sup>2</sup>	1120	1387
Reviiritiheys <sup>2</sup> (reviierejä/km <sup>2</sup> )	66,6	65,5
Lajimäärä <sup>2</sup>	12	14
Kokonaisbiomassa <sup>2</sup> (kg)	203,4	228,8
Biomassa <sup>2</sup> peltoalaa kohden (g/ha)	120,9	108,4
<b>Ruutukohtaiset keskiarvot</b>		
Pelto ala (ha)	5,14	5,06
Luomuala (ha)	0,60	0,52
Pientareen pituus (m)	834,4	827,3
Avoimuus (etäisyys metsän reunaan, m)	263,9	232,4
Latojen lukumäärä	0,41	0,35
Lintureviirien lukumäärä <sup>2</sup>	3,43	3,33
Lajimäärä <sup>2</sup>	2,02	2,07
Biomassa <sup>2</sup> (g)	621,9	548,6
Biomassa <sup>2</sup> peltoalaa kohden (g/ha)	114,7	100,4
Kiurureviirejä/10 ha	3,37	3,09
Niittykirvisreviirejä/10 ha	0,58	0,61
Peltosirkkureviirejä/10 ha	0,38	0,51
Pensastaskureviirejä/10 ha	0,60	0,65
Töyttöhyppäreviirejä/10 ha	0,60	0,48

<sup>1</sup>Sisältää nurmet, heinäpellot, laitumet ja kesannot

<sup>2</sup>Vain avoimella alueella sekä pesivät että ruokailevat lajit (tuulihaukka, peltoppy, viiriäinen, ruisräikkä, työttöhyypä, punajalkaviklo, isokuovi, taivaanvuohi, kiuru, niittykirvinen, keltavästäräkki, kivitasku, pensastasku ja peltosirkku).

lysoitiin viiden runsaan lajin, kiurun, niittykirvisen, pensastaskun, peltosirkun ja työttöhyypän esiintymistä. Peltojen käyttötiedot saatiin TIKE:n peltolohkorekisteristä ja omista laskentojen yhteydessä kirjatuihin täydentävistä havainnoista. Koska tutkimusruudut rajoittuivat toisiinsa, oli oletettavaa, että selitettävään muuttuun vaikuttivat paitsi selittävien muuttajien arvot tutkimusruudussa, myös sen ympäristössä. Tämä riippuvuus otettiin huomioon autoregressiivisen mallinnuksen avulla (yksityiskohtat: Piha ym. 2007). Mallinnuksen tulokset on selostettu yksityiskohtaisesti alkupe- räisartikkelissa, ja esitämme tässä vain yhteenvedon niistä.

Linnustoerot olivat vähäisiä vuosien 2000 ja 2001 välillä (taulukko 4). Lajimääräero johtui siitä, että kahta harvinaista lajia, peltopyytä ja viiriäistä ei havaittu vuonna 2000. Peltojen käyttöerot olivat



**Taulukko 5.** Linnuston mallinnuksessa käytettyjen muuttujien määrittely.

Muuttuja	Kuvaus	Määrittely
<b>Vastemuuttujat (selitettävät muuttujat)</b>		
Tiheys <sup>a</sup>	Kokonaistiheys	Log(reviirien lukumäärä/peltoala (ha) + 1)
Lajimäärä S	Lajimäärä	Log(S + 1)
H'	Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi	$-\sum p_i \ln p_i$ ( $p_i$ = i:nnen lajin osuus kaikista)
BIOM <sup>b</sup>	Lintuparien kokonaisbiomassa	Log( $\sum$ biomassa/peltoala (ha) + 1)
BIOM <sup>b</sup>	Biomassa ilman kiurua	Log( $\sum$ biomassa/peltoala (ha) + 1)
AARV	Kiurutiheys	Log(reviirien määrä/peltoala (ha) + 1)
APRA	Niittykirvistiheys	Log(reviirien määrä/peltoala (ha) + 1)
EHOR	Peltosirkutiheys	Log(reviirien määrä/peltoala (ha) + 1)
SRUB	Pensastaskutiheys	Log(reviirien määrä/peltoala (ha) + 1)
VVAN	Töyhtöhyppätiheys	Log(reviirien määrä/peltoala (ha) + 1)
<b>Selittävät muuttujat</b>		
<i>Maankäyttö</i>		
Luomu	Luomuala	Pinta-ala (ha)
Syysvilja	Onko syysviljaa	1, jos ala ruudussa > 0,5 ha, muuten 0
Kevätkylvöiset kasvit	Onko kevätkylvöisiä	1, jos ala ruudussa > 0,5 ha, muuten 0
Heinämaa	Onko heinämaata	1, jos ala ruudussa > 0,5 ha, muuten 0
Laidun	Onko laidunta	1, jos ala ruudussa > 0,5 ha, muuten 0
<i>Maisema</i>		
Avoimuus	Etäisyys lähimmästä metsänreunasta	Etäisyys hehtometreinä
Etäisyys vedestä	Etäisyys lähimmästä järvestä tai joesta	Etäisyys hehtometreinä
Asutus	Onko asutusta	1, jos ala ruudussa > 0,04 ha, muuten 0
Pientareen pituus	Pientareiden yhteispituus	Pituus hehtometreinä
Latojen lukumäärä	Latojen lukumäärä	Lukumäärä
Peltoala	Peltoala hehtaareina	Pinta-ala (ha)

<sup>a</sup>Ilman runsainta lajia kiurua (n. 50 % kaikista reviiereistä)

<sup>b</sup>Laskettu käsikirjoista saatavilla koiraiden ja naaraiden keskipainoilla

**Taulukko 6.** Pukkilassa vuosina 2001–2005 havaittujen päiväaktiivisten suurperhosten ja kimalaisten yksilö- (N) ja lajimäärät (S). Vuosittaisten laskentakertojen lukumäärä suluisissa). Laskentalinjoja oli yhteensä 160, joista luomupientareilla 12, tavanomaisilla pientareilla 124, vuonna 2004 luomusta tavanomaisiksi palautettujen peltojen pientareilla 3 sekä muus-sa avoympäristössä (sisältää niityt, suojavyöhykkeet ja metsänreunat jotka eivät rajoitu peltoon) 20.

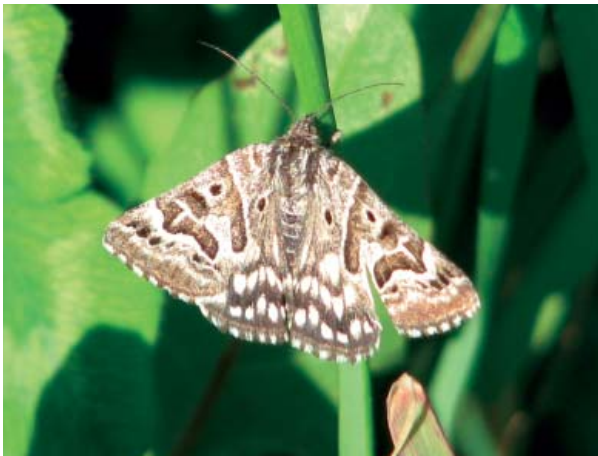
	2001 (5)		2002 (4)		2003 (7)		2004 (4)		2005 (7)		Yhteensä (27)	
	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S
Päiväperhoset	1798	24	1675	24	1445	27	556	17	1337	25	6811	35
Muut perhoset	266	17	266	19	647	40	122	19	269	35	1370	53
Kimalaiset	430	12	514	11	968	12	316	12	209	14	2437	16

vähäisiä ja selittyvät pääasiassa tutkimusalueen rajauseroilla.

Maisemarakenne ja maankäyttö selittivät pääosan linnuston kokonaistiheyden, lajimäärän, diversiteetin tai biomassan vaihtelusta (Piha ym. 2007). Etäisyyden kasvu vesistöistä vaikutti molempina vuosina negatiivisesti kaikkiin selitettäviin yhteisömuuttujiin paitsi biomassoihin vuonna 2000. Avoimuuden lisääntyminen puolestaan vaikutti vastemuuttujiin positiivisesti (paitsi diversiteettiin vuonna 2000). Ruohomaat vaikuttivat positiivisesti kaikkiin yhteisömuuttujiin paitsi diversiteettiin vuonna 2001 ja ilman kiurua laskettuun biomassaan vuonna 2000. Laidunten (ja laiduntavien eläinten) vaikutus oli positiivinen kaikkiin yhteisömuuttujiin vuonna 2000, mutta

ei vuonna 2001. Kevätkylvöiset kasvit vaikuttivat positiivisesti biomassaan, mutta syysviljoilla ei ollut merkittävää yhteyttä selitettäviin muuttujiin. Luomun ala ei vaikuttanut tiheyteen, lajimäärään eikä diversiteettiin, mutta sen yhteys kokonaisbiomassaan oli merkittävä ja positiivinen vuonna 2001 ja lähes merkittävä vuonna 2000, mutta yhteyttä ei ollut ilman kiurua laskettuun biomassaan. Myös asutuksen ja linnuston välillä havaittiin yhteyksiä: asutus vaikutti positiivisesti lajimäärään vuonna 2001 ja negatiivisesti kokonaisbiomassaan vuonna 2000.

Lajikohtaisissa mallinuksissa maiseman avoimuus, heinämaat ja luomuala vaikuttivat positiivisesti kiurun tiheyksiin. Myös syysvilja vaikutti positiivisesti, mutta ei merkittävästi. Ruohomaat



Liitumittari, tesmaperhonen, piirtoyökkönen ja mantukimalainen ovat tyypillisiä pientareiden ja niittyjen hyönteislaskennoissa tavattavia lajeja.

vaikuttivat niittykirviseen positiivisesti, samoin avoimuus vuonna 2001. Syysvilja (merkitsevästi 2001, lähes merkitsevästi 2000), piennarten pituus (vain 2000) ja asutus vaikuttivat positiivisesti peltosirkkuun. Laitumet ja ruohomaat (vain 2000) vaikuttivat positiivisesti pensastaskuun. Maiseman avoimuus ja luomuala vaikuttivat positiivisesti ja asutus ja ladot negatiivisesti työttöhyppään. Lisäksi kasvava etäisyys vesistöistä vaikutti negatiivisesti peltosirkkuun (vain 2001), pensastaskuun ja työttöhyppään (vain 2000).

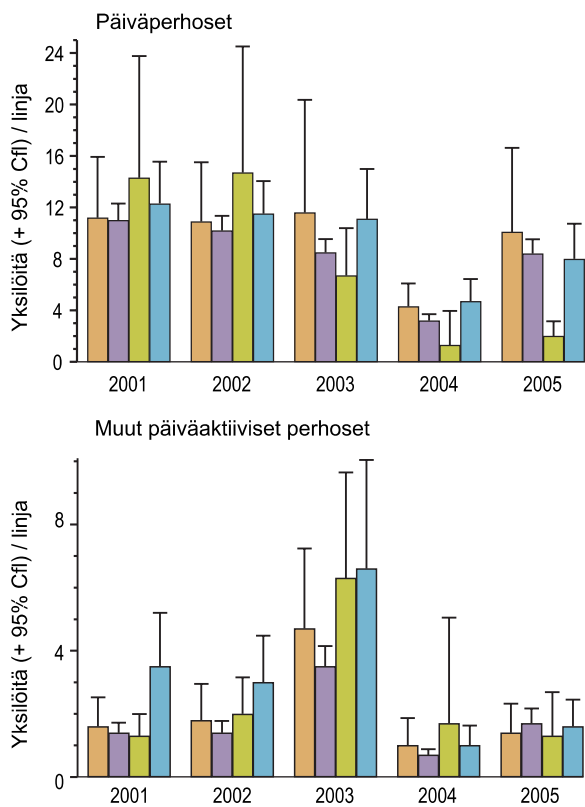
### Perhosten ja kimalaisten kannanmuutokset Pukkilassa

Vuosien 2001–05 linjalaskennoissa havaittiin yhteensä 6811 päiväperhosta, 1370 muuta päiväaktiivista suurperhosta sekä 2437 kimalaista ja lois-kimalaista (taulukko 6). Vuosittaisten laskentojen määrät vaihtelivat neljästä seitsemään, koska säät eivät sallineet kaikkien suunniteltujen laskentäkäyntien tekemistä.

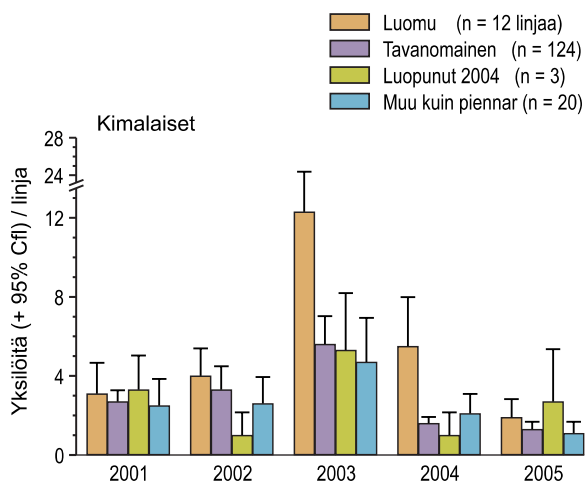
Kaikkien tutkittujen hyönteisryhmien osalta sekä vuosien että laskentalinjojen välinen yksilömäärien vaihtelu oli huomattavaa, mikä näkyy keskihajontojen suuruudesta kuvassa 2. Tämän vuoksi viiden vuoden aineiston perusteella muutosanalyysiin ei ollut syytä ryhtyä. Taulukossa 6 on esitetty ryhmäkohtaiset kokonaisyksilö- ja lajimäärät.

Kuvan 2 laskentatuloksista voidaan havaita, että

- (1) Lukuun ottamatta kimalaisten runsauksia vuosina 2003 ja 2004 luomun ja tavanomaisen väliset erot olivat aina hyvin pieniä, mutta yhtä poikkeusta (muut perhoset 2005) lukuun ottamatta samansuuntaisia (luomun hyväksi).
- (2) Laskentalinjoilla, jotka sijaitsivat luomusta luopuneilla tiloilla, oli vuosina 2004 ja 2005 aiempaa vähemmän päiväperhosia. Linjoja oli kuitenkin vain kolme, joten tulos voi johtua sattumasta; kaikki kolme sijaitsivat hyvin avoimessa ja tuulisessa maastossa.
- (3) Muussa avoymäristössä kuin pientareella sijainneet linjat eivät erottautuneet piennar-



**Kuva 2.** Pukkilan hyönteislaskennoissa vuosina 2001–05 havaittujen päiväperhosten, muiden päiväaktiivisten suurperhosten sekä kimalaisten (mukaan lukien loiskimalaiset) keskimääräiset yksilömäärät. Laskentakertojen määrissä oli jonkin verran vaihtelua vuosien välillä. Myös yksittäisten laskentakertojen välillä oli havaintomäärissä suuria eroja, ja vuoden 2003 muiden päiväaktiivisten perhosten suuret määrät johtuvat kesäkuun jälkipuolen runsaista yksilömääristä.



ympäristöjen linjoista, joskin joinain vuosina niillä oli yhtä runsaasti muita perhosia kuin päiväperhosia.

- (4) Kesä 2003 oli hyvä vuosi muille perhosille ja kimalaisille. Kesäkuun lopussa oli liikkeellä erityisen paljon mittareita.
- (5) Vuosi 2004 oli huono vuosi, ja ehkä sen seurauksena myös vuosi 2005 ainakin kimalaisille. Vuoden 2004 kesä oli erittäin sateinen, ja Pukkilan pelloille nousi laajoja tulvia, joiden alle suuri osa laskentalinjoista jäi. Tulva-alueiden kasvillisuus ojanvarsien pajukkoja lukuun ottamatta kuoli.
- (6) Luomun ja muiden ympäristöjen välillä ei ole havaittavissa kokonaisyksilömäärien toisistaan poikkeavia suuntauksia.

### Hyönteisten monimuotoisuus ja runsaus: luomun merkitys pientareiden perhosille ja kimalaisille

Luomun merkitystä hyönteisille tutkittiin käyttäen vain niiden kolmen neliökilometrinen aineistoja, joilla oli luomutiloja kaikkina tutkimusvuosina (kuva 3). Näillä ruuduilla oli yhteensä 60 laskentalinjaa, mutta viisi koston pientareen linjaa jätettiin pois analyysistä, koska kosteita pientareita oli vain tavanomaisilla pelloilla, mutta ei yhtään luomupelloilla.

Päiväperhosten ja kimalaisten lajimäärät olivat jokseenkin vakaat vuodesta toiseen, mutta muiden suurperhosten lajimäärä oli vuonna 2003 yli kaksinkertainen edellisiin vuosiin verrattuna (taulukko 7). Päiväperhosten runsaus vaihteli vähemmän kuin muiden perhosten ja kimalaisten, joiden runsaus oli 2–3-kertainen vuonna 2003 vuosiin 2001 ja 2002 verrattuna (taulukko 7).

Lajimäärää ja runsautta selittävien tekijöiden merkitystä tutkittiin käyttäen yleisiä lineaarisia sekamalleja (GLIM; Ekroos ym. 2008). Selittävinä tekijöinä käytettiin tuotantotapaa (luomu ja tavanomainen), pientareen pinta-alaa (logaritmi-muunnos; ei leveyttä, koska siinä ei ollut juurikaan vaihtelua), etäisyyttä lähimmästä metsän reunasta, mesikasvien runsautta ja pientareen tyyppiä. Muuttujat eivät korreloineet keskenään. Mallinnus tehtiin erikseen kaikkien perhosten, päiväperhosten ja niiden ekologisten ryhmien (Kuussaari ym. 2007), muiden suurperhosten sekä kimalaisten runsaudelle ja lajimäärälle.

Mallinnuksen tulokset on selostettu yksityiskohteisesti alkuperäisartikkelissa (Ekroos ym. 2008), ja esitämme tässä vain yhteenvedon niistä siltä osin, kuin ne olivat tilastollisesti merkitseviä. Tilastollisesti merkitseviä malleja syntyi kaikkien perhosten, päiväperhosten, pääosin niityillä esiintyvien päiväperhosten ("niityperhosten") ja kimalaisten runsaudelle sekä päiväperhosten ja kimalaisten lajimäärälle (taulukko 8). Viljelytavan vaikutus

**Taulukko 7.** Luomun ja elinympäristön rakenteen vaikutuksen mallinnuksessa käytetyn hyönteisaineiston suuruus. Aineisto on kolmelta neliökilometriruudulta, joilla osa tiloista harjoitti luomuviljelyä kaikkina tutkimusvuosina. N = yksilö- ja S = lajimäärä.

	2001		2002		2003	
	N	S	N	S	N	S
Päiväperhoset	685	20	601	19	507	22
Muut perhoset	130	14	116	13	295	32
Kimalaiset	175	12	179	14	374	14

kimalaisten lajimäärään oli lähestulkoon tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,052$ ), ja sillä oli lisäksi mahdollisesti merkitystä kimalaisten runsaudelle ( $p = 0,085$ ); sekä runsaus että lajimäärä olivat suurempia luomupientareilla kuin tavanomaisilla pientareilla. Elinympäristön laatutekijät selittivät pääosan havaitusta vaihtelusta (vähintään  $p < 0,02$ ). Pientareen ala vaikutti merkitsevästi kaikkien perhosten, päiväperhosten ja pääosin niittyperhosten runsauteen sekä päiväperhosten lajimäärään. Kukkivien mesikasvien runsaus vaikutti merkitsevästi kaikkien perhosten, päiväperhosten, niittyperhosten ja kimalaisten runsauteen. Piennartyyppi vaikutti merkitsevästi niittyperhosten runsauteen ( $p = 0,01$ ) ja kaikkien perhosten runsauteen suunta-antavasti ( $p = 0,07$ ). Etäisyydellä metsän reunasta oli suunta-antavasti merkitystä kimalaisten runsaudelle ( $p = 0,09$ ).

## Tarkastelu

Luomun biodiversiteettivaikutusten havaitseminen ei ole ongelmatonta, koska monimuotoisuuden vaikuttavat hyvin monet maisemarakenteeseen, maankäyttöön ja maatalouden käytäntöihin liittyvät tekijät ja lisäksi niiden yhteisvaikutukset. Luomun vaikuttavuutta arvioivia tutkimuksia on tehty muissa maissa hyvin paljon, yleensä vertailemalla luomualoja tavanomaisesti viljeltyihin. Tutkimusasetelmat ovat yleensä parittaisia: vertailtavat alueet on pyritty valitsemaan siten, että viljelytapaa lukuun ottamatta kaikki muu olisi mahdollisimman samanlaista.

Useimmiten monimuotoisuusvaikutukset ovat olleet luomun hyväksi, mutta eivät aina (Hole ym. 2005, Bengtsson ym. 2005, Rundlöf & Smith 2006). Vertailut ovat ongelmallisia, koska niissä on kuitenkin vaikea kontrolloida kaikkia monimuotoisuuden vaikuttavia tekijöitä (Hole ym. 2005, Bengtsson ym. 2005). Erityisesti mittakaavaongelmia on vaikea hallita. Pienikokoisten eliöiden (kasvit, selkärangattomat eläimet, hajottajat) diversiteetin vertailut on tehty yleensä peltolohkotasol-

**Taulukko 8.** Luomun ja elinympäristön rakenteen vaikutuksen mallinnuksessa käytettyjen 50 metrin laskentalinjojen (lukumäärä suluissa) hyönteisten keskirunsaus ( $\bar{x}$ ) ja -hajonta (SD). Luomun ja tavanomaisen väliset erot eivät ole merkitseviä.

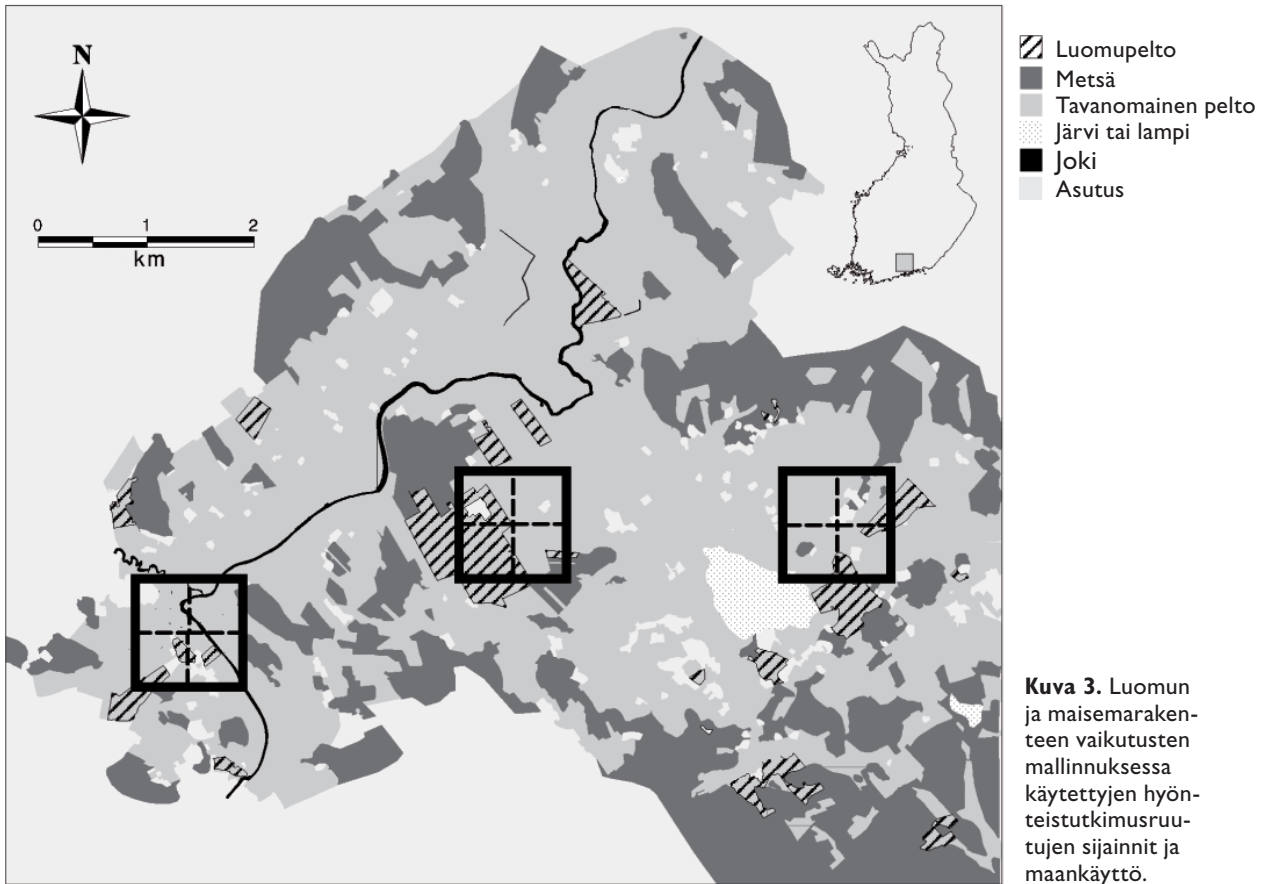
	Tavanomainen (40)		Luomu (15)	
	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD
Kaikki perhoset, runsaus	12,8	6,7	11,6	4,5
Päiväperhoset, runsaus	9,4	4,4	9,0	3,5
Päiväperhoset, lajimäärä	0,99	0,26	0,98	0,2
Niittyperhoset, runsaus	5,23	2,5	4,6	1,8
Kimalaiset, runsaus	3,0	2,5	3,8	1,7
Kimalaiset, lajimäärä	1,14	0,5	1,4	0,4

la, joten ne eivät välttämättä kerro vaikutuksista laajemmalla alueella. Selkärankaisten eläinten ja laajalti liikkuvien hyönteisten kannalta tarkastelut on mielekästä tehdä useita lohkoja ja muita elinympäristölaikkuja sisältävällä tasolla, mahdollisesti jopa jokseenkin keskimääräistä tilakokoa vastaavalla mittakaavatasolla. Joissakin tutkimuksissa ongelmat on pyritty hallitsemaan monitahoisella tilastollisella analyysillä.

Omassa tutkimuksessa lähestymistapana oli tutkia luomun vaikutuksia laajalla maisemaluomun alueella, jonka tiloista osa oli luomusertifioituja. Menetelmänä oli vertailla kannanmuutoksia alueilla, joilla oli tai ei ollut luomua, sekä monimuotoisuuden sekä lajien esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavien tekijöiden mallintaminen, viljelymenetelmä niistä yhtenä.

Luomun havaitut vaikutukset olivat vähäisiä. Lintujen kannanmuutosindekseissä havaittiin eroja muutamien lajien kohdalla, mutta mikään niistä ei näyttänyt liittyvän selvästi luomuun. Yksittäisistä aidoista peltolintulajeista vain kiuru ja töyhtöhyppä hyötyivät luomusta. Niistä kiurun tiheys oli kuitenkin suurempi vertailualueilla ja vain töyhtöhyppän Pukkilassa, joten luomusta koitua hyöty ei heijastune laajemmalle maisemaluomun alueelle. Koko aitojen peltolintujen yhteisöä koskevassa analyysissä luomulla oli merkitsevä vaikutus ainoastaan kokonaisbiomassaan toisena vuonna. Maisemarakenteen- ja maankäyttötekijät selittivät lähes kaikkia linnustomuuttujia merkitsevämmän kuin tuotantotapa. Hyönteisten runsaudet eivät eronneet merkitsevästi luomupientareiden ja tavanomaisten välillä, mutta olivat lähes aina suurempia luomulla; luonnonmukaisen viljelytavan vaikutus kimalaisten runsauteen oli lähestulkoon merkitsevä.

Miksi tuotantotapojen väliset erot olivat vähäisiä? Koska yleensä on havaittu ero luomun hyväksi (esim. Bengtsson ym. 2005, Hole ym. 2005), kysymys voidaan esittää myös muodossa, miksi tässä tutkimuksessa ei havaittu enemmän tai suurem-



**Kuva 3.** Luomun ja maisemarakenteen vaikutusten mallinnuksessa käytettyjen hyönteistutkimusruutujen sijainnit ja maankäyttö.

pia eroja luomun hyväksi? Mahdollisia vastauksia ovat seuraavat:

- Luomulla ei ole monimuotoisuusvaikutuksia. Hylkäämme kuitenkin tämän vaihtoehdon, koska on vaikea uskoa, että suomalaiset olosuhteet olisivat kovin erilaisia verrattuna niihin, joissa luomun vaikuttavuutta on tutkittu muualla.
- On myös epäuskottavaa, että kun teho- ja maatalous on johtanut monimuotoisuuden vähentymiseen, tehokeinoista luopuminen ei saisi aikaan päinvastaisia vaikutuksia. Maatalouden tehostaminen on kuitenkin vaikuttanut moniin tuotannon ja maankäytön piirteisiin, joista vain osan suhteen luomuviljely poikkeaa tavanomaisesta. Tämän vuoksi yksinomaan tuotantotavasta seuraavat luomun vaikutukset voivat jäädä pieniksi.

Edellisen perusteella luomun vaikutukset voivat olla niin vähäisiä, että muut tekijät, ensisijaisesti erilaiset maiseman rakenteeseen liittyvät peittävät ne. Maisemarakenne ja elinympäristön laatu olivat tuotantotapaa merkittävämpiä niin lintujen kuin hyönteistenkin runsauteen ja lajimääriin vaikuttavia tekijöitä. Tutkimusalueen maisemara-

kenteen vaihtelevuus on saattanut vaikuttaa tutkimuksissa havaittuihin (Ekroos ym. 2007, Piha ym. 2007) vähäisiin eroihin luomu- ja tavanomaisten tilojen välillä. Luonnonmukaisen viljelyn biodiversiteettivaikutukset tulevat selkeämmin esille maisemarakenteeltaan avoimissa ja homogeenisissä ympäristöissä, eli laaja-alaisilla peltoaukeilla. Maisemarakenteeltaan vaihtelevilla alueilla luonnonmukaisen viljelyn havaittavat vaikutukset voivatkin jäädä vähäisiksi (Weibull ym. 2000, 2003, Bengtsson ym. 2005, Rundlöf & Smith 2006). Ruotsissa luomutilat sijaitsevat keskimäärin heterogeenisemmissä maisemissa verrattuna tavanomaisiin tiloihin (Rundlöf & Smith 2006), mikä maatalouden luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta on ongelmallista. Luomuviljelystä saatava hyöty olisi luultavasti suhteellisesti ottaen suurempi laajoilla peltolakeuksilla (Bengtsson ym. 2005).

Myös historia voi selittää melkoisen osan luomun odotettua vähäisemmästä vaikutuksesta. Useimmat tutkimusalueen luomutilat oli luomusertifioitu vuosina 1995 ja 1996, vain muutama vuotta ennen tutkimuksiamme. Niillä on jo useiden vuosikymmenien ajan käytetty kemiallisia torjunta-aineita ja väkilannoitteita, ja yleensä myös pientareet on käsitelty. Tämän vuoksi aiem-

mat ekosysteemimuutokset ovat olleet luultavasti suuria. Pientareiden kasvillisuus on muuttunut heinävaltaiseksi ja myös ympäristötuen johdosta perustetut piennarten levennykset ovat heinävaltaisia, joten niiden palautuminen tai muuttuminen kaksisirkkaisvaltaiseksi kestää kauan (Tarmi & Helenius 2002). Kevätviljapeltojen rikkakasvien laji- ja yksilötiheys ovat suurempia luomupelloilla kuin tavanomaisilla pelloilla (Hyvönen ym. 2003), mutta lajiston monimuotoisuutta luomuviljely ei ainakaan lyhytkestaisen luomuviljelyn jälkeen pysty palauttamaan torjunta-aineiden käyttöaikakautta edeltävän 1960-luvun alkupuolen tasolle (Hyvönen 2007).

Tutkimme luomun osuutta lintu- ja hyönteis-yhteisöjen monimuotoisuudessa tai lajien runsauksessa havaittavan vaihtelun selittämiseksi vuosien 2001–03 aineistoilla, jolloin sertifiointista oli yleensä kulunut viitisen vuotta. On mahdollista, että lajistoon vaikuttavaa muutosta ei ekosysteemissä tässä ajassa ole ehtinyt tapahtua. Toisaalta aluetasolla vuoteen 2006 ulottuvassa lintupopulaatioiden aineistossa tai piennartasolla vuoteen 2005 ulottuvassa perhos- ja kimalaisaineistossa ei liioin ollut havaittavissa viitteitä luomun vaikuttavuuden lisääntymisestä. Saattaa olla, että luomun vaikutus ei ulotukaan luomutiloilta ympäristöön lähialueiden pelloille.

## Kirjallisuus

- Belfrage, K., Björklund, J. & Salomonsson, L. 2005: The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. – *Ambio* 34:582–588.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. – *J. Appl. Ecol.* 42:261–269.
- Ekroos, J., Piha, M. & Tiainen, J. 2008: Role of organic and conventional field boundaries on boreal bumblebees and butterflies. – *Agriculture, Ecology and Environment*, painossa, (doi: 10.1016/j.agee.2007.09.003).
- Helenius, J., Hyvönen, T. & Tiainen, J. 2004: Maatalousekosysteemi. – Ss. 62–74 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. 2005: Does organic farming benefit biodiversity? – *Biological Conservation* 122:113–130.
- Hyvönen, T. 2007: Can conversion to organic farming restore the species composition of arable weed communities? – *Biological Conservation* 137:382–390.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H. & Tiainen, J. 2003: Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. – *Agriculture, Ecology and Environment* 97:131–149.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. – Ss. 44–81 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. Suomen Ympäristö 709.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007: Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect conservation* 11: 351–366.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. J. 2003: Trim 3 manual (Trends and indices for monitoring data). – Statistics Netherlands.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007: Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. – *Biological Conservation* 140:50–61.
- Rundlöf, M. & Smith, H. G. 2006: The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. – *Journal of Applied Ecology* 43:1121–1127.
- Tarmi, S. & Helenius, J. 2002: Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasviyhteisöjen monimuotoisuus. – *Soveltavan biologian laitoksen julkaisuja No 9*. Helsingin yliopisto. 35 s. + 18 liites.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Bäckman, J.-P., Ekroos, J. & Seimola, T. 2004a: Luomuviljelyn biodiversiteettivaikutusten seuranta: hyönteiset ja linnut. – Ss. 128–140 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. Suomen Ympäristö 709.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Seimola, T., Ekroos, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2004b: Maatalousympäristön pesimälinnuston seuranta. – Ss. 92–109 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. Suomen ympäristö 709.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.) 2004c: *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. – Edita Publishing, Helsinki. 366 s.
- Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007a: Suomen maatalousympäristön linnuston muutos 2000-luvulla. – *Linnut-vuosikirja 2006*:100–108.
- Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007b: Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristötukikaudella 2000–06. – *Suomen ympäristö 4/2008*.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. 2000: Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. – *Ecography* 23:743–750.
- Weibull, A.-C., Östman, Ö. & Granqvist, Å. 2003: Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. – *Biodiversity and Conservation* 12:1335–1355.

# Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle

**MYTVAS-loppuraportti 2000–2006**

**Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen & Juha Helenius (toim.)**

**Sivut 140–208**



Perinnebiotoopin laidunnuksen tulee olla voimakkuudeltaan riittävää, muttei liiallista. Maisemaa elävöittävät katajat pyritään säästämään raivauksissa.

## 4.7 Arvokkaiden perinnebiotooppien kasvillisuuden seuranta Uudellamaalla ja Pirkanmaalla 2000–2006

Katja Raatikainen  
Suomen ympäristökeskus

### Johdanto

Tärkein perinnebiotooppien tilaan vaikuttanut tekijä on jo pitkään ollut karjatilojen väheneminen ja tuotantotapojen muutoksista johtunut luonnonniittyjen ja metsälaidunten käytön loppuminen. Perinnebiotooppien kasvilajisto on muotoutunut pitkäaikaisen niiton ja laidunnuksen tuloksena. Alueiden voimakas väheneminen on pirstonut aiemmin yhtenäisen niittyverkoston ja jäljellä on enimmäkseen pieniä, usein toisistaan eristyneitä

entisiä niittyjä ja laidunalueita. Niidenkin lähistöllä on enää harvoin karjaa, joka voisi alueita hyödyntää ja hoitaa. Laidunnuksen tai niiton loputtua avoimet niittyalueet kasvavat nopeasti umpeen, jolloin niiden arvokas lajisto häviää (Pykälä 2001, Tiainen ym. 2004).

Viimeisimmän uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2001) mukaan 28 % kaikista maamme uhanalaisista kasvi- ja eläinlajeista elää ensisijaisesti perinnebiotooppeilla (Rassi ym. 2001). Nykyisin perinnebiotoopeiksi laskettavia alueita on kuitenkin



kin enää hyvin vähän verrattuna 1800-luvun lopun tilanteeseen, jolloin niittyala oli 1,6 miljoonaa hehtaaria (Soininen 1974). Tämän lisäksi käytössä oli runsaasti erilaisia puoliavoimia tai puustoisia laidunalueita. Vielä 1950-luvulla luonnonniityiltä korjattiin heinää reilusti yli 100 000 hehtaarilta (Vainio ym. 2001). Valtakunnallisessa 1990-luvulla toteutetussa perinnemaisemainventoinnissa todettiin luonnonniittyjä olevan jäljellä enää noin 10 000 hehtaaria, jonka lisäksi erilaisia metsäisiä perinnebiotooppeja löytyi noin 8 000 hehtaaria (Vainio ym. 2001).

Laidunnuksen tai niiton loputtua käytöstä poistuneet niityt näyttävät usein muutaman vuoden ajan värikkäiltä kukkameriltä, kunnes kasvillisuuden taantuminen alkaa (Ekstam & Forshed 1992). Aluksi kasvilajien määrä näyttää jopa lisääntyvän kaikkien kasvien päästyä vapaasti kasvamaan ja kukkimaan, ilman että niiden biomassasta poistuu laidunnuksen tai niiton kautta. Tämän jälkeen alueen aiempi monipuolinen ja vaateliaitakin lajeja sisältävä eliölajisto saattaa kuitenkin taantua nopeasti. Parin vuoden kuluttua kasvilajien tiheydet niityn sisällä alkavat vähentyä, lajisto yksipuolistuu ja huomionarvoisten niitylajien esiintyminen muuttuu laikuittaiseksi. Taantuminen näkyy usein ensin pienessä mittakaavassa, ja vasta myöhemmin koko niityn tasolla (Bakker 1998). Negatiivinen kehitys on yleensä sitä nopeampaa, mitä tuorempi ja ravinteikkaampi niityn maaperä on. Kasvilajiston taantuessa vähenevät useimmiten myös niillä elävät hyönteiset, kuten perhoset ja mesipistiäiset (Pöyry ym. 2004). Umpeenkasvun myötä menetetään lisäksi aiemmin avoin ja arvostettu perinteinen maatalousmaisema (Hietala-Koivu & Aakkula 2004).

Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että monilajisimmat niityt sijaitsevat niukkaravinteisilla mailla, joilla fosforia ja typpeä on maaperässä vähän (Marrs 1993, Janssens ym. 1998, Critchley ym. 2002). Kun ravinteita on tarjolla runsaasti, matalat ja niukkaravinteisessa ympäristössä viihtyvät lajit häviävät valokilpailussa voimakaskasvuille, tehokkaasti ravinteita hyödyntäville lajeille. Niityn tuottavuuden lisääntyessä lajimäärä siten yleensä pienenee (Bakker 1998). Fosforin negatiivinen vaikutus kasvien lajimäärään ja lajistokoostumuksen on todettu aiemmin myös tässä tutkituilla tuoreilla niityillä (Raatikainen 2004, Pöyry ym. 2006, Raatikainen ym. 2007). Niitto ja laidunnus poistavat typpeä maaperästä kasvibiomassan mukana tehokkaasti, ja myös kaliumin on todettu vähenevän hoidon vaikutuksesta (Gough & Marrs 1990, Tallowin 1996, Kooijman & Smit 2001). Sen sijaan fosforia on pysyvyytensä takia vaikea saada vähennettyä niittyjen maaperästä hoidon avulla

(Gough & Marrs 1990, Tallowin 1996). Vaikka hoito ei suoraan vaikuttaisikaan maaperän ravinteisuuteen, on sillä merkittäviä epäsuoria kasvillisuuden korkeuteen ja karikkeen kertymiseen liittyviä vaikutuksia (Marrs 1985, Bakker 1998). Siten hoito lieventää usein maaperän runsasravinteisuuden haittoja (Marrs 1993). Hoidon, etenkin laidunnuksen ansiosta kasvien kilpailutilanne lähinnä valon suhteen säilyy edullisena myös matalille niittykasveille, eivätkä korkeakasvuiset lajit pääse kehittämään yksipuolisia dominoivia kasvustoja. Kasvillisuuden pysyessä hoidon avulla matalana on monella muulla ympäristökijällä merkitystä kasvilajistolle (Raatikainen ym. 2007).

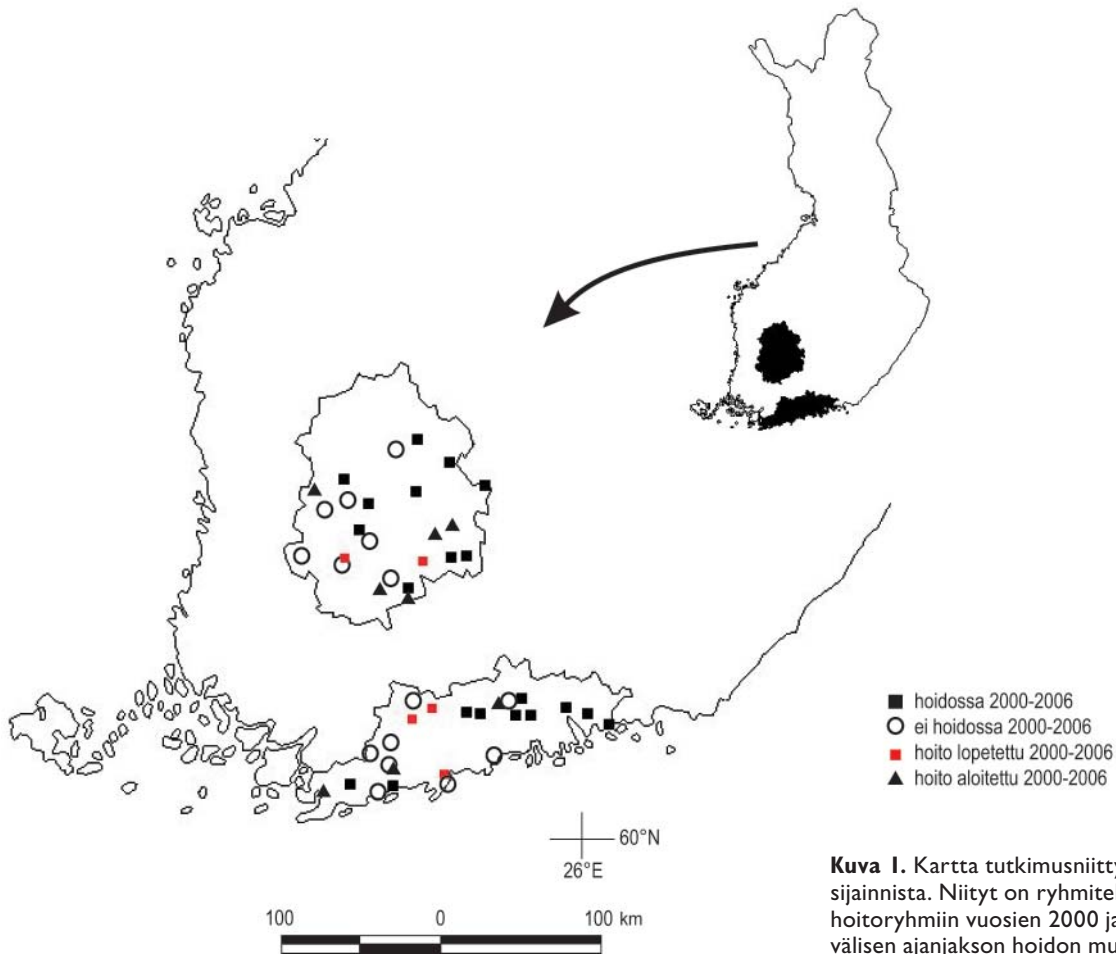
Vuodesta 1995 asti maatalouden ympäristötuen osana ollut perinnebiotooppien hoidon erityistuki on tärkeä perinnebiotooppien ja niiden eliölajiston säilymisen kannalta. Kokonaisuudessaan se on katsottu merkittäväksi maatalousluonnon monimuotoisuuteen vaikuttaneista tukimuodoista (MMM 2004). Erityistuki on suunnattu peltojen ulkopuolisille niityille ja luonnonlaitumille, jotka ovat syntyneet perinteisen karjalouden ja maan käytön myötä. Tukea ovat vuoteen 2006 saakka voineet hakea ympäristötukikelpoiset viljelijät, mutta jatkossa sitä voivat hakea myös rekisteröidyt yhdistykset 5-vuotiseksi sopimuskaudeksi. Hakemuksesta ja siihen liitteenä toimitettavasta hoitosuunnitelmasta antaa lausunnon alueellinen ympäristökeskus, jonka perusteella TE-keskus tekee tukipäätöksen. Maksimituki oli vuonna 2006 420,47 € / ha, ja vuodesta 2007 alkaen 450 € / ha (MMM 2007).

## Tutkimuksen tavoitteet

Osana Mytvas 2 -hanketta toteutettiin putkilokasvien kartoitus vuosina 2000 ja 2006 kaikkiaan 48:lla tuoreella niityllä. Vuoden 2000 osalta tutkimus rahoitettiin pääosin FIBRE-tutkimusohjelmasta (Kuussaari 2002) ja tuloksia niittyjen kasvi- ja hyönteislajistosta ja niihin vaikuttavista tekijöistä on raportoitu aiemmin (mm. Paukkunen 2004, Raatikainen 2004, Paukkunen ym. 2007).

Tässä raportissa käsitellään vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana tapahtuneita muutoksia niittyjen hoidossa ja kasvilajistossa, sekä tarkastellaan muutokseen vaikuttaneita syitä. Tutkimuksessa tarkasteltiin erityisesti seuraavia kysymyksiä:

- Miten niittyjen hoitotilanne on muuttunut verrattuna vuoteen 2000?
- Miten putkilokasvien lajimäärät ja -tiheydet ovat kehittyneet tutkimusniityillä vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana?
- Onko kasvien lajistokoostumuksessa tai runsaussuhteissa tapahtunut muutoksia?



**Kuva 1.** Kartta tutkimusniittyjen sijainnista. Niityt on ryhmitelty hoitoryhmiin vuosien 2000 ja 2006 välisen ajanjakson hoidon mukaan.

- Onko erilainen hoitotilanne tai sen muutos vaikuttanut kasvilajistoon?
- Mitkä ympäristötekijät selittävät parhaiten havaittuja muutoksia lajimäärissä ja lajiston koostumuksessa?
- Miten nämä tekijät liittyvät ympäristötuen toimenpiteisiin?

## Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusalue

Vuonna 2000 tehty tutkimus toistettiin vuonna 2006 yhteensä 48:lla tuoreella niityllä, joista puolet sijaitsi Uudellamaalla, puolet Pirkanmaalla (kuva 1). Tutkimusniityt valittiin valtakunnallisen perinnemaisemainventoinnin perusteella arvokkaiksi todetuista tuoreista niityistä (Liedenpohja-Ruuhijärvi ym. 1999, Pykälä & Bonn 2000). Kohteiden valintakriteerinä oli, että niiltä löytyi ennakkotietojen perusteella yli 0,25 hehtaaria avointa niittyä. Myöhemmin toteutetun mittauksen mukaan niit-

tyjen pinta-ala vaihteli 0,21 ja 6,1 hehtaarin välillä. Mukana oli kaikkiaan 7 valtakunnallisesti, 22 maakunnallisesti ja 19 paikallisesti arvokasta kohdetta (taulukko 1). Tutkimuksen alkaessa vuonna 2000 kohteista 22 oli laidunnuksessa, kolmea niitettiin ja 21 oli ollut kokonaan hoitamatta pidemmän aikaa. Lisäksi kahdella kohteella laidunnuksen loppumisesta oli kulunut alle kaksi vuotta. Tutkimusalue ja kohteet on kuvattu tarkemmin mm. Paukkusen ym. (2007) raportissa sekä tutkimukseen liittyneissä pro gradu-tutkielmissa ja artikkeleissa (Paukkunen 2004, Raatikainen 2004, Raatikainen ym. 2007).

### Kasvikartoitus ja arvioidut ympäristömuuttujat

Kasvitutkimus toteutettiin ensimmäisen kerran kesällä 2000. Vuosina 2000 ja 2001 tutkimusniityiltä selvitettiin myös hyönteislajistoa sekä lukuisia paikallista ja ympäröivän alueen laatua kuvaavia tekijöitä. Kasvikartoituksesta vastasivat vuonna 2000 Katja Raatikainen ja Johanna Kolehmainen apunaan muutamilla kohteilla Juha Pykälä ja Hei-

**Taulukko I.** Tutkimusniittyjen hoitotilanne vuosina 2000 ja 2006 eri arvoluokissa: valtakunnallisesti (V), maakunnallisesti (M) ja paikallisesti (P) arvokkaat perinnebiotoopit.

Arvaluokka	Yhteensä	Hoidossa		Ei hoidossa	
		2000	Ei hoidossa 2000	2006	Ei hoidossa 2006
<b>Pirkanmaa</b>					
V	3	3	0	2	1
M	12	6	6	7	5
P	9	3	6	4	5
<b>Uusimaa</b>					
V	4	4	0	2	2
M	10	5	5	4	6
P	10	4	6	7	3
<b>Yhteensä</b>	<b>48</b>	<b>25</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>22</b>

di Lyytikäinen. Kasvien osalta tutkimus uusittiin kesällä 2006 samoin menetelmin kuin vuonna 2000. Vuonna 2006 kasvikartoituksesta vastasivat Johanna Kolehmainen ja Sari Savolainen apunaan muutamilla kohteilla Juha Pykälä.

Ekologiset ilmiöt vaihtelevat eri mittakaavatasolla (Wiens 1989). Myös putkilokasvien tutkimuksessa keskeisessä asemassa ovat eri mittakaavatasolla tapahtuvat muutokset ja niiden tarkastelut. Perusmittakaavana tässä tutkimuksessa toimi laajempi tutkimusala, joka heijastelee muutoksia koko niityn tasolla. Sen sijaan niityn pienipiirteisestä vaihtelusta kertovat paremmin neliömetrin kasvuruudut, joilta muutokset voidaan havaita nopeammin (Bakker 1998). Lisäksi neliömetriltä kerätty tieto on tarkempaa kuin tutkimusaloilta kerätty tieto, jolloin mahdolliset muutokset havaitaan varmemmin. Useamman mittakaavan yhtäaikaista tarkastelua antaa luotettavamman käsityksen kasvillisuuteen vaikuttavista ja sitä uhkaavista tekijöistä. Siksi tässä tutkimuksessa tarkasteltiin laajamääriä ja niiden muutoksia sekä 0,25 hehtaarin tutkimusosalalla että yhden neliömetrin tasolla.

Vuoden 2000 keväällä perustettiin 0,25 hehtaarin suuruinen tutkimusala avoimelle niityn osalle. Tutkimusalojen sijainnista piirrettiin karttapiirroksia ja alojen kulmapisteistä otettiin gps-paikantimella koordinaatit. Tutkimusalojen kulmat paikannettiin keväällä 2006 aiempien karttapiirrosten avulla ja merkittiin uudelleen maastoon. Tutkimusalan sisään sijoitettiin 15 neliömetrin suuruista kasvuruutua (neliömetrin kasvuruutu). Kasviruutujen sijoittelussa käytettiin osittain satunnaistettua menetelmää, jossa tutkimusalan yhdelle sivulle tai sen läpi vedettiin aluksi ns. selkälinja (Økland 1990), jolta määritettiin tasavälein sijainti 15 poikittaislinjalle. Näille poikittaisille linjoille arvottiin vuoden 2000 kasvikartoitusta varten neliömetrin suuruisten kasvuruutujen sijaintikohdat, jotka kirjattiin metrimäärinä ja suuntina.

Neliömetrin kasvuruudut pyrittiin kesällä 2006 sijoittamaan mahdollisimman tarkasti aiemman

otannon perusteella määritellyille kohdille. Pysyviä kasvuruutuja ei ollut mahdollista perustaa vuonna 2000, joten vuoden 2006 kasvuruudut eivät sijaitse tarkalleen samoilla kohdilla kuin vuonna 2000. Neliömetrin ruudut edustavat silti kattavaa otosta tutkimusosalasta ja sen kasvillisuudesta. Sekä 0,25 ha:n tutkimusosalta että neliömetrin kasvuruuduilta kartoitettiin kaikki kasvilajit käyttäen vuoden 2000 menetelmää, jossa tutkimusalan kaikkien kasvien peittävyys määritettiin käyttäen 9-luokkaista peittävyysasteikkoa: 1 = < 0.125 %, 2 = 1.125 – 0.5 %, 3 = 0.5 – 2 %, 4 = 2 – 4 %, 5 = 4 – 8 %, 6 = 8 – 16 %, 7 = 16 – 32 %, 8 = 32 – 64 %, 9 = > 64 %. Neliömetrin kasvuruuduilta määritettiin kasvilajien peittävyys jatkuvalla prosenttiasteikolla. Käytetty nimistö on Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) mukainen.

Kasvikartoituksen yhteydessä sekä 0,25 ha:n tutkimusosalta, että neliömetrin kasvuruuduilta mitattiin kasvillisuuden tilasta ja kasvupaikan laadusta kertovia muuttujia. Kultakin neliömetrin kasvuruudulta arvioitiin prosentteina kenttä- ja pohjakerroksen peittävyys, kivisyys, karikkeen määrä, paljaan maan ja syödyn kasvillisuuden (< 10 cm) osuus sekä lannan määrä ja kasvillisuuden keskikorkeus senttimetreinä. Tutkimusaloilta määritettiin lisäksi puiden, pensaiden ja taimien peittävyys ja runsaus lajeittain prosentteina sekä jakautuminen alueella, ympäröivän puuston korkeus sekä kasvillisuustyyppien osuudet prosentteina ja näiden valtalajit. Lisäksi kirjattiin havainnot alueen hoidosta ja maankäytöstä sekä arvioitiin mahdolliset muutokset verrattuna vuoteen 2000. Tutkimusniityt jaettiin neljään hoitoryhmään perustuen hoitoon vuosien 2000–2006 välisenä aikana: jatkuvassa hoidossa olleet (20 kohdetta), ilman hoitoa jatkaaneet (15 kohdetta), 2000–2006 hoidosta poistuneet (5 kohdetta) ja 2000–2006 uudelleen hoitoon otetut kohteet (8 kohdetta). Niitylle kirjattiin vuoden 2006 kasvikartoituksen yhteydessä suositeltavat hoito-ohjeet. Tutkimusalueilta oli lisäksi käytössä ilmastotiedot 10 vuoden keskiarvona (1994–2004),



Hylättynä tuoreet niityt menettävät nopeasti luontoarvonsa, kun vadelman kaltaiset lajit vievät elintilan vaateliaammilta kasveilta.

maantieteelliset sijainti- ja topografiatiedot sekä vuonna 2000 kasvuruuduilta mitatut maaperä- ja ravinnetiedot.

### Tilastolliset analyysit

Tutkimusaloilla ja neliömetrin kasvuruuduilla havaitut kasvilajit luokiteltiin tilastollisia analyysejä varten niitylajeihin sekä positiivisiin ja negatiivisiin indikaattorilajeihin Pykälän (2001) mukaan. Lisäksi tarkasteltiin putkilokasvien kokonaislajimäärää. Niitylajit ovat lajeja, jotka ovat tyypillisiä tuoreille ja kuiville niityille, ja jotka yleensä hyötyvät laidunnuksesta ja niitosta. Tässä tutkimuksessa positiiviset indikaattorilajit ovat niitylajeja, jotka ilmentävät niityn hyvää laatua ja lajistollista arvoa niukkanakin esiintyessään. Negatiiviset indikaattorilajit puolestaan kertovat niityn lajistollisen arvon heikentymisestä ja rehevöitymisestä. Negatiivisilla indikaattorilajeilla on kielteinen indikaattoriarvo niukkanakin esiintyessään. Niitty- tai indikaattorilajien käyttäminen kasvillisuuden monimuotoisuuden kuvaajana on kokonaislajimäärää perustellumpaa, sillä nämä lajit kasvavat ensisijaisesti niitymäisissä elinympäristöissä. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan eri tavoin ryhmiteltyjen lajien

määrää 0,25 ha:n tutkimusalalla sekä lajitiheyttä neliömetrillä.

Ympäristömuuttujien keskinäisiä korrelaatioita tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatiolla. Tähän käytettiin SPSS-ohjelmapaketin versiota 11.5.1 (SPSS, Inc., Chigago, Illinois, USA). Lajimäärä- ja ympäristömuuttujien jakaumia tutkittiin Kolmogorov-Smirnovin testillä. Lajimäärien ja ympäristömuuttujien eroja vuosien 2000 ja 2006 välillä tutkittiin toistettujen mittausten regressioanalyysillä käyttäen SAS-ohjelmistopakettin (versio 9.1, SAS Institute Inc, Cary, NC, USA) PROC MIXED-proseduuria (Littell ym. 1998, Littell ym. 2006). Analyysissä tarkasteluvuotta käytettiin toistomuuttujana. Mukana lajimäärien analyyseissä olivat myös hoitoryhmä sekä vuoden ja hoitoryhmän yhdysvaikutus. F-testisuureta käytettiin mallien kannalta tilastollisesti merkitsevien ympäristömuuttujien määrittämiseen ( $p \leq 0,05$ ).

Ympäristömuuttujien vaikutusta putkilokasvien lajimäärien ja -tiheyksien muutoksiin tutkittiin käyttäen yleistettyjä lineaarisia malleja (GLM) (McCullagh & Nelder 1989). Nämä usean muuttujan regressiomallinnukset suoritettiin SAS-ohjelmistopakettin (versio 9.1, SAS Institute Inc, Cary, NC, USA) PROC GLM-proseduurilla. Selitettävänä

muuttujana käytettiin vuosien välistä muutosta, joka oli laskettu lajimäärien ja -tiheyksien erotuksena vuosina 2000 ja 2006. Vastaavasti erotusmuuttujia laskettiin lajimäärien lisäksi molempina tutkimusvuosina mitatuista ympäristömuuttujista. Jakaumaoletuksena käytettiin normaalijakaumaa. F-testisuuretta käytettiin mallien kannalta tilastollisesti merkitsevien ympäristömuuttujien määrittämiseen ( $p \leq 0,05$ ).

Tutkimusalojen (0,25 ha) samankaltaisuutta toisiinsa nähden kasvillisuuden ja kasvilajien peittävyden perusteella sekä tutkimusalojen suhteita ympäristömuuttujiin tarkasteltiin ei-parametrisen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla (McCune & Mefford 1999). Analyysissä käytettiin Sørensenin etäisyysmittaa ja Varimax-rotatiota, joka maksimoi vaihtelun pääsuunnan ja ensimmäisen akselin välisen korrelaation (Clarke 1993, McCune & Grace 2002). Eriulotteisten ratkaisujen stressiarvoja vertaamalla päädyttiin kaksiulotteiseen ratkaisuun. Menetelmällä on mahdollista esittää tutkimusniityt vuosina 2000 ja 2006 samassa ordinaatiokuvassa, josta voidaan tarkastella kasvillisuuden muutosta vertaamalla tutkimusalojen sijaintia (McCune & Grace 2002). Tutkimusalan siirtyminen kertoo toteutuneen hoidon, hoidon loppumisen tai muiden ympäristötekijöiden aiheuttamasta muutoksesta kasvilajiston koostumuksessa. NMDS-analyysissä olivat mukana niitylajit Pykälän (2001) mukaan. Analyysistä jätettiin pois kaksi kohdetta, joilta ei vuonna 2000 otettu maanäytteitä, eikä näin ollen analysoitu maaperää ja ravinnepitoisuuksia. Ympäristömuuttujat, joilla oli voimakkaimmat korrelaatiot ( $p \leq 0,05$ ) ordinaatioakselien kanssa lisättiin kuvaan. Tämä havainnollistaa tutkimusalojen sijaintia ja muutosta suhteessa merkittävimpiin tutkimuksessa mitattuihin ympäristömuuttujiin.

### Hoitokysely maanomistajille

Keväällä 2006 maaomistajille lähetettiin kirjekysely alueiden hoidosta vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana. Kyselyssä pyydettiin tietoja alueiden mahdollisesta laidunnuksesta, niitosta, raivauksesta tai muista toimenpiteistä, sekä suunnitelluista toimista tulevaisuudessa. Lisäksi tiedusteltiin onko alueella erityistukisopimus tai aiotaanko sitä hakea jatkossa. Hoitokyselyyn saatiin vastasi 77 % maanomistajista. Kyselyistä postitse palautui 28 kappaletta, minkä lisäksi kasvikartoituksen yhteydessä kesällä 2006 haastateltiin 9 maanomistajaa.

## Tulokset

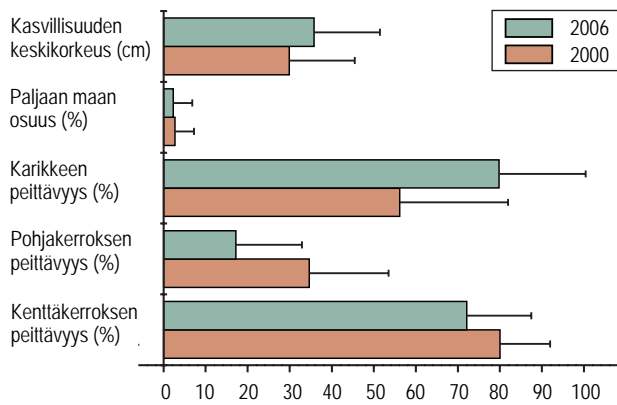
### Hoitotilanne

Taulukossa 1 on esitetty tutkimusniittyjen hoitotilanne vuosina 2000 ja 2006. Vuonna 2000 tutkimusaloista oli laidunnettuna 22 (46 %) ja niitettynä kolme niittyä (6 %). Hoitamatta oli 23 (48 %) niittyä. Vuonna 2006 näistä oli edelleen laidunnuksessa 14 niittyä ja niitettynä kaksi niittyä. Aiemmin laidunnetuista niityistä viisi oli jäänyt kokonaan pois hoidosta. Näistä kolme oli valtakunnallisesti ja kaksi maakunnallisesti arvokkaiksi luokiteltuja perinnemaisemia. Kahdeksalla aiemmin hoitamatta olleella niityllä oli aloitettu joko laidunnus (4 kohdetta) tai niitto (4 kohdetta). Näistä viisi oli maakunnallisesti, kolme paikallisesti arvokkaita perinnemaisemia. Kahdella niityllä hoito oli muuttunut laidunnuksesta niitoksi ja yhdellä kohteella niitosta laidunnukseksi. Yhdellä niityllä oli kesällä 2006 tauko laidunnuksessa, mutta aluetta tullaan laiduntamaan taas kesällä 2007. Vuonna 2006 laidunnettiin kaikkiaan 19 (40 %) ja niitettiin 7 (15 %) tutkimusniittyä.

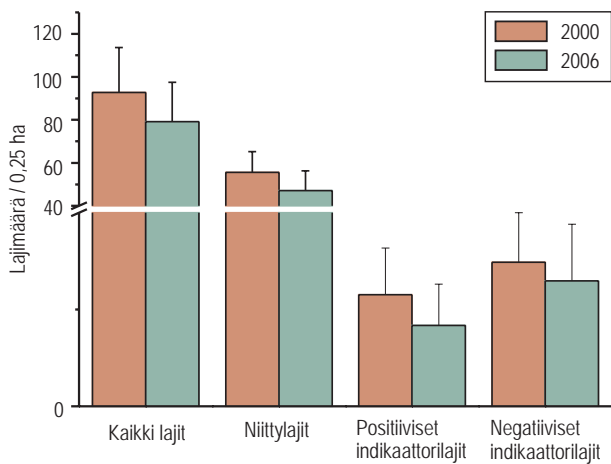
Vuonna 2000 hoitamatta olleista niityistä 15 oli edelleen hoitamatta 2006, jolloin hoitoa vailla oli yhteensä 22 niittyä. Näistä edellä mainitulla yhdellä kohteella oli vuoden tilapäinen tauko laidunnuksessa. Kokonaan ilman hoitoa oli siten 21 niittyä (44 %). Näistä kolme oli valtakunnallisesti, 10 maakunnallisesti ja 8 paikallisesti arvokkaita perinnemaisemia. Lisäksi kolmella kohteella maanomistaja ilmoitti laidunnuksen päättyvän kesän 2006 jälkeen. Laidunnus on loppumassa yhdeltä maakunnallisesti ja kahdelta paikallisesti arvokkaalta kohteelta.

### Ympäristömuuttujat

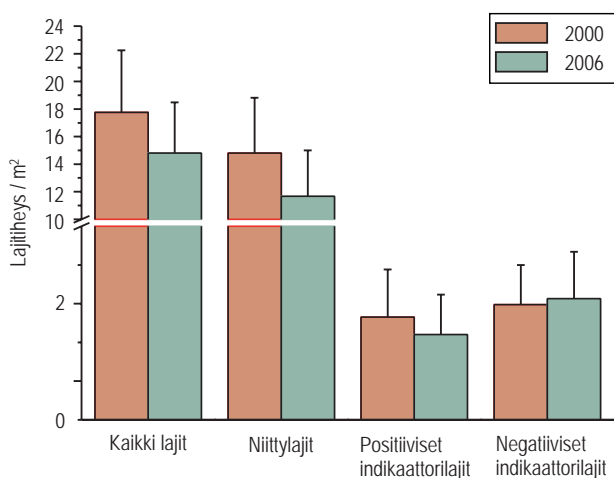
Useiden ympäristömuuttujien kohdalla havaittiin selkeitä eroja verrattaessa vuosia 2000 ja 2006. Kasvillisuuden keskikorkeus oli vuonna 2006 selvästi suurempi kuin vuonna 2000 (kuva 2) ( $F = 6,16$ ,  $p = 0,02$ ). Korkeuden kasvu oli keskimäärin yli 5 cm (20 %). Kasvillisuuden korkeutta selitti tilastollisesti merkitsevästi myös hoitoryhmä ( $F = 12,32$ ,  $p < 0,01$ ), joka kertoo kasvillisuuden olleen alkujaankin korkeampaa hoitamattomilla kohteilla. Kariketta oli vuonna 2006 selvästi enemmän kuin vuonna 2000 (kuva 2) ( $F = 36,17$ ,  $p < 0,01$ ). Keskimäärin kariketta oli yli 80 % kasvuruutujen pinta-alasta, mikä vastasi noin 40 %:n kasvua verrattaessa vuoteen 2000. Myös karikkeen määrässä oli lähtökohtaisesti eroa hoidettujen ja hoitamattomien kohteiden välillä ja siksi hoitoryhmällä oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus karikkeen määrään ( $F = 11,66$ ,



**Kuva 2.** Neliömetrin kasvuruuduilta mitattujen ympäristömuuttujien keskiarvot keskihajontoineen vuosina 2000 ja 2006.



**Kuva 3.** Tutkimusalojen (0,25 ha) keskimääräiset lajimäärät vuosina 2000 ja 2006, sekä keskihajonta.



**Kuva 4.** Tutkimusalojen (0,25 ha) keskimääräiset lajitiheydet neliömetrillä vuosina 2000 ja 2006, sekä keskihajonta.

$p < 0,01$ ). Sekä kasvillisuuden korkeuden että karikkeen määrän kasvuun oli vaikutusta vuoden ja hoitoryhmän välisellä yhdysvaikutuksella. Tämän perusteella eri hoitokäsittelyissä kasvillisuuden korkeus ja karikkeen määrä olivat kehittyneet eri tavoin vuosien 2000-2006 välisenä aikana. Hoidosta poistuneilla kohteilla kasvillisuuden korkeuden kasvu oli suurinta ja karikkeen määrä lisääntyi eniten.

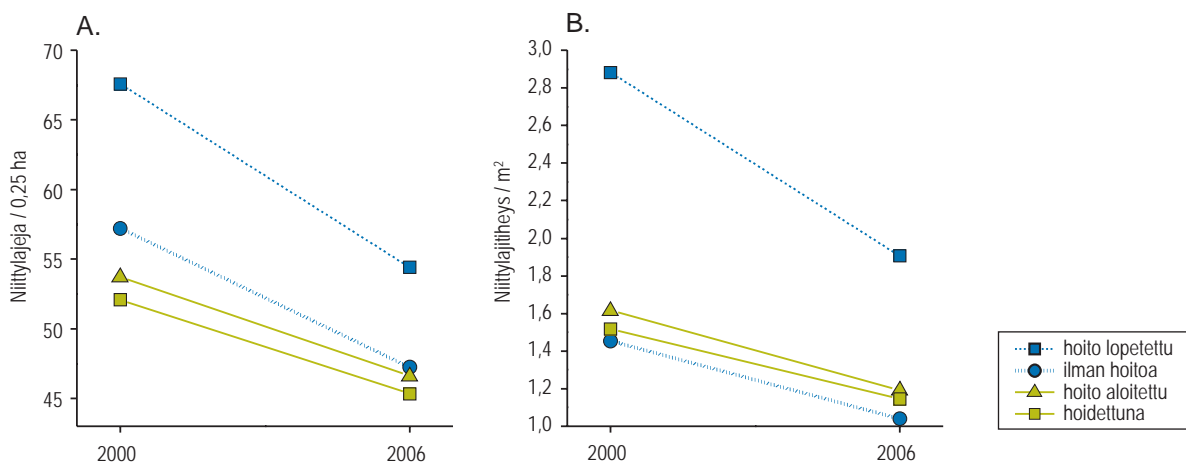
Pohjakerroksen peittävyys oli selvästi alhaisempi vuonna 2006 keskiarvon jäädessä alle 20 %:in ( $F = 47,9$ ,  $p < 0,01$ ) (kuva 2). Pohjakerroksen peittävyys väheni vuoteen 2006 yli 50 %. Pohjakerroksen vähenemiseen vaikutti tutkimusvuoden lisäksi hoitoryhmä itsenäisesti ( $F = 2,8$ ,  $p = 0,05$ ). Pohjakerroksen väheneminen oli voimakkainta tutkimusaloilla, joilla kasvillisuuden korkeus ja karikkeen määrä lisääntyivät eniten. Sekä kasvillisuuden korkeuden kasvu että karikkeen määrän lisääntyminen ja toisaalta pohjakerroksen peittävyyden väheneminen kertovat niittyjen tilan huomattavasta heikkenemisestä vertailtavien vuosien välillä. Kenttäkerroksen peittävyys oli vuonna 2006 vähentynyt noin 10 % verrattaessa vuoteen 2000 (kuva 2), keskimääräisen peittävyyden ollessa reilut 70 % kasvuruutujen pinta-alasta ( $F = 5,88$ ,  $p = 0,02$ ). Kenttäkerroksen vähenemiseen vaikutti voimakkaimmin kesän 2006 kuivuus, ei niinkään tehdyt hoitotoimet. Paljaan maan määrään vaikutti hoitoryhmä ( $F = 2,87$ ,  $p = 0,05$ ), kun taas vuosien välistä vaihtelua ei juurikaan ollut.

### Lajimäärän muutos 2000–2006

Yhdistettyjen lineaaristen mallien avulla tarkasteltiin vuoden, hoitoryhmän sekä näiden yhdysvaikutuksen merkitystä erilaisia lajimäärämuuttujia selittävinä tekijöinä. Vuodella havaittiin olevan tilastollisesti merkitsevä vaikutus kaikkiin lajiryhmiin 0,25 hehtaarin mittakaavassa silloin, kun kaikki edellä mainitut muuttujat olivat mukana (taulukko 2). Lajimäärät olivat laskeneet vuodesta 2000 vuoteen 2006 selvästi (kuva 3). Myös neliömetrin mittakaavassa lajitiheydet vähenivät lukuun ottamatta negatiivisten indikaattorilajien tiheyksiä (kuva 4). Negatiivisten indikaattorilajien määrä oli aavistuksen noussut, mutta ero ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä. Hoitoryhmät erosivat toisistaan 0,25 hehtaarin mittakaavassa positiivisten indikaattorilajien määrässä ja neliömetrin tasolla kokonaislaji- ja niittylajitiheydessä. Eniten lajeja oli lähtökohtaisesti hoidosta poistuneilla kohteilla (kuva 5). Vuoden ja hoidon yhdysvaikutuksella ei ollut tilastollista merkitsevyyttä missään lajiryhmässä. Erilainen hoitotilanne ei siis ollut muuttanut kuudessa vuodessa lajimääriä eri

**Taulukko 2.** Regressioanalyysin (GLM) tulokset vuoden, hoitoryhmän ja näiden yhdysvaikutuksen merkityksestä lajimäärien eroja 2000–2006 selittävinä tekijöinä.

Lajiryhmä	Muuttuja	DF	F	p	Lajiryhmä	Muuttuja	DF	F	p
<b>lajimäärä / 0,25 ha</b>					<b>lajitiheys / m<sup>2</sup></b>				
Kaikki lajit					Kaikki lajit				
	Vuosi	1	51,65	< 0,01**		Vuosi	1	44,17	< 0,01**
	Hoitoryhmä	3	2,42	0,08		Hoitoryhmä	3	6,49	< 0,01**
	Vuosi * Hoitoryhmä	3	2,5	0,07		Vuosi * Hoitoryhmä	3	1,69	0,18
Niittylajit					Niittylajit				
	Vuosi	1	85,92	< 0,01**		Vuosi	1	63,61	< 0,01**
	Hoitoryhmä	3	2,77	0,05*		Hoitoryhmä	3	6,07	< 0,01**
	Vuosi * Hoitoryhmä	3	2,46	0,08		Vuosi * Hoitoryhmä	3	1,16	0,34
Positiiviset indikaattorilajit					Positiiviset indikaattorilajit				
	Vuosi	1	44,91	< 0,01**		Vuosi	1	39,44	< 0,01**
	Hoitoryhmä	3	3,4	0,03*		Hoitoryhmä	3	1,51	0,23
	Vuosi * Hoitoryhmä	3	1,79	0,16		Vuosi * Hoitoryhmä	3	1,85	0,15
Negatiiviset indikaattorilajit					Negatiiviset indikaattorilajit				
	Vuosi	1	6,28	0,02*		Vuosi	1	2,88	0,10
	Hoitoryhmä	3	0,4	0,75		Hoitoryhmä	3	1,14	0,35
	Vuosi * Hoitoryhmä	3	0,43	0,73		Vuosi * Hoitoryhmä	3	0,41	0,75



**Kuva 5.** A. Niittylajien määrä tutkimusalalla (0,25 ha) ja B. niittylajien tiheys neliometrillä vuosina 2000 ja 2006. Kuvassa on esitetty erikseen kohteet, jotka ovat olleet jatkuvasti hoidettuja ja jatkuvasti hoitamatta, sekä kohteet, joilla hoito on aloitettu pitkän tauon jälkeen vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana ja kohteet, joilla hoito on loppunut kyseisenä aikana.

hoitoryhmissä, vaan erot johtuivat lähinnä vuosien välisistä eroista ja lähtötilanteesta, jossa pitkään hoidetuilla kohteilla oli enemmän lajeja kuin hoidotta olleilla kohteilla.

Kuvassa 5 on esitetty niittylajien määrän ja tiheyden muutos eri tavoin hoidetuilla kohteilla vuosien 2000 ja 2006 välillä. Muutos oli jyrkin hoidosta poistuneilla kohteilla sekä 0,25 hehtaarin tutkimusalalla että erityisesti neliometrillä mittakaavassa. Hoidosta poistuneilla kohteilla usean erittäin arvokkaan alueen jääminen hoidon ulkopuolelle pudotti tuntuvasti niittylajien määrää ja varsinkin niittylajien tiheyttä neliometrillä. Nämä kohteet olivat kasvamassa voimakkaasti umpeen

ja niittylajiston säilymismahdollisuudet olivat heikentyneet. Hoitamattomilla kohteilla niittylajit taantuivat 0,25 hehtaarin mittakaavassa hieman jyrkemmin kuin niillä kohteilla, jotka olivat olleet jatkuvassa hoidossa tai jotka oli otettu uudelleen hoitoon. Uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla lajitiheyden muutos neliometrillä mittakaavassa oli kuitenkin yhtä voimakasta kuin ilman hoitoa olleilla kohteilla, eikä hoidon aloittamisen positiivista vaikutusta ollut vielä nähtävissä.

**Taulukko 3.** Regressiomallit (GLM) lajimäärien ja lajitiheyksien muutokseen vaikuttaneista tekijöistä. Muutos vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana on laskettu erotusmuuttujana (muuttuja2000 – muuttuja2006). Taulukossa on esitetty ainoastaan muutoksen kannalta tilastollisesti merkitsevät muuttujat.

Malli	Muutosta selittävä ympäristömuuttuja	Estimaatti	Keski- virhe	F	p	Vaikutus lajiryhmään
<b>Lajimäärän muutos / 0,25 ha</b>						
<b>Kokonaislajimäärä</b>						
	Pohjakerroksen väheneminen 2000–2006	0,4456	0,1094	16,58	0,000	-
	Kenttäkerroksen väheneminen 2000–2006	0,2720	0,1232	4,97	0,033	-
	Pohjakerroksen määrä 2006	0,4045	0,1247	10,52	0,002	-
	Kasvillisuuden korkeus 2006	0,6369	0,1449	19,32	< 0,001	-
	R <sup>2</sup> = 0,38					
<b>Niittyajien määrä</b>						
	Kaliumpitoisuus 2000	-0,0331	0,0118	7,84	0,008	+
	Kasvillisuuden korkeus 2006	0,1505	0,0680	4,9	0,032	-
	R <sup>2</sup> = 0,19					
<b>Positiivisten niittyindikaattorilajien määrä</b>						
	Auringon säteilyindeksi	-0,4262	0,1472	8,39	0,006	+
	Pohjakerroksen väheneminen 2000–2006	0,0632	0,0261	5,88	0,020	-
	Kasvillisuuden korkeus 2006	0,0707	0,0297	5,66	0,022	-
	R <sup>2</sup> = 0,21					
<b>Negatiivisten indikaattorilajien määrä</b>						
	Auringon säteilyindeksi	0,3938	0,1856	4,5	0,039	-
	Paljaan maan peittävyys 2006	-0,4143	0,1290	10,32	0,002	+
	R <sup>2</sup> = 0,25					
<b>Lajitiheyden muutos / m<sup>2</sup></b>						
<b>Kokonaislajitiheys</b>						
	Kasvillisuuden korkeuden kasvu 2000–2006	-0,1193	0,0264	20,36	< 0,001	-
	Kenttäkerroksen väheneminen 2000–2006	0,0579	0,0283	4,18	0,047	-
	R <sup>2</sup> = 0,32					
<b>Niittyajien tiheys</b>						
	Vuoden keskilämpötila (10 v keskiarvo)	1,4755	0,6482	5,18	0,028	-
	Vuotuinen sadanta (10 v keskiarvo)	0,0193	0,0093	4,32	0,044	-
	Yhtenäinen niittyala	-1,0309	0,3107	11,01	0,002	+
	Kasvillisuuden korkeuden kasvu 2000–2006	-0,1085	0,2405	20,35	< 0,001	-
	Kenttäkerroksen väheneminen 2000–2006	0,0986	0,0276	12,79	0,001	-
	R <sup>2</sup> = 0,41					
<b>Positiivisten niittyindikaattorilajien tiheys</b>						
	Ei merkitseviä muuttujia					
<b>Negatiivisten indikaattorilajien tiheys</b>						
	Karikkeen lisääntyminen 2000–2006	-0,0210	0,0040	28,08	< 0,001	+
	Pohjakerroksen väheneminen 2000–2006	-0,0189	0,0063	9,05	0,004	+
	Kenttäkerroksen peittävyys 2006	-0,0178	0,0063	7,95	0,007	+
	R <sup>2</sup> = 0,40					

## Lajimäärän muutokseen vaikuttaneet ympäristötekijät

Lajimäärien muutokseen vuosien 2000–2006 välisenä aikana vaikuttaneita ympäristötekijöitä mallinnettaessa saatiin yleistettyä lineaarista mallinnusta käyttäen monimuuttujamallit lajimäärien ja -tiheyksien muutokselle (taulukko 3).

### Kaikki lajit

Putkilokasvien kokonaislajimäärän muutosta 0,25 hehtaarin mittakaavassa selittivät parhaiten pohja- ja kenttäkerroksen peittävyden muutokset, sekä

pohjakerroksen peittävyys ja kasvillisuuden korkeus vuonna 2006 (taulukko 3). Edellä mainittujen muuttujien kasvaessa kokonaislajimäärä väheni. Putkilokasvien kokonaislajitiheyden muutosta neliömetrin mittakaavassa selittivät parhaiten kasvillisuuden korkeuden kasvu sekä kenttäkerroksen peittävyden muutos. Kokonaislajitiheys aleni voimakkaimmin kasvillisuuden korkeuden kasvaessa.

### Niittyajit

Niittyajien määrän muutosta 0,25 hehtaarin tutkimusalalla selittivät kasvillisuuden korkeus vuon-



**Taulukko 4.** Kaksikymmentä peittävydeltään runsainta laji neliömetrin kasvuruuduilla vuosina 2000 ja 2006.

Laji	Keskimääräinen peittävyys / m <sup>2</sup> 2000	Laji	Keskimääräinen peittävyys / m <sup>2</sup> 2006
Nurmiorölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	11,0	Nurmiorölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	7,7
Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	7,6	Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	6,6
Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	6,0	Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	3,9
Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	4,8	Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	3,2
Niittynurmikat ( <i>Poa pratensis</i> -ryhmä)	3,5	Niittynurmikat ( <i>Poa pratensis</i> -ryhmä)	2,6
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	3,1	Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	2,4
Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	3,1	Hietakastikka ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	2,3
Metsäapila ( <i>Trifolium medium</i> )	2,8	Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	2,3
Voikukat ( <i>Taraxacum</i> sp.)	2,5	Metsäapila ( <i>Trifolium medium</i> )	1,9
Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	2,5	Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	1,8
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	2,1	Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	1,5
Poimulehdet ( <i>Alchemilla</i> sp.)	1,9	Timotei ( <i>Phleum pratense</i> )	1,3
Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	1,7	Voikukat ( <i>Taraxacum</i> sp.)	1,2
Timotei ( <i>Phleum pratense</i> )	1,6	Metsälauha ( <i>Deschampsia flexuosa</i> )	1,2
Metsälauha ( <i>Deschampsia flexuosa</i> )	1,4	Poimulehdet ( <i>Alchemilla</i> sp.)	1,0
Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	1,4	Särmäkuisma ( <i>Hypericum maculatum</i> )	1,0
Hietakastikka ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	1,2	Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )	0,9
Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	1,2	Ahomatara ( <i>Galium boreale</i> )	0,9
Huopaohdake ( <i>Cirsium helenioides</i> )	0,9	Ojakellukka ( <i>Geum rivale</i> )	0,8
Keltamatara ( <i>Galium verum</i> )	0,9	Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	0,7

na 2006 sekä vuonna 2000 mitattu alan kaliumpitoisuus (taulukko 3). Kasvillisuuden korkeuden kasvaessa niittylajien määrä väheni voimakkaasti. Kaliumpitoisuudeltaan korkeilla paikoilla niittylajien määrä laski suhteessa vähiten. Niittylajien tiheydessä suurimmat muutokset olivat tapahtuneet kohteilla, joilla vuoden keskilämpö ja sadanta olivat korkeimpia. Muutos oli siis ollut suurempaa eteläisillä kohteilla. Tähän vaikuttivat osin Uudenmaan alueelta hoidosta poisjääneet valtakunnallisesti arvokkaat alueet, joilla niittylajien määrä vuonna 2000 oli vielä huomattavan korkea, mutta oli laskenut voimakkaasti vuonna 2006. Niittylajien tiheyden väheneminen oli ollut pienintä yhtenäiseltä niittyalaltaan laajoilla kohteilla. Niittylajien tiheys oli laskenut selvimmin kohteilla, joilla kasvillisuuden korkeus oli kasvanut eniten.

#### Positiiviset indikaattorilajit

Auringon säteilyindeksi, pohjakerroksen peittävyden muutos ja kasvillisuuden korkeus vuonna 2006 vaikuttivat eniten positiivisten niittyindikaattorilajien määrän vähenemiseen 0,25 hehtaarin tutkimusalalla (taulukko 3). Positiiviset indikaattorilajien väheneminen oli ollut pienintä kohteilla, joilla auringon säteilyä oli runsaasti. Tällaisia ovat etenkin etelään tai lounaaseen viettävät rinteet. Positiivisten indikaattorilajien määrä väheni eniten kohteilla, joilla pohjakerroksen peittävyys oli laskenut eniten ja joilla kasvillisuus oli korkea vuonna 2006.

#### Negatiiviset indikaattorilajit

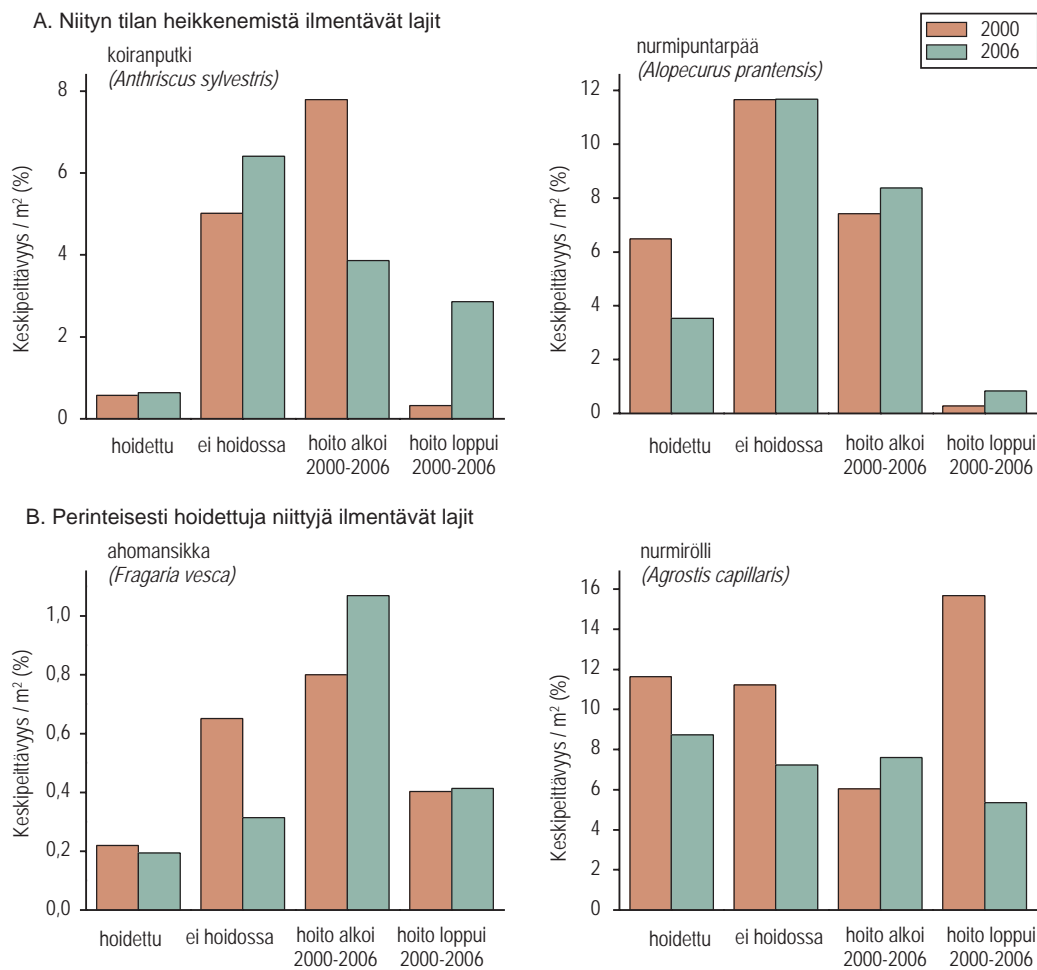
Negatiivisten indikaattorilajien väheneminen oli pienintä tutkimusaloilla, joilla oli eniten paljasta maata 2006 (taulukko 3). Tämä kertoo siitä, että hyvin voimakkaasti laidunnetuilla tutkimusaloilla negatiivisten indikaattorilajien määrä säilyi korkeana tai lisääntyi. Kohteilla, joilla auringon säteilyindeksi oli korkea, negatiivisten indikaattorilajien määrä väheni voimakkaimmin. Tällä saattoi olla muulle niittylajistolle positiivinen vaikutus. Negatiivisten indikaattorilajien tiheyden lieviin muutoksiin (ei tilastollista merkitsevyyttä) tutkimusaloilla (kuva 4) vaikuttivat monimuuttujamalleissa karikkeen määrän ja pohjakerroksen peittävyden muutos. Lisäksi negatiivisten indikaattorilajien tiheys kasvoi vähiten niillä tutkimusaloilla, joilla kenttäkerroksen peittävyys oli alhaisin vuonna 2006.

#### Muutokset lajiston koostumuksessa 2000–2006

Kasvilajien keskimääräiset peittävydet olivat alhaisempia vuonna 2006 kuin vuonna 2000. Tämä johtui selkeästi kesän 2006 kuivuudesta. Kahdenkymmenen peittävydeltään runsaimman lajin listassa ei ollut havaittavissa selkeitä eroja vuosien välillä (taulukko 4), mutta kaikkien runsaimpien lajien peittävydet olivat alhaisempia vuonna 2006 kuin vuonna 2000. Kymmenestä runsaimmasta lajista vain koiranputki oli säilyttänyt keskimääräisen peittävytensä samana. Myös yleisimpien

**Taulukko 5.** Kaksikymmentä yleisintä neliömetrin kasvuruuduilla esiintynyttä lajia vuosina 2000 ja 2006. Frekvenssi % kertoo kuinka monella prosentilla kasvuruuduista laji esiintyi.

Laji	Frekvenssi % 2000 (n=720)	Laji	Frekvenssi % 2006 (n=713)
Nurmirölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	86,4	Nurmirölli ( <i>Agrostis capillaris</i> )	74,5
Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	79,3	Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	71,5
Niittynurmikat ( <i>Poa pratensis</i> -ryhmä)	75,6	Siankärsämö ( <i>Achillea millefolium</i> )	68,7
Punanata ( <i>Festuca rubra</i> )	72,2	Niittynurmikat ( <i>Poa pratensis</i> -ryhmä)	64,0
Voikukat ( <i>Taraxacum sp.</i> )	57,9	Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	47,1
Nurmitädyke ( <i>Veronica chamaedrys</i> )	55,4	Voikukat ( <i>Taraxacum sp.</i> )	42,5
Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	49,6	Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	41,4
Timotei ( <i>Phleum pretense</i> )	49,2	Timotei ( <i>Phleum pretense</i> )	41,1
Niittysuolaheinä ( <i>Rumex acetosella</i> )	46,8	Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	36,3
Nurmilauha ( <i>Deschampsia cespitosa</i> )	42,9	Niittyleinikki ( <i>Ranunculus acris</i> )	35,5
Koiranputki ( <i>Anthriscus sylvestris</i> )	39,6	Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	32,7
Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	38,3	Niittysuolaheinä ( <i>Rumex acetosella</i> )	30,7
Heinätahtimö ( <i>Stellaria graminea</i> )	36,3	Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	30,6
Poimulehdet ( <i>Alchemilla sp.</i> )	35,8	Valkoapila ( <i>Trifolium repens</i> )	26,8
Niittynätkelmä ( <i>Lathyrus pratensis</i> )	34,4	Poimulehdet ( <i>Alchemilla sp.</i> )	26,6
Nurmipuntarpää ( <i>Alopecurus pratensis</i> )	33,6	Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	24,5
Hiirenvirna ( <i>Vicia cracca</i> )	30,6	Heinätahtimö ( <i>Stellaria graminea</i> )	23,7
Syysmaitiainen ( <i>Leontodon autumnalis</i> )	29,6	Pukinjuuri ( <i>Pimpinella saxifraga</i> )	20,6
Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )	24,6	Syysmaitiainen ( <i>Leontodon autumnalis</i> )	19,8
Kevätleinikki ( <i>Ranunculus auricomus</i> )	24,3	Nurminata ( <i>Festuca pratensis</i> )	19,1



**Kuva 6.** Neljän esimerkkilajin, kahden negatiivisen indikaattorilajin ja kahden niittyajin, keskimääräinen peittävyys neliömetrin ruuduilla eri hoitoryhmissä vuosina 2000 ja 2006. Huomaa, että keskipöittävydet (y-akseli) ovat eri mittakaavassa eri lajeilla.

lajien frekvenssit olivat vuonna 2006 alhaisempia kuin vuonna 2000 (taulukko 5). Kahdenkymmenen yleisimmän lajin lista oli säilynyt jokseenkin samana vuosien välillä.

Kuvassa 6 on esitetty neljän esimerkkilajin keskimääräinen peittävyys neliömetrin kasvuruuduilla eri hoitoryhmissä. Niittyjen tilan heikkenemisestä kertovista lajeista koiranputken (*Anthiscus sylvestris*) peittävyys oli säilynyt samana jatkuvassa hoidossa olleilla kohteilla vuosien 2000 ja 2006 välisenä aikana. Koiranputken peittävyys kohteilla joilla hoito oli aloitettu 2000–2006 välisenä aikana oli laskenut selvästi vuoteen 2006. Peittävyys oli sen sijaan kasvanut sekä hoitamattomilla kohteilla että etenkin hoidosta poistuneilla kohteilla, joilla se oli vuonna 2000 huomattavan alhainen. Toisen niittyjen tilan heikkenemisestä kertovan lajin, nurmipuntarpään (*Alopecurus pratensis*) peittävyys neliömetrin ruuduilla oli pysynyt samana hoitamattomilla kohteilla ja laskenut hoidossa olleilla kohteilla. Peittävyys oli kasvanut hieman uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla, mutta selvemmin hoidosta poistuneilla kohteilla, joilla nurmipuntarpään peittävyys vielä vuonna 2000 olivat alhaiset.

Ahomansikka (*Fragaria vesca*) viihtyy pitkään laidunnetuilla tai niitetyillä niityillä. Ahomansikan peittävyys oli säilynyt verrattain samana hoideilla kohteilla, mutta myös hoidosta poistuneilla kohteilla. Peittävyys oli alentunut hoitamattomilla kohteilla ja kasvanut hieman uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla. Nurmirölli (*Agrostis capillaris*) kasvaa useimmiten yleisimpänä heinänä niityillä, jotka eivät kärsi rehevöitymisestä ja umpeenkasvusta. Nurmiröllin peittävyys oli laskenut voimakkaasti kohteilla, joilla hoito oli lopetettu. Vaikka peittävyys alenivat myös hoidossa olleilla ja hoitamattomilla kohteilla, oli uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla sen sijaan lievää kasvua.

Kuvasta 7 a voidaan nähdä tutkimusalojen sijoittuminen NMDS-ordinaatiokuvaan tutkimusvuosina 2000 ja 2006. Nuolella ilmaistu sijainnin muutos kuvaa muutosta lajistossa tai sen runsaussuhteissa. Nuolen pituus kuvaa muutoksen suuruutta. Kuvassa 7 b on vastaavasti esitetty kasvilajiston koostumuksen kanssa voimakkaimmin korreloivat ympäristömuuttajat.

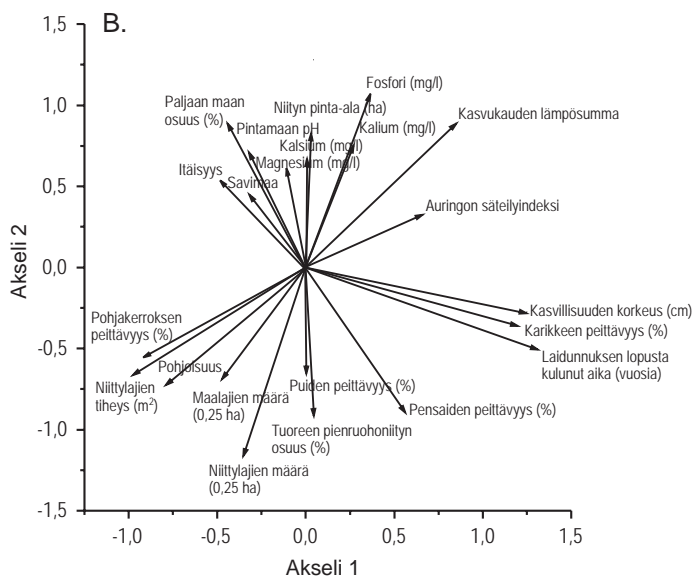
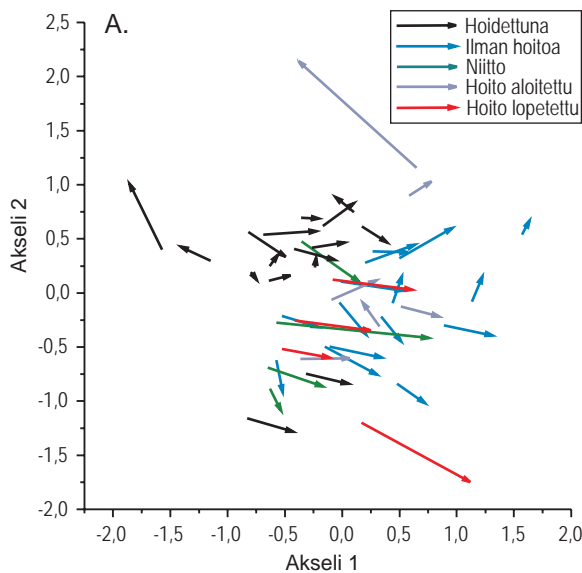
Lajiston koostumus oli muuttunut eniten tutkimusaloilla, jotka olivat poistuneet hoidon piiristä. Näillä niityillä muutokset olivat samansuuntaisia, selittyen korkeammalla kasvillisuudella ja karikkeen määrän lisääntymisellä, sekä niitylajien tiheyden alenemisellä. Myös niitetyillä tai laidunnuksesta niittoon siirretyillä kohteilla muutos oli ollut voimakasta ja kasvillisuuden korkeus ja karikkeen määrä olivat lisääntyneet. Ilman hoitoa olleilla koh-

teilla muutos oli melko tasaista ja samansuuntaista, selittyen kasvillisuuden korkeuden ja karikkeen määrän lisääntymisellä ja pohjakerroksen väheneemisellä. Myös näillä kohteilla niitylajien määrä ja tiheys olivat laskeneet. Jatkuvassa laidunnuksessa olleet kohteet olivat muuttuneet verrattain vähän, joten nuolien pituudet olivat lyhyet ja niiden suunnat vaihtelevat. Poikkeuksena tästä oli yksi laidunnettu kohde kuvaajan vasemmalla laidassa, jolla laidunnuspaine vuonna 2006 oli erittäin voimakas. Sen nuolen suunta oli ylävasemmalle, mikä tarkoittaa, että paljaan maan osuus lisääntyi ja kasvillisuuden korkeus, karikkeen määrä sekä niitylajien määrä vähenivät. Kuvaajasta erottui myös yksi laidunnukseen otettu aiemmin hoitamaton kohde, jolla laidunnus oli ollut erittäin voimakasta viime vuosina ja siksi muutosnuoli osoitti voimakkaasti ylävasemmalle. Näillä kahdella voimakkaasti laidunnetulla kohteella mitattiin korkea ravinnepitoisuus vuonna 2000. Muutoin uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla muutoksen suunnat olivat vaihtelevia.

## Hoidon laatu

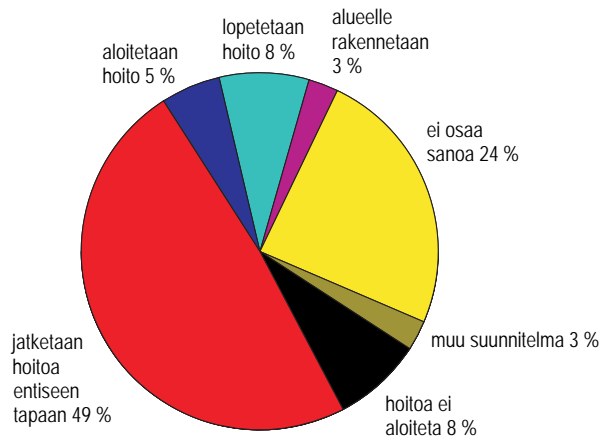
Suurimmalla osalla hoidetuista niityistä kasvillisuus oli muuttunut selvästi kuuden vuoden aikana. Kasvillisuuden korkeus ja karikkeen määrä olivat lisääntyneet, samoin pensoittuminen oli edennyt. Esimerkiksi hoidettujen tai hoitoon otettujen kohteiden sijainnin muutokset ordinaatiokuvassa (kuva 7) kertovat useiden niittyjen kohdalla negatiivisesta kehityksestä. Suurin osa muutoksista aiheutui riittämättömästä laidunnuksesta tai niitosta ja sitä kautta kasvaneesta kasvillisuuden korkeudesta ja karikkeen lisääntymisestä. Varsinkin niillä niitetyillä kohteilla, joilla laidunnus oli korvattu niitolla, ei hoito ollut riittänyt ylläpitämään niitykasvillisuutta. Niitto ei myöskään elvyttänyt kasvillisuutta uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla. Usein niitto oli ollut liian epäsäännöllistä tai pienialaista. Jonkin verran ongelmia oli myös laidunnetuilla kohteilla johtuen eläimille annetusta rehevöittävästä lisärehusta tai liian voimakkaasta laidunnuksesta.

Kesällä 2006 kasvikartoituksen yhteydessä kirjattujen hoitosuosittelujen mukaan laidunnuksen jatkamista suositeltiin kaikkiaan 21 niityllä. Näistä laidunnuksen jatkamista entisellään suositeltiin 12 niitylle ja laidunnuspaineen lisäämistä kolmelle niitylle, joista lisäksi kahdelle suositeltiin raivauksia. Kahdelle laidunnetulle niitylle suositeltiin laidunnuksen jatkamista nykyiseen tapaan, mutta ilman lisärehua. Lisäksi yhdelle niitylle suositeltiin alhaisempaa laidunnuspainetta ilman lisärehua. Niiton jatkamista nykyisellään suositeltiin yhdelle



**Kuva 7.** Ei-metrinen moniulotteinen skaalaus (NMDS) vuosien 2000 ja 2006 niittylajeista (Pykälän 2001 mukaan). A. Hoitoryhmittäin jaoteltujen kohteiden sijainnin muutos vuodesta 2000 (nuolen alkupää) vuoteen 2006 (nuolen loppu) kasvilajien runsauteen perustuvassa ordinaatiokuvaajassa. B. Lajikoostumuksen vaihtelun kanssa merkittävästi korreloivien ympäristömuuttujien vaihtelusuunnat. Nuolen pituus kuvaa ympäristömuuttujan ja lajikoostumuksen vaihtelua osoittavien akselien korrelaation suhteellista voimakkuutta. Nuolen pituus on kuvan havainnollistamiseksi kerrottu kahdella.

kohteelle ja raivausta niiton lisäksi kahdelle kohteelle. Useammin tai säännöllisemmin saisi hoitosuosituksen mukaan niittää kahta niittyä. Vuonna 2006 niitetyistä niityistä kolmelle suositeltiin hoitoksi laidunnuksen aloittamista uudelleen. Näistä viidelle voisi laidunnuksen vaihtoehtona olla niitto. Lisäksi raivausta ja laidunnuksen aloittamista suositeltiin kahdelle niitylle. Niiton aloittamista alkuraivauksen jälkeen suositeltiin kahdelle niitylle.



**Kuva 8.** Maanomistajien tulevaisuuden suunnitelmat tutkimuksen kohteena olleelle perinnebiotoopille hoitokyselyn perusteella.

## Hoitokyselyn yhteenveto

Hoitokyselyyn saatiin vastaus 37 kohteesta (77 %) maanomistajalta. Vastausinnostus hoitokyselyyn oli erityisen hyvä hoidetuilla kohteilla (93 %). Näistä 21 oli laidunnettuja ja 4 niitettyjä kohteita. Hoitamattomista kohteista vastaus kyselyyn saatiin 58 % maanomistajista.

Maanomistajilta tiedusteltiin tulevaisuuden suunnitelmia tutkimuksen kohteena olleelle perinnebiotooppi-alueelle (kuva 8). Hoidettujen kohteiden suurempi vastausprosentti näkyy kuviossa, jossa hoidon jatkaminen entiseen tapaan erottuu selvästi suurimmaksi osuudeksi. Kyselyyn vastanneista 49 % aikoo jatkaa hoitoa kuten ennenkin, laidunnaen tai niittäen. Kahdella kohteella aloitettaneen hoito tauon jälkeen. Alueen hoidon aikoo lopettaa 8 % kyselyyn vastanneista (kolme kohdetta), ja yhtä monella hoitoa ei aloiteta. Kohteen tulevaisuuden hoitoa ei osannut arvioida 24 % kyselyyn vastanneista. Yhdellä kohteella niityn alueelle aiottiin rakentaa tulevaisuudessa. Yhdellä kohteella viljelijä voisi harkita kohteen hoidon aloittamista, mikäli tukiehdot sallisivat laidunnuksen peltolaidunten yhteydessä. Tarkasteltaessa ainoastaan hoidettuja kohteita, jatkuu hoito kyselyyn mukaan entiseen tapaan 72 %:lla ja loppuu 12 %:lla kohteista. Tulevasta hoidosta ei osannut sanoa 16 % vastanneista. Hoitamattomilla kohteilla 42 % maanomistajista ei osannut sanoa tulevaisuuden suunnitelmista, 25 % vastanneista ei aloita hoitoa alueella ja 17 % aikoo aloittaa hoidon alueella uudelleen.

Kyselyyn vastanneista kahdeksan viljelijää sai erityistukea vuonna 2006. Näistä alueista seitsemän oli laidunnettuja ja yksi niitetty. Lisäksi viidelle kohteelle aiottiin hakea erityistukisopimusta tulevaisuudessa. Näistä kaksi oli laidunnettuja ja yksi niitetty alue, lisäksi kahdelle vuonna 2006



Janne Helistö

Keväällä hyvin laidunnetun perinnebiotoopin tunnistaa siitä, että kuluttanutta heinää tai maanpaljastumia ei ole. Metsäisten osien vanha puusto tuo tälle kohteelle lisäarvoa.

hoitamattomalle kohteelle oltiin kyselyn mukaan hakemassa erityistukea tulevaisuudessa. Vastaneista 20 (54 %) ilmoitti ettei tule hakemaan erityistukisopimusta perinnebiotooppialueelle. Kolme vastaajaa (8 %) aikoi jättää tai oli jo jättänyt uusimatta aiemman erityistukisopimuksen tukiehtojen sopimattomuuden, karjapidon lopettamisen tai maiden poisvuokraamisen vuoksi.

## Tulosten tarkastelu

### Tutkimusniittyjen tila heikentynyt kuudessa vuodessa

Sekä lajimäärien että ympäristömuuttujien perusteella voidaan todeta tarkasteltujen niittyjen tilan heikentyneen. Kasvillisuuden korkeus oli kasvanut huomattavasti kuudessa vuodessa, huolimatta

hyvin kuivasta kesästä 2006. Kuivan kesän perusteella olisi voinut olettaa kasvillisuuden olevan matalampaa kuin sateisena kesänä 2000, mikäli kohteiden hoito olisi säilynyt samanlaisena. Karikke peitti vuonna 2006 yhä enemmän maanpintaa ja pohjakerroksen eli sammalien ja jäkälien osuus oli vähentynyt. Korkeampaan kasvillisuuteen ja karikkeen määrän lisääntymiseen voi vaikuttaa kaksi peräkkäistä sateista kesää, 2004 ja 2005. Tämän ei kuitenkaan voi katsoa selittävän niin suurta muutosta kasvillisuuden korkeudessa kuin vuosien 2000–2006 välisenä aikana on tapahtunut. Laidunnetuilla niityillä kasvillisuuden korkeuden muutos sääolojen vuoksi lienee verrattain vähäistä. Tapahtuneet muutokset kertovat etenkin siitä, että vaatelialle niittykasveille jää yhä vähemmän elintilaa karikkeen peittämällä ja korkeakasvuisilla niityillä. Lisäksi paljaan maan osuus oli vähentynyt, mikä kuvastaa laidunnuspaineen heikkenemistä tutkimuskohteilla. Nämä tekijät yhdessä vaikeuttavat niittykasvien menestymistä.

Kaikissa hoitoryhmissä lajimäärien kehittyminen 2000–2006 oli ollut samansuuntaista: lajimäärät laskivat kauttaaltaan riippumatta hoitoryhmästä. Osaltaan tähän vaikuttavat kesän 2006 kuivuus ja edeltävien kesien sateisuus. Kuitenkin lajimäärien laskuun vaikuttaa myös hoidon riittämättömyys ja hoidosta pois jääneiden kohteiden taantuminen. Lajimäärien erilainen kehittyminen eri tavoin hoidetuilla kohteilla ei tullut esiin. Sen sijaan peruserot lajimäärissä hoidettujen ja hoitamattomien niittyjen kesken olivat selkeät jo ensimmäisenä tutkimusvuotena (Raatikainen 2004, Paukkunen ym. 2007). Kuitenkin pieniä eroja muutoksen voimakkuudessa oli nähtävissä eri tavoin hoidetuilla kohteilla erityisesti lajitiheyden kohdalla. Jyrkimmin neliömetrin lajitiheys laski hoidosta pois jääneillä kohteilla.

Jatkuvassa laidunnuksessa olleilla kohteilla kasvillisuuden tilan heikkeneminen oli vähäisintä, kuten voitiin olettaakin. Huomattavaa on, että kohteilla joilla hoito oli laidunnuksen loppumisen jälkeen vaihtunut niitoksi, näyttäisi kasvillisuuden koostumus muuttuneen jatkuvasti laidunnettuja kohteita enemmän. Siten niitylajien säilyminen pitkällä aikajaksolla ei ole varmaa niitetyillä kohteilla. Hoitamattomilla kohteilla korkeampi kasvillisuus ja karikkeen määrän lisääntyminen olivat köyhdyttäneet kasvillisuutta laidunnuksen loputtua. Lajiryhmämallien perusteella lajimäärien muutosta selittivät eniten muutokset kasvillisuuden korkeudessa sekä pohjakerroksen ja kenttäkerroksen peittävyyksissä. Kasvillisuuden muutosta toivottuun suuntaan ei ollut tapahtunut ordinaation perusteella myöskään uudelleen laidunnukseen otetuilla niityillä. Kasvillisuus saattaa muuttua



Vuosien väliset erot sääoloissa voivat aiheuttaa suurtakin satunnaisvaihtelua niittyjen kasvillisuudessa. Kuivana vuotena lajien peittävydet jäävät alhaisiksi, kun taas sateisen alkukesän jälkeen kasvillisuus on runsasta. Tämä vaikeuttaa muutosten havaitsemista.

vasta viiveellä hoidon jatkuttua pidempään, mutta on mahdollista ettei aloitettu hoito aina ollut niityn kasvilajiston kannalta edullista.

Selvimmän eri tavoin hoidettujen niittyjen eroavuudet tulivat esiin esimerkkilajien tarkasteluissa. Hoidetuilla kohteilla esimerkiksi nurmirölli, joka on perinteisesti laidunnetuille tai niitetyille niityille tyypillinen matala heinä, oli usein vallitseva heinä. Sen sijaan hoitamattomilla kohteilla negatiiviset indikaattorilajit, kuten nurmipuntarpää ja koiranputki, muodostivat usein melko yksipuolisia kasvustoja. Hoidon loputtua oli nurmiröllin peittävyys selvästi laskenut, mutta toisaalta nurmipuntarpään ja etenkin koiranputken peittävyys selvästi kasvaneet. Hoidetuilla kohteilla koiranputkea oli huomattavan vähän. Sen onkin todettu kärsivän etenkin laidunnuksesta (Pykälä 2003), joten se saadaan melko tehokkaasti vähenemään laidunnuksen avulla. Rehevöityvillä ja umpeenkasvivillo kohteilla nurmirölli saa nopeasti väistyä korkeakasvuisen nurmipuntarpään tieltä. Kasvilajien keskipeittävydet ja frekvenssit alenivat osittain kuivan kesän 2006 takia. Koiranputken runsaus kuivasta kesästä huolimatta ilmentäneet niittyjen hoitotilanteen heikkenemistä ja umpeenkasvun lisääntymistä.

Niittykasvien vaste maankäytön muutoksille on yleensä melko hidasta, ja siksi tässäkin tutkimuksessa vuosien 2000–2006 välisen ajan maankäytön muutoksilla ei havaittu selviä vaikutuksia lajimääriin. Muutamissa tuoreissa tutkimuksissa on todettu hyvinkin vanhan maankäytön vaikuttavan nykyiseen kasvilajiston diversiteettiin (Bruun ym. 2001, Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2006). Nykyiset kasvien esiintymät eivät välttämättä vastaa todellista tilannetta suhteessa nykyiseen sopivien elinympäristölaikkujen määrään, vaan elinympäristöjen väheneminen ja pirstoutuminen saattaa näkyä lajistossa ja lajimäärissä vasta vuosien tai vuosikymmenten viiveellä (Eriksson ym. 2002). Tätä viivettä kutsutaan sukupuuttovelaksi (Tilman ym. 1994), ja sen esiintymistä ja merkitystä on viime vuosina alettu tutkia yhä enemmän (mm. Hanski & Ovaskainen 2002, Adriaens ym. 2006, Helm ym. 2006). Aiempia maankäyttöratkaisuja heijastava aikaviive saattaa vaikuttaa voimakkaasti tämänhetkiseen kasvilajistoon. Toisaalta monen niittykasvin kohdalla nykyisen maankäytön, esimerkiksi hoidon aloittamisen vaikutus, saattaa nä-

kyä vasta kymmenienkin vuosien kuluttua (mm. Lindgren 2000).

Niittyjen eristyminen, niittylaikkujen väheneminen ja niiden koon pieneneminen alentavat populaatioiden kokoa ja lisääntymismenestystä, ja siten populaatioiden häviämiskasvaa. Niittyverkostossa metapopulaationa elävän lajin esiintymisen todennäköisyys tietyllä niityllä on suurempi laajoilla alueilla, joilla elinympäristöksi sopivat niittylaikut ovat lisäksi yhteydessä toisiinsa (Hanski 1999). Niityn koon merkitys tuli esiin niitylajien tiheyden muutosta selittävässä monimuuttujamallissa, jonka mukaan niitylajien määrä oli laskenut eniten pienialaisimmilla kohteilla. Niittyjen yhdistyneisyyden tai eristymisen merkitystä ei tässä muutostutkimuksessa testattu. Hyönteisten osalta niityn pinta-alan ja yhdistyneisyyden merkitystä on tarkasteltu vuoden 2000 aineistolla (Paukkunen ym. 2007) ja tutkimukseen liittyneessä pro gradu-työssä (Paukkunen 2004).

Tässä tutkimuksessa ei saatu selvää osoitusta siitä, että kasvillisuuden muutos olisi ollut voimakkainta runsasravinteisilla kohteilla. Tämä voi johtua siitä, että muutokset mm. laidunnuksessa olivat niin voimakkaita, että niiden vaikutukset peittivät alleen muut vaikutukset. Ravinteista ainoastaan kaliumilla näytti olevan merkitystä niitylajien määrän muutokseen 0,25 hehtaarin näytealoilla. Niitylajien määrät vähenivät eniten kohteilla, joilla oli alhaisin kaliumpitoisuus. Tälle ei ole yksiselitteistä tulkintaa. Voi olla, että kaliumilla oli tuntemattomia yhdysvaikutuksia joihinkin muuttujiin. On myös mahdollista, että ravinne-rikkailla kohteilla kasvillisuus oli vuonna 2000 jo muuttunut ravinteikkaassa maaperässä menestyväksi kasvillisuudeksi, ja siksi oleellista niitylajien vähenemistä ei näillä kohteilla enää tapahtunut tarkastellun kuuden vuoden aikana.

## **Erot kartoituksessa ja sääoloissa**

Tarkasteltavat vuodet erosivat sääoloiltaan merkittävästi toisistaan. Vuoden 2000 kesä oli sateinen, kuten myös kesät 2004 ja 2005 (Ilmatieteen laitos 2005), mutta kesä 2006 oli ennätysellisen kuiva ja lämmin. Kuivuus vaikutti etenkin elokuussa 2006 kasvillisuuteen ja vaikeutti sekä peittävyysarvioita että lajien tunnistamista, kun osa kasvien versoista oli kuivunut kokonaan tunnistamattomiksi. Tämä näkyy kokonaisuudessaan alhaisempina lajimäärinä lähes kaikissa tarkastelluissa lajiryhmissä sekä alhaisempina frekvensseinä vuonna 2006. Myös karikkeen määrää saatettiin kuivuuden vuoksi arvioida todellisuutta suuremmaksi sisällyttämällä karikkeeseen saman vuoden kuivuneita versoja. Edeltäneet sateiset kesät 2004 ja 2005 voivat osin

vaikuttaa kasvillisuuden korkeuden kasvuun ja karikkeen määrän lisääntymiseen. Myös koiranputki on saattanut runsastua sateisten kesien vaikutuksesta. Erot vuosien sääoloissa selittävät kuitenkin vain osan havaituista muutoksista. Kartoittajien väliset erot esimerkiksi kasvien runsauden arvioinnissa, tuskin selittävät vuosien välistä eroa kovinkaan merkittävästi, sillä toinen pääkartoittajista molempina vuosina sama.

## **Ympäristötuen merkitys niittyjen hoidossa**

Perinnebiotooppien hoidon erityistuki on ollut keskeisessä asemassa niittyjen ja hakamaiden sekä metsälaidunten hoidossa. Erityistuen avulla on saatu hoidettua merkittävä määrä perinnebiotooppeja. Vuonna 2003 erityistukialueiden pinta-ala oli 22 345 hehtaaria (Karja 2004) ja sopimusalueiden määrä on viime vuosina edelleen lisääntynyt. Erityistuki onkin merkittävin keino jatkaa hoitoa vanhoilla laidunalueilla tai aloittaa se uudelleen aiemmin hoidosta poistuneilla alueilla, ja siten turvata alueiden monimuotoisuutta (Pykälä 2003). Tuki on tehnyt luonnonlaidunten käytön karjan laitumina nykyäänkin houkuttelevaksi, vaikka peltolaitumien tuotto on suurempi. Luonnonlaitumet ovat usein alkuun työläämpiä hoitaa kuin peltolaitumet, mutta kunnostuksen jälkeen rehua saadaan niukemmilla tuotantopanoksilla, kuten ilman lannoitusta (Schulman 2007). Perinnebiotooppien hoidon erityistuki on tuonut tärkeän tulonlisan ympäristönhoitoa tekeville viljelijöille, joilla vielä on karjaa tai mahdollisuus niittää perinnebiotooppialueita (Franzén & Lehtomaa 2005).

Tässä tutkimuksessa mukana olleista niityistä vain 15 % oli erityistuen piirissä, vaikka suurimman osan tutkimusniityistä omistivat tukikelpoiset viljelijät. Mahdollisuuksia erityistuella hoidettujen perinnebiotooppien määrän lisäämiselle siis olisi. Muutamat hoitokyselyyn vastanneista olivat liittäneet vastaukseensa kysymyksen: 'voiko alueen hoidosta saada jotakin tukea?' Tiedotuksella ja erilaisten rahoitus- ja hoitotapojen markkinoinnilla olisi mahdollista lisätä perinnebiotooppien hoidosta kiinnostuneiden viljelijöiden määrää. Yhtenä perinnebiotooppien tärkeimpänä uhkana on edelleen jatkuva karjatilojen väheneminen. Viljelijän lopettaessa tai siirtyessä karjataloudesta viljantutantaan ovat lukuisat perinnebiotooppialueet jääneet hoidotta, minkä seurauksena niiden maisema- ja luontoarvot vähitellen häviävät. Eläintilojen jatkuvuutta tukevat maatalouden tukitoimenpiteet edesauttavat myös perinnebiotooppien hoitoa.

## Arvokkaiden perinnebiotooppien hoito turvattava

Tutkittujen niittyjen hoitotilanne ei ollut merkittävästi parantunut, sillä hoitamattomia oli vuonna 2006 vain kaksi vähemmän kuin vuonna 2000. Valitettavan monella arvokkaalla kohteella hoito oli loppunut, vaikka uusiakin kohteita oli saatu uudelleen hoidon piiriin. Erityisen huomionarvoista on, että hoidosta pois jääneistä peräti kolme oli valtakunnallisesti ja kaksi maakunnallisesti arvokkaiksi luokiteltuja perinnebiotooppeja. Hoidosta pois jääneiden kohteiden lajimäärät ja -tiheydet olivat vuoden 2000 tutkimuksen korkeimpia (kuva 5). Lajiston taantuminen oli kuitenkin ollut voimakkainta juuri näillä kohteilla ja siksi ne olisivat nopeasti saatava uudelleen hoidon piiriin lajiston turvaamiseksi. Etenkin valtakunnallisesti ja maakunnallisesti arvokkaiden alueiden hoidon järjestämiseen tulisi koko maassa kiinnittää enemmän huomiota.

Perinnebiotooppien ensisijainen hoitotapa on laidunnus, jota tulisikin entisestään tukea ja suosittelaa. Lypsykarjatilojen määrä on romahtanut muutamassa vuosikymmenessä (Tiainen ym. 2004, TIKE 2006), jolloin esimerkiksi aiemmin perinnebiotooppeja laiduntaneiden hiehojen määrä on vähentynyt. Toisaalta lihakarjan kasvatus on lisääntymässä, mikä tuo mahdollisuuksia laajojenkin perinnebiotooppialueiden hoitoon. Myös hevosten määrä on ollut voimakkaassa kasvussa (TIKE 2006), mutta hevosia laiduntaa perinnebiotooppeilla varsin vähän. Hevosten laiduntamista luonnonlaitumilla voisikin huomattavasti lisätä. Siten voitaisiin hoitaa umpeutuvia niittyjä ja hakamaita, joiden lähettyvillä ei enää ole nautakarjatiloloja. Myös lampaiden kasvatus on lisääntymässä ja mahdollisuuksia perinnebiotooppien laiduntamiseen on myös tällä saralla. Yleinen maatalouspolitiikan kehitys määrää kuitenkin lampaiden ja lihakarjan kasvatuksen kannattavuuden tulevaisuudessa.

Hoidon jatkuminen oli epävarmaa monella tutkimusniityillä ja usealla tilalla eläimistä tullaan lähitulevaisuudessa luopumaan. Hoidosta poistuvat alueet ovat usein niitä, joilla on jatkettu pienimuotoista maanviljelyä kunnes viljelijä on tullut eläkeikänsä. Jatkossa tulisi selvittää hoitomahdollisuuksia myös niillä kohteilla, joilla maanomistajalla itsellään ei enää ole mahdollisuutta pitää laiduneläimiä. Hoidon järjestämisessä korostuu tarve yhdistää hoitoa tarvitsevia kohteita ja eläimiä tai niittoja tarjoavia tahoja. Verkkopalveluna aloittanut laidunpankki tarjoaa hakupalvelun laiduneläinten ja -alueiden löytämiseen, sekä tietoa sopimuslaidunnuksesta ([www.laidunpankki.fi](http://www.laidunpankki.fi)).



Janne Heilölä

Laidunnus tulisi lopettaa ajoissa, ennen kuin maanpinta on kulunut rikki. Tällä pahasti rehevöityneelläkin kohteella navetan läheisyys on edelleen lisännyt kulumista.

Vastaavia uusia ideoita perinnebiotooppien hoidon järjestämiseksi kaivataan pikaisesti lisää myös tutkituilla kohteilla.

### Hoitotoimien laatuun kiinnitettävä huomiota

Hoidon laadussa ilmeni ongelmia useilla tutkituilla kohteilla. Etenkin erityistuella hoidettavien alueiden hoidon laatuun tulee kiinnittää enemmän huomiota, jotta minimoitaisiin esimerkiksi perinnebiotooppeja rehevöittävän laidunnuksen mahdollisuus (Schulman ym. 2006). Myös pienillä arvokkailla kohteilla kuten kedoilla voitaisiin saavuttaa parempia hoitotuloksia (Pöyry 2007). Lisäksi koko maassa olisi tarpeen lisätä viljelijöiden käytössä olevaa maksutonta neuvontaa maatalouden luonnon- ja perinnebiotooppien hoitoasioissa. Tällä olisi merkitystä laadukkaiden hoitosuunnitelmien laadinnassa ja hoidon laadun parantamisessa.

Tässä tutkimuksessa ongelmat liittyivät useimmiten raivauksen puutteeseen, alilaidunnukseen tai riittämättömään niittoon. Muutamilla laidunnetuilla niityillä havaittiin liiallista kulumista tai



rehevöitymistä. Ylilaidunnuksella on haitallinen vaikutus perinnebiotooppien luontoarvoille ja niittyjen kasvillisuudelle (Pykälä 2001). Maaperän voimakas rikkoutuminen ja hyvin tarkoin syöty kasvillisuus haittaavat sekä kasvi- että hyönteislajien menestymistä. Muutamalla ylilaidunnetulla kohteella niittylajien määrä olikin vähentynyt. Lisäksi lisärehun käyttö laiduneläinten ruokinnassa aiheuttaa edelleen ongelmia niittylajiston säilymiselle monilla perinnebiotooppialueilla, ja oli tässäkin tutkimuksessa vaikuttanut rehevöitymiseen ainakin kolmella niityllä. Eläinten tulisi saada ravintonsa laitumen tuottamasta rehusta (Pykälä 2001). Kun rehu loppuu, on aika siirtää eläimet toiselle laitumelle, esimerkiksi peltolaitumelle, jonne lisärehuakin voidaan antaa.

Varsinaisten niittyjen alkuperäinen hoito- ja käyttötapa on ollut niitto, jonka aikaansaamana useimpien niittyjen monimuotoisuus on kehittynyt (Pykälä 2001). Niittyjen laidunnus korvasi niiton sen jälkeen kun talvirehua alettiin korjata lähinnä viljelyiltä pelloilta. Niittohitoon liittyy kuitenkin useita ongelmia. Nykyisilläkin jäljellä olevilla niityillä tehokkaasti toteutettu niitto auttaa hidastamaan kasvillisuuden muutosta, kuitenkin parhaiten niiton avulla voi ylläpitää monimuotoista lajistoa lähinnä hyvin kuivilla ja niukkaravinteisilla niityillä. Sen sijaan rehevillä mailla kerran vuodessa tapahtuva niitto ei välttämättä riitä ylläpitämään niittylajien runsautta (Berg ym. 2001). Tässäkin tutkimuksessa niitettyjen niittyjen kasvillisuuden muutos oli ollut laidunnuksen loputtua paljolti negatiivista. Tutkituilla niityillä niitto oli riittämätöntä ja auttaa parhaimmillaankin vain hieman hidastamaan kasvillisuuden muutosta. Niitetyillä kohteilla oli usein niitetty vain osa niitystä. Niitto- ja raivausjätteen pois kuljetus niityltä on myös usein työlästä ja saattaa jäädä tekemättä. Kerran kesässä tapahtuvalla niitolla ei voida kattaa varsinkaan laajojen laidunalueiden eläinten tekemää maisemanhoitotyötä.

Uudelleen hoitoon otetuilla kohteilla ei kasvillisuudesta vielä tässä tutkimuksessa ilmennyt hoidon positiivista vaikutusta. Todennäköisesti vaikutus tulee ilmi vasta joidenkin vuosien viiveellä. Tämä johtunee osin siitä, että aloitettu hoito oli ollut voimakkuudeltaan hyvin vaihtelevaa. Lisäksi hoidossa ollut tauko oli vaihtelevan pituinen ja myös hoidon aloittamisesta kulunut aika vaihteli. Voi myös olla, ettei aloitetun hoidon laatu ollut kovinkaan edullista niittylajeille. Esimerkiksi ylilaidunnus saattoi tuoda ongelmia niittykasveille. Toisaalta taas kerran vuodessa tehtävä niitto reheväkasvuisilla kohteilla ei välttämättä riittänyt kasvillisuuden nopeaan elvyttämiseen. Useammin kesässä, esimerkiksi kahdesti, toteutettu niitto no-

peuttaisi kasvillisuuden elpymistä niityn kunnostuksen alkuvaiheessa.

Aiemmin niitto- ja laidunkäytössä olleeseen alaan sisältyi hyvin eri tavoin ja erilaisella voimakkuudella käytettyjä alueita. Tutkimukset ovat osoittaneet, että kasvit hyötyvät voimakkaammas- ta, hyönteiset taas lievemmästä laidunpaineesta (Pöyry, ym. 2006). Näyttää siis siltä, että parasta hoitoa erilaisille perinnebiotoopeille olisikin säännöllinen, eri alueilla intensiteetiltään vaihteleva laidunnus tai niitto. Laidun- tai hoitokierto voisi tuoda lisää niittyjen eliölajiston tarvitsemää laadullista vaihtelua. Kiertoa voidaan toteuttaa joko yhden kasvukauden aikana tai vuorovuosittaisena laiduntamisena tai niittona. Etenkin kuivilla ja karuilla niityillä voi hoidoksi riittää raivaus ja esimerkiksi niitto joka toinen vuosi (Pöyry 2007). Erityistuen sopimusalueilla esimerkiksi vuorovuosin tapahtuva hoito on kuitenkin tällä hetkellä tukiehtojen takia ongelmallista. Lisäksi vaihtelun lisäämiseen tarvitaan paljon nykyistä suurempi joukko hoidon piirissä olevia niittyjä.

## Johtopäätökset

Tutkimuksen perusteella arvokkaiden perinnebiotooppien hoito ei ollut lisääntynyt kuuden vuoden aikana. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän asettamana tavoitteena on säilyttää tällä hetkellä jäljellä olevat perinnebiotoopit ja lisätä hoidettua alaa nykyisestä 60 000 hehtaariin (Salminen & Kekäläinen 2000). Valtakunnallisessa perinnemaisemaintoinnissa (Vainio ym. 2001) mukana olleiden kohteiden osalta tavoitteesta ollaan vielä kaukana. Vaikka yksittäisiä uusia alueita onkin saatu hoidon piiriin, on laidunnus loppunut vähintään yhtä suurelta osalta alueita. Tässä tutkimuksessa hälyttävintä oli monen valtakunnallisesti tai maakunnallisesti arvokkaaksi luokitellun ja laajan perinnemaisema-alueen hoidon loppuminen. Vaikka perinnebiotooppien hoidon erityistuki onkin hyvä ja merkittävä keino ylläpitämään perinteisten laidun- ja niittyalueiden käyttöä, on tulevaisuuden suurena haasteena edelleen karjanpidon väheneminen. Viljelyn lopettaneiden tai muiden kuin viljelijöiden omistamille perinnebiotooppialueille ja niiden hoidolle ei ole aiemmin ollut hoidon rahoitusmahdollisuuksia. Kuitenkin huomattavan osan maamme perinnebiotooppialueista omistavat muut kuin aktiiviviljelijät. Maatalouden ympäristötukeen ohjelmakaudelle 2007–2013 tulevat uudet perinnebiotooppien hoidon rahoitusmuodot tuovat lisää mahdollisuuksia hoidon järjestämiseen, kun LEADER-toimintatapaan perustuva rahoitusmuoto avaa erityistuet myös muille kuin

viljelijöille. Tällöin myös rekisteröidyt yhdistykset, esimerkiksi kyläyhdistykset, voivat hakea erityis- tukea hoitamilleen alueille.

Hoidosta pois jääneiden tutkimuskohteiden voimakas kasvilajiston taantuminen oli huolestuttavaa. Tutkimuksen perusteella näyttää siltä, että arvokkaimpien alueiden luonto- ja maisemiarvojen säilyttämisellä tai niiden elvyttämisellä on kiire. Kuitenkin valittuihin hoitotoimiin olisi kiinnitettävä nykyistä enemmän huomiota, sillä rehevöitymistä ja siitä johtuvaa kasvilajiston taantumista näytti tapahtuvan myös hoidetuilla kohteilla. Useilla laidunnetuilla niityillä laidunnuspaine jäi liian alhaiseksi, tai niitetyillä kohteilla niitto ei ollut kovinkaan tehokasta. Sekä laidunnuksessa että niitossa tulisi pyrkiä riittävään voimakkuuteen ja hoidon säännöllisyyteen. Sopivan laidunnuspaineen tai niiton intensiteetin määrittäminen riippuu alueen kasvillisuuden ja umpeenkasvun tilasta. Hoitotapaan vaikuttaa lisäksi hoidolle asetetut tavoitteet esimerkiksi eri eliöryhmien kannalta.

Maanomistajien suhtautuminen niittyjen hoitoon ja alueiden tutkimiseen oli pääosin hyvin myönteistä. Viranomaisilla on kuitenkin parantamisen varaa perinnebiotooppien hoitomahdollisuuksista tiedottamisessa ja hoidon neuvonnassa. Tutkimuksessa mukana olleista maanomistajista osalla ei ollut selkeää kuvaa alueensa hoitomahdol-

lisuuksista tai hoitotoimien rahoittamisesta. Näin oli etenkin jos tila oli luopumassa omasta karjasta. Viljelijöiden ja muiden maaomistajien käytössä olevaa maatalouden luonnonhoito- ja perinnebiotooppineuvontaa tulisikin lisätä. Tällä olisi merkitystä sekä laadukkaiden hoitosuunnitelmien että hoidon laadun parantamisen kannalta. Uusi ympäristötukikausi tuo mukanaan paljon haasteita mm. selkeän ohjeistuksen laatimiselle, etenkin uusiin tukimuotoihin liittyen (MMM 2007).

Perinnebiotoopeille tulisi järjestää kattavaa seuranta, jotta voidaan tarkastella muutoksia niiden tilassa, mm. erilaisten hoitotoimien vaikutuksia perinnebiotooppien tilaan ja lajistoon. Tässä tutkimuksessa vuonna 2000 aloitettu arvokkaiden perinnebiotooppialueiden ja niiden eliölajistoon vaikuttavien tekijöiden seuranta Uudellamaalla ja Pirkanmaalla on tärkeässä asemassa linjattaessa toimenpiteitä perinnebiotooppien hoidon ja eliölajiston säilymisen turvaamiselle jatkossa. Tulokset antavat yleiskuvan perinnebiotooppien hoidon ongelmista ja niiden tilasta valtakunnallisestikin ajatellen. Seurannan jatkaminen tutkituilla alueilla olisikin tärkeää, jotta saadaan mm. käsitys siitä, miten uudet tukimuodot vaikuttavat perinnebiotooppien hoitoon. Seuranta tulisi laajentaa sekä alueellisesti että muille perinnebiotooppityypeille.

## Kirjallisuus

- Adriaens D., Honnay O. & Hermy M. 2006. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological Conservation* 133: 212–224.
- Bakker J. P., 1998. The impact of grazing on plant communities. Julkaisussa: WallisDeVries, M. F., Bakker, J. P. & Van Wieren, S. E. (Toim.), *Grazing and conservation management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Sivut: 137–184.
- Berg E., Saarinen K., Jantunen J. & Marttila O. 2001. Seuranta osoitti: puolinaisella niittohoidolla niitty rehevöityy. *Lutukka* 17: 9–14.
- Bruun H. H., Fritzboger B., Rindell P. O. & Hansen U. L. 2001. Plant species richness in grasslands: the relative importance of contemporary environment and land-use history since the Iron Age. *Ecography* 24: 569–578.
- Clarke K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Critchley C. N. R., Chambers B. J., Fowbert J. A., Sanderson R. A., Bhogal A. & Rose S. C. 2002. Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation* 105: 199–215.
- Ekstam U. & Forshed N. 1992. Om hävdens upphör. Kärllväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. *Naturvårdsverket, Solna*. 135 s.
- Eriksson O., Cousins S. A. O. & Bruun H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13: 743–748.
- Franzén J. & Lehtomaa L. 2005. Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen ja hoito - näkökulmia yrittäjyyteen. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 11/2005. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. 50 s.
- Gough M. W. & Marrs R. H. 1990. A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: Implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* 51: 83–96.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford. 313 s.
- Hanski I. & Ovaskainen O. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation Biology* 16: 666–673.
- Helm A., Hanski I. & Pärtel M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *9: 72–77*.
- Hietala-Koivu R. & Aakkula J., 2004. Viljelymaisema maatalouden tuotteena, Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki. Sivut: 53–61.
- Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. & Uotila P. 1998. *Retkeilykasvio*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki. 656 s.
- Ilmatieteen laitos 2005. Ilmastokatsaus elokuu 2005. Ilmatieteen laitos. Helsinki. 12 s.
- Janssens F., Peeters A., Tallwin J. R. B., Bakker J. P., Bekker R. M., Fillat F. & Oomes M. J. M. 1998. Relation between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69–78.

- Karja M. 2004. Perinnebiotooppien hoidon, luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja maiseman kehittämisen ja hoidon toteutuminen 1995–2003. Maa- ja metsätalousministeriön raportti 28.5.2004. 150 s.
- Kooijman A. M. & Smit A. 2001. Grazing as a measure to reduce nutrient availability and plant productivity in acid dune grasslands and pine forests in The Netherlands. *Ecological Engineering* 17: 63–77.
- Kuussaari M., 2002. Maintaining biodiversity in traditional rural landscapes: optimal management and area networks. Julkaisussa: Markkanen, S., Vieno, M. & Walls, M. (Toim.), The Finnish Biodiversity Research Programme FIBRE 1997–2002. Summary report. Biodiversity Research Programme FIBRE, Helsinki. Sivut: 50–51.
- Liedenpohja-Ruuhijärvi M., Kääntönen L., Krogerus K. & Palokoski M. 1999. Pirkanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 125. Pirkanmaan ympäristökeskus, Tampere. 258 s.
- Lindborg R. & Eriksson O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Lindgren L. 2000. Saariston laitumet. Metsähallitus & Edita, Helsinki. 192 s.
- Littell R. C., Henry P. R. & Ammerman C. B. 1998. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. *Journal of Animal Science* 76: 1216–1231.
- Littell R. C., Milliken G. A., Stroup W. W., Wolfinger R. D. & Schabenberger O. 2006. SAS for Mixed Models. SAS Institute Inc., Cary, NC. 813 s.
- Marrs R. H. 1985. Techniques for reducing soil fertility for nature conservation purposes: a review in relation to research at Roper's Heath, Suffolk, England. *Biological Conservation* 34: 307–332.
- Marrs R. H. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe: Theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* 24: 241–299.
- McCullagh P. & Nelder J. A. 1989. Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London. 511 s.
- McCune B. & Grace J. B. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 300 s.
- McCune B. & Mefford M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 s.
- MMM 2004. Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi, Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja, 1/2004. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 272 s + liitteet.
- MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma vuosille 2007–2013. Komission hyväksymä ohjelma, 10.8.2007. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 357 s.
- Paukkunen J. 2004. Elinympäristön paikallisen laadun, pinta-alan ja yhdistyneisyyden vaikutus tuoreiden niittyjen perhosyhteisöihin. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsinki. 50 + liitteet.
- Paukkunen J., Raatikainen K. & Pöyry J. 2007. Tuoreiden niittyjen eliöyhteisöihin vaikuttavat paikalliset ja alueelliset tekijät. Teoksessa: Kuussaari, M., Pykälä, J. ja Pöyry, J. (toim.) Karjan laidunnuksen ja niittyverkostojen merkitys tuoreiden niittyjen kasvi- ja hyönteislajistolle. Käsikirjoitus.
- Pykälä J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 205 s.
- Pykälä J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211–2226.
- Pykälä J. & Bonn T. 2000. Uudenmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 178. Suomen ympäristökeskus & Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. 352 s.
- Pöyry J., Lindgren S., Salminen J. & Kuussaari M. 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications* 14: 1656–1670.
- Pöyry J., Luoto M., Paukkunen J., Pykälä J., Raatikainen K. & Kuussaari M. 2006. Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115: 401–412.
- Pöyry, J. (toim.) 2007. Katojen uhanalainen laji ja optimaalinen hoito. Käsikirjoitus.
- Raatikainen K. 2004. Maaperän ravinteiden ja hoidon merkitys tuoreiden niittyjen kasvillisuudelle. Pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsinki. 53 + liitteet.
- Raatikainen K. M., Heikkinen R. K. & Pykälä J. 2007. Impacts of local and regional factors on vegetation of boreal semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 189: 155–173.
- Rassi P., Alanen A., Kanerva T. & Mannerkoski I. 2001 (Toim.). Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Salminen P. & Kekäläinen H. 2000 (Toim.). Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 162 s.
- Schulman A., Heliölä J. & Pykälä J. 2006. Maatalousalueiden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen. Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö, 3/2006. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 87 s.
- Schulman, A. (toim.) 2007. Tuottoa perinnebiotooppien hoitamisesta. Perinnebiotooppien hoitokortti 10. MMM ja YM 2007, Helsinki. 8 s.
- Soininen A. M. 1974. Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. Historiallisia tutkimuksia 96. Suomen historiallinen seura, Helsinki. 459 s.
- Tallowin J. 1996. Effects of inorganic fertilizers on flower-rich hay meadows: a review using a case study on the Somerset levels, UK. *Grasslands and Forage Abstracts* 66: 147–152.
- Tiainen J., Kuussaari M., Laurila I. P. & Toivonen T. (Toim.) 2004. Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. 366 s.
- TIKE 2006. Maatilatilastollinen vuosikirja 2005. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, Helsinki. 268 s.
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L. & Nowak M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Vainio M., Kekäläinen H., Alanen A. & Pykälä J. 2001. Suomen perinnebiotooppi. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 163 s.
- Wiens J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385–397.
- Økland R. 1990. Methods: Collecting data. *Sommerfeltia Supplement* 1: 72–90.



Someron Rekijoen alueella sijaitsee manner-Suomen edustavin tuoreiden niittyjen kokonaisuus.

## 4.8 Perinnebiotooppien hoidon erityistuellla aloitetun karjan laidunnuksen merkitys niittykasveille

Juha Pykälä  
Suomen ympäristökeskus

### Johdanto

Perinnebiotoopit ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimmät maatalousalueemme (Pykälä 2001). Niiden eliöstö on rikkaampi kuin muissa maatalousympäristön osissa. Esimerkiksi Suomen putkilokasvilajeista pääosa voi kasvaa niityillä (Pykälä ym. 2004).

Perinnebiotooppien määrä on vähentynyt koko Euroopassa voimakkaasti 1900-luvun aikana (van

Dijk 1991, Pykälä & Alanen 2004), minkä takia perinnebiotooppien taantumisen pysäyttäminen ja niiden hoidon järjestäminen on keskeisimpiä luonnonsuojelukysymyksiä koko Euroopan mittakavassa (WallisDeVries ym. 2002, EEA 2004, Cremene ym. 2005).

Suomessa perinnebiotooppien määrän romahdus on ollut erityisen suuri. Niittyjen pinta-ala on vähentynyt yli 99 % vuosien 1880-2000 välillä (Vainio ym. 2001). Luonnon monimuotoisuuden kan-

nalta merkittäviksi arvioitujen perinnebiotooppien pinta-ala on enää n. 20 000 hehtaaria, josta kuivien ja tuoreiden niittyjen määrä on vain n. 3 000 hehtaaria (Vainio ym. 2001).

Luonnon monimuotoisuuden kannalta kaikkein merkittävimmät perinnebiotooppityypit ovat kuivat ja tuoreet niityt (Pykälä 2001). Ne säilyvät avoimina vain hoitamalla niitä laiduntamalla tai niittämällä, ja hoidon loputtua ne vähitellen pensoituvat ja metsittyvät. Niittyjen kasvilajisto köyhtyy, vaikka niityt säilyisivät avoimina (Bakker 1998, Pykälä 2001, 2003). Muutamat suurikokoiset kasvit runsastuvat ja syrjäyttävät muuta lajistoa. Tämä johtuu sekä luontaisesta umpeenkasvusta että ihmisen aiheuttamasta rehevöitymisestä (Pykälä 2000, 2001).

Määrän voimakkaan vähenemisen lisäksi jäljelle jääneiden perinnebiotooppien laatu on Suomessa selvästi heikentynyt (Pykälä 2001). Valtakunnallisessa perinnebiotooppien inventoinneissa löytyi vain hyvin harvoja niittyjä, joiden kasvillisuudessa ei ollut silmämääräisesti havaittavissa rehevöitymisen aiheuttamaa laadun heikkenemistä (Pykälä 2001, Vainio ym. 2001). Huhdan ja Raution (2005) tutkimuksessa Pohjois-Suomesta ei löydetty enää lainkaan niittyjä, joiden kasvillisuuskoostumus olisi ollut samanlainen kuin 1900-luvun alussa. Selvin ero oli rehevöitymistä ilmentävien lajien runsastuminen.

Maatalousympäristöjen uhanalaisista lajeista pääosa onkin perinnebiotooppien lajeja (Rassi ym. 2001, Pöyry ym. 2004). Eniten uhanalaisia lajeja on kuivilla ja tuoreilla niityillä (Pöyry ym. 2004).

Perinnebiotooppien, etenkin erilaisten niittyjen, ala on aivan riittämätön, jotta niiden rikas eliölajisto voisi säilyä maassamme (Salminen & Kekäläinen 2000, Pöyry ym. 2004). Siksi tarvitaan kiireellisiä hoito- ja kunnostustoimia.

Perinnemaisemien hoitotyöryhmä (Salminen & Kekäläinen 2000) on määritellyt perinnebiotooppien hoidon tarpeen Suomessa vuoteen 2010 mennessä. Hoitotyöryhmän asettaman tavoitteen mukaan tuolloin hoidossa olevia perinnebiotooppeja tulee olla vähintään 60 000 ha, josta vähintään 13 000 ha on kuivia ja tuoreita niittyjä. Kokonaistavoite sisältää kaikki arvokkaiksi luokitellut perinnebiotoopit sekä 40 000 ha kunnostettavia perinnebiotooppeja. Pääasiallinen hoitotapa on laidunnus. Niitettyjä niittyjä tulee olla hoidettuna vähintään 2 000 ha.

Maatalouden ympäristötukeen on alusta (v. 1995) saakka kuulunut perinnebiotooppien hoidon erityistuki. Ympäristötuki on määritelty tärkeimmäksi keinoksi maatalousluonnon monimuotoisuuden ylläpidossa ja asetettujen perinnebiotooppien hoitotavoitteiden saavuttamiseksi (Kansallinen biodiversiteettitoimikunta 1997, Salminen &

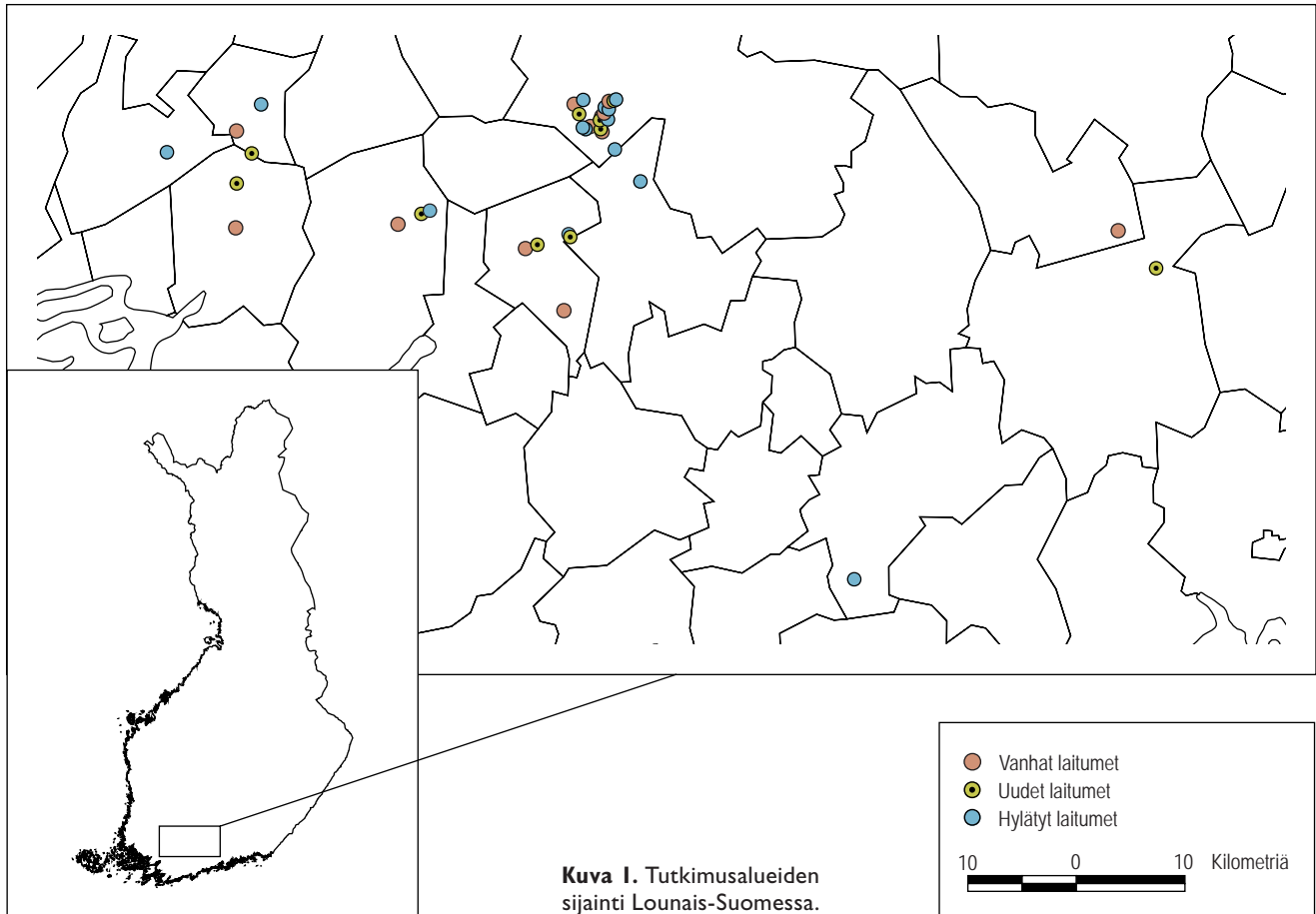
Kekäläinen 2000). Erityistuella on tarkoitus kattaa 92 % perinnebiotooppien hoitotavoitteesta (Salminen & Kekäläinen 2000).

Perinnebiotooppien hoidon erityistukeen sisältyvä pinta-ala on n. 25 000 hehtaaria (Karja 2004). Näistä kuivia ja tuoreita niittyjä on tilastojen mukaan ehkä n. 2 000 ha (ks. Karja 2004). Tilastoidut kuivien ja tuoreiden niittyjen pinta-alat ovat kuitenkin osoittautuneet selvästi todellista suuremmiksi (Schulman ym. 2006). Mahdollisesti todellinen ala on n. puolet tilastoidusta, jolloin erityistuella hoidettujen tuoreiden ja kuivien niittyjen ala olisi vain noin kymmenesosa tavoitteesta.

Tämän tutkimuksen tavoite oli selvittää nautakarjan laidunnuksen vaikutusta putkilokasveihin, erityistuen toimivuutta niittyjen hoidossa ja erityistuella aloitetun karjan laidunnuksen onnistumista tuoreiden niittyjen kunnostamisessa. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää miten ympäristötuella uudelleen aloitettu laidunnus vaikuttaa kasvilajiston monimuotoisuuteen (mitattuna lajimäärinä) ja yksittäisten, erityisesti laidunnuksesta hyötyvien, niitylajien esiintymiseen ja runsauteen tuoreilla niityillä sekä missä määrin uudelleenlaidunnukseen otettujen niittyjen eliölajikoostumus oli muuttunut tavoiteltuun suuntaan.

Tutkimus on jatkoa vuosina 1999–2000 tehdyille tutkimuksille. Näissä tutkimuksissa verrattiin keskenään kolmea hoidoltaan erilaista tuoreiden niittyjen tyyppiä. Tulosten perusteella uudelleenlaidunnukseen otetuilla tuoreilla niityillä lajikoostumus ja lajimäärät olivat jatkuvasti laidunnuksessa olleiden ja umpeenkasvavien niittyjen väliltä (Pykälä 2003, 2004, 2005, Pykälä ym. 2008). Tutkimus osoitti erityistuella uudelleenlaidunnukseen otetuilla niityillä toivotun suuntaisia kasvillisuusmuutoksia ja lajimäärän lisääntymistä (Pykälä 2003, 2004, Pykälä ym. 2007). Tuoreiden niittyjen kunnostus erityistuen avulla oli edistynyt keskimäärin kohtalaisen hyvin ja oli verrattavissa edistymiseltään ulkomaisissa tutkimuksissa saatuihin tuloksiin (Pykälä 2003).

Tutkimuksessa havaittiin kuitenkin monien niittyjen hoidon laadussa ongelmia, joiden takia kunnostus ei ollut edennyt tavoitteen mukaisesti ja kunnostuksen onnistuminen vaikutti epävarmalta. Ongelmista keskeisimmät olivat liian alhainen laidunnuspaine ja rehevöityminen lisärehunannon takia (Pykälä 2003, Pykälä ym. 2007). Tutkimus osoitti erityistuella tapahtuvan hoidon potentiaalisesti tehokkaaksi tavaksi hoitaa tuoreita niittyjä, mikäli hoidon laatuun liittyvät ongelmat saadaan ratkaistua.



## Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusalue

Tutkimukseen sopivia tuoreita niittyjä etsittiin ensisijaisesti (1) valtakunnallisessa perinnemaisemakartoituksessa arvokkaiksi Varsinais-Suomessa (Lehtomaa 2000) tai Uudellamaalla (Pykälä & Bonn 2000) todetuista tuoreista niityistä ja (2) perinnebiotooppien hoidon erityistuen avulla laidunnukseen otetuista niityistä. Näitä täydennettiin tarvittaessa etsimällä lisäkohteita tutkimukseen sopiviksi todettujen lähistöltä. Tutkimuksen aloittamisvuosina 1999-2000 kaikkien uudelleen aloitettujen laitumien lisäksi useimmat vanhat laitumet saivat perinnebiotooppien hoidon erityistukea.

Tutkimus toteutettiin 36 tuoreella niityllä, joista pääosa sijaitsi Varsinais-Suomessa ja muutama Uudenmaan länsiosassa. Kukin niitty tutkittiin kaksi kertaa, ensimmäisen kerran vuonna 1999 tai 2000 ja toisen kerran vuonna 2004.

Tutkimukseen valittiin vuosina 1999 ja 2000 yhtäläinen määrä kolmenlaisia, laidunhistorian suhteen toisistaan eroavia tuoreita niittyjä: (1) vanhat laitumet, joilta on tiedossa vähintään kymmenien

vuosien laidunnushistoria (n = 6 vuonna 1999 ja n = 6 vuonna 2000), (2) hylätyt entiset laitumet, joilla laidunkäyttö päättyi vähintään 10 vuotta aiemmin (n = 6 vuonna 1999 ja n = 6 vuonna 2000) ja (3) uudelleenaloitetut laitumet, joilla laidunnus oli alkanut noin 5 vuotta (vaihteluväli 3–8 vuotta) aiemmin vähintään 10 vuotta kestäneen tauon jälkeen (n = 6 vuonna 1999 ja n = 6 vuonna 2000) (Pykälä ym. 2007). Ainoastaan puuttomina tai lähes puuttomina säilyneitä niittyjä otettiin mukaan tutkimukseen. Tämä siksi, että niitylajien tiedetään häviävän metsittymisen myötä, mutta niitylajien säilyminen hoidon loputtua avoimina pysyneillä niityillä tunnetaan puutteellisesti. Kaikki tutkimusalueet olivat nykyisiä tai entisiä nautakarjan laitumia. Muutamat tutkimusalueet ovat pääosin tai osin entisiä peltoja. Parilla niityllä laidunhistoria on jossain määrin epäselvä eikä ole varmaa, että ne kuuluvat siihen laidunryhmään, johon ne on tässä tutkimuksessa sijoitettu. Ne saattavat sijoitua laidunhistorialtaan kahden ryhmän väliin.

Vuonna 1999 kaikki 18 tutkittua niitykohdetta sijaitsivat Someron Häntälän notkojen valtakunnallisesti arvokkaalla perinnemaisema-alueella (kuva 1), joka muodostaa suurimman jäljellä ole-

van tuoreiden niittyjen esiintymän koko maassa (Kontula ym. 2000). Vuonna 2000 tutkitut 18 niittyä sijaitsivat Lounais-Suomen sisäosissa laajemmalla Paimionjokilaakson ja Karkkilan rajaamalla 30 x 100 km<sup>2</sup> alueella (kuva 1). Häntälän notkojen tutkimuskohteiden pinta-ala vaihteli välillä 0,29–1,31 ha, kun taas muut tutkimuskohteet olivat 0,25 ha kokoisia. Tutkimusalue pyrittiin sijoittamaan, mikäli mahdollista, niityn keskelle mahdollisimman neliön muotoisesti, jyrkimmälle rinteelle ja niin ettei maanvyörymiä ollut tutkimusalueella.

Pääosa tutkituista niityistä sijaitsee lounaisen Suomen savikkoalueiden jokivarsien eteläisiin ilmansuuntiin avautuvilla rinneniiytyillä, joilla rinteiden jyrkkyys tyypillisesti vaihteli viiden ja 20 asteen välillä. Yksittäisiä tutkimusniittyjä sijaitsi myös loivalla rinteellä ja hiekka- tai moreenipohjaisella maaperällä.

Laiduneläin oli vuonna 2004 (kuten vuosina 1999–2000) kaikilla laidunnetuilla niityillä nauta. Kahdella niityllä oli kuitenkin nautojen lisäksi yksi hevonen. Useimmilla laitumilla oli hiehoja, joillakin vasikoiden kanssa. Muutamilla niityillä pidettiin lihakarjaa.

Kaikki tutkimusniityt kahta lukuun ottamatta olivat yksityisten maanomistajien omistuksessa. Tutkimusniityt eivät sijaitse luonnonsuojelulain mukaisesti perustetulla luonnonsuojelualueella, mutta noin 2/3 kohteista sisältyy Natura 2000-verkostoon.

Vuoden 2004 tutkimuksessa selvitettiin vain niittyjen kasvillisuutta ja laidunnuspainetta, koska ei ollut voimavaroja selvittää maankäytön muutoksia vuosien 1999–2004 välillä maanomistajahaastatelluin. Lisäksi resurssien puutteen takia laidunnuksen voimakkuus laidunkauden lopulla jäi myös tutkimatta.

## Kasviaineisto

Kunkin tutkimusalueen kasvillisuus tutkittiin kesäkuun lopun ja elokuun lopun välisenä aikana. Käynnit kullakin niityllä pyrittiin ajoittamaan mahdollisimman samaksi eri tutkimuskerroilla. Kullekin niitylle arvottiin 15 neliömetriruutua. Ruuduilta arvioitiin jokaisen kasvilajin peittävyys (prosentteina), kasvillisuuden kokonaispeittävyys, pohjakerroksen ja karikkeen peittävyys, alle 10 cm korkeaksi syödyn kasvillisuuden osuus ja kasvillisuuden keskikorkeus sekä kostean niityn osuus.

Koko tutkimusalueelta selvitettiin v. 1999 kasvilajien esiintyminen. Vuosina 2000 ja 2004 kasvilajien runsaus koko tutkimusalueelta arvioitiin käyttäen 9-asteikkoa: 1 = < 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 %. Tämä asteikko noudattaa

muutoin Kalliolan (1973:44) niityille suosittellemaa 7-asteikkoa, mutta alle kahden prosentin peittävyys on jaettu kolmeen luokkaan.

Vuonna 1999 maastotyöt suoritti Henna Seppälä. Vuonna 2000 maastotyöt suorittivat Heidi Lyytikäinen ja Juha Pykälä ja vuoden 2004 maastotyön suoritti pääosin Ritva Kemppainen ja muutamien kohteiden osalta Juha Pykälä.

Tilastollisissa analyyseissä tarkasteltiin koko lajiston lisäksi neljää, osin päällekkäistä, lajiryhmää: niitylajit, positiiviset indikaattorilajit, negatiiviset indikaattorilajit ja harvinaiset lajit. Niitylajit ja indikaattorilajit ovat Pykälän (2001) mukaisia. Niitylajit ovat lajeja, jotka ovat olleet luonteenomaisia kuiville ja tuoreille niityille. Positiiviset indikaattorilajit ilmentävät niityn luonnon monimuotoisuuden kannalta hyvää laatua. Positiivisiksi indikaattorilajeiksi luettiin tässä lajit, joilla on jo niukkana esiintyessään myönteistä indikaattoriarvoa. Negatiiviset indikaattorilajit ilmentävät niityn huonoa laatua, ja niiden runsastuminen indikoi laadun heikentymistä. Negatiivisiksi indikaattorilajeiksi luettiin tässä lajit, joilla on melko runsaina tai runsaina esiintyessään voimakas kielteinen indikaattoriarvo. Harvinaisina pidettiin alkuperäisiksi tai muinaistulokkaiksi luokiteltuja lajeja, jotka ovat Retkeilykasviossa (Hämet-Ahti ym. 1998) merkitty pienellä ympyrällä Varsinais-Suomen tai Hämeen eliömaakunnissa.

## Tilastolliset analyysit

Lajimäärien (kaikki lajit, niitylajit, indikaattorilajit, harvinaiset lajit) ja ympäristömuuttujien eroja vuosien 1999–2000 ja 2004 välillä tutkittiin Wilcoxonin testillä. Eroja tutkittiin sekä tutkimusaloilla että neliömetriruuduilla (niittykohtaiset keskiarvot 15 neliömetriruudulta).

Lisäksi negatiivisten indikaattorilajien keskimääräistä kokonaispeittävyttä neliömetrillä sekä negatiivisten indikaattorilajien kokonaispeittävyttä jaettuna positiivisten indikaattorilajien kokonaispeittävytydellä vuosien 1999–2000 ja 2004 välillä testattiin Wilcoxonin testillä.

Tutkimusalojen kasvillisuuden (putkilokasvien peittävyys) koostumusta ja koostumuksen muutosta tutkimusajankohtien välillä (1999–2000 vs. 2004) tutkittiin ei-parametrisen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla (McCune & Mefford 1999). Menetelmällä voidaan esittää tutkimusalojen kasvillisuus eri ajankohtina samassa ordinaatiokuvassa, josta voidaan tarkastella kasvillisuuden muutosta kohteittain tutkimusvuosien välillä. Etäisyysmittana oli Bray-Curtisin samankaltaisuusindeksi.

## Tulokset

### Hoitotilanne

Vuonna 2004 seitsemän niityn hoitotilanne oli muuttunut aiempaan tutkimuskertaan verrattuna. Kahdella jatkuvalla laitumella laidunnus oli loppunut, kahdella uuslaitumella laidunnus oli loppunut ja kahdella umpeenkasvavalla niityllä laidunnus oli aloitettu uudelleen. Yhdestä umpeenkasvavasta niitystä kolmannes oli aidattu laitumen sisään ja laitumen ulkopuoliselta osalta löytyi niittoainekasvoja, joten tätä osaa oli ilmeisesti edellisenä vuonna niitetty. Lisäksi kahdella umpeenkasvavalla niityllä aidat näyttivät niin hyväkuntoisilta, että niittyjä lienee laidunnettu jossain vaiheessa vuosien 1999–2004 välissä, mutta tutkimusvuonna (ja luultavasti edellisenä vuonna) niitä ei oltu laidunnettu. Laidunnus oli loppunut Rekijokilaakson ulkopuolella olevilla niityillä ja uudelleen alkanut Rekijokilaaksossa olevilla niityillä.

Yhdellä vanhalla laitumella oli melko runsaasti lisärehua, ja laidun oli peltolaitumen yhteydessä. Tämä oli johtanut kasvillisuuden rehevöitymiseen ja lajitiheyden laskuun verrattuna edelliseen tutkimusajankohtaan.

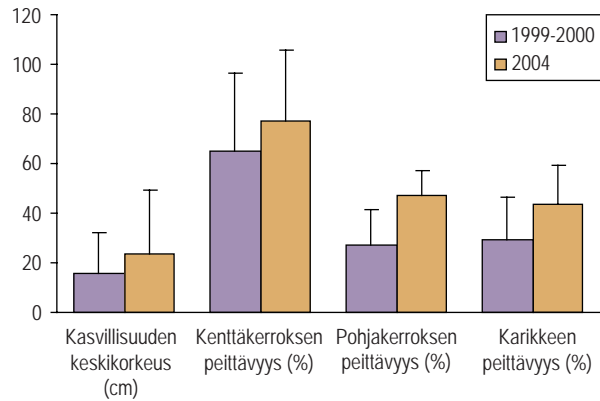
Laidunnuksen aloittamisajankohta oli varsin erilainen eri alueilla. Muutamilla niityillä laidunnus oli aloitettu toukokuun lopulla tai kesäkuun alussa, mutta osalla laidunnus ei ollut vielä alkanut heinäkuun alussa tai heinäkuun puolivälissä.

### Laidunnuspaine

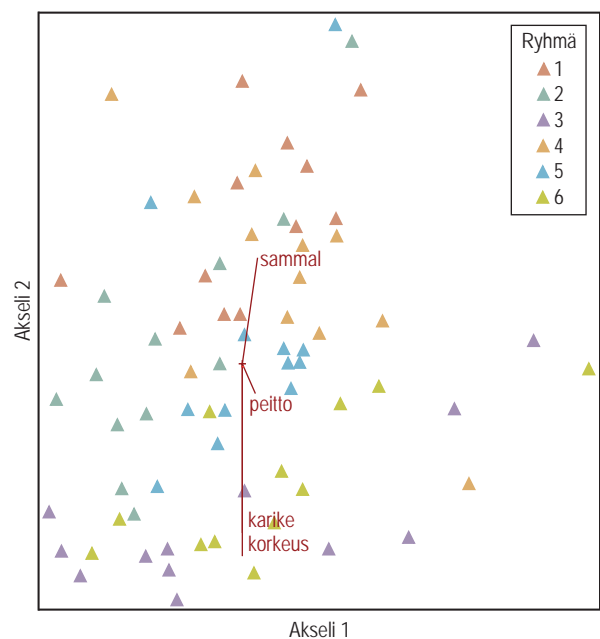
Monilla niityillä laidunnuspaine oli v. 2004 alhainen ja muutamilla laidunnusta ei oltu vielä aloitettu tutkimusajankohtana. Näillä alueilla oli yleensä myös runsaasti kariketta, mikä viittaa siihen, että laidunnuspaine oli ollut liian alhainen myös edellisenä vuonna.

Kasvillisuuden keskikorkeus oli v. 2004 vanhoilla laitumilla 23,4 cm, uudelleen laidunnuksen oteuilla niityillä 29,0 cm ja umpeenkasvavilla niityillä 46,0 cm. Karikkeen määrä oli varsin vaihteleva eri laitumilla. Pohjakerroksen peittävyys oli vanhoilla laitumilla 47,2 %, uuslaitumilla 34,9 % ja umpeenkasvavilla niityillä 6,7 %. Pohjakerros koostui lähes kokonaan sammalista. Jäkälä oli niityillä hyvin niukalti tai ei laisinkaan.

Jälkimmäisellä tutkimuskerralla (v. 2004) kasvillisuuden keskikorkeus, kenttäkerroksen peittävyys, pohjakerroksen peittävyys ja karikkeen peittävyys olivat suuremmat kuin vuosina 1999–2000 (kuva 2). Tilastollisesti merkitsevä ero oli kuitenkin vain pohjakerroksen peittävyyden (eli sammalten peittävyyden) osalta ( $p=0,023$ ).



**Kuva 2.** Neliömetrin kasviryuduilta mitattujen ympäristömuuttujien keskiarvot (ja keskihajonnat) vuosina 1999–2000 ja 2004.



**Kuva 3.** Ei-metrinen moniulotteinen skaalaus (NMDS) kasvillisuuden mukaan (kasvilajien keskimääräinen peittävyys neliömetriaruuduilla kullakin niityllä). Niityt jaoteltu tutkimusajankohdan (1999–2000 tai 2004) ja tyyppin mukaan. Lajistokoostumuksen kanssa voimakkaasti korreloivien ympäristömuuttujien vaihteluun: karike = karikkeen peittävyys, korkeus = kasvillisuuden keskikorkeus, peitto = kenttäkerroksen peittävyys, sammal = pohjakerroksen peittävyys. Kolmion värin kertoo mihin ryhmään niitty kuuluu: 1 = vanha laidun 1999–2000, 2 = uusi laidun 1999–2000, 3 = umpeenkasvava niitty 1999–2000, 4 = vanha laidun 2004, 5 = uusi laidun 2004, 6 = umpeenkasvava niitty 2004.

### Kasvillisuus

Moniulotteisessa skaalauksessa parhaaksi osoitautui kaksiulotteinen ratkaisu. Tutkitut kolme eri niittytyyppiä pääasiassa erosivat kasvillisuudeltaan ordinaatiokuvassa (kuva 3). Akseli 2 kuvastaa laidunnuksen voimakkuutta: laiduntamattomilla





Tuoreiden niittyjen monipuolinen kasvillisuus on kehittynyt karjan laidunnuksen ansiosta, eikä säily ilman sitä.

niityillä karikkeen peittävyys on korkea ja kasvillisuuden korkeus suuri, laidunnuspaineen kasvaessa sammalten peittävyys kasvaa.

Umpeenkasavat niityt erottuvat omaksi ryhmäkseen. Muutamat uuslaitumet sijoittuvat umpeenkasavien niittyjen ryhmän reunaosaan. Yksi vanha laidun sijoittuu jälkimmäisellä tutkimuskerralla umpeenkasavien joukkoon, koska laidunnus on siltä loppunut ja kasvillisuus on voimakkaasti muuttunut laidunnuksen loppumisen jälkeen.

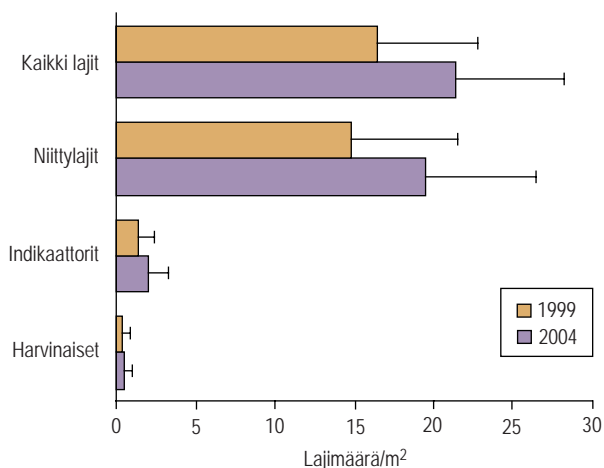
Jatkuvat laitumet ovat pääasiallisesti omana ryhmänään. Muutama uudelleenlaidunnukseen otettu niitty sijoittuu niiden joukkoon. Yksi uuslaidun sijoittuu ordinaatiossa oudosti. Se on molemmilla tutkimuskerroilla kakkosakselin suhteen vanhojen laidunten yläpuolella.

Uuslaitumet sijoittuvat yleensä vanhojen laidunten ja umpeenkasavien niittyjen väliin. Uuslaidunten sisällä muutokset ensimmäisen ja toisen tutkimuskerran välillä ovat aika vähäisiä. Arvot ykkösakselin suhteen ovat jälkimmäisellä tutkimuskerralla korkeampia. Toisaalta myös umpeenkasavilla niityillä ja jatkuvilla laitumilla ar-

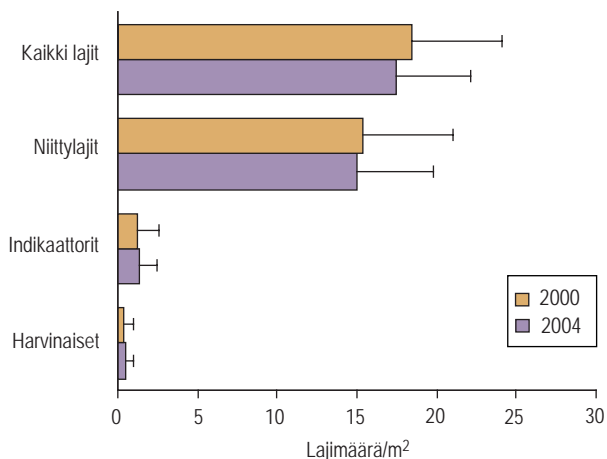
vot ykkösakselin suhteen ovat keskimäärin jossain määrin suurempia jälkimmäisellä tutkimuskerralla. Uudelleenlaidunnukseen otetuilla niityillä kasvillisuus ei ole muuttunut tutkimuskertojen välillä kohti jatkuvia laitumia. Ainoastaan yhden uudelleenlaidunnukseen otetun niityn osalta muutos kohti jatkuvia laitumia tutkimusajankohtien välillä on ollut ordinaation tuloksen mukaan havaittava. Uudelleenlaidunnukseen otetut niityt sijoittuvat jälkimmäisellä tutkimuskerralla vahvasti ordinaatiokuvan keskelle.

Negatiivisten indikaattorilajien keskimääräinen yhteispeittävyys ei eronnut vanhoilla laitumilla ( $p=0,695$ ), uusilla laitumilla ( $p=0,638$ ) eikä umpeenkasavilla niityillä ( $p=0,084$ ) ensimmäisen ja toisen tutkimuskerran välillä. Se ei myöskään eronnut verrattaessa ensimmäisen ja toisen tutkimuskerran osalta erikseen ensimmäisen kerran vuonna 1999 ja vuonna 2000 tutkittuja niittyjä.

Sen sijaan negatiivisten indikaattorilajien yhteispeittävyys jaettuna positiivisten indikaattorilajien yhteispeittävyydellä oli tilastollisesti merkitsevästi pienempi jälkimmäisellä tutkimuskerralla uuslai-



**Kuva 4.** Putkilokasvien (kaikki lajit, niitylajit, positiiviset indikaattorilajit, harvinaiset lajit) keskimääräinen lajimäärä (ja keskihajonta) neliometrillä vuosina 1999 ja 2004 tutkituilla niityillä.



**Kuva 5.** Putkilokasvien (kaikki lajit, niitylajit, positiiviset indikaattorilajit, harvinaiset lajit) keskimääräinen lajimäärä (ja keskihajonta) neliometrillä vuosina 2000 ja 2004 tutkituilla niityillä.

tumilla ( $p=0,006$ ). Vanhoilla laitumilla ja umpeenkasvavilla niityillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa.

## Lajimäärät

Tutkittujen niittyjen kokonaislajimäärä vuonna 2004 oli 272 (vanhat laitumet 211, uudet laitumet 205, umpeenkasvavat niityt 189). Lajimäärä, niitylajien määrä, positiivisten indikaattorilajien määrä ja harvinaisten lajien määrä neliometrillä (lajitiheys) olivat korkeimmat vanhoilla laitumilla ja alhaisimmat umpeenkasvavilla niityillä.

Tutkittujen niittyjen keskimääräinen lajimäärä neliometrillä oli jonkin verran korkeampi vuonna 2004 kuin aiemmalla tutkimuskerralla vuosina

**Taulukko 1.** Uuslaitumien keskimääräiset lajimäärät neliometrillä. Mukana ovat ne uuslaitumet ( $n=10$ ), joita laidunnettiin vuonna 2004.

Vuonna 1999 ensimmäisen kerran tutkitut niityt		
	1999	2004
Kokonaislajimäärä	15,53	20,63
Niitylajimäärä	13,44	18,74
Indikaattorilajien määrä	1,47	2,12
Harvinaisten lajien määrä	0,31	0,48
Vuonna 2000 ensimmäisen kerran tutkitut niityt		
	2000	2004
Kokonaislajimäärä	18,60	17,70
Niitylajimäärä	14,07	14,30
Indikaattorilajien määrä	0,42	0,75
Harvinaisten lajien määrä	0,01	0,17

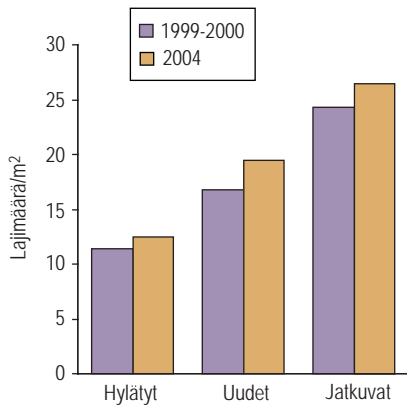
1999–2004, mikä johtui Rekijokilaakson niittyjen korkeammasta lajimäärästä jälkimmäisellä tutkimuskerralla (kuvat 4 ja 5).

Vertailtaessa lajimäärää neliometriruuduilla vuosina 1999 ja 2004 tutkituilla niityillä (eli Someron Rekijokilaaksossa tutkitut niityt) kokonaislajimäärä (16,47 vs. 21,33,  $p<0,001$ ), niitylajien määrä (14,77 vs. 19,47,  $p<0,001$ ), positiivisten indikaattorilajien määrä (1,34 vs. 1,99,  $p = 0,001$ ) ja harvinaisten lajien määrä (0,39 vs. 0,53,  $p = 0,014$ ) olivat tilastollisesti merkitsevästi korkeammat jälkimmäisellä. Sen sijaan verrattaessa lajimäärää neliometriruuduilla vuosina 2000 ja 2004 tutkituilla niityillä (eli muualla kuin Someron Rekijokilaaksossa tutkitut niityt) kokonaislajimäärä (18,44 vs. 17,49,  $p = 0,528$ ), niitylajien määrä (15,31 vs. 14,95,  $p = 1,0$ ), positiivisten indikaattorilajien määrä (1,28 vs. 1,37,  $p = 0,136$ ) ja harvinaisten lajien määrä (0,39 vs. 0,44,  $p = 0,609$ ) eivät eronneet toisistaan.

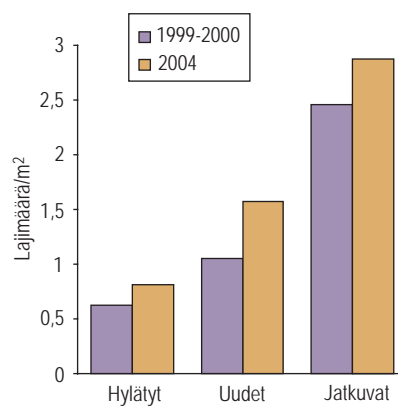
Tarkasteltaessa lajimäärää tutkimusalueella kokonaislajimäärä, niitylajien määrä, positiivisten indikaattorilajien määrä ja harvinaisten lajien määrä olivat kaikissa tapauksissa korkeimmat vanhoilla laitumilla ja alhaisimmat umpeenkasvavilla niityillä. Keskimääräinen kokonaislajimäärä oli jatkuvasti laidunnetuilla niityillä 87,5, uudelleen laidunnukseen otetuilla niityillä 81,8 ja umpeenkasvavilla niityillä 67,7 lajia.

Lajimäärä, niitylajien määrä, positiivisten indikaattorilajien määrä ja harvinaisten lajien määrä vanhoilla laitumilla, uusilla laitumilla ja umpeenkasvavilla niityillä eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi ensimmäisen ja toisen tutkimuskerran välillä.

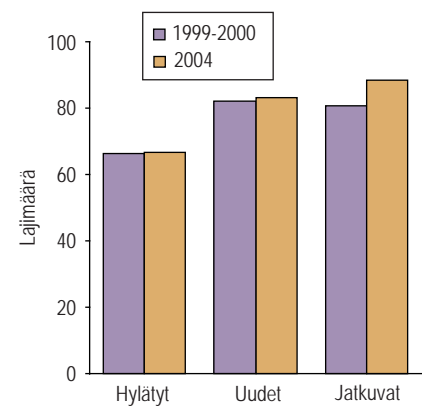
Useilla niityillä kokonaislajimäärä oli muuttunut huomattavasti. Suurimmat muutokset olivat yleensä tapahtuneet Rekijokilaaksossa, jossa lajimäärä oli selvästi noussut muutamilla niityillä, kahdella niityllä jopa 40–60 %. Näistä toinen oli



**Kuva 6.** Putkilokasvien keskimääräinen lajimäärä neliömetrillä jatkuvasti laidunnetuilla, uudelleen laidunukseen otetuilla ja hylätyillä tuoreilla niityillä 1999–2000 ja 2004. Mukana ovat ne niityt, joiden laidunnusluokka ei ole muuttunut tutkimusajankohtien välillä.



**Kuva 7.** Positiivisten indikaattorikasvien keskimääräinen lajimäärä neliömetrillä jatkuvasti laidunnetuilla, uudelleen laidunukseen otetuilla ja hylätyillä tuoreilla niityillä 1999–2000 ja 2004. Mukana vain ne niityt, joiden laidunnusluokka ei ole muuttunut tutkimusajankohtien välillä.



**Kuva 8.** Putkilokasvien keskimääräinen lajimäärä tutkimusaloilla jatkuvasti laidunnetuilla, uudelleen laidunukseen otetuilla ja hylätyillä tuoreilla niityillä 1999–2000 ja 2004. Mukana vain ne niityt, joiden laidunnusluokka ei ole muuttunut tutkimusajankohtien välillä.

vasta laidunnuksen otettu, ensimmäisellä tutkimuskerralla umpeenkasvava niitty sekä toinen jatkuvasti laidunnuksessa ollut niitty. Rekijokilaakson ulkopuolella suurin muutos oli niityllä, jolla kokonaislajimäärä oli ollut kaikkein korkein ensimmäisellä tutkimuskerralla (132 lajia). Sillä oli laidunnus loppunut, ja kokonaislajimäärä oli v. 2004 enää 108 lajia (mikä oli silti kolmanneksi korkein kaikista tutkimusniityistä).

Jos tarkasteluun otetaan vain sellaiset niityt, joiden käyttö ei ole muuttunut (so. molemmilla tutkimuskerroilla joko laidunnettu tai laiduntamaton), jää jäljelle kymmenen vanhaa laidunta, kymmenen uuslaidunta ja yhdeksän hylättyä laidunta. Lajimäärän muutos neliömetrillä oli samankaltainen vanhoilla laitumilla ja uuslaitumilla (taulukko 1, kuva 6). Jälkimmäisellä tutkimuskerralla lajitiheys neliömetrillä oli 2,14 lajia korkeampi vanhoilla laitumilla, 2,60 lajia korkeampi uuslaitumilla ja 1,14 lajia korkeampi umpeenkasvavilla niityillä.

Positiivisten indikaattorilajien lajitiheydessä muutokset olivat samankaltaisia kuin kaikkien lajien (kuva 7). Lajitiheydet olivat selvästi nousseet vuonna 1999 Rekijokilaaksossa tutkituilla alueilla. Sen sijaan vuonna 2000 ensimmäisen kerran tutkituilla alueilla indikaattorilajien peittävytydessä ei ollut tapahtunut muutoksia.

Kokonaislajimäärä (kuva 8) niityillä ei eronnut tutkimusajankohtien välillä, vaikkakin se oli tilastollisesti lähes merkitsevästi suurempi jälkimmäisellä tutkimuskerralla vanhoilla laitumilla ( $n=10$ ) ( $p=0,053$ ).

## Lajit

Useiden kasvilajien esiintymistiheys (frekvenssi) neliometriä kohden oli v. 2004 korkeampi kuin v. 1999–2000 (taulukko 2). Voimakkaasti esiintymistiheyttä kasvattaneita lajeja olivat mm. niitynurmiikka (*Poa pratensis*), punanata (*Festuca rubra*), nurmiröllö (*Agrostis capillaris*), aholeinikki (*Ranunculus polyanthemos*) ja nurmitädyke (*Veronica chamaedrys*). Alhaisempi esiintymistiheys jälkimmäisellä tutkimuskerralla oli harvoilla kasveilla, lähinnä eräillä yksivuotisilla kasveilla (mm. nurmihärkki *Cerastium fontanum*, orvontädyke *Veronica serpyllifolia*, pihatatar *Polygonum aviculare* ja pillikkeet *Galeopsis spp.*) ja pelto-ohdakkeella (*Cirsium arvense*).

Muutoksia lajien frekvensseissä oli tapahtunut sekä vanhoilla ja uusilla laitumilla että umpeenkasvavilla niityillä.

Esiintymistiheyden muutos aiheutui siitä, että v. 1999 ensimmäisen kerran tutkituilla ruuduilla monen lajin frekvenssi oli jälkimmäisellä tutkimuskerralla (v. 2004) suurempi. Vastaavasti esiintymistiheyden lasku jälkimmäisellä tutkimuskerralla aiheutui v. 2000 tutkittujen ruutujen osalta alhaisemmasta esiintymistiheydestä vuonna 2004. Eräillä heinillä ja pukinjuurella (*Pimpinella saxifraga*) oli lievää esiintymistiheyden kasvua myös verrattaessa vuosia 2000 ja 2004. Muista lajeista poiketen ahdekaunokin (*Centaurea jacea*) ja juolavehnän (*Elymus repens*) esiintymistiheys kasvoi vuonna 2004 enemmän ensimmäisen kerran vuonna 2000 kuin vuonna 1999 tutkituilla kohteilla.

**Taulukko 2.** Kasvilajien esiintyminen uuslaitumilla sekä tutkituilla neliömetriruuduilla 1999–2000 ja 2004. Taulukosta on poistettu kaksi uuslaidunta, joiden laidunnus loppunut tutkimusvuosien välillä. Mukana lajit, jotka jompina kumpkana tutkimuskertana vähintään 20 ruudulla tai 7 niityllä tai ovat harvinaisia (ei puita ja pensaita).\* = negatiivinen indikaattorilaji, runsaana esiintyessään voimakas kielteinen indikaattoriarvo (Pykälä 2001).

	Neliömetriruudut (n=150) 1999–2000	2004	Niityt (n=10) 1999–2000	2004
<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämö	58	71	10	10
<i>Achillea ptarmica</i> , ojakärsämö*	9	6	7	7
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli	90	128	10	10
<i>Alchemilla</i> spp., poimulehdet	49	64	9	10
<i>Alopecurus pratensis</i> , nurmipuntarpää*	119	125	10	9
<i>Antriscus sylvestris</i> , koiranputki*	95	101	10	10
<i>Campanula patula</i> , harakankello	13	33	9	9
<i>Campanula rotundifolia</i> , kissankello	6	7	6	9
<i>Carex pallescens</i> , kalvassara	10	19	7	7
<i>Carex spicata</i> , hakarasara	4	16	8	8
<i>Centaurea jacea</i> , ahdekaunokki	28	37	9	9
<i>Cerastium fontanum</i> , nurmihärkki	42	36	8	7
<i>Chenopodium album</i> , jauhosavikka*	1	0	7	2
<i>Cirsium arvense</i> , pelto-ohdake*	49	30	9	9
<i>Dactylis glomerata</i> , koiranheinä*	22	39	5	5
<i>Deschampsia cespitosa</i> , nurmilauha	36	26	7	9
<i>Dianthus deltoides</i> , ketoneilikka	0	4	6	7
<i>Elymus repens</i> , juolavehnä*	59	66	10	9
<i>Epilobium adenocaulon</i> , amerikanhorsma*	2	2	9	6
<i>Equisetum arvense</i> , peltokorte	23	21	7	8
<i>Festuca pratensis</i> , nurminata*	34	43	8	9
<i>Festuca rubra</i> , punanata	106	134	10	10
<i>Filipendula ulmaria</i> , mesiangervo	30	27	10	10
<i>Galeopsis</i> sp., pillike*	23	3	8	7
<i>Galium boreale</i> , ahomatara	85	74	10	10
<i>Galium verum</i> , keltamatara	64	63	8	9
<i>Geranium sylvaticum</i> , metsäkurjenpolvi	30	29	9	10
<i>Geum rivale</i> , ojakellukka	5	6	10	10
<i>Hypericum maculatum</i> , särmäkuisma	3	9	8	8
<i>Lathyrus pratensis</i> , niittynätkelmä	99	113	10	10
<i>Leucanthemum vulgare</i> , päivänkakkara	2	6	5	9
<i>Myosotis arvensis</i> , peltolemmikki	21	36	8	8
<i>Phleum pratense</i> , nurmitähkiö	66	95	10	10
<i>Pimpinella saxifraga</i> , pukinjuuri	32	40	9	8
<i>Plantago major</i> , piharatamo*	17	17	6	7
<i>Poa pratensis</i> coll., niittynurmikka*	97	130	10	10
<i>Poa trivialis</i> , karheanurmikka	15	6	9	8
<i>Polygonum aviculare</i> , pihatatar*	14	1	8	5
<i>Ranunculus acris</i> , niittyleinikki	28	75	7	10
<i>Ranunculus auricomus</i> , kevätleinikki	86	98	10	10
<i>Ranunculus polyanthemos</i> , aholeinikki	48	76	9	9
<i>Ranunculus repens</i> , rönsyleinikki*	31	36	9	10
<i>Rumex acetosa</i> , niittysuolaheinä	40	54	8	10
<i>Rumex longifolius</i> , hevонhierakka*	7	3	10	10
<i>Stellaria graminea</i> , heinätähkimö	68	77	9	9
<i>Taraxacum</i> sp., voikukka*	108	124	10	10
<i>Trifolium medium</i> , metsäapila	103	104	10	9
<i>Trifolium pratense</i> , puna-apila	14	30	5	8
<i>Trifolium repens</i> , valkoapila*	63	82	9	10
<i>Tripleurospermum inodorum</i> , peltosaunio*	11	6	9	9
<i>Urtica dioica</i> , nokkonen*	10	8	10	10
<i>Veronica arvensis</i> , ketotädyke	20	18	4	5
<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke	64	88	10	10

	Neliömetriruudut (n=150) 1999–2000	2004	Niityt (n=10) 1999–2000	2004
<i>Veronica serpyllifolia</i> , orvontädyke	37	27	9	9
<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna	63	67	10	10
<i>Vicia sepium</i> , aitovirna	16	23	8	10
<i>Viola canina</i> , aho-orvokki	6	6	5	7
<i>Viola tricolor</i> , keto-orvokki	32	25	5	6
<b>Harvinaiset lajit</b>				
<i>Agrimonia eupatoria</i> , maarianverijuuri	0	1	2	2
<i>Ajuga pyramidalis</i> , kartioakankaali	0	1	1	1
<i>Allium oleracum</i> , nurmilaukka	2	0	2	0
<i>Avenula pubescens</i> , mäkikaura	9	12	5	5
<i>Carex disticha</i> , kahtaissara	0	0	1	1
<i>Centaurea phrygia</i> , nurmikaunokki	0	4	3	2
<i>Filipendula vulgaris</i> , sikoangervo	12	10	2	2
<i>Luzula campestris</i> , ketopiippo	0	2	0	1
<i>Primula veris</i> , kevätesikko	2	7	5	6
<i>Vicia tetrasperma</i> , mäkivirvilä	0	0	1	1

Valtakunnallisesti uhanalaisen kasvilajin esiintymiä oli vuosina 1999–2000 tutkimusniityillä 32 ja vuonna 2004 33. Vuonna 2004 keltamatar (*Galium verum*) oli ainoa tutkituilla niityillä havaittu uhanalainen laji (n=33). Vuosina 1999–2000 keltamatar havaittiin 31 tutkimusniityllä ja kevätsara (*Carex caryophylla*) yhdellä tutkimusniityllä. Kevätsara oli vuonna 2004 ilmeisesti hävinnyt ainoalta esiintymispaikaltaan, kun kasvupaikan päälle oli kasattu lisärehua.

Yhdeltä jatkuvasti laidunnuksessa olleelta niityltä löydettiin v. 2004 kansainvälisesti harvinainen *Moelleropsis nebulosa* -jäkälä, joka oli vastikään löydetty Suomelle uutena Lohjan seudun kalkkikalliokeidoilta (Pykälä 2007).

## Muutokset uuslaitumilla

Ympäristötuella uudelleen laidunnukseseen otettu ja niityjä tutkittiin vuosina 1999–2000 12. Näistä kahdella laidunnus oli kuitenkin loppunut vuoteen 2004 mennessä. Siten jäljelle jäi kymmenen uuslaidunta, joissa laidunnuksen aiheuttamaa kasvillisuuden muutoksia tutkimuskertojen välillä voidaan verrata.

Niitylajien määrä (p=0,022), indikaattorilajien määrä (p=0,013) ja harvinaisten lajien määrä (p=0,008) neliometrillä olivat jälkimmäisellä tutkimuskerralla tilastollisesti merkitsevästi korkeampia kuin ensimmäisellä tutkimuskerralla. Kokonaislajimäärässä ero oli lähes merkitsevä (p=0,074). Erot johtuivat korkeammista lajimääristä Rekijokilaaksossa jälkimmäisellä tutkimuskerralla (taulukko 1). Lajitiheys neliometrillä oli uuslaitumilla 2,69 lajia suurempi jälkimmäisellä tutkimuskerralla. Rekijokilaaksoson ulkopuolella uuslaidunten lajiti-

heys oli kuitenkin vähentynyt 0,9 lajia neliometrillä (mukana vain laidunnetut, n=4).

Negatiivisten indikaattorilajien kokonaispeittävydessä uuslaitumilla ei ollut tapahtunut muutosta tutkimusajankohtien välillä (vuosina 1999–2000 31,8 %, vuonna 2004 31,2 %; p=0,878).

Kaikkien lajien, niitylajien, indikaattorilajien ja harvinaisten lajien määrä koko tutkimusalueella ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi ensimmäisen ja toisen tutkimuskerran välillä.

Yksittäisten kasvilajien esiintymisessä ja esiintymistiheydessä oli tapahtunut uuslaitumilla huomattavan vähän muutoksia tutkimusajankohtien välillä (taulukko 3). Tilastollisesti merkitsevästi uuslaitumilla olivat runsastuneet vain niitynurmikka, niityleinikki (*Ranunculus acris*) ja hakarasaara (*Carex spicata*). Muutokset uuslaitumilla olivat samankaltaisia kuin muutokset vanhoilla laitumilla.

## Tulosten tarkastelu

### Laidunnuksen voimakkuuteen liittyvien ympäristötekijöiden muutokset

Laidunnuksen voimakkuuteen liittyvien ympäristötekijöiden muutokset eivät ole aivan yksiselitteisiä. Pohjakerroksen keskiyeittävyys oli jälkimmäisellä tutkimuskerralla suurempi kuin edellisellä, minkä perusteella voisi arvioida niityillä tapahtuneen positiivista muutosta. Sammalten peittävyys voi kuitenkin vaihdella suuresti vuosittaisen sääolojen mukaan niin, että kuivuus vähentää peittävyyttä (Ingerpuu & Kupper 2007). Näin ollen sammalten korkeampi keskiyeittävyys jälkimmäisellä tutkimuskerralla saattaa johtua sääoloista.

**Taulukko 3.** Lajit, joilla suurin muutos esiintymäruutujen määrässä vuosien 1999–2000 ja 2004 välillä. Esiintymäruutujen määrä vuonna 1999–2000 ja vuonna 2004 sekä muutos esiintymäruutujen määrässä. Lisäksi esitetään erikseen muutos esiintymäruutujen määrässä vuosien 1999 ja 2004 sekä vuosien 2000 ja 2004 välillä.

	<b>Yhteensä 1999–2000</b>	<b>2004</b>	<b>Muutos yht.</b>	<b>1999/2004</b>	<b>2000/2004</b>
<i>Poa pratensis</i> coll., niittynurmikka	347	464	117	78	39
<i>Festuca rubra</i> , punanata	375	475	100	88	12
<i>Agrostis capillaris</i> , nurmirölli	328	412	84	63	21
<i>Ranunculus polyanthemos</i> , aholeinikki	198	259	61	44	17
<i>Veronica chamaedrys</i> , nurmitädyke	254	312	58	48	10
<i>Ranunculus auricomus</i> , kevätleinikki	260	310	50	93	-43
<i>Pimpinella saxifraga</i> , ahopukinjuuri	129	176	47	27	20
<i>Ranunculus acris</i> , niittyleinikki	167	213	46	81	-35
<i>Campanula patula</i> , harakankello	40	84	44	43	1
<i>Phleum pratense</i> , nurmitähkiö	278	320	42	53	-11
<i>Elymus repens</i> , juolavehna	174	214	40	15	25
<i>Campanula rotundifolia</i> , kissankello	52	91	39	37	2
<i>Festuca pratensis</i> , nurminata	176	212	36	28	8
<i>Trifolium repens</i> , valkoapila	201	236	35	47	-12
<i>Myosotis arvensis</i> , peltolemmikki	33	66	33	31	2
<i>Centaurea jacea</i> , ahdekaunokki	116	147	31	8	23
<i>Vicia cracca</i> , hiirenvirna	266	294	28	15	13
<i>Anthriscus sylvestris</i> , koiranputki	301	329	28	16	12
<i>Trifolium pratense</i> , puna-apila	58	85	27	30	-3
<i>Taraxacum</i> sp., voikukka	334	361	27	37	-10
<i>Alopecurus pratensis</i> , nurmipuntarpää	415	442	27	30	-3
<i>Vicia sepium</i> , aitovirna	87	112	25	23	2
<i>Primula veris</i> , kevätesikko	25	49	24	22	2
<i>Carum carvi</i> , kumina	51	75	24	10	14
<i>Anemone nemorosa</i> , valkokuokka	22	46	24	35	-11
<i>Achillea millefolium</i> , siankärsämä	292	314	22	21	1
<i>Campanula glomerata</i> , peurankello	2	23	21	23	-2
<i>Leontodon autumnalis</i> , syysmaitiainen	98	88	-10	5	-15
<i>Galium boreale</i> , ahomatara	296	284	-12	-7	-5
<i>Poa trivialis</i> , karheanurmikka	27	11	-16	-2	-14
<i>Plantago major</i> , piharatamo	55	39	-16	0	-16
<i>Capsella bursa-pastoris</i> , lutukka	20	3	-17	0	-17
<i>Deschampsia cespitosa</i> , nurmilauha	107	89	-18	4	-22
<i>Galeopsis</i> spp, pillikkeet	54	33	-21	-19	-2
<i>Polygonum aviculare</i> , pihatatar	31	4	-27	-4	-23
<i>Cirsium arvense</i> , pelto-ohdake	188	147	-41	-34	-7
<i>Veronica serpyllifolia</i> , orvontädyke	118	73	-45	-5	-40
<i>Cerastium fontanum</i> , nurmihärkki	133	85	-48	-2	-46

Kasvillisuuden keskikorkeus, kenttäkerroksen kokonaispeittävyys ja karikkeen peittävyys olivat v. 2004 jonkin verran suuremmat kuin v. 1999–2000. Tämä saattaa johtua sääoloista tai viittaisi siihen, että keskimääräinen laidunnuspaine niityillä olisi hieman vähentynyt. Tulos on joka tapauksessa huolestuttava. Jo vuosien 1999–2000 tutkimusten keskeisiä johtopäätöksiä oli, että laidunnuspaine oli monella tutkimusniityllä riittämätön (Pykälä 2003, Pykälä ym. 2008).

### Lajimäärän muutokset 1999–2004

Tulokset osoittavat kesän sääolojen vaikuttavan voimakkaasti niittykasvillisuuteen ja lajimääriin. Vuonna 1999 oli kuiva kesä. Vuosina 2000 ja 2004 kesä oli selvästi sateisempi. Vuonna 1999 tutkituilla niityillä oli enemmän kasvilajeja toisella tutkimuskerralla vuonna 2004. Lajimäärät kasvoivat sekä jatkuvasti laidunnetuilla, uudelleen laidunnukseen otetuilla että umpeenkasvavilla niityillä. Sen sijaan ensimmäisen kerran vuonna 2000 tutkituilla niityillä lajimäärissä ei ollut eroa tutkimuskertojen välillä.



Pienikokoiset noidanlukot ovat uhanalaisia niittykasveja, jotka vaativat karjan laidunnuksen ylläpitämää matalaa kasvillisuutta. Kuvassa ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) ja ahonoidanlukko (*Botrychium multifidum*).

Suuret vuosittaiset vaihtelut ovat ominaisia niittyjen kasvilajien runsaudessa (Hopkins 1978, Fogelfors & Steen 1982, Stampfli 1995, Gigon 1997). Sateisina kesinä lajimäärät ovat korkeammat ja kasvillisuuden peittävyys suurempi kuin kuivina kesinä. Siten oli odotettua, että kuivaa kesää 1999 ja sateista kesää 2004 on vaikea verrata keskenään, ja että jälkimmäisenä kesänä lajimäärät ovat sääolojen vuoksi suuremmat.

Aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että niityn hoidon laatua ja kunnostuksen edistymistä voidaan paremmin tarkastella lajitiheyden (lajimäärä pienellä alalla) kuin niityn kokonaislajimäärän avulla (Pykälä 2003, Pykälä ym. 2008).

Lajimäärä neliometriä kohden lisääntyi suunnilleen samalla tavalla jatkuvasti laidunnetuilla kuin uudelleen laidunnukseen otetuilla niityillä. Tutkimusniittyjen lajimäärä oli kasvanut jatkuvasti laidunnetuilla alueilla muttei uuslaitumilla.

Vuosina 1999–2000 toteutetun tutkimuksen tulosten perusteella arvioitiin, että uudelleenlaidunnukseen otetuilla niityillä kasvien lajimäärä neliometriä kohti oli kasvanut noin lajin verran vuodessa (Pykälä 2003).

Vuosien 1999–2004 välillä uuslaitumien lajimäärä neliometriä kohden oli kasvanut 0,6 lajia vuodessa, mutta muutos johtui ilmeisesti pääosin sääoloista eli sateisesta kesästä 2004. Uuslaitumilla positiiviset muutokset olivat tapahtuneet Rekijoki-

laaksossa ja Rekijokilaakson ulkopuolella lajitiheys oli jopa hieman alhaisempi jälkimmäisellä tutkimuskerralla. Rekijokilaakson positiiviset muutokset johtuivat pääasiassa kesän sääoloista. Hoidon laatu uuslaitumilla oli ilmeisesti Rekijokilaaksossa jonkin verran parempi kuin muualla, joten positiiviset muutokset voivat olla joiltain osin laidunnuksen aiheuttamia.

### Kasvillisuuden muutokset 1999–2004

Tulosten tulkintaa vaikeuttaa se, että eräillä niityillä maankäyttö oli muuttunut tutkimusajankohtien välillä. Muutamilla vanhoilla ja uusilla laitumilla laidunnus oli loppunut. Muutama umpeenkasva-va niitty taas oli otettu laidunnuksen. Tämä tekee tulosten analysoinnista hankalaa.

Lisäksi vuonna 2004 laidunnuspainetta mitattiin vain kesän kasvikartoituksen yhteydessä. Tarkempi kuva laidunnuspaineesta saadaan, mikäli se mitataan myös laidunkauden lopulla syyskuun loppupuoliskolla. Moniulotteinen skaalaus pääosin erotti kolme tutkittua niittytyyppiä toisistaan. Osittainen päällekkäisyys johtuu ilmeisesti pääosin siitä, että muutamilla niityillä laidunnus on loppunut tai alkanut tutkimusajankohtien välillä, jolloin ryhmien väliset rajat ovat jossain määrin hämärtyneet. Uudelleenlaidunnukseen otetuilla niityillä kasvillisuus ei ollut muuttunut vuosien 1999–2004



Perinnebiotoopin kunnostus alkaa ylimääräisen puuston poistamisella. Jatkossa karja ylläpitää kohteen avoimuutta ja mahdollistaa niittykasvillisuuden leviämisen.

välillä kohti jatkuvasti laidunnettuja niittyjä, yhtä poikkeusta lukuun ottamatta.

Tämä tulos oli odottamaton, koska aiemmissa vuosina 1999–2000 tehdyissä tutkimuksissa uuslaitumien kasvillisuus oli selvästi jatkuvasti laidunnettujen ja umpeenkasvavien niittyjen väliltä (Pykälä 2003, 2005), mikä osoitti laidunnuksen uudelleenaloittamisen vaikuttaneen merkittävästi kasvillisuuteen.

Suurimmalla osalla jatkuvasti laidunnettuja niittyjä havaittiin ensimmäisellä tutkimuskerralla rehevöitymisestä johtuvaa lajiston köyhtymistä ja keskimääräiset lajimäärät olivat myös vanhoilla laitumilla alhaisempia kuin niiden olisi voinut olettaa olevan hyvässä hoidossa olevilla niityillä (Pykälä 2003, Pykälä ym. 2008). Ympäristötuen rehevöittävä laidunnus on kielletty. Siten hoidon laadun tulisi olla parantunut ympäristötuen ansiosta ja tämän tulisi näkyä kasvillisuuden muutoksena ja



rehevöitymistä indikoivien lajien niukkenemisena. Negatiivisten indikaattorilajien kokonaispeittävyys ei kuitenkaan ole tapahtunut muutosta jatkuvasti laidunnetuilla niityillä tutkimusajankohtien välillä. Tämä viittaisi siihen, että hoidon laatu ei ole parantunut tutkimusajankohtien välillä.

Negatiivisten indikaattorilajien kokonaispeittävyys ei ollut tapahtunut muutoksia tutkimusajankohtien välillä millään kolmesta niitytyypistä. Uuslaitumillakin kokonaispeittävyys oli varsin samanlainen eri tutkimusajankohtina. Tämä viittaa siihen, että hoidon laatu oli keskimäärin epätydyttävä uuslaitumilla ja negatiivisten indikaattorilajien liian hyvä menestyminen johtaa siihen, että huomionarvoinen niitylajisto ei useinkaan pysty runsastumaan. Myöskään laidunnuspaineen osalta hoidon laatu ei ollut parantunut tutkimusajankoh- tien välillä.

## Tuoreiden niittyjen kunnostuksen edistyminen ympäristötuen avulla

Tutkimusniityt sijaitsevat pääasiassa jyrkillä pais- teisilla rinteillä, jotka soveltuvat erityisen hyvin niittyjen kunnostukseen (Pykälä ym. 2005). Siten sopivalla hoidolla niittyjen kunnostuksen voi olet- taan onnistuvan hyvin.

Aiemmat tulokset viittasivatkin siihen, että tuo- reiden niittyjen kunnostus vuosien 1995–2000 välil- lä maatalouden ympäristötuen perinnebiotooppien hoidon erityistuen avulla oli edennyt kohtalaisen hyvin (Pykälä 2003). Niittyjen kasvillisuus oli jo muutamassa vuodessa muuttunut selvästi toivot- tuun suuntaan eli kohti jatkuvasti laidunnettuja niittyjä. Tutkimuksessa havaittiin kuitenkin useita ongelmia niittyjen hoidon laadussa, jotka heikensi- vät kunnostuksen edistymistä (Pykälä 2003, Pykälä ym. 2008). Näistä keskeisimmät olivat riittämätön laidunnuspaine ja niittyjen rehevöityminen.

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella kasvil- lisuus ei juurikaan ollut elpynyt vuosien 1999–2004 välillä. Tutkimusajankohtien väliset erot johtuivat pääasiassa sääolosuhteista eivätkä maankäytön muutoksista.

Hoidon mahdolliset vaikutukset ovat peittyneet sääolojen vaikutusten alle. Tämä viittaa siihen, että hoidosta aiheutuneet muutokset uuslaitumilla ovat olleet vähäisiä. Kasvilajimäärän nousu tutkimus- ajankohtien välillä johtuu pääosin tai kokonaan kesien sateisuuden välisistä eroista.

Niittyjen kasvillisuuden muutokset ovat suhteellisen hitaita (Gibson & Brown 1992, Kotiluoto 1998, Lindborg & Eriksson 2004). Yksi syy tähän on se, että lajit leviävät niityille suhteellisen hitaasti (Eriksson 1996, 2000). Tällöin muutosta niittyjen kasvilajimäärässä ei välttämättä tapahdu lyhyel-

lä aikavälillä (< 10 vuotta), vaikkakin tutkimus- niityillä kasvilajimäärä oli noussut jo viidessä vuodessa laidunnuksen uudelleenaloittamisen jälkeen (Pykälä 2003). Sen sijaan ympäristöolojen muuttumisen tulisi aina näkyä jo niityillä olevien kasvien runsaussuhteiden muuttumisena. Tämä tarkoittaa sitä, että kasvillisuuskoostumuksen ko- konaisuudessaan tulee muuttua sekä positiivisten indikaattorilajien tulee runsastua ja negatiivisten indikaattorilajien niukentua.

Tässä tutkimuksessa uuslaitumien kasvillisuus- koostumus vuosien 1999–2004 välillä ei ollut juu- rikaan muuttunut. Positiivisten indikaattorilajien esiintymisen osalta oli havaittavissa lievä muutos parempaan suuntaan. Sen sijaan negatiivisten in- dikaattorilajien kokonaispeittävyys oli varsin sa- manlainen eri tutkimusajankohtina.

Vuonna 2004 niittyjen laidunnuksen laadusta tai muusta maankäytöstä ei kerätty yksityiskohtaisia tietoja. Siten syyt odotettua heikompaan hoitotu- lokseen ovat osin epäselviä. Monilla niityillä lai- dunnuspaine oli alhainen. Liian alhainen laidun- nuspaine on ilmeisesti keskeinen syy siihen miksi uudelleen laidunnukseen otetuilla niityillä kasvi- lajien määrä ei ole lisääntynyt ja lajikoostumukses- sa oli tapahtunut vain melko vähäisiä muutoksia. Toinen keskeinen syy on niittyjen rehevöityminen. Rehevöitymisen merkityksen selvittämiseksi ni- tyillä olisi pitänyt käydä useana vuonna useam- pia kertoja kesässä sekä selvittää maanomistajilta laidunnuksen yksityiskohdat. Yhdellä niityllä oli merkkejä runsaasta lisärehun annosta. Kesä 2004 oli melko sateinen, joten lisärehun antaminen on todennäköisesti ollut vähäisempää kuin kuivina kesinä. Siten lisärehun antaminen voi olla ongelma useilla laitumilla. Viime aikaiset tutkimukset (Vir- kajärvi 2005, Virkajärvi ym. 2006) ovat osoittaneet, että kivennäisten mukana niityille voi kulkeutua runsaasti fosforia. Kivennäisten annon määrästä ja vaikutuksista tutkimusniityillä ei ole tietoa. Kiven- näisten anto on potentiaalisesti keskeinen tekijä niittyjen kunnostuksen odotettua heikompaan edistymiseen. Lisäksi muutamit uuslaitumet ovat pääosin entisiä peltoja, joiden runsas ravinteisuus rajoittaa kasvillisuuden muutosta niittymäisem- mäksi.

Tulokset osoittavat maatalouden ympäristötuen perinnebiotooppien hoidon erityistuen toimineen odotettua heikommin tuoreiden niittyjen kunnos- tuksessa. Hoidon laatu oli monilla niityillä epätydy- dyttävä. Tulokset ovat samankaltaisia kuin muis- sakin hoidon laatua selvitellessä tutkimuksissa (Rauramo & Kekäläinen 2000, Schulman ym. 2006). Perinnebiotooppien hoidon tuki on silti toiminut hyvin verrattaessa sitä ympäristötuen muihin toi- menpiteisiin (Puurunen ym. 2004).

Perinnebiotooppien hoidon tuki on luontodirektiiviin sisältyvien perinnebiotooppityyppien ja NATURA-ohjelmaan kuuluvien perinnebiotooppien hoidon toteuttamisen pääasiallinen keino. Luontodirektiivin edellyttämä Natura-alueiden hoidon taso ei kuitenkin näytä toteutuvan perinnebiotooppien hoidon tuen avulla, vaan hoidon laatu on Natura-alueilla usein epätydyttävä. Näin ollen Natura-alueiden hoidon järjestämiseksi tarvitaan ympäristötuen ohella muita tukimuotoja.

## Johtopäätökset

Tuoreiden niittyjen kasvillisuutta tutkittiin kahdes- ti ympäristöohjelman (v. 2000–2006) aikana. Tämä osoittautui riittämättömäksi tutkimusintensiteettiä. Sääolot vaikuttivat voimakkaasti niittyjen kasvillisuuteen ja lajimääriin. Siksi kasvillisuutta olisi tarpeen tutkia joko vuosittain tai ainakin joka toinen vuosi, jotta kasvillisuuden muutokset voitaisiin luotettavasti havaita. Lisäksi niittyjen hoidon laadusta tarvittaisiin huomattavasti kerättyä tarkemmat tiedot, jotta hoidon laadun vaikutusta kasvillisuuteen voitaisiin analysoida. Hoidon laatua tulisi seurata useita kertoja kesässä, jotta laidunnuspaine saataisiin tarkoin määritettyä ja havaittisiin puutteet hoidon laadussa. Nyt tehdyllä tutkimusintensiteetillä tulosten tulkintaan liittyy epävarmuustekijöitä, pienempiä muutoksia ei voida havaita ja havaittujen muutosten syyt jäävät osittain epäselväksi.

Joka tapauksessa tulokset osoittavat hoidon laadussa olevan suurta vaihtelua eri niittyjen vä-

lillä, ja laatu oli monilla niityillä epätydyttävä. Laadun parantaminen on tarpeen useimmilla tutkimusniityillä. 8–13 vuotta sitten uudelleenlaidunnukseen otetuilla niityillä kasvillisuuden muutos näyttää hidastuneen tai jopa pysähtyneen tutkimusajankohtien (1999–2004) välillä. Tämä johtuu ilmeisesti puutteellisesta hoidon laadusta, etenkin riittämättömästä laidunnuspaineesta ja rehevöitymisestä. Nykyisellä hoidon laadulla niittyjen ennallistaminen ympäristötuen avulla ei ilmeisesti yleensä onnistu ja perinteisesti hoidetuille tuoreille niityille ominaista kasvillisuuskoostumusta ei ainakaan useimmilla alueilla saavuteta pitkänkään ajan kuluessa.

Perinnebiotooppien hoidolle asetetut määrälliset ja laadulliset kansalliset tavoitteet (Salminen & Kekäläinen 2000) eivät ole toteutuneet. Ympäristötuelle hoidossa olevien tuoreiden niittyjen ala on vain pieni osa tavoitteesta. Tässä kuten muissakin tutkimuksissa hoidon laatu on yleisesti osoittautunut epätydyttäväksi (Rauramo & Kekäläinen 2000, Schulman ym. 2006, Pykälä ym. 2008). Hoidon laatu ei näytä parantuneen tutkimusalueilla vuosien 1999–2004 välillä.

Hoidon puutteellisen laadun syyt on osoitettu useissa tutkimuksissa. Hoidon laadun parantaminen edellyttää ympäristötukijärjestelmän kehittämistä ja muuttamista luonnonhoitoa kannustavaksi. Viljelijäkoulutuksessa ja -neuvonnassa tulee kiinnittää nykyistä enemmän huomiota luonnon monimuotoisuuteen ja perinnebiotooppien hoidon perusteiden selvittämiseen sekä korostaa hoidon laadun merkitystä.

## Kirjallisuus

- Bakker, J. P. 1998: The impact of grazing on plant communities. Teoksessa: WallisDeVries, M. F., Bakker, J. P. & Van Wieren, S. E. (toim.) 1998: Grazing and conservation management. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. S. 137–184.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A. A., Baur, A., Erhardt, A. & Baur, B. 2005. Alterations of steppe-like grasslands in eastern Europe. A threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 19: 1606–1618.
- EEA 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. EEA report 1/2004: 1–26.
- Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77: 248–258.
- Eriksson, O. 2000. Seed dispersal and colonization ability of plants – assessment and implications for conservation. *Folia Geobotanica* 35: 115–123.
- Fogelfors, H. & Steen, E. 1982. Vegetationsförändringar under ett kvartssekel i landskapsvårdsförsök i Uppsalatrakten. – Naturvårdsverket Rapport. PM 1623. 51 s + 16 taulukkosivua.
- Gibson, C. W. D. & Brown, V. K. 1992. Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? *Journal of Applied Ecology* 29: 120–131.
- Gigon, A. 1997. Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion). *Phytocoenologia* 27: 275–287.
- Heliölä, J., Kuussaari, M., Pykälä, J. & Schulman, A. 2004. Luonnon monimuotoisuuden liittyvät ympäristötuen vaikutukset. Teoksessa M. Puurunen (toim.): Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu 1/2004. S. 146–169.
- Hopkins, B. 1978. The effects of the 1976 drought on chalk grassland in Sussex, England. *Biological Conservation* 14: 1–12.
- Huhta, A. P. & Rautio, P. 2005. Condition of semi-natural meadows in northern Finland today – do the classical vegetation types still exist? *Annales Botanici Fennici* 42: 81–93.

- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998. Retkeilykasvio. 4 painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo, Helsinki.
- Ingerpuu, N. & Kupper, T. 2007. Response of calcareous grassland vegetation to mowing and fluctuating weather conditions. *Journal of Vegetation Science* 18: 141–146.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Helsinki. 308 s.
- Kansallinen biodiversiteettitoimikunta 1997. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005. Suomen ympäristö 137: 1–189.
- Karja, M. 2004. Perinnebiotooppien hoidon, luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja maiseman kehittämisen ja hoidon toteutuminen 1995–2003. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 147 s.
- Kontula, T., Lehtomaa, L. & Pykälä, J. 2000. Someron Rekijokilaakson maankäytön historia, kasvillisuus ja kasvisto. Suomen ympäristö 306: 1–91.
- Kotiluoto, R. 1998. Vegetation changes in restored semi-natural meadows in the Turku Archipelago of SW Finland. *Plant Ecology* 136: 53–67.
- Lehtomaa, L. 2000. Varsinais-Suomen perinnemaisemat. *Egentliga Finlands vårdbiotoper. Alueelliset ympäristöjulkaisut* 160: 1–429.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12: 318–326.
- McCune, B. & Mefford, B.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Puurunen, M., Turunen, H., Knuutila, K. & Uusitalo, P. (toim.) 2004. Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisuja 1/2004: 1–272 + liitteet.
- Pykälä, J. 2000. Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conservation Biology* 14: 705–712.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495: 1–202.
- Pykälä, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211–2226.
- Pykälä, J. 2004. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175: 217–226.
- Pykälä, J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 109–117.
- Pykälä, J. 2007. Additions to the lichen flora of Finland. II. Calcareous rocks and associated soils in Lohja. *Graphis Scripta* (painossa).
- Pykälä, J. & Alanen, A. 2004. Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. S. 192–203.
- Pykälä, J. & Bonn, T. 2000. Uudenmaan perinnemaisemat. Ångar, hagmarker och skogsbeten i Nyland. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 178: 1–367.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. & Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25–33.
- Pykälä, J., Pöyry, J., Kuussaari, M. & Heikkinen, R. 2004. Perinnebiotooppien kasvi- ja eläinlajisto. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. S. 204–219.
- Pykälä, J., Pöyry, J., Mutanen T. & Kuussaari, M. 2008. Tuoreiden niittyjen kunnostus karjanlaidunnuksen avulla ja vaikutukset eri eliöryhmiin. Teoksessa: Kuussaari, M., Pykälä, J. & Pöyry, J. (toim.), *Karjan laidunnuksen ja niittyverkostojen merkitys tuoreiden niittyjen kasvi- ja hyönteislajistolle. Käsikirjoitus*.
- Pöyry, J., Heliölä, J., Ryttylä, T. & Alanen, A. 2004. Perinnebiotooppien lajiston uhanalaistuminen. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. S. 220–233.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Rauramo, T. & Kekäläinen, H. 2000. Maatalouden ympäristötuen kohdentuminen ja hoitomuodot perinnebiotoopeilla Pohjois-Pohjanmaalla ja Uudellamaalla. Suomen ympäristökeskuksen moniste 174: 1–26.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Suomen ympäristö 443: 1–161.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006. Maatalouden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen – Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö 3: 1–87.
- Stampfli, A. 1995. Species composition and standing crop variation in an unfertilized meadow and its relationship to climatic variability during six years. *Folia Geobotanica Phytotax.*, Praha 30: 117–130.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527: 1–165.
- van Dijk, G. 1991. The status of semi-natural grasslands in Europe. Teoksessa: Goriup, P. D., Batten, L. A. & Norton, J. A. (toim.), *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. S. 15–36.
- Virkajärvi, P. 2005. Laidunkivennäinen lisää fosforikuormaa. *Lihatalous* 8/2005: 14–15.
- Virkajärvi, P., Huhta, H. & Hokkanen, T. J. 2006. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994–2005. Teoksessa: Huuskonen, A. (toim.), *LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä*. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. S. 145–182.
- WallisDeVries, M. F., Bakker, J. P. & Van Wieren, S. E. 1998. *Grazing and conservation management*. 374 s. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- WallisDeVries, M. F., Poschlod, P. & Williams, J. H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273.



V.2000



V.2005

Sama peltomaisema Iloimantsista vuosilta 2000 ja 2005. Peltojen käytössä ei ole tapahtunut muutoksia, mutta niiden reunoille on leviämässä pensaikkoa ja nuoria kuusia.

## 4.9 Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta 1996–2006

Tapio Heikkilä  
Ympäristöministeriö

### Johdanto

Maaseudun kulttuurimaisemien muutoksia on seurattu vuodesta 1996 lähtien visuaaliseksi maisemaseurannaksi nimetyssä tutkimushankkeessa (Heikkilä & Hietala-Koivu 2004, Heikkilä 2005). Sen yhteydessä on kehitetty valokuvausmenetel-

mä, joka on tarkoitettu suomalaisten kulttuurimaisemien dokumentoimiseen ja niiden muutosten seurantaan. Kuvauksia on tehty viljelymaisemilla ja perinnebiotoopeilla. Visuaalisesta maisemaseurannasta on valmistunut Taideteollisessa korkeakoulussa valokuvataiteen väitöskirja, jossa esitel-

lään menetelmän kehittäminen ja arvioidaan sen tuloksena saatu kuva-aineisto yksityiskohtaisesti (Heikkilä 2007).

Valokuvaus on todettu luotettavaksi välineeksi maisemien visuaalisten piirteiden ja niiden muutosten tarkastelussa (Keisteri 1990). Maisemasta otettuja valokuvia on jo pitkään käytetty maisemaa käsittelevien monentyyppisten tutkimusten aineistona ja välineenä sekä maantieteellisesti painotuneissa tutkimuksissa (Davis 1912, Granö 1930, Käyhkö 2005) että maisemamieltyä selvittämissä ympäristöpsykologisissa tutkimushankkeissa (Zube ym. 1982, Tyrväinen & Silvennoinen 2004). Valokuvien hyödyntämisen yleisyydestä huolimatta niiden rooli tutkimusvälineenä jää useimmiten tarkemmin määrittelemättä. Aihepiiriä koskeva tutkimus on siksi tarpeen.

Valokuviiin on tallentunut maisemista kertovaa yksityiskohtaista historiallista, tarkasti ajoitettavaa havaintoaineistoa. Sellaista on kertynyt runsaasti eri arkistoihin maisemia koskevien kuvaushankkeiden tuloksena. Tällaiset taltioinnit voivat olla peruja joko yksittäisten valokuvaajien työskentelystä (esim. Inha 1896, 1988) tai laajoista maisemien temaattisista dokumentaatioista (esim. DATAR 1989, Rosengren 1994).

Vanhoista valokuvista maiseman nykytilaan vertailtavaa täsmällistä aineistoa saadaan erilaisien uudelleenvalokuvaushankkeiden myötä (Klett ym. 1984, 2004, Ennola 2002, Lewis 2002). Niissä periaatteena on ottaa arkistoista löytyneiden valokuvien kuvauspisteiltä toisintokuvia, jotka ovat alkukuviin nähden rajauksiltaan yhteneviä. Näin saaduista kuvapareista ovat maisemamuutokset selkeästi tarkasteltavissa ja arvioitavissa. Uudelleenvalokuvauksiin perustuvien hankkeiden haittapuolena on, että niissä ollaan sidoksissa alkupe- räisen kuvaushankkeen päämääriin ja valokuvaajan ideoihin (Rogers ym. 1984).

Kehittyneimpiä valokuvaukseen perustuvia maisemamuutostutkimuksia ovat sellaiset systemaattiset maisemaseurannat, joissa jo kuvauksiin ryhdyttäessä on selkeästi määritelty kuvausten tavoite ja suunniteltu tarkoituksenmukainen valokuvausmenetelmä (esim. Hall 2001, Turner ym. 2003). Norjassa maaseudun kulttuurimaiseman tilaa ja muutoksia on ryhdytty seuraamaan laajassa kaukokartoitukseen perustuvassa 3Q-hankkeessa (Mathiesen ym. 1999), johon on liitetty myös maanpinnalta tehtävät, määrävuosin toistuvat valokuvaukset (Puschmann & Dramstad 2003, Puschmann ym. 2006). Namibian Etoshan kansallispuistossa on puolestaan dokumentoitu kasvillisuuden muutoksia parinkymmenen vuoden ajan ottamalla valokuvia samoista kuvauspisteistä muutaman vuoden välein (Hipondoka & Versfeld 2003). Tätä aineistoa

on hyödynnetty muun muassa tutkittaessa sadan- nan vaihtelun, norsulaumojen käyttäytymisen ja kasvillisuuden kulumisen vuorovaikutussuhteita (Beer ym. 2006).

Visuaalista maisemaseuranta varten on pyritty laatimaan selkeä ja samalla joustava valokuvaus- menetelmä, joka on Suomessa sovellettavissa mah- dollisimman monentyyppisten maisemien ilmiöiden seurantaan. Tarkoituksena on, että tuloksena syntyvää valokuva-aineistoa voitaisiin maisemista tehtävien arvioiden ohella hyödyntää myös sovel- tavassa tutkimuksessa. Koska hankkeessa pyritään luomaan perusta pitkäaikaiselle maisemaseuran- nalle, on siinä kiinnitetty erityistä huomiota va- lokuva-aineiston museaaliseen arkistointiin. Valo- kuvien on suunniteltu olevan maisematutkijoiden vapaasti käytettävissä (Heikkilä 2005, Heikkilä & Hietala-Koivu 2004).

## Tutkimuksen tavoitteet

Visuaalisen maisemaseurannan päätavoitteiksi määriteltiin (Heikkilä 2007):

1. kulttuurimaisemien ja niiden muutosten dokumentointiin soveltuvan valokuvaus- menetelmän laatiminen,
2. suomalaisten kulttuurimaisemien ilmiöiden systemaattinen valokuvaaminen,
3. kertyvän aineiston tallentaminen pitkäai- kaista arkistointia varten,
4. kulttuurimaiseman muutoksien arvioimi- nen, ja
5. maisematutkimuksen menetelmien kehittä- minen.

## Aineisto ja menetelmät

### Tutkimusalueet ja kuvauspisteet

Visuaalinen maisemaseuranta on kohdistettu kahteen maisematyyppiin: viljelymaisemiin ja pe- rinnebiotooppeihin. Näiden lisäksi menetelmän kehittämisen yhteydessä on kokeiluluontoisesti kuvattu muitakin maisematyyppiä.

Viljelymaisemia edustamaan valittiin yhteensä 13 tutkimusaluetta, joista 10 oli valtakunnallisesti arvokkaita maisema-alueita, ja loput olivat tavan- omaisia viljelymaisemia (ks. Heikkilä & Hietala- Koivu 2004). Alueet valittiin eri puolilta Suomea; otannan maantieteellinen ja maisemallinen edusta- vuus varmistettiin käyttämällä valinnan perustee- na maisemamaakuntajakoa (Haapanen & Heikkilä 1993). Kultakin alueelta valittiin karttatarkastelun perusteella 6–13 kuvauspistettä, joilta otettiin kuvat

kohti kutakin pääilmansuuntaa. Kuvaaja sai sen lisäksi maastossa valita täydentäviä kuvauspisteitä ja halutessaan ottaa lisäkuvia kohti täydentäviä kuvaussuuntia (Heikkilä & Hietala-Koivu 2004).

Perinnebiotooppien tutkimusalueiksi valittiin 48 tuoretta niittyä Uudeltamaalta ja Pirkanmaalta (ks. Heikkilä & Hietala-Koivu 2004). Ne ovat mukana Suomen ympäristökeskuksen tutkimuksessa, jossa selvitetään hoidon vaikutuksia niittyjen kasvillisuuteen ja hyönteislajistoon. Kyseiset niityt on arvioitu luonnonlaatuun arvokkaiksi perinnemaisemien valtakunnallisessa inventoinnissa (Pykälä & Bonn 2000, Liedenpohja-Ruuhijärvi ym. 1999). Osa niityistä on jäänyt hoitoa vaille, mutta osa on edelleen hoidossa, pääasiassa laiduntamalla ja usein maatalouden ympäristötuen avulla. Kultakin niityltä oli biologisia tutkimuksia varten määritelty neljänneshehtaarin kokoinen ruutu, jonka kulmat valittiin visuaalisen maisemaseurannan kuvauspisteiksi. Niiltä otettiin systemaattisesti kuvat kahteen suuntaan: kohti seuraavaa ja vastakkaista kulmapistettä. Lisäksi kuvaaja sai maastossa valita täydentäviä kuvauspisteitä.

## Valokuvausmenetelmän kehittäminen ja uudelleenalokuvaukset

Visuaalisen maisemaseurannan valokuvausmenetelmän lähtökohtana oli vuonna 1996 tehty viljelymaisemien ensikuvaukset. Siitä saatujen alkukuvien ja vuosina 1999–2000 tehtyjen koekuvausten perusteella valokuvausmenetelmä kehitettiin lopulliseen muotoonsa (Heikkilä 2007).

Valmiin valokuvausmenetelmän mukaiset kuvaukset aloitettiin vuonna 2000, jolloin tehtiin kaikki viljelymaisemakohteet käsittävä kuvauskierros. Vuosina 2001–2003 osalla kohteista otettiin täydentäviä toisintokuvia, eniten Halikossa, ja vuonna 2005 tehtiin kaikki tutkimusalueet kattava toisintokuvauskierros.

Kaikilta niityiltä otettiin alkukuvat vuonna 2001, ja vuosina 2003 ja 2005 otettiin muutamilla kohteilla toisintokuvia. Vuonna 2006 otettiin toisintokuvat noin puolella niityistä.

**Taulukko:** Visuaalisessa maisemaseurannassa käytetyt työvälineet.

**Kamera:** Panoraamakamera Hasselblad XPan, 45 mm:n objektiivi

**Filmi:** 100 ISO:n värinegatiivifilmi, lisäksi vuonna 2005 viljelymaisemakuvausissa 100 ISO:n mustavalkofilmi kuva-aineiston pitkäaikaisen säilyvyyden varmistamiseksi

**Apuvälineitä:** tukeva jalusta, kinopää tai kallistusnivele, bussoli, kameran vesivaaka, vastavalosuojus, lankalaukaisin, GPS-laite, kartat, tunnustaulu, maastolomakkeet, mittanauha (niityille)

Kaikki viljelymaisemien kuvaukset tehtiin kasvukauden aikana heinä-elokuussa. Sen lisäksi Halikon tutkimusalueella otettiin kuvia myös muina vuodenaikoina.

Niittyjen kuvaukset tehtiin kesäkuun lopulla ja heinäkuussa, niittykasvien parhaaseen kukinta-aikaan. Kuvauksille ei varsinaisesti asetettu säätilarajoituksia; sateella ei kuitenkaan kuvattu, ja kovalla tuulella kuvaamista pyrittiin välttämään, jottei kamera pääsisi kuvattaessa tärähtämään. Toisintokuvaukset pyrittiin ajoittamaan samoihin aikoihin alkukuvaukseen nähden.

## Tulokset ja niiden tarkastelu

Tutkimuksen päätulokset ovat visuaalisen maisemaseurannan valokuvausmenetelmä ja menetelmän mukaan kuvattu valokuva-aineisto.

Viljelymaisemia koskeva valokuva-aineisto käsittää kokonaisuudessaan noin 2200 alkuperäisnegatiivia, jotka kaikki on skannattu sähköisessä muodossa käsiteltäväksi. Jokaisen 13:n tutkimusalueen kaikilta kuvauspisteiltä on koossa vuosien 2000–2005 maisemamuutoksista kertovat kuvat. Vuoden 1996 ensikuvauksessa olleiden 10 alueen osalta voidaan muodostaa kolmen tai useamman valokuvan sarjoja havainnollistamaan koko tarkastelujakson maisemamuutoksia. Halikon tutkimusalueen joistakin kuvauspisteistä voidaan koostaa peräti yhdeksän kuvan sarjoja, joihin sisältyy myös muina vuodenaikoina kuin kesällä otettuja kuvia.

Niittyjä koskeva valokuva-aineisto käsittää kokonaisuudessaan noin 750 alkuperäisnegatiivia. Vuoden 2001 alkukuvauksen aineisto kattaa kaikki 48 tutkimuskohdetta. Vuosien 2003 ja 2005 toisintokuvausten aineistoon kuuluvat kuvat yhdeltätoista niityltä. Vuoden 2006 toisintokuvausten aineisto sisältää 23 uusimaalaisen niityn toisintokuvat. Kaikki niitynegatiivit on skannattu sähköisessä muodossa käsittelemään varten.

Menetelmän kehittämistyön ja valokuva-aineiston kuvaamisen tuloksena on saatu aineistoa maiseman olemusta käsittelevälle teoreettiselle pohdinnalle. Alueelliseksi ilmiöksi määriteltävän maiseman tarkastelussa keskeiseksi nousee näkymän käsite (Banse 1912, Hull & Revell 1989). Kustakin maisemasta tehtävät päätelmät voidaan koostaa tekemällä havaintoja lukemattomista eri suuntaisista ja eri aikaisista näkymistä, joista kutakin voidaan pitää tarkasteltavaa maisemaa edustavana näytteenä. Maisemakokonaisuus on hahmotettavissa ja sen sisältö on arvioitavissa, kun koossa on riittävän runsas määrä tällaisia näytteitä eli valokuviin taltioituja näkymiä.



V. 2001



V. 2005

Maakunnallisesti arvokas perinnebiotooppi Ylöjärvellä, kuvattuna vuosina 2001 ja 2005. Kohteen laidunnus loppui vuonna 2000, minkä seurauksena rehevä mesiangervo on valtaamassa alaa. Niityn luontoarvot ovat heikentyneissä.

Visuaalisen maisemaseurannan kuva-aineistojen tarkastelun perusteella voidaan arvioida, että menetelmän kehittäminen on kannattanut. Valmiin menetelmän mukaan otetut kuvat ovat teknisesti laadukkaampia ja informatiivisempia kuin vuoden 1996 ensikuvauksen tulokset. Myös niiden esteettinen kiinnostavuus on kasvanut. Vuodesta 2000 lähtien otetuista kuva-aineistoista voidaan muodostaa täsmällisiä kuvapareja ja -sarjoja, joista maisemamuutokset ovat arvioitavissa laadullisesti ja määrällisesti. Kuva-aineistot ovat niin laajoja, että niiden perusteella voidaan tehdä yleistettävää arvioita kyseisten maisematyyppien ominaisuuksista ja muutoksista. Maiseman muutokset ilmenivät kuitenkin yleensä siinä määrin hitaasti, että analyysit ovat mielekkäämpiä hieman pidemmän ajanjakson ja useiden kuvauskertojen jälkeen.

Visuaalisen maisemaseurannan kuvasarjojen tarkastelu on antanut aiheen täsmentää maisemamuutosten määrittelyä. Maiseman visuaaliset muutokset jakautuvat kahteen luokkaan: palautuvaan vaihteluun ja varsinaisiin maisemamuutoksiin. Maiseman palautuva vaihtelu on seurausta säätilojen vaihtelusta ja vuorokautisesta, vuodenaikaisesta sekä ihmisen toimintoihin kuten viljelykiertoon liittyvästä syklisyydestä. Maiseman palautuva vaihtelu ilmentää maiseman jatkuvaa muutokselisuutta, joka sinänsä ei johda mihinkään uuteen, vaan lähtötilanteen kaltainen tila saavutetaan aina ennemmin tai myöhemmin. Varsinaiset maisemamuutokset ovat sen sijaan luonteeltaan pysyviä. Ne voivat olla seurausta joko luonnon tai ihmisen vaikutuksesta. Jotkut niistä syntyvät äkillisesti esimerkiksi myrskyn, metsäpalon, raivaamisen tai ra-

kentämisen seurauksena. Toiset muutokset syntyvät vähitellen, esimerkiksi ilmaston muuttumisen takia tai vaikkapa silloin kun viljelty maa jätetään oman onnensa nojaan.

Maisemamuutosten seurannassa on oleellista pyrkiä pitkiin tarkastelujaksoihin. Vuosien 1996 ja 2000 kuva-aineiston tarkastelun perusteella maisemamuutoksille hahmotellut suunnat saavat lisävalaistusta vuoden 2005 viljelymaisemakuvista. Niistä käy muun muassa ilmi, että eräillä paikoilla alkanut pusikoituminen on päättynyt, kun pensaikkoa on taas raivattu umpeenkasvavilta pelto-kuvioilta. Pelkistä kuvista ei kuitenkaan voida arvioida, ovatko nämä maisemanhoidon toimenpiteet ympäristötuen ansiota vai seurausta esimerkiksi maisemanhoidon tietoisuuden lisääntymisestä.

Pienialaisilta niityiltä otetut kuvat osoittavat, että niittyjen luonnon- ja maisemapiirteisiin sisältyy huomattavan paljon pienipiirteistä vaihtelua, joka on esimerkiksi pelloilla tai viljelynurmilla ratkaisevasti vähäisempää (ks. Heikkilä 2007). Perinnebiotooppien huono tila käy ilmi niittykuva-aineistosta. Suurin osa niityistä on kasvamassa umpeen, joten umpeenkasvua esittäviä kuvia on aineistossa siksi yllin kyllin. Näitä kuvia voitaisiin hyödyntää opas- ja neuvontamateriaalina, kun vielä kunnostettavissa oleville hylätyille kohteille määritellään hoidon tavoitteita. Sen sijaan erilaisia hoitomenetelmiä ja etenkin kunnostuksen vaikutuksia esitteleviä kuvia on liian vähän muuhun kuva-aineistoon verrattuna. Kokonaisuutena kuva-aineisto todentaa vastaansanomattomasti, että perinnemaisemien kunnostuksen ja hoidon järjestäminen kuuluu maaseudun kulttuurimaisemien hoidon tärkeimpiin kysymyksiin.

Visuaalisen maisemaseurannan menetelmän mukaan kuvattu valokuva-aineisto sisältää luotettavan katsauksen aikakautensa viljely- ja perinnemaisemiin. Aineisto voidaan arvioida olevan objektiivinen otos, sillä suurin osa kuvauspisteistä on valittu ennakkoon karttatarkastelun perusteella, jolloin valokuvaajan näkökulmalliset valinnat eivät pääse painottumaan kuvastossa.

Kaikki valokuvaukseen liittyvä aineisto eli negatiivit, vedokset, kartat ja kuvausmuistiinpanot on arkistoitu museaalisiin menetelmin pitkäaikaista säilyttämistä varten. Toistaiseksi aineistoa säilytetään Taideteollisessa korkeakoulussa.

## Johtopäätökset

Visuaalisessa maisemaseurannassa on onnistuttu luomaan valokuvausmenetelmä, joka soveltuu viljelymaisemien ja perinnebiotooppien dokumentointiin sekä niiden visuaalisten muutosten seu-

rantaan. Menetelmää käytäntöön sovellettaessa on koottu edustava valokuva-aineisto, joka soveltuu pitkäaikaisten maisemamuutosten seurannan ja aihepiiriä arvioivien muiden tutkimushankkeiden lähtökohdaksi. MYTVAS-hankkeen myötä tullut rahoitus on turvannut käytännön kuvauksista huolehtimisen, eli perusaineiston hankinnan, mutta menetelmän kehitystyö sekä aineiston käsittely ja analysointi on edellyttänyt tuota perusrahoitusta huomattavasti suurempaa ulkopuolista panostusta.

Viljelymaisemien toisintokuvauksia on tarpeen jatkaa maisemamuutosten tarkempaa selvittämistä varten. Kuvauksia ei ole kuitenkaan tarpeen tehdä kovin usein, viiden vuoden väli on optimaalinen, mutta kymmenenkin vuoden väli on riittävä. Jo koossa olevaa aineistoa olisi suotavaa hyödyntää erilaisissa soveltavissa tutkimuksissa. Vuosien 2000 ja 2005 kuvapareista olisi tarpeen tehdä vastaavallinen maisemamieltyä selvittävä tutkimus kuin tehtiin vuosien 1996 ja 2000 aineistosta (ks. Tyrväinen & Silvennoinen 2004). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden selvittämiseksi olisi koko kuva-aineisto syytä analysoida tilakohtaisen tarkastelun yhteydessä; tällöin tutkimukseen voisi vielä lisätä haastattelut ja ilmakuvien vertailevan käytön.

Koska vain hieman yli puolet niityistä on kuvattu kahteen tai useampaan kertaan (2001–2006), olisi lopuillakin niityillä syytä käydä tekemässä toisintokuvaukset pikaisesti. Kun kattava seuranta-aineisto on koossa, on mahdollista arvioida niittyjen kasvillisuuden rakenteellisia muutoksia. Jatkossa toisintokuvaukset olisi syytä kohdentaa siten, että umpeenkasvavilla kohteilla käytäisiin kuvaamassa harvakseltaan, noin viiden vuoden välein ja hoidon piiriin otettavilta niityiltä otettaisiin kuvia aluksi vuosittain, ja sen jälkeen kuvausväliä vähitellen harvennettaisiin.

Visuaalisen maisemaseurannan kuvauksia olisi hyödyllistä laajentaa käsittämään viljelymaisemien ja tuoreiden niittyjen ohella myös muut ympäristötuen kannalta maisemallisesti oleelliset kohteet kuten muut perinnebiotoopit, suojavyöhykkeet ja kosteikot. Erityisen tarpeellisia olisivat kuvasarjat erilaisten kunnostus- ja hoitotoimien vaikutuksista. Uusien hankkeiden yhteydessä olisi aika selvittää digitaalitekniikan käyttöönoton mahdollisuudet seurannan välineenä.

Kulttuurimaisemien hoitoa ja ympäristötukea koskevalle tiedotukselle olisi eduksi työstää koko nykyinen valokuva-aineisto internetissä julkaistavaksi sovellukseksi, jota voitaisiin hyödyntää sekä yleistajuisessa käytössä että tutkimuksen palveluksessa.



## Kirjallisuus

- Banse, E. 1912: Geographie. – S. 1–4, 69–74, 128–131 im Dr. A. Petermanns Mitteilungen aus Justus Perthes' Geographischer Anstalt. Herausgeben von Prof. Paul Langhans. 58. Jahrgang 1912, I Halbband. – Justus Perthes, Gotha.
- Beer, Y. de, W. Kilian, W. Versfeld & R.J. van Aarde 2006: Elephants and low rainfall alter woody vegetation in Etosha National Park, Namibia. – *Journal of Arid Environments* 64:412–421.
- DATAR 1989: Paysages Photographies. En France les Annees Quatre-vingt. 683 p. – Éditions Hazan, Paris.
- Davis, W. M. 1912: Die Erklärende Beschreibung der Landformen. – B. G. Teubner, Leipzig & Berlin.
- Ennola, K. A. 2002: Maisema ja aika, I.K Inha ja K.A. Ennola. Näyttelyluettelo. 16 s. – FIBREN päätösseminaari, Suomen Akatemia ja Turun yliopisto.
- Granö, J.G. 1930: Puhdas maantiede. 187 s. – Werner Söderström, Porvoo.
- Haapanen, A. & Heikkilä, T. 1993: Maisemanhoito. Maisema-aluejärjestelmän mietintö I. 199 s. – Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Hall, F. C. 2001: Ground-Based Photographic Monitoring. 340 p. – General Technical Report PNW-GTR-503. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Heikkilä T. 2007: Visuaalinen maisemaseuranta – kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Osa I teksti ja osa II kuvat. Käsikirjoitus. – Musta Taide & Taideteollinen korkeakoulu, Helsinki.
- Heikkilä, T. 2005: Visuaalinen maisemaseuranta. – S. 219–226 teoksessa Sepänmaa, Y. & Heikkilä-Palo, L. (toim.) 2005: Pellossa perihopeat. 288 s. – Maahenki, Helsinki.
- Heikkilä, T. & Hietala-Koivu, R. 2004: Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta. – S. 141–152 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.) 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimuksen tulokset 2000–2003. – Suomen Ympäristö 709.
- Hipondoka, M.H.T. & W.D. Versfeld 2003: Monitoring the vegetation structure of south-central Etosha National Park using terrestrial photographs. – *Koedoe* 46: 17–27.
- Hull, R.B. & G.R.B. Revell 1989: Issues in sampling landscapes for visual quality assessments. – *Landscape and Urban Planning* 17: 323–330.
- Inha, I.K. 1896: Finland i bilder. Suomi kuvissa. La Finlande pittoresque. 190 s. – W. Hagelstam & U. Wasastjerna, Helsingfors.
- Inha, I.K. 1988: Suomen maisemia. 3. painos. 352 s. – WSOY, Helsinki.
- Keisteri, T. 1990: The study of changes in cultural landscapes. – *Fennia* 168 (1): 31–115.
- Klett, M., Manchester, E. & Verburg, J. 1984: Second View, The Rephotographic Survey Project. 211 p. – The University of New Mexico Press, Albuquerque.
- Klett, M., Bajakian, K., Fox, W. L., Marshall, M., Ueshina, T. & Wolfe, B. 2004: Third Views, Second Sights. A Rephotographic Survey of the American West. 238 p. – Museum of New Mexico Press, Santa Fe. 238 p.
- Käyhkö, N. 2005: Remote sensing and GIS techniques in the analysis of landscape changes in the Cheju Shehia in Unguja, Zanzibar. – *Publications B Nr 3:71–90*. Turku University Department of Geography.
- Lewis, Darrell 2002: Slower than the Eye can See. Environmental change in northern Australia's cattle lands – a case study from the Victoria River District, Northern Territory. 98 p. – Tropical Savannas CRC, Darwin.
- Liedenpohja-Ruuhijärvi, M., L. Kääntönen, T. Schultz, K. Krogerus & M. Palokoski 1999: Pirkanmaan perinnemaisemat. 258 s. – Pirkanmaan ympäristökeskus. Tampere.
- Mathiesen, H. F., W Dramstad & W, Fjellstad 1999: 3 Q: Tilstandsovervåkning og resultatkontroll I jordbrukets kulturlandskap: Årsrapport 1998. 50 s. – Norsk institutt for jord og skogkartlegging, Ås.
- Puschmann, O. & Dramstad, W. 2003: Documenting landscape change through fixed angle photography. – P. 258–268 in Dramstad, W. & C. Sogge (eds.) 2003: *Agricultural Impacts on Landscapes: Developing Indicators for Policy Analysis*. Proceedings from the NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators. – Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, NIJOS 7/2003, Ås.
- Puschmann, O., Dramstad, W. E. & Hoel, R. 2006: Tilbakeblikk – norske landskap i endring. *Norwegian Landscapes in Retrospect*. 160 s. – Tun forlag, Oslo.
- Pykälä, J. & Bonn, T. 2000: Uudenmaan perinnemaisemat, Ängar, hagmarker och skogsbeten I Nyland. 364 s. – Suomen ympäristökeskus ja Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki.
- Rogers, G. F., Malde, H. E. & Turner, R. M. 1984: *Bibliography of Repeat Photography for Evaluating Landscape Change*. 179 p. – University of Utah Press, Salt Lake City.
- Rosengren, A. (ed.) 1994: *I människans hand. Fotografier kring det ekologiska landskapet*. EKODOK -90. 247 s. – Nordiska museets förlag, Stockholm.
- Turner, R. M., Webb, R. H., Bowers, J. E. & Hastings, J. R. 2003: *The Changing Mile Revisited. An Ecological Study of Vegetation Change with Time in the Lower Mile of an Arid and Semiarid Region*. 334 p. – The University of Arizona Press, Tucson.
- Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2004: Ympäristötuen vaikutukset visuaaliseen maisemaan. – S. 153–169 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.) 2004: *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle*. MYTVAS-seurantatutkimuksen tulokset 2000–2003. – Suomen Ympäristö 709.
- Zube, E. H., Sell, J. L. & Taylor, J. G. 1982: *Landscape perception: research, application and theory*. – *Landscape Planning* 9:1–33.



Perinnebiotooppien hoidon erityistuki on lajiensuojelun kannalta merkittävin osa ympäristötukea. Tämäkin hylätty hakamaa Ruovedellä olisi vielä helposti kunnostettavissa erityistuen avulla.

## 5 Ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuus

Maatalouden ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen ja maisemaan on aikaisemmin tarkasteltu perusteellisesti Luonto-Mytvaksen väliraportissa (Kuussaari ym. 2004) sekä tuoreessa julkaisussa ”Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006” (Grönroos ym. 2007). Toiston välttämiseksi tarkastelu on tässä rajattu vain maatalousluonnon kannalta tärkeimpiin ympäristötuen toimenpiteisiin sekä väliraportin ilmestymisen jälkeen kertyneisiin uusiin tietoihin toimenpiteiden vaikuttavuudesta. Mukaan on otettu myös muissa kuin Luonto-Mytvas -tutkimuksissa viime aikoina saatuja tuloksia erilaisten ympäristöhoidollisten toimien luontovaikutuksista. Ympäristötuen keskeisiä vahvuuksia ja heikkouksia luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi on listattu taulukossa 3.

### Perustoimenpiteet

Kaikille ympäristötukeen sitoutuneille viljelijöille pakollisten perustoimenpiteiden vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi on kokonaisuutena hyvin vaatimaton.

Pientareet ja suojakaistat –toimenpide arvioidaan parhaiten luonnon monimuotoisuutta edistäväksi perustoimenpiteeksi, koska se edellyttää viljelijöiltä käytännön luonnonhoitotoimia. Uusien seurantatulosten perusteella ympäristötuelle perustettujen pientareiden ja suojakaistojen merkitys on kuitenkin vaatimaton verrattuna peltoaukeiden muihin pientareisiin ja erityisesti niiden kalteviin ojanluiskiin (luvut 4.1 ja 4.2). Pellonpientareiden perhoslajimäärien havaittiin olevan yhteydessä pientareiden ojanluiskien leveyteen, mutta ei tasisen piennarosien leveyteen (luku 4.2).

**Taulukko 3.** Ympäristötuen vahvuudet ja heikkoudet luonnon monimuotoisuuden edistämässä.

Vahvuudet	Heikkoudet
<p><b>Houkuttelevuus ja kattavuus</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Huomattavan suuri rahoitus, taloudellisesti houkutteleva viljelijöille</li> <li>– Perus-, lisä- ja erityistoimenpiteet tarjoavat joustavat mahdollisuudet osallistua ja valita tilalle sopivia toimia</li> <li>– Laaja kattavuus, 91 % maataloista ja 94 % maatalousmaasta</li> </ul> <p><b>Toimenpiteiden monipuolisuus</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Tukeen sisältyy sekä yleisiin että harvinaisiin lajeihin kohdistuvia toimenpiteitä</li> <li>– Tukeen sisältyy kattavasti erilaisiin maatalousympäristöihin kohdistuvia toimenpiteitä</li> </ul> <p><b>Erityistukien vaikuttavuus</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Erityistukeen sisältyy monipuolinen joukko vapaaehtoisia toimenpiteitä, joilla voidaan tehokkaasti vaikuttaa maatalousluonnon monimuotoisuuden eri osa-alueisiin</li> </ul>	<p><b>Tehottomuus ja tulotukea muistuttava luonne</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Pääosa rahoituksesta käytetään tehottomiin perustoimenpiteisiin</li> <li>– Tulotukimaisuus toimii esteenä ympäristönsuojelulliselle vaikuttavuudelle ja järjestelmän kehittämislle tehokkaammaksi</li> </ul> <p><b>Alhaiset ja epämääräiset tavoitteet</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Järjestelmän ja sen toimenpiteiden tavoitteet ovat niin vaatimattomia tai epämääräisiä, että ne joko varmasti toteutuvat tai niiden toteutumista ei voida objektiivisesti mitata</li> <li>– Tavoite monimuotoisuuden edistämiseksi jää usein toiveen tasolle ja viljelijän hyväntahtoisuuden varaa. Tavoitteen toteutumista ei ole varmistettu järjestelmän rakenteilla.</li> </ul> <p><b>Pakollisten luonnonhoitotoimien puute</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Pakollisiin perustoimenpiteisiin ei sisälly yhtäkään yksiselitteistä hoitotoimenpidettä, joka merkittävästi edistäisi luonnon monimuotoisuutta.</li> </ul> <p><b>Muiden tavoitteiden priorisointi</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Merkittäviin monimuotoisuustoimenpiteisiin käytetään vain 2–3 % ympäristötuesta</li> <li>– Osa ympäristötukeen kuuluvien tilojen arvokkaista luontokohteista ei saa peltopinta-alaan perustuvaa tukea</li> <li>– Pakollinen pientareet ja suojakaistat -toimenpide kohdistuu kosteille paikoille, jotka ovat lajistolliselta monimuotoisuudeltaan heikoimpia.</li> <li>– Vain joka sadas viljelijä valitsi luonnon monimuotoisuuden edistämiseen keskittyneen lisätoimenpiteen, koska se ei ollut taloudellisesti kilpailukykyinen</li> </ul>

Osasyynä ympäristötuen mukaisten pientareiden ja suojakaistojen vaatimattomaan merkitykseen lajiston monipuolistajina on niiden sijainti kosteilla ja ravinnevalumille alttiilla paikoilla vesistöjen varsilla. Tällaiset rehevät kasvupaikat ovat tyypillisesti niukkalajisia ja muutamien voimakkaasti kilpailevien kasvilajien vallitsemia. Toisena syynä on piennarta tai suojakaistaa vaativien tilanteiden pieni osuus kaikista peltoaukeiden pientareista (luku 4.5).

Pientareet ja suojakaistat on potentiaalisesti luontovaikutuksiltaan merkittävä toimenpide etenkin siksi, että se on sovellettavissa kaikilla maataloilla. Sen kehittämiseksi ja laajentamiseksi paremmin luonnon monimuotoisuutta edistävänä on jatkossa suuri tarve. Luonto-Mytvaksen tuottamat tiedot eri eliöryhmille tärkeistä elinympäristöistä ja niiden laatuun vaikuttavista ympäristötekijöistä muodostavat kehittämistyölle hyvän tietopohjan. Monimuotoisuudelle tärkeät jäljellä olevat avo-ojat pientareineen tulisi säilyttää, jotta tavoite maatalousluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi voitaisiin tulevaisuudessa saavuttaa. Valitettavasti maisemarakenteen seurantatulokset osoittavat ojanpientareiden pinta-alan edelleen

vähentyneen ympäristötuen toimenpiteistä huolimatta (luku 4.5). Tämä on seurausta siitä, että ympäristötukitoimia ei ole mitenkään suunnattu ojen säilyttämiseksi.

## Lisätoimenpiteet

Lisätoimenpiteiden vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden edistämässä on kokonaisuutena hyvin vaatimaton. Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys arvioidaan suuren toteutuneen pinta-alansa takia luontovaikutuksiltaan parhaaksi lisätoimenpiteeksi. Sillä on merkitystä linnuille (luku 4.4), maaperäeläimille (Nuutinen ym. 2007) sekä kasvipeitteisillä pelloilla talvehtiville selkärangattomille eläimille (Huusela-Veistola ym. 2004). Kasvipeitteisyysvaatimus voidaan toteuttaa kevytmuokkauksella, suorakylvöllä, syysviljoilla, nurmilla, laitumilla ja kesannoilla. Toimenpiteen merkitys riippuu toteutustavasta ja siitä, miten paljon maaperäekosysteemiä häiritään muokkauksin, sekä siitä, kuinka monivuotiseksi kasvillisuus saa kehittyä.

Luonnon monimuotoisuuden edistämiseen kohdennetun maatilalla monimuotoisuuskohteet -lisätoimenpiteen vaikuttavuus jäi alhaiseksi erityisesti sen heikon suosion takia. Yhtenä syynä heikkoon suosioon oli toimenpiteen alhainen tukitaso, joka oli vain 57 % esimerkiksi kasvipeitteisyystoimenpiteen tuesta. Viljelijät valitsivat eniten niitä lisätoimenpiteitä, joista maksettiin suurin korvaus (Maa- ja metsätalousministeriö 2003).

## Erityistukitoimenpiteet

Useat erityistukien toimenpiteet edistävät merkittävästi luonnon monimuotoisuuden säilymistä. Parhaiten monimuotoisuutta on edistänyt melko laajasti toteutunut perinnebiotooppien hoito, mutta myös luonnon monimuotoisuuden edistäminen, suojavyöhykkeiden perustaminen, luonnonmukainen tuotanto, maiseman kehittäminen ja hoito sekä kosteikkojen perustaminen ovat luontovaikutuksiltaan merkittäviä erityistukitoimenpiteitä.

**Perinnebiotoopit.** Luonto-Mytvaksen eri osahankkeiden tulokset vahvistavat aiempaa käsitystä siitä, että perinnebiotooppien hoidon erityistuki on parhaiten luonnon monimuotoisuutta edistävä ympäristötukijärjestelmän osa. Toisaalta tutkimus paljasti hoidon laadussa myös selviä ongelmia, jotka vaikeuttavat perinnebiotooppien erityistuella asetettujen monimuotoisuustavoitteiden saavuttamista (luvut 4.7 ja 4.8, Schulman ym. 2006). Monilla paikoilla tapahtunut kasvillisuuden rehevöitymiskehitys tulisi saada käännetyksi pidättäytymällä lisärehun ja fosforia sisältävän kivennäisen antamisesta luonnonlaitumilla ja huolehtimalla riittävästä laidunpaineesta. Laidunten rehevöitymisen ehkäisemisen ohella huomiota tulee kiinnittää myös tukikohteiden puuston ja pensaston riittävään raivaukseen (Schulman ym. 2006). Ympäristötuen avulla uudelleen laidunnukseen otettujen niittyjen lajiston monipuolistuminen näytti hyvän alun jälkeen lähes pysähtyneen hoidon laatuun liittyvien ongelmien takia (luku 4.8).

Vertailevat tutkimukset laidunnuksen vaikutuksista putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuuteen osoittivat useimpien suurperhoslajien kärsivän kasvien kannalta optimaalisesta, melko voimakkaasta laidunpaineesta (Pöyry ym. 2004, 2005, 2006, Raatikainen ym. 2007). Suurimmat kasvilajimäärät havaittiin keskimäärin 20 cm korkeassa melko voimakkaasti laidunnetussa kasvillisuudessa, kun taas suurperhosten lajimäärät olivat suurimmillaan 30-40 cm korkeassa lievästi laidunnetussa kasvillisuudessa tai niityillä, joilla laidunnus oli lopetettu lähivuosina (Pöyry ym. 2006). Vaikka useimmat perhoslajit esiintyivät run-

saimillaan laiduntamattomilla niityillä, eräiden taantuneiden perhoslajien esiintyminen keskittyi silti laidunnetuille niityille (Heliölä ym. 2005, Pöyry ym. 2005). Pikkuperhoset näyttävät kestävän laidunnusta suurperhosia paremmin. Mutasen (2002) tutkimuksessa havaittiin useiden pikkuperhoslajien esiintyvän runsaampina laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla niityillä.

Näiden tulosten pohjalta olisi suositeltavaa pyrkiä alueellisesti ja ajallisesti vaihtelevaan niittyjen hoitoon, sillä luonteeltaan erilaisten niitylajien elinympäristövaatimukset eivät voi täyttyä yksittäisellä, tietyllä tavalla hoidetulla niityllä. Kasvillisuudeltaan arvokkailla, pitkään yhtäjaksoisesti hoidetuilla niityillä voimakasta hoitoa olisi mielekästä jatkaa tulevaisuudessakin, mutta näiden ympäristössä tulisi pyrkiä säilyttämään myös kevyemmin hoidettuja ja ajoittain hoidon ulkopuolella olevia niittyjä.

**Luonnon monimuotoisuuden edistäminen.** Luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuella tehtyjen hoitotoimien laadussa oli enemmän ongelmia kuin perinnebiotooppien hoidossa (Schulman ym. 2006). Lumo-erityistuen vaikuttavuus näyttää jääneen aiempaa arvioitua vähäisemmäksi johtuen tavoitteiden epämääräisyydestä, hoidon puutteista ja suhteellisen pienestä tukialasta. Hoidettavien kohteiden valinta oli lisäksi monessa tapauksessa epäonnistunut ja hoitotoimien toteuttaminen oli usein riittämätöntä. Kohteista valtaosa osoittautui perinnebiotooppien kaltaisiksi ja muunlaisista tukikohteista monet arvioitiin luontoarvoiltaan vaatimattomiksi ja kehittämiskelpoisuudeltaan heikoiksi. Niillä hoito oli lähinnä puuston raivausta, jota oli yleensä tehty vain pienellä osalla tukialasta. Kohteiden valinnassa tarvitaan selkeämpää ohjeistusta ja yhdenmukaisempia käytäntöjä eri TE-keskusten alueella (Schulman ym. 2006). Näillä parannuksilla tuen vaikuttavuutta voitaneen tulevaisuudessa kasvattaa huomattavasti.

Ohjelmakaudella 2007–2013 luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja maisemanhoidon erityistuki on yhdistetty. Tämä ei kuitenkaan vaikuttane toimenpiteen toteutukseen tai sen tuloksiin. Aiempaan maisemanhoidon erityistukeen kuuluneista kohteista ei ole käytettävissä tutkimus- tai seurantatietoa.

**Luonnonmukainen tuotanto.** Mytvas-tulosten perusteella luonnonmukainen tuotanto edistää luonnon monimuotoisuutta, mutta hyödyt eivät ilmene nopeasti (luku 4.6). Vanhoilla luomupelloilla ja niiden pientareilla oli enemmän kasvi- ja hyönteislajeja kuin tavanomaisesti viljellyillä alueilla, kun uusilla luomupelloilla vastaavia eroja ei havaittu. Linnuista kiurun ja työtyhyyppän tiheydet olivat korkeampia luomu- kuin tavanomaisilla viljelyalueilla. Muiden varsinaisten peltolintujen

tiheyksissä ei ollut eroja viljelytavan suhteen. Varsinaisten peltolintujen kokonaisparimäärä, lajimäärä, diversiteetti tai biomassa eivät olleet suurempia luomupelloilla kuin tavanomaisilla pelloilla.

Näyttää siltä, että luomuviljely ei vielä 5–10 vuoden aikana korjaa niitä ekosysteemimuutoksia, joita kauan jatkunut tavanomainen viljely on saanut aikaan maaperässä ja piennarkasvillisuudessa. Luonnonmukaisen tuotannon vaikutuksia lajiston monimuotoisuuteen on viime aikoina tutkittu laajasti monessa Euroopan maassa. Eri tutkimusten tulokset luomuviljelyn vaikutuksista ovat valtaosin samansuuntaisia, vaikkakin luomun vaikutukset vaihtelevat eri eliöryhmien ja erilaisten maisemien välillä (Bengtsson ym. 2005, Fuller ym. 2005, Hole ym. 2005). Ne auttavat ymmärtämään, miksi luomulla ei suomalaisissa maisemissa ole aina havaittu selviä myönteisiä luontovaikutuksia. Kansainvälisten tutkimusten mukaan rikkakasvilajien ja monien niitä hyödyntävien eläinten kannat ovat tyyppillisesti selvästi suurempia luomu- kuin tavanomaisilla pelloilla (esim. Feber ym. 1997, Krebs ym. 1999, Hyvönen ym. 2003, Wickramasinghe ym. 2004, Bengtsson ym. 2005, Roschewitz ym. 2005, Clough ym. 2007, Rundlöf & Smith 2006, Gabriel & Tschardt 2007, Holzschuh ym. 2007). Suomessa maisemarakennetekijät ovat tähänastisten analyysien perusteella merkittävämpiä perhos-, kimalais- ja lintuyhteisöjä selittäviä tekijöitä kuin tuotantotapa.

Luomulla on huomattava luonnon monimuotoisuutta ylläpitävä ja edistävä vaikutus intensiivisesti viljellyillä maatalousalueilla, kuten suuressa osassa Länsi- ja Keski-Eurooppaa. Sen sijaan maisemarakenteeltaan monimuotoisilla ja metsävaltaisilla alueilla, kuten suuressa osassa suomalaisia maatalousmaisemia, luomuviljelyn lajistoa monipuolistava vaikutus voi jäädä vähäiseksi (Weibull ym. 2000, Bengtsson ym. 2005, Hyvönen 2007a, Piha ym. 2007, Ekroos ym. 2008). Tällaisilla mosaiikkimaisilla pelto-metsäalueilla esiintyy muita luonnon monimuotoisuutta ylläpitäviä elinympäristöjä, kuten niittyjä, kesantoja ja avoimia pellon ja metsän reunavyöhykkeitä, jotka usein jo yksin elättävät enemmän lajeja kuin luomupelloilla voi elää. Toisin kuin maisemaltaan yksipuolisella alueella, maisemarakenteeltaan monimuotoisella alueella tavanomaisen pellon siirtyminen luomutuotantoon ei yleensä kasvata maisematasolla havaittavaa lajimäärää. Maiseman monimuotoisuuden merkitys luonnonmukaisen tuotannon vaikuttavuudelle on osoitettu useassa tutkimuksessa (esim. Rundlöf & Smith 2006, Holzschuh ym. 2007). Tulosten pohjalta on suositeltu luomuviljelyn tukemista erityisesti intensiivisesti viljellyillä maatalousalueilla, mikä Suomessa tarkoittaa maan länsi- ja lounaisia.

**Kosteikot.** Perustettujen kosteikkojen merkitykseen keskittynyt tutkimus (J. Tiainen ym. valmisteilla) osoitti, että ympäristötuella perustetuilla kosteikoilla on yleensä sangen vähän merkitystä lintulajiston monimuotoisuudelle. Tämä johtunee kosteikkojen pienialaisuudesta sekä vesialtaiden jyrkästä pohjatopografiasta. Yksittäiset kosteikot voivat olla arvokkaita, kunhan ne ovat laajoja ja monipuolisia ja niihin mielellään liittyy leveät, osin pensaita ja pieniä puita kasvavat suojavyöhykkeet. Puustinen ym. (2007) arvioivat kosteikkojen hyödyt linnuston kannalta suuremmiksi, mutta muiden eliöryhmien osalta heidän arvionsa luontohyödyistä jäivät oletuksiksi. Kosteikot ovat tärkeimpiä sammakkoeläinten lisääntymispaikkoja maatalousympäristössä (Piha 2006), ja ne ovat oletettavasti myös sudenkorentojen sekä vesieliöstön ainoita elinympäristöjä peltujen keskellä. Ympäristötuella perustettujen kosteikkojen vaikutuksia eri kasvi- ja eläinryhmien monimuotoisuuteen tulisi jatkossa tutkia perusteellisemmin etenkin siksi, että toimenpiteen suosiota pyritään kasvattamaan ohjelmakaudella 2007–2013.

**Suojavyöhykkeet.** Suojavyöhykkeillä arvioidaan olevan merkitystä erityisesti linnuille ja maatalousalueiden yleiselle kasvi- ja hyönteislajistolle (Grönroos ym. 2007). Luonto-Mytvas -hankkeen voimavarat eivät riittäneet erillisen suojavyöhykkeiden luontovaikutuksiin paneutuvan osahankkeen toteuttamiseen. Perustettujen suojavyöhykkeiden luontovaikutuksista tulisi kerätä tutkimustietoa vuonna 2007 käynnistyneen kolmannen ohjelmakauden aikana. Samalla tulisi analysoida jo olemassa olevat lintulaskenta-aineistot suojavyöhykkeiltä.

## Vaikutukset maisemaan

Ympäristötuen vaikutuksista maaseutumaisemaan on esitetty kattavat tarkastelut ympäristötuen väliarvioinnissa (Hietala-Koivu 2004), Luonto-Mytvas -hankkeen väliraportissa (Kuussaari ym. 2004) sekä Grönroosin ym. (2007) analyysissä ympäristötukijärjestelmän vaikuttavuudesta. Maiseman hoito ja suomalaisen viljelymaiseman avoimena säilyttäminen olivat melko laajasti mukana ympäristötukijärjestelmässä ohjelmakaudella 2000–2006, sillä ne sisältyivät seitsemän eri tukitoimenpiteen tavoitteisiin (Maa- ja metsätalousministeriö 2000a). Nämä toimenpiteet ovat *perustoimenpiteistä* viljelyn ympäristösuunnittelu ja seuranta sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen, *lisätoimenpiteistä* maatilalan monimuotoisuuskohdeet ja *erityistuen toimenpiteistä* suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito, kosteikon ja laskeutusaltan



Maatalousympäristömme on voimakkaan muutoksen tilassa. Asutus keskittyy yhä selvemmin eteläiseen Suomeen, missä laajenevat taajamat muuttavat maalaismaisemaa.

perustaminen ja hoito, perinnebiotooppien hoito sekä maiseman kehittäminen ja hoito.

Viljelymaisemat ovat muuttuvia, mutta ne ovat säilyneet avoimina. Voidaan arvioida, että ensisijainen syy on ollut viljelyn jatkuminen ja viljellyn peltoalan säilyminen, jopa kasvaminen ohjelma-kauden aikana. Perustoimenpiteisiin sisältyvä avoimen viljelymaiseman ylläpitotavoite on siis saavutettu varsin hyvin, mutta itse toimenpiteellä tähän ei voida osoittaa olleen osuutta. Maisemanhoitoon liittyvistä lisätoimenpiteistä eniten maisemakuvaan on epäilemättä vaikuttanut talviaikainen kasvipeitteisyys ja erityistuista suojavaikykkeiden perustaminen ja hoito (Grönroos ym. 2007). Luonto-Mytvas -hankkeessa aikaan saatu maisemallisesti arvokkaiden maatalousalueiden ja arvokkaiden perinnebiotooppien valokuvaukseen perustuva seurantajärjestelmä mahdollistaa maatalousmaiseman muutosten seurannan melko monipuolisesti myös jatkossa.

## Ympäristötuki kokonaisuutena

Maatalouden ympäristötukijärjestelmän 2000–2006 toimenpiteet sisälsivät monipuolisen kokonaisuuden toimenpiteitä, joista monilla oli myönteisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen ja/tai maaseudun maisemallisiin arvoihin. Maatalous-

luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi saati lisäämiseksi järjestelmän toimenpiteet ovat kuitenkin olleet riittämättömiä ja niitä on leimannut tehottomuus suhteessa ympäristötukeen käytettyyn suureen rahamäärään. Taustalla on Suomen maatalouden taloudellinen eloonjäämistaluttelu, jonka rinnalla Euroopan Unionin ympäristötuelle asetamat tavoitteet ovat jääneet toissijaisiksi (MMM 2006).

Ympäristötuen useimpien toimenpiteiden tavoitteet on asetettu niin matalalle, että suuri osa tuesta voidaan maksaa viljelijöille ilman, että heidän juurikaan tarvitsee muuttaa normaaleja käytäntöjään. Hyvä esimerkki on perustoimenpiteisiin kuuluva luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitovelvoite, joka ei otsikostaan huolimatta ole edellyttänyt viljelijöiltä minkäänlaisia käytännön toimia. Huomattava osa ympäristötuesta on suunnattu sellaisten toimenpiteiden tukemiseen, jotka yhtä hyvin voitaisiin katsoa kuuluviksi tavanomaiseen hyvään viljelykäytäntöön eli täydentäviin ehtoihin. Hyvän viljelykäytännön noudattamista edellytetään kaikilta maataloustukikelpoisilta tiloilta ilman erillistä korvausta.

Monimuotoisuuden vähentymisen keskeisiä syitä ovat olleet vuosikymmeniä jatkuneet biodiversiteetille tärkeiden elinympäristöjen menetykset niin määrällisesti kuin laadullisestikin (Tiainen ym. 2004). Ympäristötuella on pystytty parantamaan



Maan sisä- ja pohjoisosissa maaseudun kehitys on paljolti päinvastainen: syrjäseuduilla maatalous vähenee ja talot tyhjenevät. Hylätystä pellosta tulee hetkeksi kukkameri, joka kuitenkin katoaa nopeasti metsittymisen myötä.

tukikohteiden laatua aktiivisin hoitotoimenpitein sekä rajoittamalla kemikaalien käyttöä ja lisäämällä viljelyn monipuolisuutta. Monien elinympäristöjen, kuten ojien ja viljelemättömien reunavyöhykkeiden häviämiseen ei kuitenkaan olla puututtu millään tavalla. Lypsykarjavaltaisen tuotannon laaja-alainen loppuminen etenkin Etelä-Suomesta on vähentänyt suuresti useampivuotisesta viljeltyjen peltolohkojen, kuten heinäpeltojen, nurmien ja laitumien, määriä. Ympäristötuki ei ole kyennyt kompensoimaan näitä monimuotoisuudelle tärkeiden elinympäristöjen menetyksiä.

Ympäristötuen tehostomuus on Suomessa tietoinen poliittinen ratkaisu. Tuen ympäristönsuojellisuudesta tehokkuudesta tinkimällä viljelijöille on voitu suunnata tilojen taloudellista kannattavuutta parantavaa epäsuoraa tulotukea EU:n osin rahoittamasta ympäristötukijärjestelmästä. Ympäristötukea on siten käytetty maatalojen kannattavuusongelmien ratkaisemiseen. Tämän poliittisen valinnan hintana on maatalousluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen ja vesistöjen rehevöitymisen jatkuminen. Lähitulevaisuudessa maatalouden kannattavuusongelmiin tulisi löytää uudenlainen ratkaisumalli ilman, että tilojen kannattavuutta tarvitsisi enää tukea vastikkeettomasti ympäristönsuojeluun tarkoitetuilla rahoilla.

Ympäristötuen tehostomuus kulminoituu kaikille tukeen sitoutuneille viljelijöille pakollisiin

perustoimenpiteisiin, joihin käytetään noin 72 % ympäristötuen kokonaisrahoituksesta (Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman vuoden 2006 vuosikertomus. MMM 1.6.2007). Perustoimenpiteisiin ei sisälly yhtäkään merkittävästi luonnon monimuotoisuutta edistävää toimenpidettä. Yrityksistä huolimatta asiaan ei saatu korjausta, kun ympäristötukijärjestelmää muokattiin kolmannelle ohjelmakaudelle 2007–2013. Merkittävien uudistusten esteenä ei ollut tiedon puute monimuotoisuuden vaikuttavista seikoista, vaan poliittisen tahtotilan puute.

Maatalousluontoa hyödyttäviä toimia olisi helppo toteuttaa millä tahansa maatilalla, mutta tämä tarkoittaisi käytännön luonnonhoitotoimia, kuten viljelemättömien pientareiden leventämistä, luonnonhoitokesantoja ja erilaisten monimuotoisuuskaistojen perustamista. Monimuotoisuuden kannalta tukea kannattaisi kohdentaa erityisesti alueille, joilla maatalous on vallitseva maankäyttömuoto ja tuotantorakenne on yksipuolistunut. Toimet tulisi edelleen tähdätä tiloille, joilla monimuotoisuuden edistämiseen on otolliset lähtökohdat, esimerkiksi perustamalla monimuotoisuuskaistoja hiekkapohjaisille pelloille ja aurinkoisiin pellon ja metsän reunoihin. Hyödyllistä olisi myös jakaa hyvin suuria peruslohkoja pienempiin osiin jättämällä pellolle viljelemättömiä kaistaleita. Lisäksi kevyempänä toimenpiteenä monimuotoisuutta

voidaan todennäköisesti edistää suojelureunuksilla, mutta toimenpiteen vaikutuksista tarvitaan kokeellista tietoa.

Lisätoimenpiteet ovat ympäristönsuojelullisesti perustoimenpiteitä tehokkaampia, mutta ainoa luonnon monimuotoisuuden edistämiseen kohdennettu lisätoimenpide (maatilan monimuotoisuuskohteet) jäi vaille vaikuttavuutta, koska vain 0,5 % viljelijöistä valitsi tämän lisätoimenpiteen. Ohjelmakaudella 2007–2013 lisätoimenpiteisiin ei sisälly yhtäkään luonnon monimuotoisuuden edistämiseen keskittyvää toimenpidettä. Tulevaisuudessa lisätoimenpiteisiin tulisi sisällyttää useampia vaihtoehtoisia luonnon monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä, joiden sisältöä tulisi pikaisesti ryhtyä luonnostelevaan. Lisätoimenpiteiden vaikuttavuudesta myös luonnon monimuotoisuuden suhteen voitaisiin huolehtia edellyttämällä kaikilta tukeen sitoutuneilta tiloilta vesiensuojelutoimenpiteen lisäksi yksi monimuotoisuustoimenpide.

Vaikka erityistuen toimenpiteisiin käytetään vain 13 % ympäristötuen kokonaisrahoituksesta, niillä on ollut suurempi merkitys luonnon monimuotoisuuden ylläpidossa kuin perus- ja lisätoimenpiteillä yhteensä. Useat erityistuen toimenpiteet sisältävät merkittävästi luonnon monimuotoisuuden säilymistä edistäviä luonnonhoito- toimia, ja toimenpiteitä kehittämällä erityistukien vaikuttavuutta voidaan tulevaisuudessa edelleen parantaa.

## Muun maatalouspolitiikan suhde ympäristötavoitteisiin

Toteutettuun maatalouspolitiikkaan liittyy sekä strategian että toimenpiteiden tasolla merkittävä ympäristötukea laajempi ja syvällisempi tavoiteristiriita. Rakennepolitiikka, erityisesti tuotannolliset investointituet ja muut tuotannon tehostamiseen ja ns. elinkelpoisuuteen liittyvät toimenpiteet on suunniteltu ja toteutettu ikään kuin niillä ei olisi ympäristövaikutuksia. Kuitenkin juuri nämä taloudellisista lähtökohdista toteutetut toimet ovat voimakkaasti ja jyrkästi tuottaneet maatalouden ympäristövaikutuksia, valitettavasti ensisijassa kielteisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Esimerkkinä toimii tietoisella rakennepolitiikalla saavutettu alueellinen ja tilakohtainen erikoistuminen, johon on liittynyt tilakoon tavoiteltu kasvu ja panoskäytön intensiteetin nousu. Nämä yhdessä ovat johtaneet alue-ekologiseen yksipuolistumiseen ja monimuotoisuuden mentyksi sekä vesistöjen kuormitusriskien kasvuun. Ympäristöarvot ja niitä tavoitteleva politiikka ei

ole muista politiikkasektoreista riippumaton saati kosmeettinen osa-alue.

Yhden käytännön ongelman monimuotoisuudelle muodostavat peltoilujärjestelyt, joilla peruslohkoja yhdistetään suuremmiksi yksiköiksi (esim. Ylikangas 2004). Esimerkiksi uutta salaojittusta, ja samalla viljelemättömien pientareiden vähenemistä, on edistetty investointituella. Samalla, kun peltojen lohkokoko kasvaa ja sitä myöten viljelykasvien alueellinen vaihtelu vähenee, häviävät myös lohkoja erottavat ojat pientareineen. Peltolohkoille on löydettävissä optimaalinen pituus ja leveys (Myyrä 2002), jonka tarpeeton ylittäminen ei ole perusteltua luonnon monimuotoisuustavoitteiden näkökulmasta. Luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuki tarjoaa monimuotoisuuskaistojen muodossa mahdollisuuden viljelylohkojen pienentämiseen ilman viljelyesteiden (Karttunen ym. 2002) syntymistä. Toimenpiteen vaikuttavuutta voitaisiin kasvattaa sisällyttämällä monimuotoisuuskaistojen perustaminen perustoimenpiteisiin.

Karjatalouden loppuminen on tärkein yksittäinen syy luonnon monimuotoisuuden vähentymiselle, mutta myös nykyaikaisten lypsykarjatilojen pyrkimys yhä suurempiin ja automatisoidumpiin yksikköihin muodostaa ongelman, sillä samalla laiduntaminen yleensä vähenee tai loppuu. Jaloittelulaitumet eivät riitä tarjoamaan luonnoneliöstön tarvitsemia elinympäristöjä. Karjatalouden keskittyminen yhä suurempiin yksiköihin johtaa myös karjataloutta harjoittavien tilojen lukumäärän vähenemiseen, jolloin laiduntamisen luomat elinympäristöt sijaitsevat harvassa ja niiden väliset etäisyydet ovat usein liian suuria niillä elävien lajien leviämisen kannalta.

Suunnitelma lopettaa EU:n maatalouspolitiikkaan oleellisesti kuulunut ja ensisijaisesti maataloustuotannon rajoittamiseen tähdännyt CAP-kesannointijärjestelmä uhkaa vähentää luonnon monimuotoisuudelle tärkeitä elinympäristöjä koko Euroopan laajuisesti (Helenius ym. 2007). Järjestelmään sisältyneellä velvoitteella kesannoida noin 10 % tilan peltoalasta on ollut suuri, vaikkakin suunnittelematon, merkitys luonnon monimuotoisuudelle etenkin Euroopan intensiivisimmin viljellyillä maatalousalueilla. Tämän EU-politiikan muutoksen negatiiviset monimuotoisuusvaikutukset tulisi varautua kompensoimaan tukemalla luontoystävällisten kesantojen perustamista mahdollisuuksien mukaan niin ympäristötuessa kuin muidenkin maatalouden tukien ehtoja muuttamalla (Helenius ym. 2007).





Laajoilla, yhtenäisillä peltoaukeilla monimuotoisuutta voitaisiin lisätä esimerkiksi perustamalla pelloille monivuotisia niittykaistoja.

## 6 Ympäristötuen toimenpiteiden kehittäminen

Maatalouden ympäristöohjelma on vasta uudistettu vuosille 2007–2013. Seuraavan kerran siihen voitaneen tehdä merkittäviä muutoksia ohjelmakauden puolivälissä väliarvioinnin yhteydessä. Seuraavassa tarkastellaan ensin ympäristötukeen kolmannelle ohjelmakaudelle tehtyjä uudistuksia luonnon monimuotoisuuden kannalta. Sen jälkeen esitetään tutkimustulosten pohjalta johdetut suositukset toimenpiteiden kehittämiseksi jatkossa. Pääosa suosituksista on mainittu jo edellisessä luvussa tai eri osahankkeiden raporttien yhteydessä (luvut 4.1–4.9), mutta osa pohjautuu seurantatuloksiin ja ympäristötuen vaikuttavuuden arviointiin kokonaisuutena.

### Ympäristötuen 2007–2013 valmistelu ja tärkeimmät uudistukset

Maaseudun kehittämisohjelmaa vuosille 2007–2013 alettiin valmistella ympäristötuen osalta keväällä 2005. Työstä vastasi laaja-alainen valmisteluryhmä, johon kuului eri ministeriöiden, tuottajien, tutkijoiden ja järjestöjen edustajia. Työskentelyä oli edelleen hajautettu valmisteluryhmän alaisiin 18 erilliselvitysryhmään, jotka olivat kuitenkin luonteeltaan epävirallisia. Ensimmäinen ohjelmaluonnos lähti lausuntokierrokselle marraskuussa 2005.

**Taulukko 4.** Ympäristötukeen kaudelle 2007–2013 tehdyt luonnon monimuotoisuuteen potentiaalisesti vaikuttavat muutokset.

Toimenpide	Muutos	Arvioitu vaikutus
<b>Perustoimenpiteet</b>		
Kasvipeitteiset kesannot	Uusi toimenpide	+
Pientareet ja suojakaistat	3 m levyinen suojakaista sallittu kaikille pientareille	+
Maatilan monimuotoisuuskartoitus	Uusi toimenpide	+
<b>Lisätoimenpiteet</b>		
Maatilan monimuotoisuuskohteet	Toimenpide lakkautettu	–
<b>Erityistuet</b>		
Perinnebiotooppien hoito	Tukea myös pienialaisille arvokohteille (<0,3 ha) Ei-tuotannollinen investointituki peruskunnostukseen Tuki mahdollistui ei-viljelijöille, kuten yhdistyksille (LEADER)	+ + +
Luonnon monimuotoisuuden edistäminen	Yhdistetty maisemanhoidon erityistuen kanssa	0
Kosteikkojen perustaminen	Ei-tuotannollinen investointituki perustamiseen	+

Eri toimijatahot antoivat luonnoksesta runsaasti palautetta, jonka johdosta siihen tehtiin useita muutoksia alkuvuodesta 2006 (MMM 2006).

Ympäristötuen valmistelutyö sujui luonnon monimuotoisuutta edistävien tavoitteiden kannalta varsin hedelmättömästi. Asiantuntijaryhmissä tuotiin esille runsaasti kehittämismahdollisuuksia, joista monet oli mainittu jo vuonna 2004 julkaisussa ympäristötuen väliarvioinnissa (Puurunen 2004). Valmisteluryhmä kuitenkin pääsääntöisesti sivuutti esitykset. Osittain tämä johtui erillisselvitysryhmien epävirallisesta luonteesta, mikä nostettiin ongelmakohtana esiin myös kehittämissuunnitelman ennakoarvioinnissa (MMM 2006). Keskustelu valmisteluryhmässä keskittyi ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteisiin ja siinä tuotiin voimakkaasti esiin tarve vahvistaa näiden toimenpiteiden luontovaikutuksia. Valmiutta merkittäviin perus- ja lisätoimenpiteiden parannuksiin ei kuitenkaan löytynyt, vaikka pieniä luonnon kannalta myönteisiä muutoksia tehtiinkin. Erityistukien kehittäminen herätti vähemmän keskustelua ja monimuotoisuusvaikutuksia parantaviin ehdotuksiin suhtauduttiin myönteisemmin kuin perus- ja lisätoimenpiteiden kohdalla. Erityistukien ehtoihin ja rakenteeseen tehtiinkin joitakin monimuotoisuutta selvästi edistäviä parannuksia. Taulukossa 4 esitetään yhteenveto ympäristötukeen kaudelle 2007–2013 tehdyistä monimuotoisuutta edistävästä muutoksista.

Utenua perustoimenpiteenä kaikkien ympäristötukeen sitoutuneiden viljelijöiden tulee kartoittaa tilansa monimuotoisuuskohteet toisen sopimusvuoden loppuun mennessä. Kartoituslomake ja kartta tulee säilyttää tilalla, mutta niitä ei tarvitse toimittaa viranomaiselle. Tämän johdosta selvitysten laatua on käytännössä vaikea arvioida. Kartoituksessa käytettävä lomake on varsin pelkistetty, mutta tämä on perusteltavissa, koska sen täyttäjien

luontotuntemuskin on rajallinen. Lomake sekä sen tueksi laadittu ohjeistus lienevät yleensä riittäviä. Toimenpiteen vaikuttavuuden kannalta keskeistä on, että viljelijöitä motivoidaan aktiivisella tiedottamisella lomakkeen huolelliseen täyttöön ja myös siinä rajattujen luontokohteiden huomioimiseen toiminnassaan.

Osana pientareet ja suojakaistat -perustoimenpidettä enintään kolmen metrin pientareen voi jatkossa jättää myös peltolohkojen muille reunoille kuin vesistöihin rajoittuville sivuille. Tällä lisäyksellä voi olla myönteisiä vaikutuksia maatalousalueiden tavanomaisen lajiston kannalta. Seurantatulosten perusteella pientareen leventäminen lisäisi monimuotoisuutta erityisesti aurinkoisissa metsään rajoittuvissa pellonreunoissa (luvut 4.1 ja 4.2). Pientareet ja suojakaistat lisäävät avointen, niittymäisten elinympäristöjen tarjontaa ja maisemarakenteen pienipiirteisyyttä. Niiden merkitys riippuu kuitenkin suuresti perustamistavasta ja sijoittelusta. Sama koskee kesantoja, jotka luovat peltomaisemaan elinympäristöjen vaihtelua. Niidenkin merkitystä voidaan lisätä oikealla perustamistavalla sekä sijoittamalla kesantoja viljeltyjen peltolohkojen lomaan (Hyvönen 2007b, Kuussaari ym. 2007, Helenius ym. 2007).

Ympäristötuen lisätoimenpiteet keskittyvät jatkossa aiempaakin selvemmin vesiensuojeluun, kun suosioltaan vähäiseksi jäänyt maatilan monimuotoisuuskohteet -lisätoimenpide lakkautettiin. Nyt viljelijöiden valittavissa olevista lisätoimenpiteistä vain talviaikaisella kasvipeitteisyydellä on myönteisiä luontovaikutuksia. Tähänkin toimenpiteeseen liittyy tiettyjä ristiriitaisuuksia. Kasvipeitteisyysvaatimuksen täyttäminen suorakylvöllä voi parantaa maaperäekosysteemin toiminnallista monimuotoisuutta, mutta sillä lienee myös negatiivisia vaikutuksia herbisidien käytön lisääntyessä runsastuvien rikkakasvien takia.



Kaalinviljely vaatii suuria tuotantopanoksia, mikä vähentää monimuotoisuutta pelloilla ja pientareilla.

Maaseudun kehittämissuojelman ennakoarvioinnissa perinnebiotooppien hoidon erityistuen arvioitiin edistävän parhaiten maatalousluonnon monimuotoisuutta myös uudella ohjelmakaudella (MMM 2006). Tukea voidaan myöntää nyt myös pienialaisille (5–30 a) arvokohteille, joiden hoidosta maksetaan kiinteä 135 € vuosikorvaus. Lisäksi ei-viljelijöiden, kuten yhdistysten on jatkossa mahdollista saada Leader-menettelytavan kautta erityistukea arvokkaiden perinnebiotooppien hoitamiseen. Kallein työvaihe perinnebiotooppien hoidossa on yleensä niiden peruskunnostus, johon voi vuodesta 2008 alkaen hakea ei-tuotannollista investointitukea. Tämä auttaa edelleen lisäämään hoidossa olevien alueiden määrää. On silti tärkeää, että ei-tuotannollinen investointituki voi olla riittävän suuri kattaakseen aiheutuneet kustannukset.

Aiempi maiseman kehittämisen ja hoidon erityistuki lakkautettiin yhdistämällä se osaksi uutta luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistämisen erityistukea. Tällä ei todennäköisesti ole juurikaan vaikutuksia tukimuodon toimivuuteen luonnon monimuotoisuuden kannalta edellyttäen, että kunkin sopimuksen yhteydessä määritellään riittävän hyvin hoitotoimien tavoitteet. Valtaosan aiempaa luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistukea saavista kohteista on todettu olevan käytännössä perinnebiotooppeja (Schulman ym. 2006). Näillä kohteilla hoitotoimien tulee olla tarkemmin määriteltyä kuin yksinomaan maise-

man avoimuuden lisäämiseen tähtäävillä maisemanhoidollisilla kohteilla.

Monivaikutteisen kosteikon hoidon erityistuen sopimusmäärät ovat olleet vähäisiä ongelmallisten tukiehtojen takia (Puurunen 2004). Uudella ohjelmakaudella perustettavien kosteikkojen määrää pyritään selvästi kasvattamaan. Tämän kannalta tärkein uudistus oli ei-tuotannollisten investointien tuen mahdollistaminen kosteikkojen perustamiselle, joka on niiden ylläpitoa selvästi kalliimpaa. Nykyisen kaltaisilla kosteikoilla lienee merkitystä useiden eliöryhmien monimuotoisuudelle, mutta toistaiseksi tutkimustietoa kosteikkojen luontoarvoista on käytettävissä vain linnuston osalta. Kosteikkojen erilaisten perustamistapojen luontovaiikutuksista tarvitaan enemmän tietoa, jotta niitä voidaan kehittää paremmin kasvi- ja eläinlajiston tarpeita vastaaviksi.

## Ympäristötuen toimenpiteiden kehittämistarpeet

Seuraavassa tarkastellaan, miten ohjelmakaudelle 2007–2013 jo uudistettua ympäristötukea voitaisiin jatkossa kehittää edelleen paremmin luonnon monimuotoisuutta edistäväksi. Tärkeimmät kehittämissuosituksia on koottu taulukkoon 5. Useat näistä suosituksista on tuotu esille myös aikaisem-

**Taulukko 5.** Tärkeimmät ympäristötuen kehittämissuosituksukset luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi.

Toimenpide	Suositus
<b>Perustoimenpiteet</b> Uusi pakollinen lumo-toimenpide  Pientareet ja suojakaistat Maatilan monimuotoisuuskartoitus	Pakollinen luonnonhoitotoimenpide perustoimenpiteisiin – voisi sisältää esimerkiksi pellonpientareiden leventämistä ja suurten peltolohkojen läpi kulkevien monimuotoisuuskaistojen perustamista – toteutettavissa myös laajentamalla toimenpiteitä ”Maatilan monimuotoisuuskartoitus” ja ”Pientareet ja suojakaistat” Vapaaehtoisten 3 metrin monimuotoisuuskaistojen markkinointi Kopio kartoituksen tuloksesta maatalousviranomaiselle, jotta toimenpiteen laatua ja sitä kautta vaikuttavuutta voidaan arvioida
<b>Lisätoimenpiteet</b> Uusia toimenpiteitä	Valittava yksi monimuotoisuus- ja yksi vesiensuojelutoimenpide Perustetaan vaihtoehtoisia monimuotoisuustoimenpiteitä – esimerkiksi luontoystävällisiä viisivuotisia viherkesantoja (harva kylvö, kilpailijoina heikkojen heinälajien ja mesikasvien kylvö, sänkikesannot) tai monimuotoisuuskaistoja erityisesti aurinkoisiin pellon ja metsän reunoihin tai levennetyt pientareet määräosalle tilan peltolohkoista
<b>Erityistuet</b> Perinnebiotooppien hoito  Luonnon monimuotoisuuden edistäminen ja maisemanhoito  Kosteikkojen perustaminen	Hoitosuunnitelmien ja hoidon laadun parantaminen neuvonnan kautta Lisää inventoituja perinnebiotooppikohteita hoidon piiriin neuvonnan kautta Rahoituksen turvaaminen peruskunnostukseen (ei-tuotannollinen investointituki) Hoitosuunnitelmien ja hoidon laadun parantaminen neuvonnan kautta Tukeen soveltuvien kohteiden laatukriteerien tarkentaminen  Suunnittelussa otetaan huomioon eliölajiston tarpeet perustamalla riittävän laajoja kosteikkoja ja luomalla niiden topografiaan vaihtelua

missa ympäristötuen vaikuttavuutta arvioineissa hankkeissa, kuten ympäristötuen väliarvioinnissa (Puurunen 2004), Luonto-Mytvaksen väliarvioinnissa (Kuussaari ym. 2004) ja analyysissä maatalouden ympäristötukijärjestelmästä (Grönroos ym. 2007).

**Perustoimenpiteet.** Perustoimenpiteiden tehokkuuden parantaminen on luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkein ympäristötuen kehittämistarve. Perustoimenpiteisiin tulisi saada mukaan kaikille tukeen sitoutuneille viljelijöille pakollinen käytännön luonnonhoitotoimia edellyttävä toimenpide. Tämä voisi tapahtua usealla vaihtoehtoisella tavalla, esimerkiksi maatilan monimuotoisuuskartoitus -toimenpidettä tai pientareet ja suojakaista -toimenpidettä laajentamalla tai perustamalla kokonaan uusi perustoimenpide monimuotoisuuden edistämiseksi. Kaikilla tiloilla voitaisiin edistää monimuotoisuutta leventämällä olemassa olevia viljelemättömiä pientareita tai perustamalla viljelemättömiä monimuotoisuuskaistoja viljellyille pelloille. Monimuotoisuuden kannalta suurimmat hyödyt saavutettaisiin leventämällä viljelemättömiä pientareita metsään rajoittuvilla pellonreunoilla, etenkin kuivilla ja aurinkoisilla paikoilla (luvut 4.1 ja 4.2). Peltoa halkovasta monimuotoisuuskaistasta olisi eniten hyötyä monimuotoisuudelle suurilla peltolohkoilla (luku 4.4), joilla se tulisi saada osaksi pakollisia perustoimenpiteitä.

Pientareet ja suojakaistat -toimenpiteeseen kuuluva mahdollisuus jättää kolmen metrin levyinen ”monimuotoisuuspiennar” myös muille reunoille kuin vesistöjen varsiin on jäänyt ohjelmakauden 2007–2013 sitoumusehdoissa (MMM 2007) liian vähäiselle huomiolle. Tällaisten pientareiden määrän lisäämiseksi olisi tärkeää, että mahdollisuus pientareiden leventämiseen sekä niiden arvo luonnon monimuotoisuudelle tuotaisiin näkyvämmiin esille viljelijöille suunnatuissa ohjeissa ja neuvonnassa. Niiden perustamisessa tulee hyödyntää siemenpankkia tai käyttää kylvössä niittykasveja ja heikosti kilpailevia heiniä sisältäviä siemenseoksia.

Uusista perustoimenpiteistä kasvipeitteiset kesannot ja maatilan monimuotoisuuskartoitus edistävät monimuotoisuutta, mutta niiden vaikuttavuutta voitaisiin kasvattaa kehittämällä tukiehtoja. Kesantojen merkitystä luonnonvaraisille lajeille voitaisiin kasvattaa tukemalla myös pitkäaikaisia, esimerkiksi viisivuotisia, kasvipeitteisiä kesantoja. Myös ilman kylvöä perustettavat sänkikesannot, tavanomaista harvempi kylvö sekä kilpailijoina tavanomaista heikompien heinälajien käyttö kesannon perustamisessa (Hyvönen 2007b, Kuussaari ym. 2007, Helenius ym. 2007) edistäisivät luonnon monimuotoisuutta, mutta näiden toimien tukeminen sopisi luontevammin lisä- kuin perustoimenpiteisiin, jotka ovat pakollisia kaikille.

Maatilan monimuotoisuuskartoitus -toimenpiteen vaikuttavuutta voitaisiin parantaa edellyttämällä viljelijöiltä kartoitustuloksen toimittaminen myös maatalousviranomaiselle. Tämä mahdollistaisi kartoitusten laadun arvioinnin ja voisi myös lisätä motivaatiota kartoituksen tekemiselle. Tilan monimuotoisuuskartoitus tarjoaa hyvän pohjan arvioida mahdollisuuksia monimuotoisuutta edistäviin luonnonhoitotoimiin. Toimenpiteen vaikuttavuutta voitaisiin kasvattaa huomattavasti sisällyttämällä toimenpiteeseen myös vaatimus jonkin luonnonhoitotoimen toteuttamisesta. Mahdolliset luonnonhoitotoimet voitaisiin jakaa muutamaaan vaihtoehtoon, joille olisi mahdollista määrittellä myös yksiselitteinen minimioteutusvaatimus. Esimerkiksi pellonpientareiden leventäminen ja hoito olisivat mahdollisia kaikille tiloille. Arvokkaita luontokohteita sisältävillä tiloilla kysymyksen voisivat tulla myös muunlaiset hoitotoimet. Nykyisen maatilan monimuotoisuuskartoitus -toimenpiteen vaikuttavuutta voitaisiin parantaa myös viljelijöitä opastavalla ja motivoivalla neuvonnalla.

**Lisätoimenpiteet.** Nykyinen toimenpidevalikoima ei sisällä yhtään ensisijaisesti monimuotoisuuden edistämiseen kohdistuvaa toimenpidettä. Tämä puute tulisi korjata ensi tilassa. Tarjolla tulisi olla useampia kuin vain yksi valinnainen monimuotoisuuden edistämiseen keskittyvä toimenpide. Luonnon kannalta vaikuttavuus voitaisiin varmistaa edellyttämällä kaikilta perustoimenpiteisiin sitoutuneilta tiloilta yhden monimuotoisuus- ja yhden vesiensuojelulisätoimenpiteen valinta. Luonnon monimuotoisuutta edistävä lisätoimenpide voisi pohjautua esimerkiksi olemassa olevien pellonpientareiden leventämiseen joko määräosalla tai kaikilla tilan peltolohkoista, tai luontoystävällisten kesantojen perustamiseen.

**Erytystuet.** Perinnebiotooppien hoidon erityistuki on osoittautunut pääpiirteissään hyvin toimivaksi. Tukisopimuksen edellyttämät hoitosuunnitelmat ovat silti monesti liian ylimalkaisia turvatakseen kohteiden asianmukaisen hoidon (Schulman ym. 2006). Etenkin puuston perusraivaukset ovat usein jääneet riittämättömiksi, ja laidunnus on paikoin kasvillisuutta rehevöittävä. Suunnitelmien ja hoitotoimien laadussa onkin vielä parannettavaa. Ainakin uusien hakemusten yhteydessä alueellisten ympäristökeskusten tulisi useammin vaatia tarkennuksia hoitosuunnitelmiin. Vastaavasti tukivalvonnan yhteydessä tulisi kiinnittää enemmän huomiota erityistukialueiden hoidon riittävyteen ja laatuun. Tärkeintä olisi kuitenkin saada kasvatettua erityistuella hoidettujen, etenkin inventoitujen perinnebiotooppikohteiden alaa entisestään. Tähän päästäneen parhaiten viljelijöiden

aktiivisella ja motivoivalla neuvonnalla. Määrärahojen riittävyys on myös turvattava.

Päätyneellä ohjelmakaudella liian alhainen maksimitukitaso oli toisinaan esteenä voimakasta peruskunnostusta vaativien arvokkaiden perinnebiotooppien hoitoon saamiselle. Ei-tuotannollinen investointituki tarjoaa jatkossa potentiaalisen uuden keinon työlään peruskunnostuksen rahoittamiseen. Toimenpiteen menestyksen kannalta on kriittisen tärkeää, että myönnettävä tukisumma on riittävä korvaamaan peruskunnostuksen kustannukset.

Schulman ym. (2006) osoittivat, että valtaosa luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuen sopimusalueista on tosiasiassa perinnebiotooppeja. Niiden hoito oli yleensä onnistunutta, mutta muunlaisten tukikohteiden, ennen kaikkea reunavyöhykkeiden ja metsäsaarekkeiden laadussa ja hoidossa havaittiin selviä puutteita. Tukimuodon kehittämisen kannalta keskeisintä on asianmukaisen hoidon turvaaminen perinnebiotooppikohteilla. Tämä edellyttää usein hoitosuunnitelmien sisällyttämistä ja tavoitteiden nykyistä tarkempaa määrittelyä. Lisäksi tarvitaan tarkempaa ohjeistusta ja tukiviranomaisille yhtenevää koulutusta siitä, millaisia muita luontokohteita erityistuen piiriin voidaan hyväksyä.

Luonnonmukaista tuotantoa tulisi kehittää monitavoitteisena toimenpiteenä. Tutkimustulokset eivät ole täysin yhteneviä, mutta useimmat viimeaikaiset tutkimukset sekä kotimaassa (Aalto ym. 2004, Turtola ym. 2005) että ulkomailla (Mäder ym. 2002, Pimentel ym. 2005, Bengtsson ym. 2005, Hole ym. 2005) osoittavat, että luomu-tuotantotapa keskimäärin edistää sekä vesien-, ilman- että luonnon monimuotoisuuden suojelutavoitteita. Luonnonmukaista tuotantoa tulisi tukea erityisesti intensiivisimmin viljellyillä maatalousalueilla kuten Länsi- ja Lounais-Suomessa, missä sillä luultavasti saavutettaisiin suurimmat luontohyödyt. Eräs strateginen mahdollisuus on luomutuotantotavan tukeminen ympäristötoimenpiteenä ilman vaatimusta tuotetun raaka-aineen sertifiomisesta luomumarkkinoille: siis julkisen ympäristöhyötyjen kysynnän mukaan, ei luomutuotteiden markkinakysynnän mukaan (MMM 2006).

Kosteikkojen perustamisessa tulisi välttää laajamittaisia maansiirto- ja kaivuutöitä, sillä monipuolisen kasvi- ja eläinlajiston leviäminen voimakkaasti muokattuihin, jyrkkäreunaisiin altaisiin on hidasta ja epävarmaa. Tämän sijasta tulisi suosia kevyempiä patorakenteita luonnostaan kosteissa maastonpinauissa, joissa kosteikkojen lajistoa saattaa esiintyä jo entuudestaan.



Ympäristöuella perustetut kosteikot vähentävät vesistöjen ravinnekuormitusta, mutta tietoa niiden vaikutuksista eliölajiin on vielä niukasti.

## 7 Tarve jatkotutkimuksille

Luonto-Mytvas -hankkeessa vuosina 2000–2006 toteutetut 17 osatutkimusta muodostavat laajan seurantakokonaisuuden, joka toimii hyvänä pohjana maatalousluonnon monimuotoisuuden ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurannalle myös jatkossa. Seurannan jatkamiselle on monia perusteita. Ensinnäkin on todennäköistä, että perustoimenpiteiden paikallisesti heikot vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen tulevat esiin vasta jonkinasteisen aikaviiveen jälkeen. Toiseksi vasta usean havaintopisteen aikasarjat mahdollistavat monimuotoisuuden kehitystrendien havaitsemisen luotettavasti ja tehokkaasti. Kolmanneksi pitkäaikaisen seurantatiedon tarve on väistämätön myös Suomeen kohdistuvien kansainvälisten seurantavelvoitteiden vuoksi (Rion biodiversiteettisopimus; UNEP 2006). Lähitulevaisuudessa seurantatietoa tarvitaan erityisesti EU:n vuoteen 2010 mennessä asettaman monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistavoitteen (Balmford ym. 2005) toteutumisen arviointiin. Taulukossa 6 on esitetty yhteenveto alla tarkemmin esitellyistä tarpeista jatkotutkimuksille.

**Satunnaisruutuseuranta.** Luonto-Mytvas -hankkeessa aloitetun, ns. satunnaisruuduilla tehtävän seurannan (luvut 4.1–4.5) jatkaminen riittävän säännöllisesti ja laajassa mittakaavassa on keskeisen tärkeää sekä ympäristötuen perustoimenpiteiden vaikuttavuuden että maatalousluonnon tilassa tapahtuvien yleisten muutosten seuraamiseksi. Kasvien, perhosten ja lintujen seuranta on mahdollista järjestää kustannustehokkaasti seuraamalla pientä määrää alueita vuosittain ja toteuttamalla laajemat seurantaotannot sekä maisemarakenteen muutosten seuranta noin viiden vuoden välein. Seuraava laaja otanta tulisi toteuttaa vuonna 2010.

**Peltojen rikkakasviseuranta.** Nykyistä seurantakokonaisuutta olisi mahdollista vahvistaa liittämällä mukaan Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen rikkakasviseuranta, jota on toteutettu jo kolme kertaa noin 10 vuoden välein (Salonen ym. 2001). Tämä korjaisi nykyisessä seurantakokonaisuudessa olevan puutteen viljeltyjen peltojen lajiston seurannan osalta.

**Monimuotoisuuskaistat.** Ympäristöuessa ei tällä hetkellä ole merkittävästi luonnon moni-

**Taulukko 6.** Yhteenveto seurantatutkimuksen tarpeista ohjelmakaudella 2007–2013.

Toimenpide/Tutkimusaihe	Aiempi tutkimus	Seurannan jatkamistarve	Tarvetta uudelle tutkimukselle
<b>Perus- ja lisätoimenpiteet</b>			
Satunnaisruutututkimus	luvut 4.1–4.5	+++	
Peltojen rikkakasviseuranta	Salonen ym. 2001		++
Maatilan luonnon monimuotoisuuskartoitus			+++
Erilaiset luonnon monimuotoisuuskaistat			+++
Monivuotiset kasvipeitteiset kesannot	Hyvönen 2007b, Kuussaari ym. 2007	++	+
<b>Erityistuet</b>			
Luonnonmukaisen tuotannon erityistuki	luku 4.6, Salonen ym. 2001	++	
Perinnebiotooppien hoidon erityistuki	luvut 4.7 ja 4.8, Schulman ym. 2006	++	
Luonnon ja maiseman monimuotoisuuden erityistuki	Schulman ym. 2006	++	
Monivaikutteisten kosteikkojen erityistuki	J. Tiainen ym. valmisteilla, Puustinen ym. 2007		++
Suojavyöhykkeet			++
Ei-tuotannollinen investointituki, perinnebiotoopit			+
Ei-tuotannollinen investointituki, kosteikot			+
Visuaalinen maisema	luku 4.9	++	

muotoisuutta edistäviä perus- tai lisätoimenpiteitä. Tämän vuoksi tarve kehittää ja vertailla potentiaalisesti vaikuttavia ja laajalti toteutettavissa olevia toimenpiteitä on suuri. Kaikille maataloille soveltuvan toimenpiteen tulisi luontevimmin liittyä pientareisiin, sillä arvokkaampia luontokohteita kuten perinnebiotooppeja on vain osalla tiloista. Mahdollisia toimenpiteitä voisivat olla esimerkiksi laajoja peltoaukeita halkovat viljelemättömät tai metsänreunoille jätetyt luonnon monimuotoisuuskaistat. Näiden tässäkin raportissa ehdotettujen uusien toimenpiteiden tehokkuutta voitaisiin selvittää kokeellisten hoitojärjestelyjen avulla.

**Maatilan monimuotoisuuskartoitus.** Ohjelmakaudella 2007–2013 kaikkien ympäristötukeen sitoutuneiden viljelijöiden tulee laatia kartoitus maatilansa arvokkaista luontokohteista. Tästä uudesta perustoimenpiteestä tarvitaan empiiristä tutkimustietoa, jotta kartoituksen sekä sitä varten laadittujen lomakkeiden ja ohjeiden laatua, puutteita ja vaikuttavuutta voidaan arvioida.

**Perinnebiotooppien hoito.** Erityistuella hoidettavien perinnebiotooppien tilan seuranta tulee jatkaa, jotta tukimuodon toimivuutta ja kohteiden hoidon laatua pystytään arvioimaan. Parhaiten tämä onnistuisi jatkamalla Luonto-Mytvas -hankkeessa aloitettuja seurantoja, perinnebiotooppien lajiston (luvut 4.7 ja 4.8) sekä tukikohteiden ja hoitotoimien laadun seuranta (Schulman ym. 2006). Lajistoseurantojen päämielenkiinto on ympäristötuella uudelleen laidunnukseen otettujen niittyjen lajiston ennallistumisessa (luku 4.8). Seurantaotantat olisi mielekästä toteuttaa noin viiden vuoden välein.

**Muut erityistuet.** Muiden erityistukien osalta tietotarpeet koskevat luonnon monimuotoisuuden ja maisemanhoidon, luonnonmukaisen tuotannon, suojavyöhykkeiden ja perustettujen kosteikkojen luontovaikutuksia. Luonnon monimuotoisuuden ja maisemanhoidon vaikuttavuuden seuranta olisi mielekästä jatkaa vastaavanlaisilla tilakäynnillä, joita tehtiin Luonto-Mytva:ssa vuonna 2005 (Schulman ym. 2006). Luonnonmukaisen tuotannon vaikutuksia lintuihin ja pölyttäjähönteisiin tutkittiin melko laajasti yhtenä Luonto-Mytva:n osana (luku 4.6). Näiden alueiden seuranta olisi mielekästä jatkaa esimerkiksi viiden vuoden välein, ja suppeammin vuosittain. Vuosittaista seuranta tarvitaan, jotta vuosien välinen satunnaisvaihtelu voidaan havaita ja kontrolloida analysoitaessa harvemmin kerättyjä laajoja lajiaineistoja.

Suojavyöhykkeiden luontovaikutukset vaativat oman maastotutkimuksensa. Tällaista osahanketta luonnosteltiin toteutettavaksi jo Luonto-Mytva:n viimeisinä vuosina, mutta sen toteutukseen ei vielä löytynyt rahoitusta. Tutkimus tulisi toteuttaa ohjelmakauden 2007–2013 aikana. Alaville pelloille perustettavat monivaikutteiset kosteikot ovat vesiensuojelun kannalta lupaava erityistuen toimenpide. Niiden merkityksestä eliölajistolle on kuitenkin tietoa lähinnä linnuston osalta (J. Tiainen ym. valmisteilla; Puustinen ym. 2001, 2007). Kosteikkojen sekä niiden erilaisten perustamistapojen vaikutuksia olisi tarpeen tutkia muidenkin eliöryhmien, kuten vesikasvien ja -selkärangattomien kannalta.

## 8 Kiitokset

Kiitämme lämpimästi seuraavia eri osahankkeiden tutkimusaineistojen keräämiseen ja työstämiseen osallistuneita henkilöitä: Mira Heiskanen, Kati Komulainen, Kristiina Kurppa, Laura Murto, Hanna-Maija Nikunen, Susanne Nikunen, Eeva Putro, Katja Raatikainen, Anna Schulman, Henna Seppälä, Hanna Sinkko, Leena Soininen, Sanna Tarmi ja Pekka Ylhäinen (kasvit), Eeva-Liisa Alanen, Mikael ja Lasse Englund, Kari Haapala, Vesa Hyyryläinen, Harri Jalava, Ali Karhu, Seppo Kontiokari, Sami Lindgren, Olli Loukola, Reijo Myyrä, Tatu Sallinen, Jere Salminen, Keijo Seppälä, Mia Vaittinen ja Pekka Vantanen (perhoset ja mesipistiäiset), Heikki Ajosenpää, Margus Ellermaa, Olli Günther, Irina Herzon, Hannu Holmström, Kalle Huttunen, Jouni Kalmari, Sampo Laukkanen, Timo Metsänen, Henrik Murdoch, Ossi Nokelainen, Heikki Pakkala, Jarmo Piironen, Esko Rajala, Tapio Sadeharju, Jarkko Santaharju, Keijo Seppälä, Hannu Sillanpää, Juhani Sirkiä, Hannu Tammelinen, Ari Viita ja Timo Virtanen (linnut), Jussi Ikävalko ja Joona Lehtomäki (maisemarakenne), Jan-Peter Bäckman, Outi Ekroos, Irina Herzon, Hannu Holmström, Jyrki Holopainen, Timo Metsänen ja Jarmo Piironen (luonnonmukainen tuotanto), Ritva Kemppainen, Johanna Kolehmainen, Heidi Lyytikäinen, Sari Savolainen

ja Henna Seppälä (perinnebiotoopit), Oiva Hakala, Reija Hietala, Martina Motzbäuchel ja Tuula Vehanen (maiseman seuranta).

Seppo Rekolainen auttoi tärkeällä tavalla Luonto-Mytvaksen käynnistämässä. Lisäksi haluamme kiittää tutkimuskokonaisuuden suunnitteluun ja käynnistämiseen osallistuneita tutkijoita Aulikki Alasta, Sirpa Kurppaa, Jere Salmista, Juha Pykälää ja Anna Schulmania, sekä rahoittajatahojen edustajia Tarja Haarasta ja Sini Walleniusta maa- ja metsätalousministeriöstä ja Heikki Latostenmaata, Leena-Marja Kaurannetta ja Silja Suomista ympäristöministeriöstä. Tarja Haaranen, Sini Wallenius, Anne Vainio ja Anne Antman maa- ja metsätalousministeriöstä auttoivat ystävällisesti ja asiantuntevasti ympäristötuen toimenpiteisiin liittyvissä kysymyksissä. Kiitämme tutkimusaluidemme maanomistajia luvasta tehdä tutkimuksiamme heidän maillaan ja raportin valokuvien kuvaajia valokuvien saamisesta raporttiin ilman kuvauspalkkioita. Lopuksi kiitämme maa- ja metsätalousministeriötä ja ympäristöministeriötä seurantatutkimuksen rahoittamisesta ja maatalouden ympäristötuen seurantaryhmää tutkimuksen asiantuntevasta ohjauksesta.



## Kirjallisuus

- Aalto, V., Bäckman, J.-P. & Helenius, J. 2004: Plant and bumblebee species diversity in boundaries of organic and conventional agricultural fields. Sivut 13–21 teoksessa J. Helenius & J.-P. Bäckman (toim.): Functional diversity in agricultural field margins. ANP 2004:722. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. (Saatavilla verkossa: [www.norden.org/pub/miljo/jordogskov/sk](http://www.norden.org/pub/miljo/jordogskov/sk))
- Balmford, A., Crane, P., Dobson, A.P., Green, R.E & Mace, G.M. 2005: The 2010 challenge: data availability, information needs, and extraterrestrial insights. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360: 221–228.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.
- Clough, Y., Kruess, A. & Tschamtkke, T. 2007: Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology* 44: 22–28.
- Ekroos, J., Piha, M. & Tiainen, J. 2008: Role of organic and conventional field boundaries on boreal bumblebees and butterflies. *Agriculture, Ecology and Environment* (painossa, mutta saatavilla sähköisesti online, doi: 10.1016/j.agee.2007.09.003).
- Feber, R.E., Firbank, L.G., Johnson, P.J. & Macdonald D.W. 1997: The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 64: 133–139.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F, Stuart, R.C, Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. & Firbank, L.G. 2005: Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1: 431–434.
- Gabriel, D. & Tschamtkke, T. 2007: Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 43–48.
- Grönroos, J., Rekolainen, S., Palva, R., Granlund, K., Bärlund, I., Nikander, A. & Laine, Y. 1998: Maatalouden ympäristötuki: toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset v. 1995–1997. *Suomen ympäristö* 239: 1–77.
- Grönroos, J., Hietala-Koivu, R., Kuussaari, M., Laitinen, P., Lankoski, J., Lemola, R., Miettinen, A., Perälä, P., Puustinen, M., Schulman, A., Salo, T., Siimes, K. & Turtola, E. 2007: Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006. *Suomen ympäristö* 19/2007, 168 s.
- Helenius, J., Herzon, I., Hyvönen, T., Kuussaari, M. & Tiainen, J. 2007: Kesantoja tarvitaan jatkossakin monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Maaseudun Tulevaisuus* 8.10.2007.
- Heliölä, J., Kuussaari, M., Pykälä, J. & Schulman, A. 2004a: Luonnon monimuotoisuuteen liittyvät ympäristötuen vaikutukset. Sivut 146–169 teoksessa M. Puurunen (toim.): Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Heliölä, J., Alanen, E.-L. & Kuussaari M. 2004b: Perhosten monimuotoisuus maatalousalueilla. Sivut 37–54 teoksessa: A. Schulman, J. Heliölä & M. Kuussaari (toim.) 2004: Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. *Suomen ympäristö* 734.
- Hietala-Koivu, R. 2004: Maaseutumaisemaan liittyvät ympäristötuen vaikutukset. Sivut 170–183 teoksessa Puurunen, M. (toim.): Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Hole, D.G., A.J. Perkins, J.D. Wilson, I.H. Alexander, P.V. Grice & A.D. Evans 2005: Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 11–130.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D. & Tschamtkke, T. 2007: Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44: 41–49.
- Huusela-Veistola, E., Helenius, J., Kinnunen, H., Tiainen, J. & Tiira, M. 2004: Viljelykasvustojen selkärangattomat eläimet. Sivut 112–127 teoksessa *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki.
- Hyvönen, T. 2007a: Can conversion to organic farming restore the species composition of arable weed communities? *Biological Conservation* 137:382–390.
- Hyvönen, T. 2007b: Kesantojen kasvilajiston monimuotoisuus ja siemenravinnon tuotto linnuille. Sivut 13–25 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja 110.
- Hyvönen, T., Huusela-Veistola, E., Kuussaari, M. & Härmä, O. 2005: Kesannot kiertoon – lajiston monimuotoisuutta kesantojen avulla. *Maaseudun Tulevaisuus, Koetoiminta ja käytäntö –liite* 19.12.2005.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H. & Tiainen, J. 2003: Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 131–149.
- Karttunen, J., Mattila, P., Myyrä, S. & Uusitalo, P. 2002: Esteiden aiheuttamien haittojen arvo peltoviljelyssä. *Maa- ja elintarviketalous* 14, 59 s. + 5 liitettä.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B. & Siriwardena, G. M. 1999: The second silent spring? *Nature* 400: 611–612.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. *Suomen Ympäristö* 709: 1–212.
- Kuussaari, M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007: Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Sivut 47–69 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja 110.
- Luoto, M. 2000a: Spatial analysis of landscape ecological characteristics of five agricultural areas in Finland by GIS. *Fennia* 178: 15–54.
- Luoto, M. 2000b: Landscape ecological analysis and modelling of habitat and species diversity in agricultural landscapes using GIS. *Turun yliopiston julkaisuja, Sarja AII* 141: 1–144.
- Luoto, M. 2000c: Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agricultural area in Finland. *Plant Ecology* 149: 157–168.
- Luoto, M., Kuussaari, M., Rita, H., Salminen, J. & von Bonsdorff, T. 2001: Determinants of distribution and abundance in the Clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography* 24: 601–617.

- Luoto, M., Toivonen, T. & Heikkinen, R. K. 2002a: Prediction of total and rare plant species richness from satellite images and topographic data in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 195–217.
- Luoto, M., Kuussaari, M. & Toivonen, T. 2002b: Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. *Journal of Biogeography* 29: 1027–1037.
- Luoto, M., Pykälä, J. & Kuussaari, M. 2003a: Decline of landscape scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal for Nature Conservation* 11: 171–178.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003b: Loss of plant species richness and habitat connectivity of grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32: 447–452.
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius, J. 2002: Revisiting the species area relationship in a semi natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 137–148.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2000a: Horisontaalinen maaseudun kehittämissuunnitelma. Helsinki, 176 s. + 58 liitesivua.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2000b: Maisemanhoito, luonnon monimuotoisuus, perinnebiotoopit. Maatalouden ympäristötuen erityistuet v. 2000–2006. Maa- ja metsätalousministeriö.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2003: Maatalouden ympäristötöiden seurantarviinnin väliraportti. Työryhmämuistio 2003:7.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2006: Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. Ennakoarviointi. Julkaisematon raportti, 31.3.2006. 115 s. (Saatavilla verkossa: [http://www.mmm.fi/fi/index/etusivu/maaseutu\\_rakentaminen/ohjelmakausi20072013/mannersuomi.html](http://www.mmm.fi/fi/index/etusivu/maaseutu_rakentaminen/ohjelmakausi20072013/mannersuomi.html))
- Maa- ja metsätalousministeriö 2007: Maatalouden ympäristötöiden sitomusehdot 2007. Maa- ja metsätalousministeriö 21.03.2007.
- Mutanen, T. 2002: Pikkuperhoset perinnebiotooppien indikaattoreina. Pro gradu –tutkielma, Biologian laitos, Oulun yliopisto.
- Myyrä, S. 2002: Tilusrakenteen vaikutus tuotannon järjestämiseen ja kannattavuuteen. MTT Taloustutkimus. Tutkimuksia 253/2002, 35 s.
- Mäder, P., Fliebach, U.A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. 2002: Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694–1697.
- Nuutinen, V., Terhivuo, J., Ketoja, E., Nieminen, M. & Siren, T. 2007: Peltojen lieriyhteisöjen alueellinen vaihtelu suhteessa maaperään ja pellon käyttöön. Sivut 313–330 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja 110.
- Piha, H. 2006: Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. Väitöskirja, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007: Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation* 140: 50–61.
- Pimentel D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D. & Seidel, R. 2005: Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience* 55: 573–582.
- Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K. & Grönroos, J. 2001. Maatalouden ympäristötöiden toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. MYTVAS-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 478: 1–92.
- Puurunen, M. (toim.) 2004: Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisuja 1/2004.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. & Sammalkorpi, I. 2001: Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007: Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21/2007.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardt, T. & Thies, C. 2005: The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42: 873–882.
- Rundlöf, M. & Smith, H.G. 2006: The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43: 1121–1127.
- Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. 2001: Weeds in spring cereal fields in Finland – a third survey. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 347–364.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006: Maatalouden ympäristötöiden sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen. Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö 3/2006.
- Tarmi, S. & Helenius, J. 2002: Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasvivyhteisöjen monimuotoisuus. Helsingin yliopiston Soveltavan biologian laitoksen julkaisuja 9: 1–35.
- Tarmi, S., Tuuri, H. & Helenius, J. 2002. Plant communities of field boundaries in Finnish farmland. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 121–135.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.) 2004: Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki.
- Turtola, E., Lemola, R., Laitinen, P., Kiljala, J., Esala, M., Rämö, S., Huttu, S., Joki-Tokola, E., Hakkola, H. & Lehto, E. 2005: Ympäristökuormitus luonnonmukaisessa viljelyssä – tutkimusvuosien 1997–2004 loppuraportti. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. 68 s., moniste.
- UNEP 2006. United Nations Environment Programme. Convention on Biological Diversity. 2010 Biodiversity Target. <http://www.biodiv.org/2010-target/default.asp>.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 40: 984–993.
- Weibull, A., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. 2000: Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23: 743–750.
- Ylikangas, V. 2004: Peltotilusjärjestelyjen tarve ja mahdollisuudet Suomessa. Maanmittauslaitoksen julkaisuja nro 95, 24 s. + liitteet.

## Raportin kirjoittajien yhteystiedot

### **Ekroos, Johan**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti : johan.ekroos@helsinki.fi

### **Heikkilä, Tapio**

Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto, PL 35, 00023 Valtioneuvosto.  
Sähköposti: tapio.heikkila@ymparisto.fi

### **Helenius, Juha**

Soveltavan biologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti: juha.helenius@helsinki.fi

### **Heliölä, Janne**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: janne.heliola@ymparisto.fi

### **Holopainen, Jyrki**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, PL 2, 00791 Helsinki.  
Sähköposti: jyrki.holopainen@welho.com

### **Härjämäki, Kimmo**

Varsinais-Suomen perinnemaisemayhdistys ry, c/o Takalantie 4, 25250 Märynummi.  
Sähköposti: kimmo.harjamaki@vsperinnemaisemat.net

### **Jauni, Miia**

Soveltavan biologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti: miia.jauni@helsinki.fi

### **Kivinen, Sonja**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: sonja.kivinen@ymparisto.fi

### **Kuussaari, Mikko**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: mikko.kuussaari@ymparisto.fi

### **Luoto, Miska**

Oulun yliopisto, Maantieteen laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto.  
Sähköposti: miska.luoto@oulu.fi

### **Paukkunen, Juhu**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti: jpaukkun@mappi.helsinki.fi

### **Piha, Markus**

Luonnontieteellinen keskusmuseo, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti: markus.piha@helsinki.fi

### **Pykälä, Juha**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: juha.pykala@ymparisto.fi

### **Raatikainen, Katja**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: katja.raatikainen@metsa.fi

### **Rintala, Jukka**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, PL 2, 00791 Helsinki.  
Sähköposti: jukka.rintala@rktl.fi

### **Seimola, Tuomas**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, PL 2, 00791 Helsinki.  
Sähköposti: tuomas.seimola@rktl.fi

### **Söderman, Guy**

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki.  
Sähköposti: guy.soderman@ymparisto.fi

### **Tiainen, Juha**

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, PL 2, 00791 Helsinki.  
Sähköposti: juha.tiainen@rktl.fi

### **Vepsäläinen, Ville**

Luonnontieteellinen keskusmuseo, PL 17, 00014 Helsingin yliopisto.  
Sähköposti: ville.vepsalainen@helsinki.fi

## LIITE. Luonto-Mytvas -hankkeen tuottamat julkaisut

### A. Hankkeen tutkimuksista valmistuneet asiantuntijatarkastetut tieteelliset artikkelit (40 kpl)

- Ekroos, J., Piha, M. & Tiainen, J. 2007: Role of organic and conventional field boundaries on boreal bumblebees and butterflies. – Agriculture, Ecology and Environment (painossa, mutta saatavilla sähköisesti online, doi: 10.1016/j.agee.2007.09.003).
- Hietala-Koivu, R. 2002. Landscape and modernizing agriculture: a case study of three areas in Finland in 1954–1998. – Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 273–281.
- Hietala-Koivu, R., Järvenpää, T. & Helenius, J. 2004. Value of semi-natural areas as biodiversity indicators in agricultural landscapes. – Agriculture, Ecosystems and Environment 101: 9–19.
- Hietala-Koivu, R., Lankoski, J. & Tarmi, S. 2004. Loss of biodiversity and its social cost in an agricultural landscape. – Agriculture, Ecosystems and Environment 103: 75–83.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Helenius, J. 2006: Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, habitat, soil and geographical location. – Journal of Biogeography 33:862–875.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2007: Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. – Agriculture, Ecosystems and Environment 122:366–376.
- Luoto, M. 2000b: Spatial analysis of landscape ecological characteristics of five agricultural areas in Finland by GIS. – Fennia 178:15–54.
- Luoto, M. 2000c: Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agricultural area in Finland. – Plant Ecology 149:157–168.
- Luoto, M., Kuussaari, M., Rita, H., Salminen, J. & von Bonsdorff, T. 2001: Determinants of distribution and abundance in the Clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. – Ecography 24:601–617.
- Luoto, M., Kuussaari, M. & Toivonen, T. 2002a: Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. – Journal of Biogeography 29:1027–1037.
- Luoto, M., Pykälä, J. & Kuussaari, M. 2003a: Decline of landscape scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. – Journal for Nature Conservation 11:171–178.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003b: Loss of plant species richness and habitat connectivity of grasslands associated with agricultural change in Finland. – Ambio 32:447–452.
- Luoto, M., Toivonen, T. & Heikkinen, R. K. 2002b: Prediction of total and rare plant species richness from satellite images and GIS data in agricultural landscapes. – Landscape Ecology 17:195–217.
- Ma, M., Tarmi, S. & Helenius, J. 2002: Revisiting the species area relationship in a semi natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. – Agriculture, Ecosystems and Environment 89:137–148.
- Piha, M., Lindén, A., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2007a: Linking weather conditions and human-induced habitat changes to population dynamics of a farmland passerine bird. – Annales Zoologici Fennici 44:20–34.
- Piha, M., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2003: Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* at territory and landscape scales in agricultural landscapes of southern Finland. – Ornis Fennica 80:97–110.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007b: Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. – Biological Conservation 140: 50–61.
- Piha, M., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007c: Modelling diversity and abundance of Finnish farmland birds – landscape characteristics define the diversity and conservation hotspots. – Käsikirjoitus.
- Pykälä, J. 2003: Effects of restoration with cattle grazing to plant species composition and richness of semi-natural grasslands. – Biodiversity and Conservation 12:2211–2226.
- Pykälä, J. 2004: Cattle grazing increases the plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. – Plant Ecology 175:217–226.
- Pykälä, J. 2005: Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. – Agriculture, Ecosystems and Environment 108:109–117.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. & Kontula, T. 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. – Basic and Applied Ecology 6:25–33.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2004: Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. – Ecological Applications 14:1656–1670.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005: Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. – Biological Conservation 122:465–478.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K. & Kuussaari, M. 2006: Comparative responses of plants and herbivore insects to continuous gradient of vertebrate grazing. – Oikos 115:401–412.
- Raatikainen, K.M., Heikkinen, R.H. & Pykälä, J. 2007: Impact of local and regional factors on vegetation of boreal semi-natural grasslands. – Plant Ecology 189:155–173.
- Rintala, J. & Tiainen, J. 2007a: Indexing long-term regional bird population dynamics with nestling ringing data. – Annales Zoologici Fennici 44:115–140.
- Rintala, J. & Tiainen, J. 2007b: An age-structured model of a passerine bird: delayed density-dependence turns into ten-year cyclic dynamics in 1951–2005. – Käsikirjoitus.
- Rintala, J. & Tiainen, J. 2008: A model incorporating a reduction in carrying capacity translates brood size trends into a population decline: the case of the Finnish starlings, 1951–2005. – Oikos 117:47–59.
- Rintala, J., Tiainen, J. & Pakkala, T. 2003: Population trends of the Finnish Starling *Sturnus vulgaris*, 1952–1998, as inferred from annual ringing totals. – Annales Zoologici Fennici 40:359–379.

- Tahvanainen, L., Ihalainen M., Hietala-Koivu, R., Kolehmainen, O., Tyrväinen, L., Nousiainen, I. & Helenius, J. 2002. Measures of the EU Agri-Environmental Protection Scheme (GAEPS) and their impacts on the visual acceptability of Finnish agricultural landscapes. – *Journal of Environmental Management* 66:213–227.
- Tarmi, S., Tuuri, H., Helenius, J. 2002: Plant communities of field boundaries in Finnish farmland. – *Agriculture and Food Science in Finland* 11:121–135.
- Tattari, S., Schultz, T., Kuussaari, M., 2003. Use of belief network modeling to assess the impact of buffer zones on water protection and biodiversity. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96:119–132.
- Toivonen, T. & Luoto, M. 2003. Landsat TM images in mapping of semi-natural grasslands and analysing of habitat pattern in an agricultural landscape in SW Finland. – *Fennia* 181:49–67.
- van Teeffelen, A.J.A., Cabeza, M., Pöyry, J., Raatikainen, K. & Kuussaari, M. 2007: Maximizing conservation benefit for grassland species with contrasting management requirements. – Käsikirjoitus, tarjottu julkaistavaksi.
- Vepsäläinen, V., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Tiainen, J. 2007b: Habitat heterogeneity and diverse cultivation benefit boreal farmland bird assemblages in cereal dominated agricultural landscapes. – Käsikirjoitus.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005: Population crash of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in an agricultural landscape of southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 42:91–107.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2007a: The importance of breeding-groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. – *Annales Zoologici Fennici* 44:8–19.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2005: Population dynamics and colonisation characteristics of the Tree Sparrow in the agricultural landscapes of southern Finland. – *Ornis Fennica* 82:117–128.
- Yli-Viikari, A., Hietala-Koivu, R., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Perälä, P. & Turtola, E. 2007. Evaluating agri-environmental indicators (AEIs) – use and limitations of international indicators at national level. *Ecological Indicators* 7: 150–163.

## B. Hankkeen raportointi kansallisissa julkaisusarjoissa ja kirjoissa (69 + 9 loppuraportin artikkelia)

- Bäckman, J.-P., Huusela-Veistola, E. & Kuussaari, M. 2004: Pientareiden selkärangattomat eläimet. – Sivut 128–146 teoksessa J. Tiainen, M. Kuussaari, I. Laurila & T. Toivonen (toim.): Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Heikkilä, Tapio 2002: Uurteita äidinkasvoilla. – *Taide* 3/02:24–27.
- Heikkilä, T., 2002. Visual Landscape Monitoring. – *Ptah* 2/2001:40–44.
- Heikkilä, T., 2005. Visuaalinen maisemaseuranta. – Sivut 219–226 teoksessa: Sepänmaa, Y. & Heikkilä-Palo, L. (toim.): Pellossa perihopeat. Maahenki Oy, Helsinki.
- Heikkilä, T. & Hietala-Koivu, R. 2004. Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta. – Sivut 141–152 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: Mytvas-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2004: Asiantuntijakysely ympäristötuen vaikuttavuudesta ja kehittämistarpeista luonnon monimuotoisuuden kannalta. – Sivut 188–193 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2005: Linjalaskenta perhosten tutkimusmenetelmänä. – *Baptria* 30:58–60
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2007: Maatalousalueiden päiväaktiivisten suurperhoslajien ekologinen luokittelu ja kannankehitys. – *Maa- ja elintarviketalous* 110.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2004: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2003 tulokset. – *Baptria* 29:44–48.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2005: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2004 tulokset. – *Baptria* 30:52–57.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2006: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2005 tulokset. – *Baptria* 31:46–50.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2007: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2006 tulokset. – *Baptria* 32: 68–75 .
- Heliölä, J., Kuussaari, M., Pykälä, J. & Schulman, A. 2004: Luonnon monimuotoisuuteen liittyvät ympäristötuen vaikutukset. – Sivut 146–169 teoksessa M. Puurunen (toim.): Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Heliölä, J., Mäki-Kahma, M. & Kuussaari, M. 2004: Luonnon monimuotoisuuden huomioiminen maatalojen toiminnoissa – kyselytutkimus seuranta-alueiden viljelijöille. – Sivut 170–187 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Heliölä, J., Söderman, G., Kuussaari, M. & Paukkunen, J. 2004: Mesipistiäisten monimuotoisuus. – Sivut 82–91 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Hietala-Koivu, R. 2004. Maaseutumaisemaan liittyvät ympäristötuen vaikutukset. – Sivut 170–183 teoksessa M. Puurunen (toim.): Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Hietala-Koivu, R. & Aakkula, J. 2005. Viljelymaisema maatalouden tuotteena. – Sivut 53–61 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P., & Toivonen, T. (toim.): Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Hietala-Koivu, R. 2005. Maaseudun maiseman muutos: maaseutukulttuurin muutoksen arviointia. – Sivut 185–197 teoksessa Häyrynen, S. (toim.): Kulttuurin arviointi ja vaikutusten väylät. Kulttuuripoliittisen tutkimuksen edistämässätiö. CUPORE 12/2005. 185–197. Yliopistopaino, Helsinki.

- Kuussaari, M. 2005: Maatalousympäristön monimuotoisuustrendit. – Sivut 74–91 teoksessa A. Otsamo (toim.): MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset. Hanasaari 17.–18.11.2004, Seminaarikooste. MMM:n julkaisuja 14/2004.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. – Sivut 44–81 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2005: Tehomaatalous ja niittyjen perhostet – Sivu 181 teoksessa K. Mikkola, J. Murtosaari & K. Nissinen (toim.): Perhosten lumo. Suomalainen perhostieto. Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007: Päiväperhosten kannankehitys maatalousluonnon monimuotoisuuden indikaattorina. – Sivut 246–265 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja 110.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Salminen, J. & Niininen, I. 2004: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2000 tulokset. – Baptria 26:69–80.
- Kuussaari, M., Heliölä, J. & Niininen, I. 2002: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2001 tulokset. – Baptria 27:38–47.
- Kuussaari, M., Heliölä, J. & Niininen, I. 2003: Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2002 tulokset. – Baptria 28:18–24.
- Kuussaari, M., Heliölä, J. & Niininen, I. 2003: Päiväaktiiviset suurperhostet ympäristöseurannassa. – Sivut 168–171 teoksessa Saarinen, K. & Jantunen, J. (toim.), Perhostet 2: päivällä lentävät yön perhostet. WSOY, Helsinki.
- Kuussaari, M., Hyvärinen, M. & Luoto, M. 2004: Ympäristön laatu ja populaatioiden elinvoimaisuus. – Sivut 234–247 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Kuussaari, M., Rekolainen, S., Tattari, S., Heliölä, J. & Luoto, M. 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle. – Sivut 258–275 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. – Suomen Ympäristö 709:1–212.
- Liukkonen, T. & Tiainen, J. 2008: Peltopyy – levinneisyys ja elintavat. – Ss. 13–28 teoksessa Mykrä, S. & Väänänen, V.-M. (toim.), Peltopyyn kannanhoito – toimintaa peltoluonnon hyväksi. Luonnon- ja riistanhoitosäätiö, Keuruu.
- Luoto, M., Ikävalko, J., Kivinen, S. & Kuussaari, M. 2004: Maatalousmaiseman rakenne ja sen merkitys lajiston monimuotoisuudelle. – Sivut 110–127 teoksessa Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Luoto, M., Kuussaari, M. & Toivonen, T. 2004: Maisemarakenteen merkitys luonnon monimuotoisuudelle. – Sivut 174–189 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Luotonen, H. ym. valmisteilla. Viljelyalueiden reunavyöhykkeiden maakiitäjäislajiston monimuotoisuus.
- Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004. Kasvien monimuotoisuuden seuranta - toimenpiteiden vaikutukset pientareilla ja suojakaistoilla. – Sivut 30–43 teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Paukkunen, J. 2004. Kasvillisuuden korkeuden merkitys niittyperhosille. – Sivu 215 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Paukkunen, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2007: Maatalousympäristön kimalaisten elinympäristöt ja kannankehitys Suomessa. – Sivut 289–311 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.): Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja 110.
- Pitkänen, M., Kuussaari, M. & Pöyry, J. 2001. Butterflies. – Sivut 51–68 teoksessa Pitkänen, M. & Tiainen, J. (toim.): Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland Conservation Series No 3.
- Pykälä, J. & Alanen, A. 2004: Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen. – Sivut 192–203 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Pykälä, J., Pöyry, J., Kuussaari, M. & Heikkinen, R. 2004: Perinnebiotooppien kasvi- ja eläinlajisto. – Sivut 204–219 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Raatikainen, K. 2004: Maaperän ravinteiden vaikutus tuoreiden niittyjen kasveihin. – Sivu 209 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006. Maatalouden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen – perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. – Suomen ympäristö 3/2006:1–87.
- Tarmi, S. & Bäckman, J.-P. 2004: Pientareiden kasvit. – Sivut 98–111 teoksessa J. Tiainen, M. Kuussaari, I. Laurila & T. Toivonen (toim.): Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Tarmi, S. & Helenius, J. 2002: Maatalouden ympäristötuen mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasvinyhteisöjen monimuotoisuus. – Helsingin Yliopiston Soveltavan Biologian Laitoksen Julkaisuja 9 (35 s. + 18 liites.).
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. – Sivut 26–40 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.) 2004: Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki.
- Tiainen, J. 2004: Peltoriista ja maatalousympäristön monimuotoisuus. – Apaja 2/2004:6–7.
- Tiainen, J. 2004: Riista muuttuvassa maatalousympäristössä. – Teoksessa Nummi, P. & Väänänen, V.-M. (toim.), Riistakirja. Osa 1: Linnut. Weilin+Göös, Helsinki. Ss. 220–222.
- Tiainen, J. 2005: Maatalousympäristön luonnon monimuotoisuusindikaattorit – miksi monimuotoisuuden seuranta? – Teoksessa: Otsamo, A. (toim.), MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset. MMM:n julkaisuja 14/2004:41–52.

- Tiainen, J. 2007: Peltopyy – niin vähälukaiseksi käynyt. – Ss. 33–40 teoksessa Soikkanen, M. & Soikkanen, J. (toim.), Eränkävijä 2007.
- Tiainen, J. 2007: Töyhtöhyppä. – S. 126 teoksessa: Södersved, J., Hohtola, E., Lehikoinen, E. & Valste, J. (toim.), Luonnossa – Linnut 2. Weilin+Göös, Espoo.
- Tiainen, J. 2008: Peltopyyn kannanarviointi ja seuranta. – Ss. 87–90 teoksessa Mykrä, S. & Väänänen, V.-M. (toim.), Peltopyyn kannanhoito – toimintaa peltoluonnon hyväksi. Luonnon- ja riistanhoitosäätiö, Keuruu.
- Tiainen, J. 2008: Maatalousympäristöt. – Ss. 126–127 teoksessa: Södersved, J., Hohtola, E., Lehikoinen, E. & Valste, J. (toim.), Luonnossa – Linnut 3. Weilin+Göös, Espoo.
- Tiainen, J. 2008: Lintujen suojelubiologinen tutkimus. – Ss. 74–77 teoksessa: Södersved, J., Hohtola, E., Lehikoinen, E. & Valste, J. (toim.), Luonnossa – Linnut 3. Weilin+Göös, Espoo.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2000: Maatalousympäristön linnuston muutokset ja seuranta Suomessa. – Linnut-vuosikirja 1999:98–105.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2001: Birds. – Pages 9–12 in Pitkänen, M. & Tiainen, J. (eds.): Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland Conservation Series 3.
- Tiainen, J. & Rintala, J. 2005: Kottaraiskanta on romahtanut. – Luonnonvara 9(2):32.
- Tiainen, J., Helenius, J. & Salonen, J. 2004: Monimuotoisuuden hoito tavanomaisessa maatalousympäristössä. – Sivut 250–257 teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Bäckman, J.-P., Ekroos, J. & Seimola, T. 2004: Luomuviljelyn biodiversiteettivaikutusten seuranta: hyönteiset ja linnut. – Sivut 128–140 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Seimola, T., Ekroos, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2004: Maatalousympäristön pesimälinnuston seuranta. – Sivut 92–109 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.) 2004: Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. – Edita Publishing, Helsinki.
- Tiainen, J., Piha, M., Piironen, J., Rintala, J. & Vepsäläinen, V. 2004: Maatalousympäristön pesimälinnusto. – Sivut 147–163 teoksessa Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki.
- Tiainen, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2007: Kesantojen merkitys pesimälinnustolle (Importance of set-asides for breeding farmland birds). – Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110:70–80. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Tiainen, J. & Rintala, J. 2008: Kottarainen. – Ss. 92–93 teoksessa: Södersved, J., Hohtola, E., Lehikoinen, E. & Valste, J. (toim.), Luonnossa – Linnut 3. Weilin+Göös, Espoo.
- Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007: Suomen maatalousympäristön linnuston muutos 2000-luvulla (Recent trends of breeding farmland bird populations in Finland). – Linnut-vuosikirja 2006:100–108. (Finnish with English summary.)
- Tiainen, J., Rintala, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T., Vepsäläinen, V. & Väisänen, R. A. 2007: Linnut maatalousympäristön luonnon monimuotoisuusindikaattorina (Biodiversity indicators of Finnish agri-environments: a breeding bird indicator). – Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110:215–232. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Tiainen, J. & Vepsäläinen, V. 2008: Peltosirkku. – S. 219 teoksessa: Södersved, J., Hohtola, E., Lehikoinen, E. & Valste, J. (toim.), Luonnossa – Linnut 3. Weilin+Göös, Espoo.
- Tiainen, J. ym. 2008: Maatalouden ympäristötuella perustettujen kosteikkojen merkitys luonnon monimuotoisuudelle. – Valmisteilla.
- Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2004. Ympäristötuen vaikutukset visuaaliseen maisemaan. Sivut 153–169 teoksessa M. Kuussaari, J. Tiainen, J. Helenius, R. Hietala-Koivu & J. Heliölä (toim.): Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709.
- Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2005. Voiko viljelymaiseman laatua mitata? – Sivut 227–233 teoksessa Sepänmaa, Y. & Heikkilä-Palo, L. (toim.): Pellossa perihopeat. Maahenki Oy, Helsinki.
- Vepsäläinen, V. 2005: Peltosirkun ahdinko. – Linnut 40:16–19.

### C. Esitykset kansainvälisissä tieteellisissä kokouksissa ja referoimattomat kansainväliset julkaisut (24)

- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2005: How many counts are needed? Effect of sampling effort on observed species number of butterflies and moths in transect counts. – Sivut 83–84 teoksessa Kuehn, E., Thomas, J., Feldmann, R. & Settele, J. (eds.), Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Proceedings of the Conference. UFZ Leipzig, 5–9 December, 2005. PENSOFT Publishers, Sofia.
- Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L., Helenius, J. 2000. A visual landscape in monitoring of the Finnish agri-environmental programme. In: Simonsen (ed.). How can agricultural statistics meet environmental information. Copenhagen: p.76–84.
- Hietala-Koivu, R. Landscape indicators bridging nature and man – structure, function and value of an agricultural landscape. 2003. In: Dramstad, W. & Sogge, C. (eds.). Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis. Proceedings from the NIJOS/OECD Expert meeting on Agricultural landscape indicators in Oslo, Norway, October 7–9. 2002. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. NIJOS rapport 07. ISBN 82-7464-308-9. 328 p.

- Hietala-Koivu, R. & Helenius, J. 2005. Agroecosystems: Assessing the importance of semi-natural areas as biodiversity sources. Workshop 12: Biodiversity indicators and the 2010 Target, scientific challenges. In: Le Duc, J.-P. (ed.). Proceedings of the International Conference: Biodiversity, Science and Governance. Paris, France, 24–28 January 2005. The Muséum National d'Histoire Naturelle. 303 p. + Dvd rom.
- Kivinen, S., Luoto, M. & Kuussaari, M. 2005: Effects of climate, habitat, soil and geographical location on multi-species richness of boreal agricultural landscapes. – Ecology at multiple scales. The Ecological Society of America (ESA) 90th Annual Meeting held jointly with the IX International Congress of Ecology (INTECOL). August 7–12, 2005, Montréal, Quebec, Canada.
- Kuussaari, M. 2002: Butterfly diversity in agricultural landscapes: the role of field margins and larger uncultivated habitat patches. – Sivut 930–931 teoksessa J.-L. Durand, J.-C. Emile, C. Huyghe & G. Lemaire (toim.): Multifunction grasslands. Quality forages, animal products and landscapes. Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation.
- Kuussaari, M. 2003: Maintaining grassland biodiversity – local management, landscape quality and alternative habitats. – Metapopulation biology – achievements and challenges, Helsinki 14–15 February, 2003.
- Kuussaari, M. 2006: Experiences from other countries: The Finnish agri-environmental evaluation program. – The End-Symposium of the EASY project (Evaluating current European Agri-environment Schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes). January 30 – February 1, 2006, Wageningen, The Netherlands.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2001: National and regional level farmland biodiversity indicators in Finland. – Proceedings of the OECD Expert Meeting on Agri-Biodiversity Indicators, Zurich, Switzerland, 5–8 November 2001. Available in the Internet in <http://www.oecd.org>.
- Kuussaari, M., Heliölä, J. & Luoto, M. 2003: National and regional level farmland biodiversity indicators in Finland. – Sivut 29–40 teoksessa Groom, G. (toim.): Development in image application for Nordic landscape level monitoring. NMR Diverse Series 2003. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.
- Kuussaari, M., Heliölä, J. & Luoto, M. 2004: Farmland biodiversity indicators and monitoring in Finland. – Sivut 29–40 teoksessa G. Groom (toim.): Development in image application for Nordic landscape level monitoring. Nordic Council of Ministers. ANP 2004:705.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2005: Determinants of species richness of butterflies and moths in Finnish agricultural landscapes. – Proceedings of Butterfly Conservation's 5th International Symposium "Lepidoptera as indicators of biodiversity conservation", Southampton University, 8–10 April, 2005.
- Luoto, M., Kuussaari, M. & Toivonen, T. 2002: Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. – Abstract for the 9th European Ecological Congress (Eureco '02), Lund, Sweden, 27 July-1 August, 2002.
- Piha, M., Lindén, A., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2004: Linking habitat changes and weather conditions to population dynamics – a case study of the Skylark *Alauda arvensis*. – Abstracts of Bird numbers 2004. 16th Conference of the European Bird Census Council, 6–11 September, 2004. Kayseri, Turkey.
- Piha, M., Lindén, A., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2005: Linking weather conditions and human induced habitat changes to population dynamics of a farmland passerine bird. – Ecology at multiple scales. The Ecological Society of America (ESA) 90th Annual Meeting held jointly with the IX International Congress of Ecology (INTECOL). August 7–12, 2005, Montréal, Quebec, Canada.
- Piha, M., Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J. & Rintala, J. 2001: Trends of breeding bird populations in Finnish farmland. – Poster and Abstract at the 15th Int. Conf. European Bird Census Council.
- Pykälä, J. 2002: Decline of uncommon plant species after abandonment of mesic grasslands. – Sivut 836–837 teoksessa Durand, J.-L., Emile, J.-C., Huyghe, C. & Lemaire, G. (toim.), Multifunction grasslands. Quality forages, animal products and landscapes. Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation.
- Pöyry, J. & Lindgren, S. 2002: Communities of day-active Lepidoptera in three types of grasslands with different grazing history. – Proceedings of the 4th International Conference on the Biology of Butterflies, Leiden 23–27 March, 2002.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Paukkunen, J., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005: Opposing effects of restoration and abandonment on butterfly and moth communities in semi-natural grasslands. – Proceedings of Butterfly Conservation 5th International Symposium: Lepidoptera as indicators of biodiversity conservation, Southampton University, 8–10 April, 2005.
- Tiainen, J. 2004: The Finnish farmland bird indicator before and after joining EU: Does the agri-environmental program help the birds? – Abstracts of Bird numbers 2004. 16th Conference of the European Bird Census Council, 6–11 September, 2004. Kayseri, Turkey.
- Tiainen, J., Pakkala, T., Piironen, J., Rintala, J. & Sirkiä, J. 2001: Long-term population development of Skylarks *Alauda arvensis* in Finland. – Sivut 11–24 teoksessa Donald, P. F. & Vickery, J. A. (toim.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. RSPB, Sandy, UK.
- Tiainen, J., Piha, M., Rintala, J., Pakkala, T., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007: Birds as indicators of biodiversity values in Finnish farmland. – Abstracts of Bird numbers 2007. 17th Conference of the European Bird Census Council, 17–22 April, 2007. Chiavenna, Italy.
- Vepsäläinen, V. 2004: Population crash of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in an agricultural landscape in southern Finland. – Abstracts of Bird numbers 2004. 16th Conference of the European Bird Census Council, 6–11 September, 2004. Kayseri, Turkey.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005: The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* as the key indicator for monitoring the ecological quality of agricultural landscapes: A study with multi-scale approach. – Ecology at multiple scales. The Ecological Society of America (ESA) 90th Annual Meeting held jointly with the IX International Congress of Ecology (INTECOL). August 7–12, 2005, Montréal, Quebec, Canada.

## D. Tieteelliset opinnäytetyöt (17)

- Budavičiūtė, S. 2007. Agronomically harmful weeds in field margins in Finland: distribution and functions. – MSc thesis, University of Vilnius.



- Ekroos, J. 2005: Effekten av ekologisk odling på dagaktiva fjärilar och hummlor. – Pro gradu -avhandling Institutionen för bio- och miljövetenskapen, Helsingfors universitet.
- Heikkilä, T. 2007a. Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvaseuranta. Teksti.  
– Musta Taide ja Taideteollinen korkeakoulu, Helsinki. Väitöskirja (232 s.).
- Heikkilä, T. 2007b. Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Kuvat.  
Visual Monitoring of Finnish Landscapes. Photographic Documentation of Changes in Cultural Landscapes. Photographs.  
– Musta Taide ja Taideteollinen korkeakoulu, Helsinki. Väitöskirja (164 s.).
- Hietala-Koivu, R. 2003: Lost field margins. A study of landscape change in four case areas in Finland between 1954 and 1998.  
– Turun yliopiston julkaisuja, sarja A osa 165. Väitöskirja.
- Jauni, M. 2006. Kasviyhteisöjen monimuotoisuus viljely-ympäristössä. – Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto.
- Kivinen, S. 2007: Local and regional scale determinants of biodiversity patterns in boreal agricultural landscapes.  
Turun yliopiston julkaisuja, Sarja AII, 214 (101 s.). Väitöskirja.
- Luoto, M. 2000a: Landscape ecological analysis and modelling of habitat and species diversity in agricultural landscapes using GIS. – Turun yliopiston julkaisuja, Sarja AII, 141 (144 s.). Väitöskirja.
- Ma, M. 2006. Plant species diversity of buffer zones in agricultural landscapes : in search of determinants from the local to regional scale. Publications / University of Helsinki, Department of Applied Biology 27 (78 s.). Väitöskirja.
- Mutanen, T. 2002: Pikkuperhoset perinnebiotooppien indikaattoreina. – Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto.
- Mäki-Kahma, M. 2003: Luonnon monimuotoisuuden huomioiminen suomalaisten maatalojen toiminnoissa – kyselytutkimus MYTVAS II –tutkimusalueiden aktiiviviljelijöille. – Opinnäytetyö, Laurea-ammattikorkeakoulu. Hyvinkää 2003.
- Paukkunen, J. 2004: Elinympäristön paikallisen laadun, pinta-alan ja yhdistyneisyyden vaikutus tuoreiden niittyjen perhosyhteisöihin. – Pro gradu -tutkielma, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Piha, M. 2007: Spatial and temporal determinants of Finnish farmland bird populations. – Väitöskirja, Helsingin yliopisto.
- Raatikainen, K. 2004: Maaperän ravinteiden ja hoidon merkitys tuoreiden niittyjen kasvillisuudelle.  
– Pro gradu. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Rintala, J. 2007: Dynamics of Finnish starlings in 1951–2005: from monitoring to population modeling.  
– Väitöskirja, Helsingin yliopisto.
- Vaittinen, M. 2004: Erilaisten elinympäristöjen merkitys päiväaktiivisten perhosten monimuotoisuudelle maatalousympäristössä. Pro gradu -tutkielma, Joensuun yliopisto.
- Vepsäläinen, V. 2007: Farmland birds and habitat heterogeneity in intensively cultivated boreal agricultural landscapes.  
– Väitöskirja, Helsingin yliopisto.

## E. Tulosten popularisointi aikakausi- ja sanomalehdissä (II)

- Helenius, J., Herzon, I., Hyvönen, T., Kuussaari, M. & Tiainen, J. 2007: Kesantoja tarvitaan jatkossakin monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – Maaseudun Tulevaisuus 8.10.2007.
- Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2001: Maatalousympäristön päiväperhoset. – Ympäristö 15:19–20.
- Kuussaari, M. & Pykälä, J. 2003: Niittyjä tutkitaan Suomessa monipuolisesti. – Helsingin Sanomat, 4.6.2003.
- Kuussaari, M., Pykälä, J. & Pöyry, J. 2004: Kedot hoitoon – niittyjen monimuotoisuus kunniaan.  
– Maaseudun Tulevaisuus, 8.11.2004, s. 2.
- Kuussaari, M., Luoto, M. & Pöyry, J. 2005: Niittyjen päiväperhoskannat ovat taantuneet. – Helsingin Sanomat, 18.9.2005.
- Tiainen, J. 2002: Rukiin viljely rikastuttaa luontoa. – Vieraskynä. Helsingin Sanomat 11.10.2002.
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön monimuotoisuus tarvitsee suojelua. – Yliö. Maaseudun Tulevaisuus 25.10.2004.
- Tiainen, J. 2004: Millainen on maatalousympäristöjemme pesimälinnusto? – Elonkehä 13/2004:4–5 ja 14/2004:5.
- Tiainen, J. 2006: Miten käy luonnon monimuotoisuuden maatalousympäristössä? – Luonnonsuojelija 4/06:21.
- Tiainen, J. & Rintala, J. 2007: Kottaraisen vähenemisen syyt. – Suomen Luonto 66:57–58.
- Turtola, E. & Kuussaari, M. 2001: Muuttuuko maatalousympäristö ja mihin suuntaan? – Maaseudun Tulevaisuus 11.7.2001, yliö.

## KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus SYKE			Julkaisu-aika Maaliskuu 2008
Tekijä(t)	Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen ja Juha Helenius (toim.)			
Julkaisun nimi	<b>Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS loppuraportti 2000–2006</b>			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 4/2008			
Julkaisun teema	Luonto			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös Internetistä <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
Tiivistelmä	<p>Maatalouden ympäristötuen vaikutusten seuranta tutkimuksen (MYTVAS 2; 2000–2006) luonnon monimuotoisuuteen ja maisemaan keskittyvässä osuudessa (Luonto-Mytvas) toteutettiin vuosina 2000–2006 17 osatutkimusta. Näistä 9 osahankkeen tulokset esitetään tässä raportissa.</p> <p>Neljällä maantieteellisellä alueella vuosina 2001–2006 tehdyt seuranta tutkimukset tuottivat alueellisesti kattavat tiedot eri eliöryhmien (kasvit, perhoset, mesipistiäiset, linnut) lajistollisen monimuotoisuuden ja yhteisökoostumuksen vaihtelusta ja kehityksestä tavallisilla suomalaisilla maatalousalueilla. Vuoden 2001 laajan otannan tulokset määrittivät monimuotoisuuden lähtötason, johon myöhempien seurantaotantojen tuloksia voidaan verrata. Tutkimus tuotti runsaasti tietoa lajimääriin ja lajiston koostumukseen vaikuttavista ympäristötekijöistä eri eliöryhmissä ja tulosten perusteella tunnistettiin eri eliöryhmien esiintymiseen vaikuttavia avaintekijöitä. Maisemasolla lajimäärät yleensä vähenivät viljellyn pellon osuuden kasvaessa ja kasvoivat ekstensiivisesti viljeltyjen alueiden (kuten niityt, laitumet, hakamaat ja kesannot) ja metsäalueiden osuuden kasvaessa. Erityistuen toimenpiteiden vaikutuksia tutkittiin perinnebiotooppien hoidon, luonnon monimuotoisuuden edistämisen, luomuviljelyn ja kosteikkojen perustamisen osalta. Maisemallisesti arvokkaille maatalousalueille ja arvokkaille perinnebiotoopeille saatiin aikaan valokuvaukseen perustuva visuaalisen maiseman seurantajärjestelmä.</p> <p>Hankkeessa kerätty tieto luonnon monimuotoisuuden tasosta ja vaihtelusta tavallisilla maatalousalueilla vuonna 2001 toimii luontevana vertailukohtana tulevaisuuden seuranta tutkimuksille ja mahdollistaa EU:n vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen toteutumisen arvioinnin suomalaisessa maatalousympäristössä. Tulosten perusteella ympäristötuen vapaaehtoiset erityistuet sisältävät monipuolisesti mahdollisuuksia luonnon monimuotoisuutta merkittävästi edistäviin toimiin, mutta kaikille tukeen sitoutuville tiloille pakollisten perus- ja lisätoimenpiteiden vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä on ollut hyvin vaatimaton. Ympäristötuen vaikuttavuutta voitaisiin kehittää parhaiten sisällyttämällä perus- ja lisätoimenpiteisiin monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä kuten monimuotoisuuskaistoja ja luontoystävällisiä kesantoja.</p>			
Asiasanat	Maatalous, ympäristötuki, luonnon monimuotoisuus, seuranta, putkilokasvit, perhoset, mesipistiäiset, linnut, maiseman rakenne, maisema, luonnonmukainen tuotanto, ympäristönhoito, perinnebiotoopit			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus, Maa- ja metsätalousministeriö, Ympäristöministeriö			
	ISBN 978-952-11-2967-4 (nid.)	ISBN 978-952-11-2968-1 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoj.)
	Sivuja 208	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 36,50 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 Edita, vaihe 020 450 00 Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 Sähköposti: <a href="mailto:asiakaspalvelu@edita.fi">asiakaspalvelu@edita.fi</a> , <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki			
Painopaikka ja -aika	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2008			

## PRESENTATIONSBLAD

<i>Utgivare</i>	Finlands miljöcentral			<i>Datum</i> Mars 2008
<i>Författare</i>	Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen ja Juha Helenius (red.)			
<i>Publikationens titel</i>	<b>Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006</b> (Betydelsen av jordbrukets miljöstödet för naturens mångfald och landskap: MYTVAS slutrapport 2000–2006)			
<i>Publikationsserie och nummer</i>	Miljön i Finland 4/2008			
<i>Publikationens tema</i>	Natur			
<i>Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt</i>	Publikationen finns tillgänglig också på internet <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
<i>Sammandrag</i>	<p>I uppföljningsundersökningen om inverkan av jordbrukets miljöstödet (MYTVAS 2; 2000–2006) genomfördes 17 delprojekt i avsnittet om naturens mångfald och landskap (Natur-Mytvas) under åren 2000–2006. Resultaten från 9 av dessa presenteras i denna rapport.</p> <p>Uppföljningsundersökningarna inom fyra geografiska områden under åren 2001–2006 resulterade i regionalt omfattande uppgifter om hur artmångfalden och organismsamhällellens sammansättning har varierat och utvecklats inom olika artgrupper (växter, fjärilar, bin och humlor, fåglar) i vanliga finska jordbruksområden. Resultaten av det omfattande urvalet år 2001 definierade referensnivån för mångfalden och till denna kan resultat av senare uppföljningsundersökningar jämföras. Undersökningen gav rikligt med uppgifter om miljöfaktorer som påverkar artmängden och artsammansättningen i olika organismgrupper. Utgående från resultaten identifierades nyckelfaktorer för olika organismgruppers förekomst. Beträffande landskapet minskade artmängden i allmänhet samtidigt som andelen odlad åker blev större och den växte, när andelen icke odlad öppen mark (till exempel ängar, betesmarker, hagar och trädor) och skogsområden ökade. Inverkan åtgärderna inom specialstödet på kulturbiotopvård, främjande av naturens mångfald, ekologisk odling och anläggande av våtmarker. För landskapsmässigt värdefulla jordbruksområden och kulturbiotoper skapades ett uppföljningssystem av det visuella landskapet baserat på fotografering.</p> <p>Informationen som samlats i projektet om nivån och variationen hos naturens mångfald i vanliga jordbruksområden år 2001 är en naturlig referens för framtida uppföljningsundersökningar och gör det möjligt att bedöma hur EU:s biodiversitetsmål för 2010 förverkligas i finsk jordbruksmiljö. Utgående från resultaten erbjuder miljöstödet frivilliga specialstödet mångsidiga möjligheter till åtgärder som avsevärt befrämjar naturens mångfald. Effekten av de grund- och tilläggsåtgärder som är obligatoriska för alla gårdar som bundit sig till stödet har varit mycket anspråkslösa i att bevara naturens mångfald. Miljöstödet skulle utvecklas bäst genom att inkludera sådana åtgärder i grund- och tilläggsåtgärderna som befrämjar mångfalden, exempelvis mångfaldszoner och naturvänliga trädor.</p>			
<i>Nyckelord</i>	jordbruk, miljöstödet, naturens mångfald, uppföljning, kärnväxter, fjärilar, bin, humlor, fåglar, landskap, naturenlig produktion, miljövärd, kulturbiotoper			
<i>Finansiär/ uppdragsgivare</i>	Finlands miljöcentral, Jord- och skogsbruksministeriet, miljöministeriet			
	ISBN 978-952-11-2967-4 (hft.)	ISBN 978-952-11-2968-1 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>Sidantal</i> 208	<i>Språk</i> Finska	<i>Offentlighet</i> Offentlig	<i>Pris (inneh. moms 8 %)</i> 36,50 €
<i>Beställningar/ distribution</i>	Edita Publishing Ab, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland, växel 020 450 00 Postförsäljningen: Telefon +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
<i>Förläggare</i>	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors, Finland			
<i>Tryckeri/tryckningsort och -år</i>	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2008			

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> March 2008
<i>Author(s)</i>	Mikko Kuussaari, Janne Heliölä, Juha Tiainen and Juha Helenius (eds.)			
<i>Title of publication</i>	<b>Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006</b> (Significance of the Finnish agri-environment support scheme for biodiversity and landscape: Final report 2000–2006)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 4/2008			
<i>Theme of publication</i>	Nature			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	This publication is also available in the Internet <a href="http://www.ymparisto.fi/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/julkaisut</a>			
<i>Abstract</i>	<p>In the monitoring study on the effects of the Finnish agri-environment support scheme (MYTVAS 2) a total of seventeen subprojects on biodiversity and landscape were conducted during 2000–2006. Results of nine sub-projects are presented in this report.</p> <p>Studies conducted in four geographic regions during 2000–2006 produced spatially comprehensive information on species richness and community composition of different species groups (plants, butterflies, bees, birds) and their development in ordinary Finnish agricultural landscapes. The sampling was conducted in all study areas in 2001 and 2005, and annually for butterflies, bees and birds in a smaller number of study areas. The study produced much information on environmental factors affecting species richness and composition in different taxa, and key factors for different species groups were identified on the basis of the results. At landscape level species richness usually decreased with increasing area of cultivated fields and increased with increasing area of extensively cultivated areas (e.g. semi-natural grasslands, wooded pastures and set-asides) and forests. The effects of voluntary special measures were studied for management of traditional rural biotopes, management of other biodiversity habitats, organic farming and construction of wetlands. A photography-based system was developed for monitoring visually valuable agricultural landscapes and traditional rural biotopes.</p> <p>The collected data on the level and variation of biodiversity will serve as an appropriate baseline for future monitoring and helps in the assessment whether EU's target to halt BD loss by 2010 will be achieved in Finnish farmland. According to the results the voluntary special measures contain a wide range of possibilities to significantly promote farmland biodiversity, but the effectiveness of the obligatory basic and additional measures in promoting biodiversity has been low. The effectiveness of the Finnish agri-environment scheme could be best improved by requiring biodiversity-friendly measures like set-asides and buffer strips as a part of the obligatory basic and additional measures.</p>			
<i>Keywords</i>	Agri-environment scheme, biodiversity, monitoring, plants, butterflies, bumblebees, birds, landscape structure, organic farming, traditional rural biotopes, habitat management			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute, Ministry of Agriculture and Forestry, Ministry of Environment			
	ISBN 978-952-11-2967-4 (pbk.)	ISBN 978-952-11-2968-1 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 208	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 36,50 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd., P.O.Box 800, 00043 Edita Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Phone +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: <a href="http://www.edita.fi/netmarket">www.edita.fi/netmarket</a>			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland			
<i>Printing place and year</i>	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2008			

Maatalouden ympäristötuen vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen ja maisemaan tutkittiin 17 osahankkeessa vuosina 2000–2006. Tässä raportissa tarkastellaan yhdeksän osahankkeen tuloksia. Samalla esitetään yhteenveto ja johtopäätökset koko seurantalututkimuksesta.

Tutkimus tuotti hyvät tiedot kasvien, perhosten, kimalaisten ja lintujen lajistollisen monimuotoisuuden ja yhteisökoostumuksen vaihtelusta ja kehityksestä tavallisilla suomalaisilla maatalousalueilla. Tulosten perusteella tunnistettiin eri eliöryhmien esiintymiseen vaikuttavia avaintekijöitä, kuten monimuotoisuudelle tärkeimmät elinympäristöt. Erityistuen toimenpiteiden vaikutuksia tutkittiin perinnebiotooppien hoidon, luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja luomuviljelyn osalta. Maisemallisesti arvokkaille maatalousalueille ja arvokkaille perinnebiotoopeille luotiin valokuvaukseen perustuva visuaalisen maiseman seurantajärjestelmä. Kerätyt seuranta-aineistot muodostavat pohjan maatalousluonnon monimuotoisuuden seurannalle Suomessa ja mahdollistavat Euroopan unionin vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen toteutumisen arvioinnin suomalaisessa maatalousympäristössä.

Ympäristötuen vapaaehtoiset erityiset sisältävät monipuolisesti mahdollisuuksia luonnon monimuotoisuutta merkittävästi edistäviin toimiin. Sen sijaan kaikille tukeen sitoutuville tiloille pakollisten perus- ja lisätoimenpiteiden vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden säilyttämisessä on ollut vaatimatonta. Ympäristötuen vaikuttavuutta voitaisiin kehittää parhaiten sisällyttämällä perus- ja lisätoimenpiteisiin monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä kuten monimuotoisuuskaistoja ja luontostävällisiä kesantoja. Näiden yhteisenä pinta-alatavoitteena tulisi olla noin 10 % peltopinta-alasta.



SYKE

Myynti: Edita Publishing Oy  
PL 800, 00043 EDITA  
Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380  
Edita-kirjakauppa Helsingissä:  
Antinkatu 1, puh. 020 450 2566

**ISBN 978-952-11-2967-4 (nid.)**

**ISBN 978-952-11-2968-1 (PDF)**

**ISSN 1238-7312 (pain.)**

**ISSN 1796-1637 (verkkoj.)**