



Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta- tutkimus (MYTVAS 3) – Loppuraportti



MAATALOUDEN YMPÄRISTÖTUEN VAIKUTTAVUUDEN SEURANTATUTKIMUS

(MYTVAS 3)

Loppuraportti

Jyrki Aakkula

Johanna Leppänen (toim.)

Julkaisun nimi:
Maatalouden ympäristötuen
vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) -loppuraportti

Julkaisija:
Maa- ja metsätalousministeriö

Kannen kuvat:
MMM / Mavi Yrjö Tuunanen

ISBN 978-952-453-851-0 (Painettu)
ISBN 978-952-453-852-7 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1238-2531 (Painettu)
ISSN 1797-397X (Verkkajulkaisu)

Taitto: Iiris Väistölä / Juvenes Print - Suomen Yliopistopaino Oy

MYTVAS 3 -loppuraportin kirjoittajat

Jyrki Aakkula, MTT, jyrki.aakkula@mtt.fi

Laura Alakukku, Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi

José Enrique Cano Bernal, SYKE, jose.bernal@ymparisto.fi

Petri Ekholm, SYKE, petri.ekholm@ymparisto.fi

Johan Ekroos, Lundin yliopisto, johan.ekroos@cec.lu.se

Juha Grönroos, SYKE, juha.gronroos@ymparisto.fi

Markus Haveri, SYKE, markus.haveri@ymparisto.fi

Tapio Heikkilä, ympäristöministeriö, tapio.heikkila@ymparisto.fi

Jaakko Heikkinen, MTT, jaakko.heikkinen@mtt.fi

Juha Helenius, Helsingin yliopisto, juha.helenius@helsinki.fi

Janne Heliölä, SYKE, janne.heliola@ymparisto.fi

Irina Herzon, Helsingin yliopisto, herzon@mappi.helsinki.fi

Reija Hietala, Turun yliopisto, reija.hietala@utu.fi

Timo Hurme, MTT, timo.hurme@mtt.fi

Terho Hyvönen, MTT, terho.hyvonen@mtt.fi

Lauri Jauhiainen, MTT, lauri.jauhiainen@mtt.fi

Outi Kankaanpää, Helsingin yliopisto,
outi.kankaanpaa@gmail.com

Hanna Keinänen, SYKE, hanna.keinanen@ymparisto.fi

Riikka Keskinen, MTT, riikka.keskinen@mtt.fi

Elise Ketoja, MTT, elise.ketoja@mtt.fi

Henna Kettunen, henna.kettunen@kapsi.fi

Kauko Koikkalainen, MTT, kauko.koikkalainen@mtt.fi

Jari Koskiahho, SYKE, jari.koskiahho@ymparisto.fi

Mikko Kuussaari, SYKE, mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Arto Latukka, MTT, arto.latukka@mtt.fi

Joona Lehtomäki, Helsingin yliopisto,
joona.lehtomaki@helsinki.fi

Heikki Lehtonen, MTT, heikki.lehtonen@mtt.fi

Riitta Lemola, MTT, riitta.lemola@mtt.fi

Harri Lilja, MTT, harri.lilja@mtt.fi

Merja Mylly, MTT, merja.mylly@mtt.fi

Visa Nuutinen, MTT, visa.nuutinen@mtt.fi

Ansa Palojärvi, MTT, ansa.palojarvi@mtt.fi

Pirjo Peltonen-Sainio, MTT, pirjo.peltonen-sainio@mtt.fi

Eija Pouta, MTT, eija.pouta@mtt.fi

Katri Rankinen, SYKE, katri.rankinen@ymparisto.fi

Kristiina Regina, MTT, kristiina.regina@mtt.fi

Jukka Rintala, RKTL, jukka.rintala@rktl.fi

Antti Salminen, SYKE, antti.salminen@ymparisto.fi

Tapio Salo, MTT, tapio.salo@mtt.fi

Jukka Salonen, MTT, jukka.salonen@mtt.fi

Minna Sarvi, MTT, minna.sarvi@mtt.fi

Tuomas Seimola, RKTL, tuomas.seimola@rktl.fi

Pihla Sillanpää, Turun yliopisto, pihla.sillanpaa@utu.fi

Katriina Soini, MTT, katriina.soini@mtt.fi

Juha Tiainen, RKTL, juha.tiainen@rktl.fi

Jaana Uusi-Kämpä, MTT, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

Marja Uusitalo, MTT, marja.uusitalo@mtt.fi

Risto Uusitalo, MTT, risto.uusitalo@mtt.fi

Ljudmila Vesikko, SYKE, ljudmila.vesikko@ymparisto.fi

Marja Vilja, MTT, marja.vilja@mtt.fi

Maria Yli-Heikkilä, MTT, maria.yli-heikkila@mtt.fi

Kari Ylivainio, MTT, kari.ylivainio@mtt.fi

Lisäksi kiitokset kommentoinnista seuraaville:

Jyrki Niemi, MTT

Eila Turtola, MTT

Seppo Hellsten, SYKE

MAATALOUDEN YMPÄRISTÖTUEN VAIKUTTAVUUDEN SEURANTATUTKIMUS (MYTVAS 3) – Loppuraportti

Jyrki Aakkula ja Johanna Leppänen (toim.)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Tiivistelmä

Maatalouden ympäristöpolitiikan ytimessä on vuodesta 1995 saakka ollut EU:n osittain rahoittama ympäristötuki. Sen avulla on monin tavoin vaikutettu maatalouden ja ympäristön väliseen suhteeseen. Nykyinen ympäristötuki kuuluu yhtenä toimenpidekokonaisuutena Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelmaan (2007–2013/2014), joka sekä itsessään että taustalla olevien EU-säädösten kautta edellyttää toteutettavien toimenpiteiden vaikutusten seuranta. Osa tätä seuranta on maa- ja metsätalousministeriön rahoittama Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), jota toteutettiin vuosina 2008–2013. Lisäksi MYTVAS 3 -seurantatutkimusta on rahoittanut ympäristöministeriö. Seurantatutkimuksen tekemisestä vastasi yhteenliittymä, jota koordinoi Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja johon osallistuivat Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsingin yliopisto (HY), Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL) sekä Turun yliopisto (TuY).

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten ympäristötuelle ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuelle on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranta keskittyi erityisesti ympäristötuen vaikutuksiin maatalouden vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen.

Esitettyjä tuloksia arvioitaessa on muistettava, että seuranta-aineisto osoittaa jotakin tapahtuneen, mutta ei välttämättä selitä, mikä tapahtuneen on aiheuttanut. Aina ei ole mahdollista osoittaa, että tietyt kehityskulut ovat seurausta nimenomaan nykyisestä ympäristötukijärjestelmästä ja sen toimenpiteiden toteuttamisesta. Viive toimenpiteen ja havaitun vaikutuksen välillä on usein pitkä ja syy-seuraussuhteet monimutkaisia sekä osin tuntemattomia. Lisäksi muu maatalouspolitiikka sekä markkinoilla tapahtuneet muutokset ovat voineet vaikuttaa maatalousympäristön tilaan joko suorasti tai epäsuorasti.

Seurantatulokset osoittavat, että ympäristötuki ei ole vaikuttanut haitallisesti maatalouden harjoittamisen edellytyksiin. Rikkakasvit eivät lievistä runsastumisestaan huolimatta aiheuta sellaisia ongelmia, joiden takia tarvittaisiin muutoksia maatalouden ympäristötoimenpiteiden sisältöön. Peltomaan pintakerroksen hiilipitoisuus näyttää olevan edelleen lievässä laskussa, ja maan eloperäistä ainesta säilyttävillä toimenpiteillä on edelleen tarvetta.

Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olleen juuri vaikutusta sadon laatuun. Hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden vaihtelut ovat vuosina 2006–2012 olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Myöskään sadon määrään ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei ole ollut sanottavaa vaikutusta. Vuosina 1986–2013 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla eikä 2000-luvulla ole ollut havaittavissa satotasoiltaan selvästi poikkeavia vuosia. On tosin mahdollista, että alentuneet lannoitustasot olisivat 2000-luvun aikana leikanneet sääolosuhteiltaan edullisimpina vuosina sadontuotantopotentiaalia ja valkuaispitoisuudet ovat alentuneet edullisina satovuosina.

Seurantatulokset osoittavat myös, että maatalouden ravinnekuormituspotentiaali ravinnetaseilla mitattuna on jatkuvasti vähentynyt sekä typen että erityisesti fosforin osalta. Ravinnekuormituspotentiaalin väheneminen on ennen kaikkea keinolannoitteiden käytön alenemisen ansiota. Typen lannoituksen vähentyminen on pysähtynyt viime vuosien aikana, ja satoisina vuosina havaitut viljan alhaiset valkuaispitoisuudet kertovat siitä, että typpilannoitusta ei kannata enää vähentää. Typpilannoituksen optimointi kasvukauden edullisuuden mukaan, ja karjanlannan liukoisien typen tehokas hyödyntäminen ovat jatkossa keskeisiä toimenpiteitä kohtuullisten typpitaseiden ja hyvälaatuisen sadon tuottamisessa kasvukausien vaihtelusta huolimatta. Uusien lajikkeiden on havaittu käyttävän tyyppiä vanhoja tehokkaammin, joten uusien lajikkeiden käyttöönottoa käytännössä olisi edistettävä.

Ravinnetaseiden alenemisesta huolimatta on viitteitä siitä, että kotieläintuotantokeskitymissä lannasta huuhtoutuvat ravinteet ovat muodostumassa aiempaa suuremmaksi ongelmaksi. Maatalouden ravinnekuormituksen perusongelma onkin kotieläintuotannon ja

kasvintuotannon eriytyminen toisistaan, mikä on heikentänyt ravinteiden käytön tarkoituksenmukaisuutta. Siksi on keskityttävä sellaisiin toimenpiteisiin, jotka sekä lisäävät lannan sisältämien ravinteiden hyväksikäyttöä että vähentävät lantaan päätyvien ravinteiden määrää.

Jokivaluma-alueiden kuormitusseurannan perusteella peltohehtaarilta tuleva fosforikuormitus on laskenut ohjelmakausittain, jääden kolmannella ohjelmakaudella (2007–2013) noin 80 prosenttiin ensimmäisen ohjelmakauden (1995–1999) tasosta. Viljelyalan kasvun vuoksi maataloudesta vesiin kulkeutuva typpikuorma kasvoi vielä toisella ohjelmakaudella (2000–2006), mutta kääntyi laskuun kolmannella ohjelmakaudella (2007–2013). Vastaava kehitys näkyi myös peltohehtaaria kohden lasketussa typpikuormassa.

Suurin uhka luonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen kehityksestä, jonka tyypillisin piirre on varsinaisen viljelykäytön ulkopuolella olevien avoimien tai puoliavoimien alueiden väheneminen. Peltosaarekkeiden ja erilaisten reuna-alueiden raivaaminen sekä viljelyalan lisäämiseen tähtäävät ojitustoimenpiteet ja kaikkalainen peltokuvioiden rationalisointi pienentävät juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta.

Seurantatutkimuksen toimenpidekohtaiset tulokset kuitenkin osoittavat, että monimuotoisuushyötyjä on kyetty paikallisesti saavuttamaan siellä, missä toimenpiteitä on toteutettu riittävässä laajuudessa (luonnonmukainen viljely, perinnebiotoopit, kosteikot, suojavyöhykkeet, viherkesannot/luonnonhoitopellot). Siksi olisi huolehdittava erityisesti siitä, että kaikilla viljelyalueilla säilyisi peltoaukeamittakaavassa riittävä suhteellinen osuus varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisia alueita, ovat ne sitten luonnonlaitumia, luonnonhoitopeltoja, monimuotoisuuskaistoja, suojavyöhykkeitä, suojakaistoja, pientareita, peltosaarekkeitä tai muita vastaavia alueita. Melko suuren suosion saaneiden luonnonhoitopeltojen sisällyttäminen perustoimenpiteisiin uutena vapaaehtoisena toimenpiteenä on ollut merkittävä luonnon monimuotoisuutta edistävä parannus.

Maatalousmaiseman osalta voidaan todeta, että visuaalisesti tarkasteltuna varsinainen viljelyala on yleensä pysynyt ennallaan, mutta koko maisemakuvan tasolla maiseman sulkeutuminen on yleisempää kuin avoimuuden lisääntyminen. Sama suuntaus havaittiin perinnebiotooppien visuaalisessa seurannassa, vaikkakin pääsääntöisesti seurattujen niittyjen avoimuus on pysynyt entisellään.

Ympäristötukijärjestelmässä ei ole ollut muita kaasumaisia päästöjä suoraan vähentäviä toimenpiteitä kuin turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely - ja lietelannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimukset. Monet muut toimenpiteet tosin ovat välillisesti vaikuttaneet myös kaasumaisiin päästöihin, mutta siitä huolimatta ympäristötukitoimenpiteiden vaikutus maatalouden kaasumaisten päästöjen vähentämiseen on ollut kokonaisuutena vähäinen.

Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, että maatalouden ympäristötoimenpiteiden tavoitteet, sisältö ja tukitasot pitää jatkossa enenevässä määrin sovittaa ja räätälöidä alueellisesti, tuotantosuunnittain ja tilakohtaisesti, koska sekä maatalousympäristön tila että yhteiskunnan tarpeet vaihtelevat huomattavasti erityyppisillä maaseutualueilla.

Asiasanat: Biodiversiteetti, eroosio, fosfori, lannoitus, lanta, luonnon monimuotoisuus, maatalous, ravinnehuuhtoumat, ravinteet, ravinnetase, typpi, vesiensuojelu, vaikutusten seuranta, ympäristönsuojelu, ympäristötuki.

UPPFÖLJNINGSSUNDERSÖKNING AV EFFEKTERNA AV MILJÖSTÖDET FÖR JORDBRUK (MYTVAS 3) – Slutrapport

Jyrki Aakkula och Johanna Leppänen (red.)

jyrki.aakkula@mtt.fi

Sammandrag

Alltsedan år 1995 har jordbrukets miljöpolitik kretsat kring miljöstödet som delvis har finansierats av EU. Stödet har använts på många olika sätt för att inverka på förhållandet mellan jordbruk och miljö. Det nuvarande miljöstödet utgör en åtgärdshelhet inom Programmet för utveckling av landsbygden i Fastlandsfinland (2007–2013/2014) som både i sig och via EU-regelverk förutsätter en uppföljning när det gäller effekten av de åtgärder som vidtas. Uppföljningsstudien om effekterna av jordbrukets miljöstödet (MYTVAS 3), som genomfördes åren 2008–2013 med finansiering från jord- och skogsbruksministeriet, utgör en del av denna uppföljning. Uppföljningsstudien MYTVAS 3 har även finansierats av miljöministeriet. En sammanslutning svarade för uppföljningsstudien som koordinerades av Forskningscentralen för jordbruk och livsmedelsekonomi (MTT). De övriga deltagarna var Finlands miljöcentral (SYKE), Helsingfors universitet (HU), Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet (RKTL) samt Turun yliopisto (TuY).

Syftet med uppföljningsstudien MYTVAS 3 var att utreda på vilket sätt miljöstödet och dess olika åtgärder har gjort det möjligt att påverka jordbruksmiljöns status. Vidare granskades hurdan inverkan miljöstödet har haft på förutsättningarna att bedriva jordbruk och hur miljöstödet borde utvecklas för att ha bättre effekt. Uppföljningens fokus låg i synnerhet på den effekt miljöstödet har när det gäller jordbrukets belastning av vattendrag och naturens mångfald.

När de framlagda resultaten utvärderas är det viktigt att minnas att uppföljningsmaterialet visar skeenden, men inte nödvändigtvis anledningen till det skedd. Det är inte alltid möjligt att påvisa att vissa processer uttryckligen är en följd av det nuvarande miljöstödsystemet och de åtgärder som har vidtagits inom ramen för det. Det förlöper ofta en lång tid mellan åtgärd och observerad effekt. Vidare är förhållandena mellan orsak och verkan komplexa samt till vissa delar inte kända. Dessutom kan övrig jordbrukspolitik samt de förändringar som skett på marknaden ha inverkat på jordbruksmiljöns status antingen direkt eller indirekt.

Uppföljningsresultaten visar att miljöstödet inte har haft en negativ effekt på förutsättningarna att bedriva jordbruk. Trots ett något större ogräsbestånd har det inte lett till sådana problem som skulle kräva förändringar i innehåll för jordbrukets miljöåtgärder. Kolhalten i åkermarkens ytskikt ser fortfarande ut att sjunka en aning, och det finns alltså behov av åtgärder för att bevara organiskt material i marken.

Däremot ser det inte ut som om skördens kvalitet nämnvärt har påverkats av att miljöstödet gödslingsgränser har följts. Variationerna i hektoliter- och tusenkornvikten samt proteinhalten har under åren 2006–2012 varit på samma nivå som 1995–2005. Inte heller skördemängden har nämnvärt påverkats av att miljöstödet gödslingsgränser har följts. Åren 1986–2013 har de genomsnittliga skördarna hållits på samma nivå och under 2000-talet har det inte heller funnits tydligt avvikande år vad gäller skördens mängd och kvalitet. Det är visserligen möjligt att de lägre gödslingsmängderna har minskat skördarnas produktionspotential under år av gynnsamma väderförhållanden liksom proteinhalten under gynnsamma skördeår under 2000-talet.

Mått utifrån näringsbalansen visar uppföljningsresultaten även att den potentiella belastningen av näringsämnen från jordbruket kontinuerligt har minskat när det gäller kväve men i synnerhet fosfor. Potentiell belastning av näringsämnen har minskat framför allt för att användningen av konstgödsel har minskat. Minskningen av kvävegödsel har avstannat under de senaste åren, och sädens låga proteinhalter under bra skördeår visar att det inte lönar sig att ytterligare minska kvävegödslingen. I syfte att trots variationer i växtsäsongerna nå rimliga kvävebalanser och skördar av god kvalitet, krävs det framöver att kvävegödseln optimeras enligt en gynnsam växtsäsong och att lösligt kväve från kreaturgödsel utnyttjas effektivt. Nya arter använder kväve på ett effektivare sätt än de gamla, med andra ord borde användningen av nya arter i praktiken främjas.

Trots lägre näringsbalanser finns indikationer på att urlakning av näringsämnen till följd av gödsling håller på att bli ett allt större problem i samband med koncentrerad husdjursproduktion. Det grundläggande problemet när det gäller jordbrukets näringsbelastning är också att husdjursproduktionen har separerats från växtproduktionen. Detta har i sin tur lett till att näringsämnen inte längre

används lika ändamålsenligt. Därför är det viktigt att fokusera på sådana åtgärder som dels leder till att näringsämnen i djurgödseln utnyttjas i högre grad, dels minskar mängden näringsämnen som hamnar i djurgödseln.

Utifrån belastningsuppföljningen av flodområden har fosforbelastningen per åkerhektar minskat varje programperiod, och stannade under den tredje programperioden (2007–2013) på cirka 80 procent av nivån under den första programperioden (1995–1999). Odlingsarealen och således även jordbrukets kvävebelastning på vattendrag ökade ännu under den andra programperioden (2000–2006), men började minska under den tredje programperioden (2007–2013). Motsvarande utveckling sågs i beräkningar av kvävebelastningen per åkerhektar.

Förändringar i landskapets struktur utgör det största hotet mot naturens mångfald och det mest typiska draget är, bortsett från de egentliga odlingsmarkerna, att andelen öppna eller halvöppna markområden minskar. Med tanke på jordbruksnaturens mångfald minskar just de viktiga områdena när åkerholmar och olika randområden röjs samt likväl till följd av dräneringsåtgärder och all slags rationalisering av åkerformationerna som syftar till att öka odlingsarealen.

Uppföljningsstudien åtgärdsspecifika resultat visar emellertid att mångfalden har ökat lokalt på sådana ställen där åtgärder har satts i verket i tillräckligt stor omfattning (ekologisk odling, vårdbiotoper, våtmarker, skydds-zoner, trädesmark/naturvårdsåkrar). Därför är det särskilt viktigt i samband med alla odlingsmarker att en tillräcklig relativ andel områden, i proportion till åkerfälten, bevaras utanför den egentliga odlingsmarken till exempel som naturbete, naturvårdsåkrar, skydds-zoner, skyddsrem-sor, åkerrenar, åkerholmar eller andra motsvarande områden. En betydande förbättring när det gäller att främja naturens mångfald har varit att, som en ny och frivillig åtgärd, införliva de tämligen populära naturvårdsåkrarna till en del av de grundläggande åtgärderna.

När det gäller jordbrukslandskapet kan man konstatera att den egentliga odlingsarealen rent visuellt sett i allmänhet förblivit densamma, men med tanke på hela landskapsbilden är det vanligare att landskapet har vuxit igen än att de vida vyerna skulle ha ökat. En likadan utveckling konstaterades i en visuell uppföljning av vårdbiotoperna, även om de ängar som har följts upp huvudsakligen har hållit sig lika öppna som tidigare.

Specialstödsavtalen om långvarig vallodling på torvåkrar och placering av flytgödsel i åkern är de enda åtgärderna i miljöstöds-systemet som direkt inverkar på att gasutsläppen minskar. Många andra åtgärder har visserligen indirekt även inverkat på gasutsläppen, men trots det har effekten av miljöstödsåtgärderna för att minska jordbrukets gasutsläpp som helhet varit liten.

En allmän slutsats som kan dras är att miljöstödsåtgärdernas mål, innehåll och stödnivåer inom jordbruket framöver bör anpassas och skraddarsys i allt högre grad utifrån såväl regioner, produktionsinriktningar som gårdar. Detta för att jordbruksmiljöns status likväl som samhällets behov varierar i hög grad på olika typer av landsbygdsområden.

Referensord: Biodiversitet, erosion, fosfor, gödsling, kreatursgödsel, naturens mångfald, jordbruk, näringsurlakning, näringsämnen, näringsbalans, kväve, vattenvård, uppföljning av effekten, miljöskydd, miljöstödd.

FOLLOW-UP STUDY ON THE IMPACTS OF AGRI-ENVIRONMENT MEASURES (MYTVAS 3) – Final report

Jyrki Aakkula and Johanna Leppänen (eds.)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Abstract

Since 1995, agri-environmental support partly funded by the EU has formed the core of Finland's agri-environmental policy. This system has had a variety of impacts on the relationship between agriculture and the environment. Today's agri-environmental support is one of the packages included in the Rural Development Programme for Mainland Finland (2007–2013/2014), which both in itself and through the underlying EU legislation requires monitoring of the impacts of the measures implemented. The study monitoring the impact of the 2nd Finnish agri-environmental scheme (MYTVAS 3), which ran from 2008 to 2013, forms part of this monitoring. The MYTVAS 3 monitoring study was also financed by the Ministry of the Environment. The monitoring study was carried out by a consortium coordinated by MTT Agrifood Research Finland and including the Finnish Environment Institute (SYKE), the University of Helsinki, the Finnish Game and Fisheries Research Institute and the University of Turku.

The purpose of the MYTVAS 3 monitoring study was to find out how agri-environmental support and its various measures have affected the state of the environment in agricultural areas, how agri-environmental support has affected the potential for farming and how agri-environmental support should be developed to increase its impact. The monitoring focused on the impacts of agri-environmental support on the nutrient load from agriculture on the waterways and on biodiversity.

When evaluating the findings presented, we should remember that while monitoring data shows that something happened, it does not necessarily explain what caused it. It is not always possible to show that particular developments were a specific outcome of the current agri-environmental support system and the implementation of its measures. The delay between a measure and its observed impact is often long, and the cause-and-effect relationships are complicated and partly unknown. Also, other agricultural policy and fluctuations on the market may affect the state of the agricultural environment directly or indirectly.

The monitoring data show that agri-environmental support has not had a detrimental impact on the potential for farming. Despite a slight increase in the incidence of weeds, they do not cause problems of the kind that would require amendments to the content of agri-environmental measures. Carbon levels in the surface stratum of arable land seems to be continuing their slow decline, and there is still need for measures to preserve organic material in the soil.

Compliance with the fertilisation limits in the agri-environmental support system would seem to have had very little impact on crop quality. Variations in the weight and protein content per hectolitre and per 1,000 seeds were of the same order between 2006 and 2012 as they were between 1995 and 2005. Crop quantities have also not been noticeably affected by compliance with the fertilisation limits. Average crop yields remained stable between 1986 and 2013, and no clearly different crop years were observed in the 2000s. It is possible, however, that the lower fertilisation levels could have lowered crop potential in the years with advantageous weather conditions in the 2000s and that protein contents have been lower in advantageous years.

The monitoring data also show that the nutrient load potential of agriculture, measured by nutrient balances, has decreased continuously for nitrogen and particularly for phosphorus. The decrease in the nutrient load potential is due above all to a decrease in the use of synthetic fertilisers. The decline in nitrogen fertilisation has bottomed out in recent years, and low protein levels measured in high crop yield years show that there is no point in further reducing nitrogen fertilisation. Optimising nitrogen fertilisation according to how advantageous the growing season is and effectively using the soluble nitrogen in cattle manure are key measures in achieving reasonable nitrogen balances and good crop quality despite fluctuations in growing season conditions. New crop variants have been found to make more efficient use of nitrogen than old ones, and thus the introduction of new variants should be promoted.

Despite the decrease in the nutrient balances, there are indications that nutrient loads in runoff water from domestic animal production sites are becoming an increasing problem. Indeed, the fundamental problem with the nutrient load from agriculture is the diversification

of livestock farming and crop farming, which has made it more difficult to use nutrients appropriately. Therefore attention must be paid to measures that both boost the use of nutrients in manure and reduce the levels of nutrients that end up in manure.

Based on nutrient load monitoring in the catchment areas of rivers, the phosphorus load per hectare of cropland has decreased in each programme period, being about 80% of the level of the first period (1995–1999) in the third period (2007–2013). Because of the increase in the area of cropland, the nitrogen load on waterways from agriculture continued to grow during the second programme period (2000–2006) but peaked in the third (2007–2013). A similar trend was found in the nitrogen load per hectare of cropland.

The most important threat to biodiversity is caused by the development of landscape structure, typically involving a decrease in the number of open or half-open areas excluded from actual cultivation. The consequence of the clearing of margins and ecological islands located in crop fields, drainage measures aimed at increasing arable land and all rationalisation of cultivated areas is the diminishing of exactly those areas that are the most important from the perspective of the biodiversity of the agricultural environment.

However, the measure-specific findings in the monitoring study show that biodiversity benefits have been locally achieved where measures have been implemented on a broad enough scale (biodynamic farming, traditional biotopes, wetlands, buffer zones, green fallow / nature management areas). Particular care should therefore be taken that all cultivated land continues to have a sufficient percentage of non-cultivated areas, whether they be natural meadows, nature management areas, biodiversity strips, buffer zones, filter strips, headlands, ecological islands, etc. Including the rather popular nature management areas as a new voluntary measure under basic measures was a significant contribution to biodiversity.

Regarding the rural landscape, it may be noted that by visual inspection the area of cropland has remained largely unchanged, at the level of the landscape as a whole it is far more common for the landscape to become more closed than to become more open. This trend was also observed in the visual inspection of traditional biotopes, even if the openness of the meadows monitored largely remained unchanged.

The only measures that directly address the reduction of gaseous emissions in the agri-environmental support system are the long-term grass cultivation on peat fields and special aid agreements for slurry injection in cropland. While other measures have indirectly affected gaseous emissions, the impact of agri-environmental support as a whole on reducing gaseous emissions from agriculture has been negligible.

In general, we may conclude that the goals, content and support levels of agri-environmental support measures must be increasingly adapted and customised by region, by type of farming and by farm, because both the state of the agricultural environment and the needs of society differ greatly between different types of rural area.

Keywords: Biodiversity, erosion, phosphorus, fertilisation, manure, agriculture, nutrient runoff, nutrients, nutrient balance, nitrogen, waterway protection, impact monitoring, environmental protection, agri-environmental support.

Sisältö

TIIVISTELMÄ	5
SAMMANDRAG	7
ABSTRACT	9
SISÄLTÖ	11
1 Ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan tausta	13
2. Ympäristöjärjestelmän tavoitteet, toimenpiteet, korvaustaso, toteutuslaajuus ja toimenpiteiden ominaisvaikuttavuus	17
2.1 Ympäristötuen tavoitteet	
2.2 Ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toimenpiteet	17
2.3 Ympäristötukitoimenpiteiden ominaisvaikuttavuusarvioinnin tarkoitus ja toteutus	21
3. Perus- ja lisätoimenpiteiden vaikutukset	23
3.1 Tilatason viljelytoimenpidemuutokset ja niiden vaikutukset potentiaaliseen ravinnekuormitukseen	23
3.2 Fosforikuormitus ja maan eroosio	42
3.3 Typpi- ja fosforitaseet	52
3.4 Maan rakenne ja viljavuus	64
3.5 Sadon määrä ja laatu	74
3.6 Rikkakasvillisuuden monimuotoisuus kevätiljapelloilla	78
3.7 Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla	85
3.7.1 Putkilokasvit	89
3.7.2 Perhoset	97
3.7.3 Maatalousympäristön pesimälinnusto	106
3.7.4 Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle	133
3.8 Maatilan monimuotoisuuskartoitus	149
3.9 Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle	156
3.9.1 Viljelymaisemien ja niittyjen kuva-analyysi	158
3.9.2 Kansalaisten kokemukset maisemamuutoksesta	166
4. Erityistoimenpiteiden vaikutukset	169
4.1 Ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden integroitu tarkastelu	169
4.2 Ei-tuotannollisen investointituen ja LEADER-toimintatavan merkitys perinnebiotooppien kunnostamisessa ja kosteikkojen perustamisessa	194
5. Vaikutusten mallintaminen ja selittäminen	203
5.1 Rakenteellisten muutosten vaikutus ravinnekuormitukseen ja biodiversiteettiin	203
5.2 Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajärjestelmä	224
5.3 Ainevirtaamat valuma-alueilla ja niihin vaikuttavat tekijät	231
6. Ympäristötukijärjestelmän ominaisvaikuttavuus ja kokonaisvaikutuspotentiaali	241
6.1 Yhteenveto toimenpiteiden ominaisvaikuttavuudesta	241
6.2 Arvio kokonaisvaikutuspotentiaalista suhteessa järjestelmälle asetettuihin tavoitteisiin	246
7. Yhteenveto, johtopäätökset ja suositukset	253

7.1 Ympäristötuen ja muun maatalouspolitiikan suhde	253
7.2 Vaikutukset maatalouden harjoittamisen edellytyksiin	255
7.3 Ravinnekuormituksen muutos	257
7.4 Luonnon monimuotoisuuden ja maiseman kehitys	260
7.5 Kaasumaisten päästöjen vähentäminen ja ilmastonmuutoksen hillintä	262
7.6 Yhteenveto keskeisimmistä seurantaluloksista ja ympäristövaikutusten seurannan kehittäminen	263

1. Ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan tausta

Jyrki Aakkula (MTT)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Maatalouden harjoittaminen heijastuu ympäristöön monella tavalla. Tuotannosta aiheutuu väistämättä päästöjä vesistöihin ja ilmakehään. Ravinteet ja kasviuonekaasut vaikuttavat ympäristön tilaan sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä. Myös luonnon monimuotoisuus ja maan kasvukunto ovat kiinteässä vuorovaikutuksessa maatalouden harjoittamisen tapojen ja tekniikkojen kanssa. Siksi on olennaista, että maatalouden ja ympäristön välisen suhteen kehitystä seurataan tarkasti.

Maatalouden ympäristöpolitiikan ytimessä on vuodesta 1995 saakka ollut EU:n osittain rahoittama ympäristötuki. Sen toimenpiteillä on monin tavoin vaikutettu maatalouden ja ympäristön väliseen suhteeseen. Nykyinen ympäristötuki kuuluu yhtenä toimenpidekokonaisuutena Manner-Suomen maaseudun kehittämissuhteen (2007–2013) toisen toimintalinjan eli ”ympäristön ja maaseudun tilan parantaminen” alle. Ympäristötuki, kuten koko Manner-Suomen maaseudun kehittämissuhteen, pohjautuu EU-säädöksiin, joista tärkeimmät ovat neuvoston asetus (EY) N:o 1698/2005 ja komission asetus (EY) N:o 1974/2006.

Sekä Manner-Suomen maaseudun kehittämissuhteen itsessään että sen pohjana olevat EU-säädökset edellyttävät toteutettavien toimenpiteiden vaikutusten seuraamista ja arviointia. Osa tätä seurantaan on maa- ja metsätalousministeriön rahoittama Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), jota on toteutettu vuosina 2008–2013. MYTVAS 3 -seurantatutkimukseen läheisesti liittyvä valuma-alueiden ainevirtaamisen tutkimus on toteutettu ympäristöministeriön rahoituksella.

Tämä julkaisu on MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen loppuraportti. MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tekemisestä on vastannut yhteenliittymä, jota on koordinoitunut Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja johon kuuluvat myös Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsingin yliopisto (HY) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL). Lisäksi MYTVAS 3 -seurantatutkimukseen on alihankkijana osallistunut Turun yliopisto.

Vaikuttavuuden seurannan tavoitteet

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena on selvittää, miten ympäristötuelle ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuelle on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus

lisääntyisi. Seurannassa keskitytään tarkkailemaan erityisesti ympäristötuen vaikutuksia maatalouden aiheuttamaan vesistöjen ravinnekuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen. Kyseessä on pitkäaikaisen ympäristötuen vaikutusten seurannan jatkumo, sillä MYTVAS 3 rakentuu aiempien seurantatutkimusten eli MYTVAS 1:n (Palva ym. 2001) ja MYTVAS 2:n (Kuussaari ym. 2008, Turtola & Lemola 2008) pohjalle. Ympäristötuen vaikutuksia on seurattu jo vuodesta 1995 lähtien.

Tässä loppuraportissa esitetään tulokset MYTVAS 3 -seurantatutkimuksesta. Ne eivät ole millään muotoa tyhjentäviä tai kaikenkattavia, vaikka seurantatutkimuksen tarkoituksena on ollut arvioida sekä tiettyjen yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksia että ympäristötuen kokonaisvaikuttavuutta. Useimmat maatalousympäristössä mitatut ja havaitut muutokset ovat kuitenkin varsin monimutkaisten kehityskulkujen seurausta, joten yksittäisten toimenpiteiden vaikutusten osoittaminen suhteessa kokonaisuuteen on ollut haastavaa. Lisäksi on huomattava, että maatalousympäristön tilaan ovat vaikuttaneet monet muutkin tekijät kuin ympäristötuki. Muu maatalouspolitiikka ja markkinoilla tapahtuneet hintasuhteiden muutokset ovat ohjanneet monella tapaa sitä, minkälaisia tuotanto- ja investointipäätöksiä viljelijät ovat tehneet.

Aiempien seurantatutkimusten keskeisiä tuloksia

MYTVAS 3 -seurantatutkimus jatkaa aiempien seurantatutkimusten työtä, joten niiden keskeisimpien tulosten tarkastelu antaa hiukan perspektiiviä ja taustaa MYTVAS 3:lle. Ensimmäinen MYTVAS-seurantatutkimus (MYTVAS 1) käynnistyi vuonna 1995 toteuttajinaan SYKE ja MTT. MYTVAS 1:n tavoitteena oli selvittää, kuinka ympäristötukeen kuuluvat erilaiset toimenpiteet vaikuttavat maatalouden ympäristökuormitukseen ja ympäristön tilaan. MYTVAS 1 -seurantatutkimusta täydensi ympäristötuen taloudellisten vaikutusten seuranta, josta vastasi silloinen Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL).

MYTVAS 1 -seurantatutkimuksen (1995–1999) loppuraportissa (Palva ym. 2001) muun muassa todettiin, että typpi- ja fosforilannoitteiden käyttö oli alentunut pääosin lähelle ympäristötuen määriteltyjä (silloisia) perustasoja. Fosforilannoitusta ei kuitenkaan ollut vielä riittävästi tarkennettu vastaamaan maan viljavuustilaa. Arvio oli, että heikoimmissa viljavuusluokissa liian alhainen fosforilannoitus saattoi rajoittaa sadonmuodostusta, ja korkeissa viljavuusluokissa se puolestaan oli turhaa ja lannoit-

tuksen lopettaminen alentaisi peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuutta (P-luku) nopeasti. Nitraattitypen huuhtouman arvioitiin vähenneen eri alueilla 4–15 prosenttia, minkä katsottiin johtuvan pääasiassa typpilannoituksen ja karjanlannan levitysmäärien alenemisesta. Edelleen arvioitiin, että eroosiofosforin huuhtouma oli vähentynyt 5–13 prosenttia, mikä johtui suurimmaksi osaksi siirtymisestä kevytmuokkaukseen ja kevätkyntöön. Liukoisen fosforin osalta kuormitus pysyi sen sijaan ennallaan tai kasvoi vähän. Siihen keskeisen syyn todettiin olevan viherkesannoinnin väheneminen ja viljanviljelyn lisääntyminen kesannointivelvoitteen pienennyttyä vuonna 1994.

MYTVAS 1 -seurantatutkimuksen kasviseurannan avulla saatiin hyvä kuva lajiston pääpiirteistä ja eri maatalousalueilla sekä eroavuuksista eri alueiden välillä (Tarmi & Helenius 2002). Pää-tulos oli, että pientareiden ja suojakaistojen lajisto on pääasiassa tavanomaista tuoreiden heinäniittyjen lajistoa. Alueilla vallitsevat maatalouden tuotantosuunnat ja etenkin intensiivisen peltokas-viljelyn vallitsevuus sekä toisaalta karjatalouden vallitsevuus näyttivät parhaiten selittävän lajiston yleispiirteitä. Luontaisesti perustetut suojakaistat olivat lajimonimuotoisuuden kannalta suotuisampia kuin kylvämällä perustetut. Lisäksi todettiin pientareiden ja suojakaistojen niiton ja niittojätteen poiskorjuun edullisuus lajinsuojelun tavoitteiden kannalta.

Tarkasteltaessa ensimmäistä ympäristötukijärjestelmää talou-dellisesta näkökulmasta todettiin, että ympäristötuen perustuen merkitys suomalaisten viljelijöiden tulonmuodostuksessa oli huomattava lähes kaikilla tukialueilla, tuotantosuunnissa ja tilakokoluokissa. Ympäristötuen perustuesta arvioitiin kuluvan 62 prosenttia toimenpiteistä aiheutuvien kustannusten kattami-seen ja kannustimeksi jäävän 38 prosenttia. Johtopäätös oli, että ensimmäisen ympäristötukijärjestelmän päättyminen aiheuttaisi valtaosalle maataloista vakavia taloudellisia vaikeuksia, ellei vastaavaa uutta ohjelmaa toteutettaisi (Koikkalainen ym. 1999). Myös ympäristötukijärjestelmän toivottavasta kehittämissuun-nasta esitettiin näkemyksiä. Vehkasalo ym. (1999) totesivat, että selkeä parannus järjestelmään olisi tuen parempi kohdentaminen potentiaalisten ympäristöhaittojen mukaan, jolloin kaukana vesistöistä sijaitsevilla peltolohkoilla tuki olisi pienempi ja ehdot lievemmat, ja päinvastoin.

MYTVAS 2 -seurantatutkimus (2000–2006) raportoitiin erikseen vesistövaikutusten ja luonnon monimuotoisuusvaikutusten osalta. Vesistövaikutuksia käsitelleessä loppuraportissa (nk. Vesi-MYTVAS, Turtola & Lemola 2008) todettiin, että ravinnetaseet jatkoivat laskuaan typen ja fosforin osalta vuosien 2000–2006 aikana. Maataloudesta peräisin olevan kokonaisfosforin kuormituksen arvioitiin vähentyneen, mutta typen tosiasiallisen vesistökuormi-tuksen epäiltiin jopa lisääntyneen länsirannikon jokivesistöjen alu-eella. Lannoitusrajoitusten ei katsottu vaikuttaneen olennaisesti satotasoihin tai sadon laatuun. Yleisenä johtopäätöksenä oli, että vesistökuormituksen tehokkaampi leikkaaminen edellyttäisi toi-menpiteiden kohdentamista jatkossa eniten kuormittaville alueille, jolloin painopisteen pitäisi erityisesti olla maan lounais- ja länsi-osien kotieläintuotantoalueiden kuormituksen vähentämisessä.

Monimuotoisuusvaikutuksia käsitelleessä loppuraportissa (nk. Luonto-MYTVAS, Kuussaari ym. 2008) päätulokset kiteytettiin seuraavasti: Ympäristötuella oli ollut myönteinen vaikutus, vaikka se ei ollut kyennyt pysäyttämään maatalousluonnon köyhtymistä. Vapaaehtoisissa erityistuuissa oli hyviä monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä, joista tärkeimmäksi katsottiin perinne-biooppien hoidon tuki. Pakolliset perus- ja lisätoimenpiteet olivat tehoittomia, vaikka niihin käytettiin pääosa ympäristötuen rahoituksesta. Johtopäätöksenä todettiin, että ympäristötuen rakennetta pitää uudistaa etenkin pakollisten perus- ja lisätoi-menpiteiden osalta ja että ympäristötuen rinnalle tarvitaan uusia, tehokkaampia keinoja monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Maisemamuutoksen osalta keskeisintä oli havainto niiden sa-tunnaisuudesta ja äkillisyydestä, minkä tulkittiin johtuvan siitä, että maataloutta harjoitettaessa maan- ja pellonkäyttö ovat jatkuvasti vaihtelevia ja muutoksessa.

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen väliraportin (Aakkula ym. 2010) tulokset ovat keskeisiltä osiltaan toistettu jäljempänä loppura-portissa asianomaisissa yhteyksissä, joten niitä ei käsitellä tässä. MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tuloksia (Aakkula ym. 2012) on esitelty myös Braunschweigissa Saksassa kesäkuussa 2011 järjestetyssä OECD-työpajassa (OECD Workshop on Evaluation of Agri-environmental Policies), jossa Suomen ympäristötue-n vaikutusten seurannan toteutus sai osallistujilta runsaasti myönteistä palautetta.

MYTVAS-seurantatutkimusten tulokset ja johtopäätökset hei-jastelevat luonnollisesti ympäristötuessa, maatalouden ympä-ristöpolitiikassa ja yleisessä maatalouspolitiikassa tapahtuneita muutoksia. Aluksi ympäristötuki oli myös väline viljelijöiden tulotason turvaamiseksi tilanteessa, jossa EU-jäsenyys vuoden 1995 alussa romutti yhdessä yössä kansallisen maatalouspoli-tiikan peruspilarin eli vahvaan rajasuojaan pohjautuneen hinta-tukijärjestelmän (Aakkula ym. 2006). Vähitellen ympäristötuen ympäristöllisiä vaikuttavuusvaatimuksia on kiristetty. Nyt ollaan jo tilanteessa, jossa ympäristötuella ja yleensä maatalouden ympäristöpolitiikalta odotetaan merkittävää ympäristöllistä vaikuttavuutta. Esimerkiksi valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 (Ympäristöminis-teriö 2007) edellytetään, että maatalouden kuormitus vähenisi kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä verrattuna vuosien 2001–2005 kuormitukseen.

Entistä ajankohtaisemmaksi ravinnekuormituksen vähentämisen tekee Itämeren suojelukomissio HELCOMin puitteissa 3.10.2013 hyväksytyt tiukennetut päästövähennystavoitteet. Suomen tavoitteena on vähentää päästöistä 1 200 tonnia typpeä ja 150 tonnia fosforia vuodessa vuosien 1997–2003 keskiarvosta vuo-teen 2021 mennessä. Uudet tavoitteet asettavat vähennykset typen osalta 2 430 tonniin ja fosforin osalta 330 tonniin vuo-dessa (HELCOM 2013).

Loppuraportin rakenne

Tämä loppuraportti on koostettu siten, että toisessa luvussa kuvataan lyhyesti ympäristötuki ja sen tavoitteet, toimenpiteet, korvaustasot ja tämänhetkinen toteutuslaajuus. Lisäksi toisessa luvussa avataan toimenpiteiden ominaisvaikuttavuuden käsitettä, joka on tärkeässä roolissa arvioitaessa ympäristötuen vaikutuksia kokonaistasolla. Kolmannessa luvussa käydään läpi perus- ja lisätoimenpiteiden vaikuttavuuden arviointia mahdollistavien seurantojen tuloksia tilojen viljelytoimenpidemuutosten, eroosion ja fosforikuormituksen, typpi- ja fosforitaseiden, maan rakenteen ja viljavuuden, sadon laadun, rikkakasvien sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman osalta. Neljännessä luvussa arvioidaan tiettyjen erityistukitoimenpiteiden (perustetut kosteikot, suojavyöhykkeet, kasvipeitteiset kesannot, perinnebiotoopit) vaikutusta biodiversiteettiin ja ravinnekuormitukseen. Lisäksi käydään läpi myös ei-tuotannollisten investointien ja Leader-toimintatavan merkitys perinnebiotooppien hoidossa ja kosteikkojen perustamisessa.

Loppuraportin viidennessä luvussa analysoidaan ympäristötuen vaikutuksia mallien ja talouslaskelmien avulla. Tavoitteena on selittää, miten yleinen maatalouspolitiikka on vaikuttanut maatalouden rakenteeseen ja miten tämä puolestaan on heijastunut maatalouden ympäristösuorittumiseen. Lisäksi tarkastellaan ympäristötuen toimenpiteiden tilatason toteuttamiskustannuksia sekä tutkitaan, miten valuma-alueilta Itämereen kulkeutuvat maatalouden kokonaisfosfori- ja typpikuormat ovat muuttuneet. Kuudennessa luvussa esitetään ominaisvaikuttavuuteen ja seurantaluloksiin perustuen yhteenveto siitä, millä toimenpiteillä katsotaan tämänhetkisen tietämyksen valossa olevan merkittävin rooli ympäristötuelle asetettujen tavoitteiden saavuttamisessa. Seitsemännessä luvussa vedetään tulokset yhteen, käsitellään ympäristötuen vaikuttavuuden kannalta keskeisimpiä kysymyksiä sekä esitetään ehdotuksia maatalouden ympäristötoimenpiteiden kehittämiseksi.

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen loppuraporttia täydentää taustadokumentti, joka sisältää toimenpidekohtaisen ominaisvaikuttavuusarvioinnin tulokset. Taustadokumentti on pyynnöstä saatavissa vanhempi tutkija Juha Grönroosilta (juha.gronroos@ymparisto.fi) Suomen ympäristökeskuksesta (SYKE).

Kirjallisuus

Aakkula, J., Kuussaari, M., Rankinen, K., Ekholm, P., Heliölä, J., Hyvönen, T., Kitti, L. & Salo, T. 2012. Follow-up study on the impacts of agri-environmental measures in Finland (Chapter 5, p 111–127. In: OECD 2012. Evaluation of Agri-environmental Policies: Selected Methodological Issues and Case Studies. OECD Publishing. Internet: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264179332-en>.

Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantalutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010.145 p. [Abstract in English: Follow-up study on the impacts of agri-environment measures (MYTVAS 3): Mid-term report].

Aakkula, J., Jokinen, P., Kaljonen, M. & Kröger, L. 2006. Maatalouden ympäristöpolitiikan skaalat ja oppiminen. MTT:n selvityksiä 127. Helsinki: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT). 79 s.

HELCOM 2013. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration. Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark. Internet: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Ministerial%20declaration/2013%20Copenhagen%20Ministerial%20Declaration%20w%20cover.pdf>.

Koikkalainen, K., Haataja, K. & Aakkula, J. 1999. Maatalouden ympäristötuen perustuen merkitys maatalojen taloudelle. Teoksessa: Maatalouden ympäristöohjelma 1995–1999:n taloudellinen analyysi. Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus -tutkimuksen loppuraportti. MTT:n tutkimuksia 90. Helsinki: Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL). s. 7–41.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 208 s.

Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. MYTVAS-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 478. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 92 s.

Tarmi, S. & J. Helenius 2002. Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasvivyhteisöjen monimuotoisuus. Helsingin Yliopisto, Soveltavan biologian laitos, Julkaisuja 9. 35 s. + 18 liites.

Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT). 103 s.

Vehkasalo, V., Pentinmäki, J. ja Aakkula, J. 1999. Maatalouden ympäristövaikutusten ohjaaminen ympäristötuen avulla. Teoksessa: Maatalouden ympäristöohjelma 1995–1999:n taloudellinen analyysi. Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus -tutkimuksen loppuraportti. MTTL tutkimuksia No 90. Helsinki: Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL). s. 78–132.

Ympäristöministeriö 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007. Helsinki: Ympäristöministeriö. 93 s.

2. Ympäristöjärjestelmän tavoitteet, toimenpiteet, korvaustaso, toteutuslaajuus ja toimenpiteiden ominaisvaikuttavuus

2.1 Ympäristötuen tavoitteet

Kauko Koikkalainen (MTT)
kauko.koikkalainen@mtt.fi

Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelman 2007–2013 mukaan (MMM 2007) maatalouden ympäristötuen tavoitteena on maatalous- ja puutarhatuotannon harjoittaminen kestävästi niin, että tuotanto kuormittaa ympäristöä nykyistä vähemmän. Ympäristötuelle turvataan maatalouden luonnon monimuotoisuuden ja kulttuurimaisemien säilyminen sekä säilytetään tuotannon harjoittamisen edellytykset hyvinä myös pitkällä aikavälillä. Haitallisten ympäristövaikutusten vähentämisen lisäksi ympäristötuelle ohjataan tuotantomenetelmien käyttöä niin, että maatalouden ympäristönsuojelulle, luonnon monimuotoisuudelle ja maatalousmaiseman hoidolle asetetut yleiset tavoitteet saavutetaan ja samalla voidaan tuottaa puhtaita ja laadullisesti korkeatasoisia maataloustuotteita.

Ympäristöön ja erityisesti pinta- ja pohjavesiin sekä ilmaan kohdistuvaa kuormitusta vähennetään kasviraivinteiden hyväksikäyttöä lisäämällä, torjunta-aineiden käytöstä aiheutuvia riskejä vähentämällä, maatalouden luonnon monimuotoisuudesta, eläin- ja kasvilajeista huolehtimalla sekä maatalousmaisemaa hoitamalla. Tavoitteena on myös vähentää peltomaan eroosiota, lisätä maaperäeliöiden monimuotoisuutta ja humuksen määrää maaperässä sekä säilyttää maan tuottokyky hyvänä tai parantaa sitä. Ympäristötukijärjestelmään tavoitellaan mukaan 93 prosenttia viljelijöistä ja järjestelmän piiriin 98 prosenttia peltoalasta. Kullakin ympäristötuen alatoimenpiteellä on toimenpidekohtaiset yksilöidymät tavoitteet siitä, mitä ympäristöhyötyjä kyseisellä toimenpiteellä tavoitellaan ja mitkä ovat odotetut vaikutukset sekä toimenpiteen mahdolliset rajaukset.

Kirjallisuus

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007. Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009, 24.11.2009, 7.6.2010, 28.4.2011, 4.11.2011, 20.2.2012, 5.10.2012 ja 8.7.2013. Maa- ja metsätalousministeriö. 267 s. + liitteet.

2.2 Ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toimenpiteet

Kauko Koikkalainen (MTT)
kauko.koikkalainen@mtt.fi

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arvioinnissa on oleellista tuntee ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toteutettavien toimenpiteiden odotetut vaikutukset, ominaisuudet ja toteutuslaajuudet. Vuosina 2007–2013 toteutetun ympäristötukijärjestelmän perusrakenne on samanlainen kuin edellisellä ohjelmakaudella vuosina 2000–2006 toteutetun järjestelmän. Ympäristötuki koostuu perustoimenpiteistä, lisätoimenpiteistä ja erityistukisopimuksista (taulukko 2.2-1). Perustoimenpiteiden tarkoituksena on suunnitelmallinen viljelyn ympäristönsuojelu ja seuranta, pelto-puutarhakasvien lannoittaminen maan viljavuuden ja kasvilajin tarpeiden mukaisesti, vesilain vaatimuksia leveämpien pientareiden ja suojakaistojen perustaminen vesiuomien varsille sekä luonnon monimuotoisuudesta ja maiseman ylläpidosta huolehtiminen. Perustoimenpiteet ovat kaikille ympäristötueessa mukana oleville viljelijöille pakollisia. Niiden lisäksi ympäristötukeen kuuluu joukko vaateliaampia lisätoimenpiteitä, jotka ovat viljelijöille tukialuekohtaisesti valinnaisia.

Lisätoimenpiteitä on sekä tavanomaisille peltoviljelykasveille että puutarhakasveille. A- ja B-tukialueilla viljelijän on valittava vähintään 1 ja enintään 4 lisätoimenpidettä. Puutarhatiloilla ei ole velvoitetta lisätoimenpiteen valintaan. C-tukialueella viljelijä voi valita 0-2 lisätoimenpidettä. Jos puutarhatila valitsee lisätoimenpiteitä, niistä puutarhakasvien lisätoimenpiteitä voi valita A- ja B-tukialueilla 0-2 ja C-tukialueella 0-1. Kotieläintilan mukainen perustoimenpiteen tuki peltokasveille maksetaan viljelijälle, jonka maatilalla on tuotantoeläimiä vähintään 0,4 eläinyksikköä per ympäristötukikelpoinen peltohehtaari tai vähintään 25 eläinyksikköä ja joka on ilmoittanut täyttävänsä edellä mainitun ehdon. Lisätoimenpidettä ei pääsääntöisesti voi muuttaa. Perus- ja lisätoimenpiteiden tuki maksetaan tilan koko ympäristötukikelpoiselle peltopinta-alalle.

Erityistukisopimukset ovat pääosin viisivuotisia, nimensä mukaisesti tietyistä erityisistä ympäristön hyväksi tehdyistä toimenpiteistä tehtäviä sopimuksia, joista maksetaan erityiskorvaus toteutetun pinta-alan mukaan tai eläinyksikköperusteisesti. Joihinkin erityistukisopimukseen voidaan sisällyttää myös peltoalan ulkopuolisia alueita. Tuensaajana on pääsääntöisesti viljelijä. Perinnebiotooppien ja monivaikutteisen kosteikon hoitoa

koskevista erityistukisopimuksissa tuensaajana voi olla myös muu kuin viljelijä LEADER-toimintatavan mukaisesti toimittaessa. Tilatuen ja muiden EU:n kokonaan maksamien suorien tukien saamisen edellytyksenä on niin sanottujen täydentävien ehtojen noudattaminen. Vuodesta 2007 alkaen ne ovat toimineet myös ympäristötuen saamisen lähtötasona. Täydentävissä ehdoissa on lakisääteisiä hoitovaatimuksia ja hyvän maatalouden ja ympäristön vaatimuksia. Ympäristötuen lähtötasona toimivat myös niin sanotut vähimmäisvaatimukset, joiden noudattamisesta ei makseta korvausta. Vähimmäisvaatimuksissa on määritelty typpi- ja fosforilannoittamisen enimmäismäärät sekä kasvin-suojeluaineiden käyttöä koskevia ehtoja.

Ympäristötuen saaminen edellyttää viljelijän ja valtion tekemän viisivuotisen ympäristötukisopimuksen. Siinä viljelijä sitoutuu noudattamaan tilallaan ympäristötuen ehtoja viiden vuoden ajan ja valtio maksaa siitä korvausta. Ympäristötuen saaminen edellyttää viljelijöille toimenpiteistä aiheutuvat kustannukset ja tulonmenetykset. Lisäksi ympäristötuen tasoa määritettäessä vähennetään toimista saatavat yksityistaloudelliset hyödyt, ja näin saatuun lukuun lisätään transaktiokustannus. Kiinteitä kustannuksia ei EU-säännösten mukaan voida sisällyttää toimenpiteistä maksettaviin korvauksiin. Ympäristötuen tukitasolaskelmien referenssitasona ovat täydentävät ehdot sekä lannoitteiden ja kasvin-suojeluaineiden käyttöä koskevat lakisääteiset vaatimukset. Ympäristötuen edellyttämien toimenpiteiden toteuttamiseen menevän työajan määrittämisessä on käytetty apuna ProAgraria Maaseutukeskusten liiton kasvi- ja eläinlääketieteellisiä katetuottolaskelmia ja Työtehoseuran määrittämiä työnormilukuja. Tilakokona on käytetty keskimääräistä tilakokoa Suomessa (32 ha), joka on saatu Tiken virallisista tilastoista. Perus- ja kasvulohkojen määrä tilaa kohti (14 ja 17 kpl) on laskettu tukihakemustietojen perusteella samoin kuin keskimääräinen lohkokoko (2,29 ha). Puutarhakasvien peruslaskelmissa osa toimenpiteistä kohdistuu koko tilan pinta-alaan ja osa vain puutarhakasvien viljelyssä olevaan alaan. Puutarhakasvien ympäristötuki maksetaan vain puutarhakasvien viljelyssä olevalle alalle.

Vuonna 2012 maatalojen kokonaismäärä Suomessa oli 59 042 ja käytössä olevan maatalousmaan pinta-ala noin 2,248 miljoonaa hehtaaria. Vuonna 2012 ohjelmakauden 2007–2013 mukaisiin maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteisiin oli sitoutunut noin 53 911 tilaa (noin 90 % tukia saaneista tiloista), joista 71 prosenttia oli kasvinviljelytiloja ja 29 prosenttia kotieläintiloja. Näiden tilojen sopimusala oli yhteensä 2,17 miljoonaa hehtaaria (noin 94 % käytössä olevasta maatalousmaasta). Erytystuista on maksettu vuonna 2012 yhteensä tukea 57,9 miljoonaa euroa. Taulukossa 2.2-1 ei ole lueteltu kaikkia aikaisemmilta tukikausilta vielä voimassa olevia, pääosin 20-vuotisia sopimuksia. Vuonna 2012 lisätoimenpiteistä on maksettu tukea yhteensä 72 miljoonaa euroa. Perustoimenpiteiden tuki on vuonna 2012 ollut 223 miljoonaa euroa.

Kirjallisuus

MMM 2013. Manner-Suomen maaseutuohjelman kehittämisohjelman 2007–2013 vuoden 2012 vuosikertomus. Maa- ja metsätalousministeriö 11.9.2013. 73 s. + liitteet.

Taulukko 2.2-1. Ympäristötukitoimenpiteiden tukitasot, pinta-alat (ha), määrät ja maksetut tuet (EU + Suomi) vuonna 2012 (MMM 2013).

Toimenpide	Tukitaso	Toteuma vuonna 2012			Tavoite	
		Ala, ha	Kpl	eur	Ala	Kpl
Peltokasvit (yht.)		2 062 974	52 348	218 993 455	+	0
- kasvinviljelytilat	93 €/ha					
- kotieläintilat	107 €/ha					
Luonnonhoitopelto (yht.)		146 000				
- monivuotiset nurmipellot	170 €/ha					
- monimuotoisuuspellot	300 €/ha					
Puutarhakasvit (yht.)		9 971	1 563	4 303 537	+	-
- ryhmä 1	450 €/ha					
- ryhmä 2	438 €/ha					
- eräät siemenmaustekasvit	181 €/ha					
Lisätoimenpiteet ja niistä maksettavat toimenpidekohtaiset tuet						
Vähennetty lannoitus	10 €/ha	110 441	6 073	1 091 198	-	++
Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla	23 €/ha	826 495	14 589	18 943 926	+	+
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus	11 €/ha	493 968	18 264	5 412 913	++	+
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla)	30 €/ha	215 573	5 266	6 447 117	+++	+
Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla)	45 €/ha	492 165	11 634	22 101 415	++	++
Viljelyn monipuolistaminen (A- ja B-tukialueilla)	24 €/ha	160 920	2 113	3 800 693	-	-
Laajaperäinen nurmituotanto (A- ja B-tukialueilla)	55 €/ha	27 115	783	1 483 715	---	---
Lannan levitys kasvukaudella	27 €/ha	142 438	2 377	3 838 255	---	---
Ravinnetaseet	18 €/ha	240 891	5 221	4 325 766	-	-
Kerääjäkasvien viljely (A- ja B-tukialueilla)	13 €/ha	24 773	337	317 129	--	--
Puutarhatilan lisätoimenpiteet ja tukitasot						
Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveilla	90 €/ha	1 642	120	122 619	---	---
Katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla	256 €/ha	5 336	1 156	1 350 601	0	-
Tuhoeläinten tarkkailumenetelmien käyttö	144 €/ha	22 572	1 524	3 164 322	++	--
Erityistukisopimukset ja tukitasot						
Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito	450 €/ha (A- ja B-tukialue) 350 €/ha (C-tukialue)	8 844	2 518	4 297 767	---	--
Monivaikutteisen kosteikon hoito	enint. 450 €/ha	283	300	131 519	-	-
Pohjavesialueiden peltoviljely	enint. 156 €/ha	1608	170	232 673	+	+

Toimenpide	Tukitaso	Toteuma vuonna 2012			Tavoite	
		Ala, ha	Kpl	eur	Ala	Kpl
Valumavesien käsittelymenetelmät (yht.)		30 869	1 345	1 785 858	0	0
- sääätösalaajitus	enint. 54 €/ha					
- sääätökastelu	enint. 108 €/ha					
- kuivatusvesien kierrätys	enint. 140 €/ha					
Luonnonmukainen tuotanto	141 €/ha	177 936	3 902	30 912 542	-	+
edellisestä luonnonmukainen kotieläintuotanto	267 €/ey/2 ha	46 722 ey	45 000ey	5 926 306		
Perinnebiotooppien hoito	enint. 450 €/ha	21 949	1 757	8 441 399	-	-
- pienialaiset kohteet 5-30 aaria	kiinteä tuki 200 €/kohde					
Luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen	enint. 450 €/ha	8 906	1 853	3 417 588	-	-
Alkuperäisrotujen kasvattaminen (€/ey tai tila)		6 017 ey	933	1 931 854	+	-
- suomenlammas, ahvenanmaanlammas ja kainuunharmas	270 €/ey					
- itäsuomen- ja pohjoissuomenkarja	500 €/ey					
- länsisuomenkarja	270 €/ey					
- suomenhevonen	270 €/ey					
- suomenvuohi	270 €/ey					
- maatiaiskanat ja -kukot						
- 20-39 kanaa ja kukkoa	100 €/tila					
- 40-59 kanaa ja kukkoa	150 €/tila					
- vähintään 60 kanaa ja kukkoa	250 €/tila					
Alkuperäiskasvien viljely	450 €/ha	8	8	3 026	+	+
Ravinnekuormituksen tehostettu vähentäminen (A- ja B-tukialueilla)	enint. 347 €/ha	512	49	181 237	---	---
Lietelannan sijoittaminen peltoon	56 €/ha	112 749	2 897	6 298 511	+++	0
Turvelpeltojen pitkäaikainen nurmiviljely		3 305	323	313 350	---	---
- kasvinviljelytilat	114 €/ha					
- kotieläintilat	68 €/ha					

2.3 Ympäristötukitoimenpiteiden ominaisvaikuttavuusarvioinnin tarkoitus ja toteutus

Juha Grönroos (SYKE)
juha.gronroos@ymparisto.fi

Ominaisvaikuttavuudella tarkoitetaan yksittäisen toimenpiteen vaikutuksia tarkastelun alla oleviin tekijöihin verrattuna tilanteeseen, jossa kyseistä toimenpidettä ei toteutettaisi. Tässä yhteydessä toimenpiteellä tarkoitetaan yksittäistä ympäristötuen toimenpidettä. Tarkastelun alla olevilla tekijöillä tarkoitetaan ympäristöä muuttavia tai kuormittavia tai näitä indikoivia tekijöitä, kuten typen tai fosforin kuormitusta veteen, kasvihuonekaasupäästöjä ilmaan, typpitasetta tai suoraan havaittuja muutoksia ympäristössä, kuten perhoslajien lukumäärää tai peltomaan jakautumista käyttötavoittain.

Ominaisvaikuttavuudella tarkoitetaan vaikutusta tiettyä perusyksikköä kohti. Tyypillinen perusyksikkö on yksi peltohehtaari. Tyypillistä on myös se, että ominaisvaikuttavuus ei ole samanlainen maan eri osissa, koska olosuhteet, muun muassa ilmasto, maaperä, viljelykäytännöt, ovat erilaiset.

Kun tiedossa ovat toimenpiteen ominaisvaikuttavuus – jonka arvioinnissa ainakin karkealla tasolla pyritään huomioimaan myös alueelliset erot – ja toimenpiteen kattama alue, saadaan selville toimenpiteen kokonaisvaikuttavuus. Kokonaisvaikutukseen vaikuttaa myös toteutuksen laatu. Laajasti toteutetulla toimenpiteellä ei ole valtakunnan tasolla merkittävää vaikutusta tarkasteltavaan tekijään, jos toimenpiteen ominaisvaikuttavuus on vaatimaton.

Oleellista ominaisvaikuttavuuden arvioinnissa on se, mikä on vertailutoimenpide, eli tilanne ilman tarkasteltavan toimenpiteen toteuttamista. Yksinkertaistettuna se on ”tilanne ilman toimenpidettä”. Tosiasiassa on niin, että toimenpidettä on voitu jo entuudestaan toteuttaa joko osana normaalia viljelykäytäntöä tai edellisen ohjelmakauden ympäristötukijärjestelmää. Tällöinkin toimenpiteen ominaisvaikuttavuus säilyy ennallaan, eli vaikutusero tilanteeseen ilman toimenpidettä pysyy voimassa. Kokonaisvaikuttavuuden arvioinnissa tämä seikka täytyy ottaa huomioon. Oleellinen kysymys tässä on, olisiko toimenpidettä aiemmin toteutettu lainkaan – tai vain osittain – ilman ympäristötuen rahallista korvausta? Jos vastaus on kielteinen, otetaan kokonaisvaikutuksen arvioinnissa toimenpiteen nettohyöty kokonaisuudessaan huomioon. Jos toimenpidettä olisi muutenkin toteutettu, joko sellaisenaan tai osittain, toimenpiteen kokonaisvaikuttavuus pienenee tai se on nolla. Jos toimenpidettä on aiemmin toteutettu osana ympäristötukijärjestelmää eikä sitä olisi toteutettu ilman tukea, on toimenpiteen vaikuttavuus alueellaan ominaisvaikuttavuuden mukainen, ja sen katsotaan ylläpitävän aiemmalla ohjelmakaudella saavutettuja hyviä käytäntöjä.

Ympäristötukijärjestelmän vaikuttavuuden arvioinnin yksi peruste on eri toimenpiteiden ominaisvaikuttavuuden tunteminen. Sitä varten MYTVAS 3:ssa on tehty toimenpidekohtaiset ominaisvaikuttavuusarviointit, joiden tulokset on kerätty erilliseen työdokumenttiin. Arvioinnit koskevat pääasiassa vaikutuksia vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen, mutta myös vaikutuksia kaasumaisiin päästöihin, maisemaan, satotasoihin ja maan rakenteeseen on pyritty arvioimaan. Arviointia on pyritty tekemään myös, vaikka varsinaista tutkimustietoa ei käytössä olisikaan. Osa kauden 2007–2013 toimenpiteistä on samoja kuin edellisellä kaudella, ja niiden kohdalla voitiin hyödyntää niin kutsutun Mytvana-tutkimuksen (Grönroos ym. 2007) yhteydessä kerättyä aineistoa. Uusien tai muuttuneiden toimenpiteiden kohdalla tehtiin uudet asiantuntijapohjaiset arvioinnit viimeisimmän tutkimustiedon pohjalta.

Toinen tärkeä tekijä ovat toimenpiteiden toteutusalat. Toimenpidekohtaiset pinta-alat ja lukumäärät on esitetty luvussa 2.2. Kolmas tärkeä tekijä on sen arvioiminen, mitä olisi tehty ilman ympäristötukijärjestelmää. Tästä saadaan hieman osviittaa luvussa 3.1 esitetyistä tuloksista, jotka koskevat lisätoimenpiteiden ja erityistukisopimusten mukaisten toimenpiteiden toteuttamista ilman korvausta. Arviota on tehty myös asiantuntijapohjalta.

Tarkastelun kohteena ovat olleet kaikki ympäristötukeen vuonna 2012 sisältyneet toimenpiteet sekä ympäristötuen ehtona olevat lannoituksen ja kasvinsuojelun vähimmäisvaatimukset. Samassa yhteydessä käsitellään myös ei-tuotannolliset investoinnit: monivaikutteisen kosteikon perustaminen, arvokkaiden perinnebiotooppien alkuraivaus ja aitaaminen.

Luvussa 6 esitetään yhteenveto siitä, millä toimenpiteillä katsotaan nykytietämyksen valossa olevan eniten merkitystä arvioitaviin ympäristö- ja muihin vaikutuksiin tai havaittuihin muutoksiin niitä suoraan tai epäsuoraan kuvaavissa indikaattoreissa. Yhteenvetoa täydentää luvussa 6.1 taulukko 6.1-1, johon on tiivistetty toimenpidekohtaiset arviointitulokset. Ominaisvaikuttavuusanalyysiä on hyödynnetty myös, kun on arvioitu järjestelmän kokonaisvaikutuspotentiaalia suhteessa sille asetettuihin vaatimuksiin (luku 6).

Kirjallisuus

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. Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006. Suomen ympäristö; 2007, 19. Helsinki. 168 s.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007

Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009, 24.11.2009, 7.6.2010, 28.4.2011, 4.11.2011, 20.2.2012, 5.10.2012 ja 8.7.2013. Maa- ja metsätalousministeriö. 270 s. + 13 liitettä.

3. Perus- ja lisätoimenpiteiden vaikutukset

3.1 Tilatason viljelytoimenpidemuutokset ja niiden vaikutukset potentiaaliseen ravinnekuormitukseen

Antti Salminen (SYKE), Ljudmila Vesikko (SYKE), Katri Rankinen (SYKE), José Enrique Cano Bernal (SYKE), Juha Grönroos (SYKE)
antti.salminen@ymparisto.fi

3.1.1 Tausta

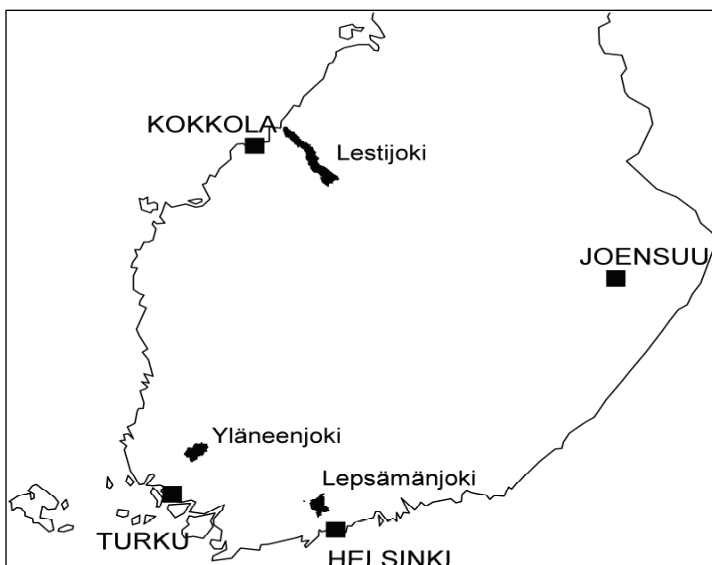
Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimuksen (MYTVAS) alusta ja siten ympäristötuen ensimmäisestä ohjelmakaudesta lähtien merkittävä osa perus- ja lisätoimenpiteiden vaikutusten seurannassa hyödynnettävästä aineistosta on kerätty haastatteleamalla henkilökohtaisesti eri puolilla Suomea sijaitsevien vesistöjen valuma-alueilla toimintaansa harjoittavia viljelijöitä. Tässä MYTVAS-tutkimuksen alaosiossa on muutaman vuoden välein toteutetuilla haastattelukierroksilla kerätty tietoa maataloilla toteutettavista lohko-kohtaisista viljelytoimenpiteistä ja muista maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan kannalta olennaisista seikoista.

3.1.2 Tavoitteet ja toteutus

Tavoitteena oli kerätä tietoa maataloilla kullakin kaudella toteutettavista viljelytoimenpiteistä ja muista maatalouden ympäristötuen vaikuttavuusseurannan kannalta olennaisista seikoista ja arvioida kerätyn aineiston avulla potentiaalisia muutoksia

ravinnekuormituksessa sekä samalla tuottaa aineistoa muille osahankkeille. MYTVAS 3 -tutkimuksen loppuraportin tässä pääluvussa on esitelty ja tarkasteltu tärkeimpiä tuloksia vuosilta 2008–2010. Koska tuloksia on myös verrattu vastaavilta tutkimusalueilta saatuihin aiempiin tuloksiin, mukana on myös aiemmin raportoituja tuloksia. Viimeisimmät tulokset on raportoitu yksityiskohtaisemmin ja kokonaisuudessaan Salmisen ym. (2014) julkaisussa. Aiemmin haastatteluun kerätyt aineistot viljelytoimenpiteistä tutkimusalueilla kattavat ensimmäisen sekä toisen tukikauden vuodet ja näiden vuosien tulokset on julkaistu omissa erillisissä raporteissaan (Grönroos ym. 1997; Grönroos ym. 1998; Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007).

Haastattelututkimus on jokaisella kolmella ohjelmakaudella toteutettu jokseenkin samansisältöisenä. Vuodesta 1995 lähtien toteutetun seurannan tutkimusalueiden lukumäärä on vaihdellut eri ohjelmakausilla kolmesta kahdeksaan. Vaihtelu on toteutunut kuitenkin siten, että kaikkien kolmen MYTVAS-seurannan ajan valuma-alueista kolme on sisällynyt tutkimusalueeseen ja siten myös osa tiloista on ollut mukana jokaisella haastattelukierroksella. Ensimmäisellä ohjelmakaudella tutkimusalueina olivat Yläneenjoki, Taipaleenjoki, Lepsämänjoki ja Lestijoki. Toisella ohjelmakaudella tutkimusalueiden lukumäärä kaksinkertaistui kahdeksaan, sillä mukaan seurantaan otettiin Kinarehenoja, Savijoki, Löytäneenoja ja Hovi. Kolmannella ohjelmakaudella toteutettavassa MYTVAS 3 -tutkimuksessa osahankkeen tutkimusalueiden lukumäärä vähennettiin kolmeen siten, että seuranta jatkettiin jo ensimmäiseltä ohjelmakaudelta asti mukana olleilla alueilla Taipaleenjokea lukuun ottamatta (kuva 3.1-1).



Kuva 3.1-1. MYTVAS 3 -haastattelututkimuksen tutkimusalueina olleiden valuma-alueiden sijainti.

Ensimmäisillä ohjelmakausilla toteutetuista MYTVAS 1- ja 2 -tutkimuksista poiketen haastattelukierros toteutettiin kolmannella kaudella ainoastaan kerran. Vuosien 2008–2010 viljelytoimenpiteitä kartoittaneet haastattelut toteutettiin talven 2010–2011 aikana. (Jäljempänä selkeyden vuoksi vuonna 2010.) Toimenpidemuutosten vaikutuksia vesistökuormitukseen arvioineen osion tiedonkeruussa huomion pääpaino on läpi seurannan ollut ympäristötuen ehtojen mukaisissa toimenpiteissä ja haastattelukysymyksiä onkin muokattu kulloinkin tarkasteltavan ajanjakson mukaisten tukiehtojen mukaan. Lisäksi eri haastattelukierroksilla on lisäkysymyksiin voitu kerätä myös muuta aiheeseen liittyvää ajankohtaista tietoa.

Tiedonkeruun rajoittuminen ainoastaan yhteen haastattelukierrokseen aiheutti katkoksen tulosten aikasarjaan, koska vuosien 2006–2007 toimenpidetietoja ei kartoitettu. Useilla haastattelukierroksilla mukana olleilla tutkimusalueilla haastattelut on pyritty tekemään jokaisella haastattelukerralla mahdollisuuksien mukaan samoilla maataloilla ja parhaimmillaan käytettävissä onkin katkeamaton aikasarja tilan tai lohkon toimenpiteistä vuosilta 1994–2005. Mukana seurannassa olevien tilojen ja lohkojen suhteen on esiintynyt vaihtelua eri haastattelukertojen välillä muutenkin. Osa tiloista on jäänyt pois seurannasta tilapäisesti tai kokonaan viljelijöiden ajanpuutteen tai muista syistä aiheutuneiden kieltäytymisten johdosta tai viljelytoiminnan loppumisen vuoksi. Osa toimintansa lopettaneiden tilojen lohkoista on kuitenkin pysynyt mukana seurannassa, koska lohkojen viljelyä on jatkettu muiden tilojen toiminnanharjoittajien toimesta. Samojen peltolohkojen pitkäaikaista seurantaa on vaikeuttanut myös peruslohkojen alueen ja lohkonumeron muuttuminen esimerkiksi lohkojen yhdistämisen tai tonttien lohkomisen vuoksi.

3.1.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

MYTVAS 1- ja MYTVAS 2 -tutkimusten toimenpidemuutoksia ja niiden vaikutuksia vesistökuormitukseen arvioineiden osioiden tuloksissa todettiin merkittävimpien muutosten viljelykäytännöissä tapahtuneen heti ensimmäisen ympäristötukikauden alkupuolella. Esimerkiksi lannoitustasoissa, eläintihyksissä ja kasvipeitteisyydessä tapahtuneiden muutosten katsottiin vähentävän maataloudesta aiheutuvaa ympäristökuormitusriskiä. Erityisesti fosforin lannoitustasojen todettiin alentuneen merkittävästi. Seurantatutkimusten jatkuessa vastaavaa alenemista maataloudesta vesistöihin aiheutuvassa ravinnekuormituksessa ei kuitenkaan havaittu. Ympäristötuen myötä ja ennen kaikkea tilakoon kasvun sekä tehostetun viljelyn seurauksena peltojen kevennetty muokkaus ja muokkaamattomuus ovat yleistyneet kaiken aikaa 1990-luvun loppupuolelta lähtien. Vaikka kevennetyn muokkauksen tarkoitus on vähentää kokonaisfosforikuormitusta estämällä eroosiota, niin kevennetyn muokkauksen epäiltiin joissakin tapauksissa lisäävän liukoisen fosforin huuhtoutumista perinteiseen kyntöön verrattuna. Ravinnekuormituksen syynä nähtiin myös maaperän helppoliukoisen fosforin pitoisuuden puutteellinen huomioiminen fosforilannoituksen

yhteydessä. Toisin sanoen lannoitustason ja erityisesti fosforilannoituksen merkittävästä yleisestä alenemisesta huolimatta liiallista lannoitusta epäiltiin tapahtuvan paikoitellen. Toisella ohjelmakaudella ympäristötukiehtoihin sisällytettiin fosforilannoituksen tarkentaminen, mutta seurannan tuloksissa se todettiin kuitenkin riittämättömäksi keinoksi. Merkittävimmät vesistöjen ravinnekuormitusta lisäävät epäkohdat havaittiin kuitenkin kotieläinten lannan lannoitekäytössä. Lannan korkeasta fosforipitoisuudesta johtuen lannalla lannoitetuilla lohkoilla viljelykasvien saama fosforiannos todettiin huomattavan paljon suuremmaksi väkilannoitettuihin verrattuna. (mm. Grönroos ym. 1998; Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007.)

Suurimpien viljelykäytännöissä tapahtuneiden muutosten todettiin siis sijoittuneen ensimmäisen ympäristötukikauden alkupuolelle ja toisen tukikauden katsottiin lähinnä ylläpitäneen saavutettua ympäristönsuojelun tasoa. Toisen tukikauden vaikuttavuutta merkittävästi heikentäväksi tekijäksi nähtiin ympäristötuen ja tuen mukaisten toimenpiteiden puutteellinen riskialueisiin kohdentuminen. (mm. Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007; Turtola, E. & Lemola, R. 2008.)

3.1.4 Uudet MYTVAS 3 -tulokset ja niiden tarkastelu

Tilojen perustiedot

Ensimmäisellä ja toisella ohjelmakaudella tutkimuksessa mukana olleiden tilojen lukumäärä on eri haastattelukierroksilla vaihdellut 370 ja 450 välillä. Muun muassa aiempia kausia vähäisemmästä tutkimusalueiden määrästä johtuen haastatteluissa mukana olevien tilojen tavoitemääräksi asetettiin 290 (Yläneenjoki 130, Lepsämänjoki 80, Lestijoki 80) kolmannen kauden tiedonkeruuta suunniteltaessa. Näitä tavoitteita ei kuitenkaan tavoitettu ja varsinkin Lepsämänjoella ja Yläneenjoella haastatteluja suoritettiin huomattavasti suunniteltua vähemmän. Haastatteluja suoritettiin lopulta 174 tilalla, joista Yläneenjoella sijaitsi 79 tilaa (3 599 ha), Lepsämänjoella 28 tilaa (1 650 ha) ja Lestijoella 67 tilaa (2858 ha) Tiloista ainoastaan yksi ei ollut sitoutunut ympäristötukiehtoihin. Tilojen yhteenlaskettu peltoala käsitti hieman yli 8100 hehtaaria, mikä oli lähes 2800 hehtaaria vuosia 2003–2005 samoilla tutkimusalueilla käsittelevää aineistoa (Mattila ym. 2007) vähemmän. Ennen kaikkea syynä tavoitteista jäämiseen oli seurannan vuosina jatkuvasti yleistynyt viljelijöiden haastatteluista kieltäytyminen.

174 tilasta 65 prosenttia oli kasvinviljelytiloja, 33 prosenttia oli kotieläintiloja ja alle 2 prosenttia tiloista oli yhdistelmätiloja. Ainoastaan Lestijoen tutkimusalueella kotieläintiloja oli kasvinviljelytiloja enemmän. Valtaosa näistä tiloista oli maidontuotantoon suuntautuneita. Kaikki mukana olleet siipikarjatilat ja myös suurin osa sikatiloista sijaitsi Yläneenjoen alueella. Tulokset tilojen tuotantosunnista kuvaavat hyvin maatalouden rakennemuutosta. Yhdistelmätilat käyvät jatkuvasti harvinaisemmiksi kasvinviljelyn ja kotieläintuotannon eriytyessä yhä voimakkaam-

min. Myös kehitys Yläneenjoen alueen sikatilojen eläinyksiköiden määrässä kuvastaa maatalouden rakennemuutosta alueellisen erikoistumisen etenemisen ohella myös tilakohtaisen tuotannon tehostumisen osalta. Alueella haastateltiin sekä vuonna 2005 että vuonna 2010 seitsemää sikatilan toiminnanharjoittajaa. Näiden tilojen yhteenlasketut eläinyksikkömäärät olivat vastaavina vuosina 841 ja 1471. Tilojen erikoistuminen on havaittavissa tilatason ohella myös alueellisesti esimerkiksi sika- ja siipikarjatilojen keskittymisenä Varsinais-Suomeen. Myös haastatteluihin osallistuneiden tilojen keskimääräisissä viljelysalojen kasvussa heijastuu osaltaan maatalouden kehityksen yleinen suuntaus, jonka myötä yksittäisten tilojen lukumäärä vähenee ja tilakohmainen tuotanto kasvaa toimintansa lopettavien tilojen peltojen siirtyessä tuotantoon jatkavien ja tehostavien tilojen viljeltäviksi. Viimeisimpään haastattelukierrokseen osallistuneiden tilojen keskimääräinen peltoala oli yhteensä noin 47 hehtaaria. Vuosien 2003–2005 toimenpiteitä käsittelevän aineiston vastaava luku oli 44 ja vuosien 2000–2002 43 hehtaaria.

Suurimmalla osalla tutkimustiloista harjoitettiin tavanomaista tuotantoa, sillä kaikkiaan luonnonmukaista tuotantoa harjoitettiin ainoastaan 15 tilalla. Näistä tiloista ainoastaan kaksi oli tuotantosuunnaltaan kotieläintiloja. Luomutilojen osuus haastatteluissa mukana olleista tiloista oli laskenut edellisen haastattelukierrokseen (Mattila ym. 2007) verrattuna. Esimerkiksi Yläneenjoen tutkimusalueella, jossa luomutiloista kymmenen sijaitsi, luomutilojen osuus kaikista haastatelluista tiloista oli laskenut 25 prosentista vajaan 14 prosenttiin.

Lisätoimenpiteet ja erityisympäristötukisopimukset

Kaudella 2007–2013 ympäristötukeen sitoutuessaan viljelijän oli valittava A- ja B-tukialueilla 1–4 lisätoimenpidettä ja C-tukialueella 0–2 lisätoimenpidettä. Puutarhatiloilla puutarhakasvien lisätoimenpiteitä oli mahdollista valita A- ja B-tukialueilla 0–2 ja C-tukialueella 0–1. (MMM 2007.)

Kasvinviljelytilojen osalta suosituin lisätoimenpide vuonna 2010 oli Lepsämänjoen alueella peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys, Lestijoen alueella peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus ja Yläneenjoen alueella typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla. Kotieläintilojen osalta kaikilla kolmella tutkimusalueella yleisin lisätoimenpide oli typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla.

Useimmat vuonna 2010 haastatteluihin osallistuneiden tilojen tekemistä erityistukisopimuksista olivat kestoaltaan eripituisia suojavyöhykkeiden perustamista koskevia sopimuksia. Yksittäisistä erityisympäristötukisopimuslajeista yleisin oli lietelannan sijoittaminen peltoon. Näistä sopimuksista suurin osa oli tehty Lestijoen alueella.

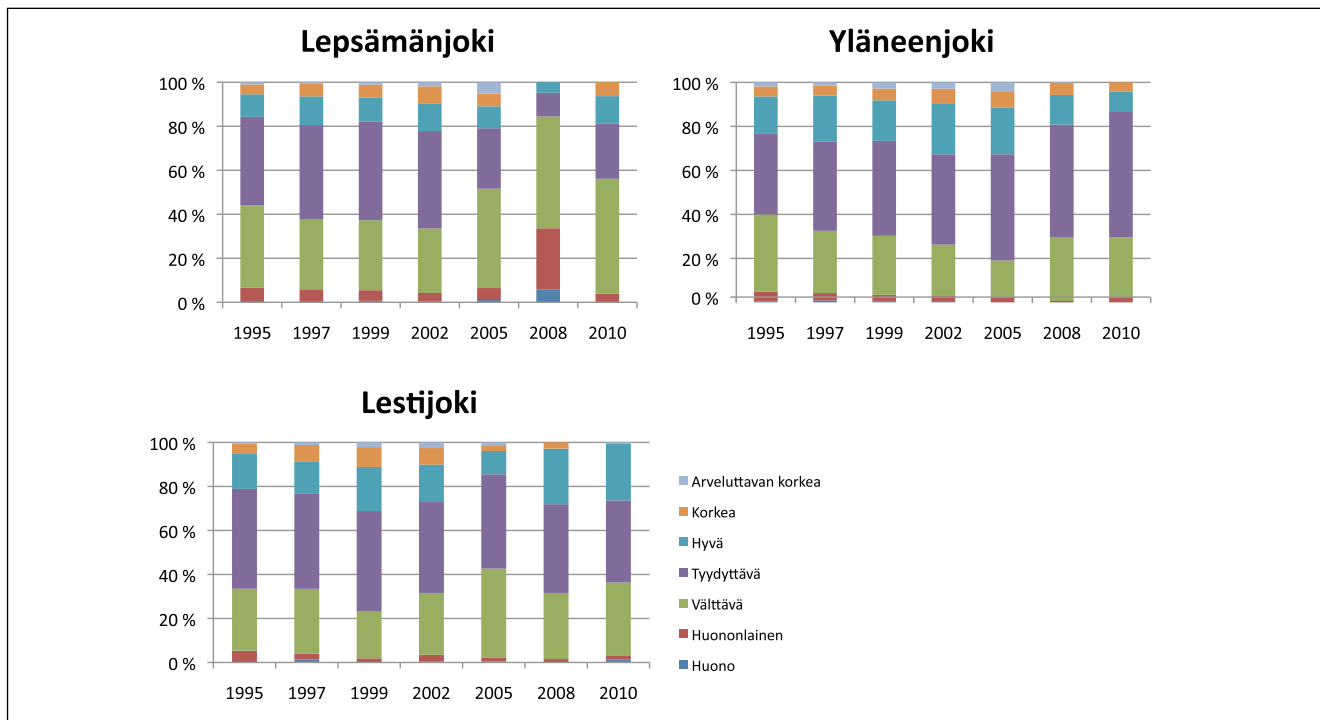
Peltojen perustiedot

Lepsämänjoen ja Yläneenjoen tutkimusalueilta haastatteluihin osallistuneiden tilojen pelloista suurin osa oli erityyppisiä savimaita. Lepsämänjoen tutkimusalueella peltoalueiden vallitsevista maalajeista savimaiden osuus oli yhteensä 60 prosenttia ja Yläneenjoen tutkimusalueella peräti 72 prosenttia. Lestijoen tutkimusalueella peltojen vallitsevista maalajeista taas 74 prosenttia oli erityyppisiä hietamaita. Tukikauden 2000–2006 tuloksiin verrattaessa peltomaan happamuutta kuvaava pH-luku oli pysynyt samana Lepsämänjoen alueella ja noussut hieman Yläneenjoen ja Lestijoen tutkimusalueilla. Tarkasteltaessa kunkin tutkimusalueen peltomaiden pH-lukujen sarjaa koko seurannan ajalta, voitiin pH-lukujen todeta kasvaneen eli happamuuden vähitellen vähentyneen jokaisella kolmella tutkimusalueella. Maan helppoliukoisin fosforin pitoisuus oli laskenut kaikilla kolmella tutkimusalueella. Pitoisuus oli laskenut eniten Yläneenjoen alueella, missä se tukikaudella 2000–2006 oli hieman noussut. Viimeisimmät lasketut helppoliukoisin fosforin pitoisuudet olivatkin näin ollen jokaisella alueella pienimmät koko seurannan aikana.

Haastatteluihin osallistuneiden tilojen valuma-alueella sijaitsevan peltoalan jakautuminen viljavuusluokkiin vuosina 1995–2010 on esitetty kuvassa 3.1-2. Koska viljavuusnäytteen ottamisessa saattaa tapahtua tulokseen vaikuttavia virheitä ja epätarkkuuksia, ero Lepsämänjoen alueen vuoden 2008 tuloksissa verrattuna pidemmän aikajakson tuloksiin on tulokinnanvarainen. Kaikilla kolmella tutkimusalueella viljavuuden ääriluokat näyttävät joka tapauksessa olevan vähenemään päin (kuva 3.1-2).

Viljavuustutkimusten keskimääräinen näytteenottoväli kaikilla tutkimusalueilla oli viisi vuotta tai yli. Vuonna 2005 toteutetun haastattelukierroksen tuloksissakin havaittiin, että kaikilla näillä alueilla merkittäväällä osalla lohkoista uusin viljavuustutkimus oli vanhempi kuin ympäristötuen ehtojen mukainen viisi vuotta (Mattila ym. 2007). Uusimpien tulosten valossa kehitys näyttää huolestuttavalta, sillä esimerkiksi Yläneenjoen alueella alle 9 prosentilla vertailuista lohkoista keskimääräinen näytteenottoväli oli alle viiden vuoden. Parhaiten tai pikemminkin vähiten huonosti asiasta oli huolehdittu Lepsämänjoen alueella, jossa runsaalla neljäsosalla vertailuista lohkoista keskimääräinen näytteenottoväli oli alle viiden vuoden.

Kasvinviljelyvaltaisilla Lepsämänjoen ja Yläneenjoen alueilla kevätiljojen viljelyn osuus oli aikajaksolla 2008–2010 merkittävä. Lepsämänjoen alueella tapahtui vuonna 2010 kuitenkin huomattava lasku kevätiljojen viljelyn osuudessa erityisesti nurmen ja rypsin viljelyn osuuksien kasvaessa. Myös Yläneenjoen alueella kevätiljojen osuus on vähitellen laskenut syysviljojen, rypsin ja kesantojen osuuksien kasvaessa. Muutokset ovat kuitenkin maltillisempia Lepsämänjoen alueeseen verrattaessa. Voimakkaasti kotieläintalouteen suuntautuneella Lestijoen alueella reilusti yli puolet peltoalasta oli nurmella aikajaksolla 2008–2010. Seurannan edellisessä raportissa (Mattila ym. 2007)



Kuva 3.1-2. Haastatteluihin osallistuneiden tilojen valuma-alueella sijaitsevan peltoalan jakautuminen viljavuusluokkiin peltomaan fosforipitoisuuden perusteella vuosina 1995–2010.

alueen nurmialan todettiin 2000-luvulla laskeneen ja kevätiljosten alan vastaavasti nousseen. Vuosina 2008–2010 kehitys oli jälleen kääntynyt päinvastaiseksi. Satotasotarkastelujen perusteella hehtaarisadoissa ei pitkälläkään aikavälillä havaittu tapahtuneen järjestelmällistä alenemista, vaikka lannoitustasot ovatkin alentuneet.

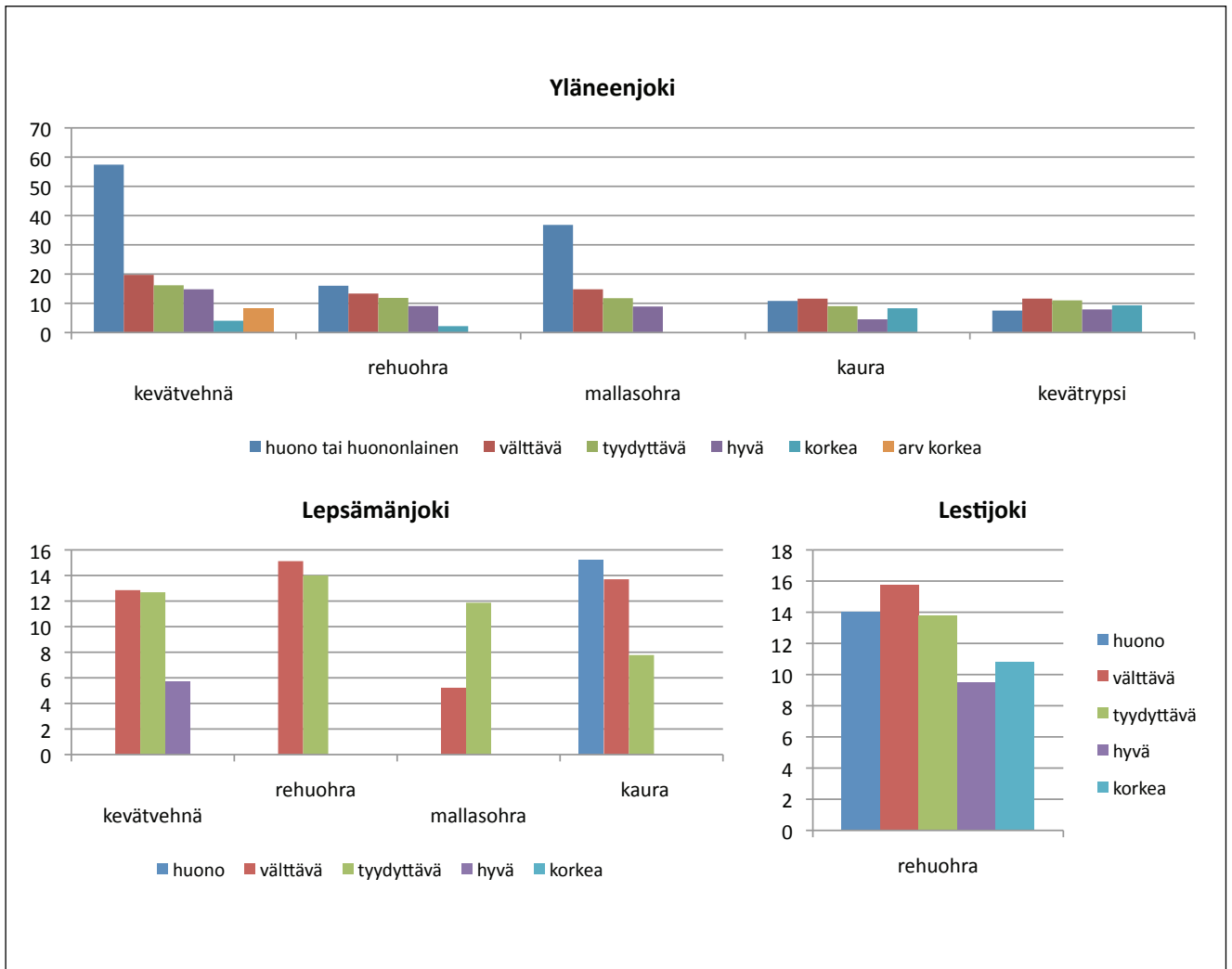
Lannoitus

Uusi ympäristötukiohjelma toi muutoksia perus- ja lisätoimenpiteiden lannoiterajoitteisiin kaudelle 2007–2013. Uudet rajoitteet olivat aiempia tiukemmat ja perustuivat määriteltyihin lohkojen ominaisuuksiin jo perustoimenpidetasolla. Peltokasvien perustoimenpiteen lannoitustasot muuttuivat vastaamaan suunnilleen edellisen kauden tarkennettua lannoitusta.

Muuttuneista lannoiterajoitteista huolimatta typpilannoituksessa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia vuosien 2008–2010 aikana. Seurannan tuloksissa jo 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alussa todettu lannoitustasojen alenemisen hidastuminen ja vakiintuminen näyttäisi siis typpilannoituksen kohdalla pääsääntöisesti jatkuvan edelleen (vrt. Grönroos ym. 1998; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007).

Typpilannoituksen tapaan fosforilannoituksessakaan ei pääsääntöisesti tapahtunut merkittäviä muutoksia viimeisimmän tarkasteltavan aikajakson aikana. Fosforilannoituksen määrissä ei kuitenkaan ole havaittavissa selvää suuntausta puoleen tai

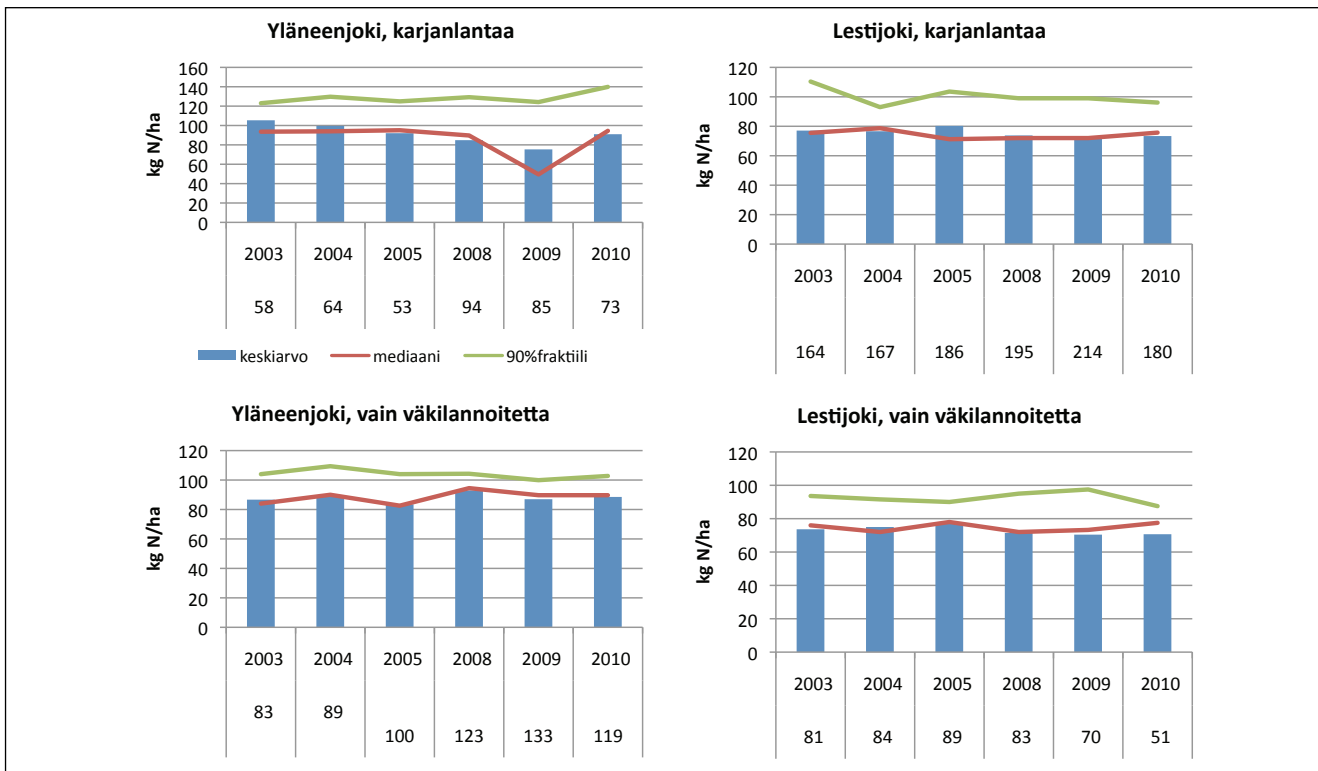
toiseen kauraa lukuun ottamatta, jonka fosforilannoitus oli vuosina 2008–2010 jonkin verran aiempia vuosia alhaisempaa. Muutamia selviä poikkeuksia lukuun ottamatta satotasojen perusteella toteutetussa fosforilannoituksessa eri viljavuusluokissa näytettäisiin melko hyvin noudatetun ympäristötuen lannoitusehtoja. Fosforilannoituksen viljavuusluokittain säätämistä tarkastelevat tulokset osoittivat kuitenkin, että korkeimmissa viljavuusluokissa on edelleen esiintynyt sängen korkeita lannoitustasoja (kuva 3.1-3). Toteutuneiden fosforilannoitustasojen asettumisen arviointi lannoitusehtojen suhteen on kuitenkin edellä mainittujen tarkastelujen perusteella vaikeaa lannankäytölle annetun poikkeusmahdollisuuden vuoksi ja koska fosforilannoituksessa sovellettava viiden vuoden tasausmahdollisuus mahdollisti edelleen varsin korkeita vuosittaisia fosforin lannoitustasoja. Fosforilannoituksen säätämisen suhteen oli kuitenkin havaittavissa positiivista kehitystä, sillä vielä vuoden 2005 aineiston tuloksissa havaittiin erityisen suuria epäjohtonmukaisuuksia fosforilannoituksen viljavuusluokkien mukaisessa säätämisessä muun muassa Yläneenjoen alueen kevätehnän lannoituksessa (Mattila ym. 2007, 38). Vuonna 2010 tilanne Yläneenjoella oli muuttunut merkittävästi parempaan suuntaan. Maalajin ja satotason mukainen typpilannoitus oli kivennäismailla pääsääntöisesti toteutettu tukiehtojen rajoissa, mutta eloperäisillä mailla typpilannoitustasot olivat yleisemmin tukiehtojen sallimia korkeampia. Seurannan aiemmin raportoitujen tulosten tavoin (mm. Palva ym. 2001; Mattila ym. 2007), sato-tavoitteiden ja typpilannoitustasojen välillä ei edelleenkaan voitu havaita selkeää johdonmukaisuutta.



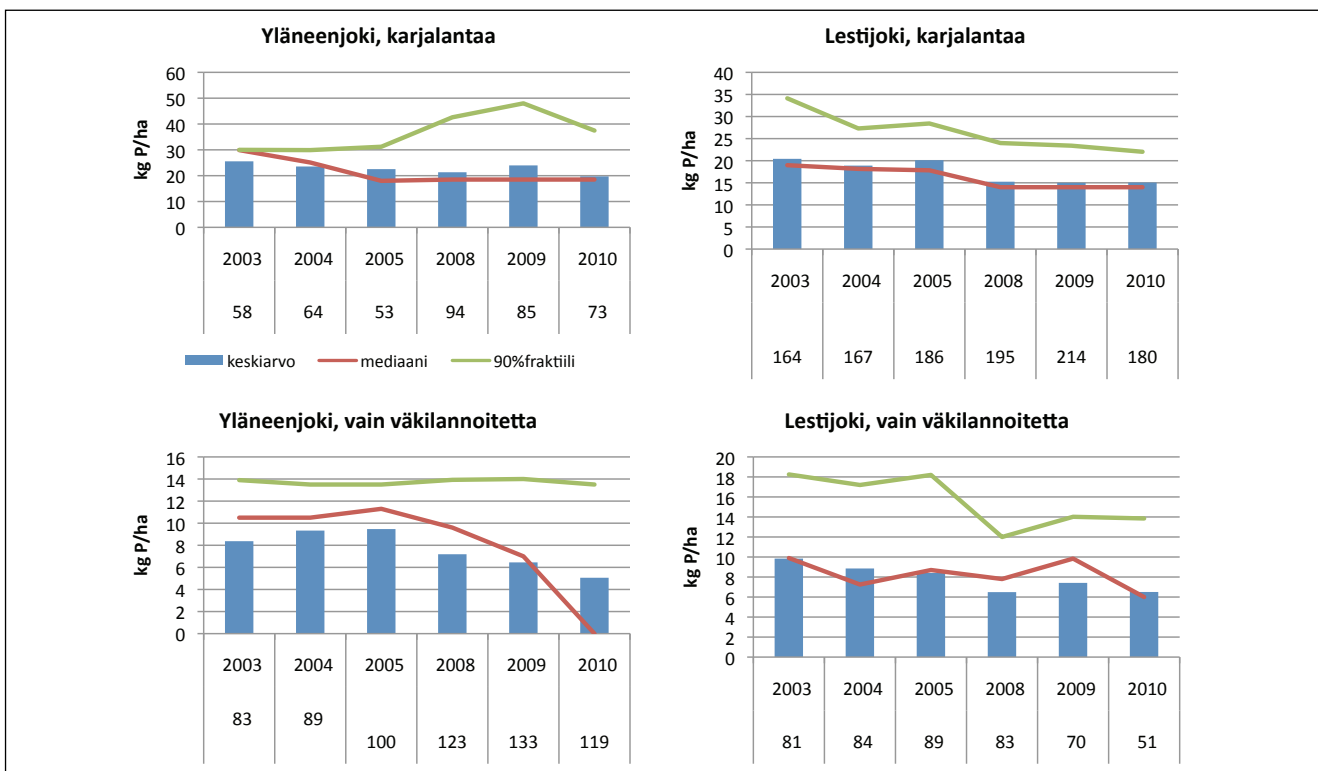
Kuva 3.1-3. Yleisimpien viljelykasvien keskimääräinen fosforilannoitus (kg/ha) viljelysmaan fosforipitoisuuden mukaisissa viljavuusluokissa Yläneenjoen, Lepsämäenjoen ja Lestijoen alueilla vuonna 2010.

Karjanlannan lannoitekäytöstä aiheutuvat vesistöjen ravinnekuormitusta lisäävät epäkohdat lannoituksessa ovat aiemmin raportoiduissa tuloksissa nousseet useasti esille, sillä lannan korkeasta fosforipitoisuudesta johtuen lannalla lannoitetuilla lohkoilla viljelykasvien saama fosforiannos on todettu paljon suuremmaksi väkilannoitettuihin verrattuna. (mm. Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007.) Uusimmista tuloksista voitiin havaita, että Yläneenjoen ja Lestijoen tutkimusalueilla esimerkiksi rehuohran keskimääräinen fosforilannoitus on viime vuosikymmenen aikana vähentynyt sekä väkilannoitteilla lannoitetuilla että karjanlantaa saaneilla lohkoilla. Tämä ei

kuitenkaan tarkoita lannan lannoituskäytön ongelmallisuuden poistumista, sillä lannalla lannoitettujen ja väkilannoitettujen lohkojen fosforilannoitustasot poikkesivat yhä selkeästi toisistaan (kuvat 3.1-4a & 3.1-4b). Tilojen erikoistumisesta ja tuotanto-suuntien alueellisesta keskittymisestä muodostuva ongelma oli havaittavissa myös verrattaessa Yläneenjoen ja Lestijoen alueilla karjanlannalla lannoitettujen lohkojen lannoitustasoja. Siipikarja- ja sikatilojen suuresta osuudesta Yläneenjoen kotieläintiloista johtuen alueella karjanlannalla lannoitettujen lohkojen saamat ravinne määrät olivat selvästi suurempia kuin Lestijoen alueella (kuvat 3.1- 4a & 3.1-4b).



Kuva 3.1-4a. Karjanlantaa saaneiden ja vain väkilannoitteilla lannoitettujen rehuohralohkojen typpilannoituksen pinta-alalla painotetut keskiarvot sekä painottamattomista lohkotiedoista laskettu mediaani ja 90 % fraktiili Yläneenjoen ja Lestijoen alueilla vuosina 2003–2010. Vuosiluvun alla on kasvulohkojen lukumäärä.



Kuva 3.1-4b. Karjanlantaa saaneiden ja vain väkilannoitteilla lannoitettujen rehuohralohkojen fosforilannoituksen pinta-alalla painotetut keskiarvot sekä painottamattomista lohkotiedoista laskettu mediaani ja 90 % fraktiili Yläneenjoen ja Lestijoen alueilla vuosina 2003–2010. Vuosiluvun alla on kasvulohkojen lukumäärä.

Uudet, jo perustoimenpidetasolla lohkojen ominaisuuksiin perustuvat typen ja fosforin lannoitusrajoitteet näkyivät selkeimmin lohko- ja satokohtaisissa ravinnetasetarkasteluissa lannoituksen tarkentumisena. Erityisen selkeästi muutos oli havaittavissa fosforin kohdalla, sillä etenkin viljanviljelyalueilla fosforitaseet pysyivät nollan tuntumassa tai sen alapuolella. Typpitaseissa havaittiin selviä eroja eri tutkimusalueiden alueiden välillä. Merkittävin muutos parempaan päin oli tapahtunut Lestijoen alueen monivuotisella säilörehunurmella viljeltyjen lohkojen typpitaseissa.

Karjanlanta

Vuonna 2005 toteutetun haastattelukierroksen tuloksissa (Matti ym. 2007) todettiin lannan syyslevityksen rajoittamisen lisänsä kesällä tapahtuvan levityksen osuutta ja siten lisänsä lannan hajalevitystä kasvustoon ilman lannan multaamista maahan. Sijoitustekniikka, jolla lietelanta pystytään levittämään suoraan maan sisään, todettiin vielä melko vähän käytetyksi, mutta vähitellen yleistäväksi levitysmenetelmäksi. Vuonna 2010 hajalevitys oli edelleenkin selvästi yleisin lannanlevitystekniikka Yläneenjoen alueella, jossa se koko vuoden osalta oli käytännössä katsoen ainoa käytetty menetelmä. Yläneenjoen alueella vuonna 2010 hajalevitetystä lannasta kaikki kuitenkin mullattiin alle 24 tunnin kuluessa levityksestä ja huomattava osa jopa alle neljän tunnin kuluessa. Lestijoen tutkimusalueella lannanlevitystavoissa tapahtuneet muutokset poikkesivat merkittävästi Yläneenjoen alueen suhteen todetuista. Vuonna 2010 hajalevitys oli yleisin levitysmenetelmänä enää ainoastaan syksyllä toteutetuissa lannoituksissa. Vesistökuormituksen vähenemisen kannalta merkittävimpiä muutoksia voitiinkin havaita

tapahtuneen ennen kaikkea Lestijoen tutkimusalueella, missä lannan kesällä kasvustoon tehdyssä levityksessä sijoittavat laitteet olivat korvanneet hajalevityksen lähes täysin. Lestijoen alueella vuonna 2010 hajalevitetystä lannasta käytännössä katsoen kaikki mullattiin alle 12 tunnin kuluessa levityksestä ja merkittävän suuri osa alle neljän tunnin kuluessa.

Haastatteluvastauksissa nousi jälleen kerran esiin kasvinviljelyn ja kotieläintuotannon eriytymisen voimistumisen myötä muodostunut ongelma lannoituskäytössä hyödynnettävän lannan kysynnän ja tarjonnan kohtaamattomuudesta. Alueellisesta ylituotannosta johtuen tutkimukseen osallistuneilla kotieläintuotantoon suuntautuneilla tutkimustiloilla olisi halukkuutta luovuttaa lantaa keskimääräisesti enemmän kuin nykyiset vastaanottajat voivat ottaa. Vastaavasti kasvinviljelyvaltaisilla tutkimusalueilla keskimääräinen lannan vastaanottohalukkuus ylittää tarjolla olevan lannan määrän.

Maan fosforitilan muutos

Lannoitustasoissa tapahtuneet muutokset heijastuivat maan viljavuusfosforin pitoisuuteen (maan P-luku mg/l), mikä on kaikilla haastattelualueilla laskenut (taulukko 3.1-1). Ryhmittelyanalyysissä erottui Lepsämänjoella ryhmä kevätiljalojkoja (35 lohkoa), joilla oli korkea P-luku (44,3 mg/l) ja 18 valkuaiskasvilohkoa, joilla oli matala P-luku (5,4 mg/l). Lestijoella muodostivat oman ryhmänsä korkean P-luvun nurmilohkot (42,9 mg/l, 39 lohkoa) ja matalan P-luvun kesannot (9,3 mg/l, 21 lohkoa), ja Yläneenjoella korkean P-luvun kevätiljat (191,0 mg/l, 20 lohkoa) ja matalan P-luvun puutarhakasvit (8,8 mg/l, 130 lohkoa).

Taulukko 3.1-1. Maan fosforipitoisuus (P) viljavuustutkimuksen perusteella sekä tutkimuksen näytteenottoväli keskimäärin niillä lohkoilla, joilta on tiedot kaikilta haastattelukerroilta

Alue	Lohkot, kpl	P, mg/l			Näytteenottoväli keskim., v	Lohkoja, joilla näytteenottoväli yli 5 v., %
		1995-1999	2000-2006	2007-2010		
Lepsämänjoki	72	10,9	10	9,2	5	73,6
Yläneenjoki	158	15,9	16,5	12,7	6,1	91,1
Lestijoki	262	16,7	16,1	15,2	5,1	84,4

Taulukko 3.1-2a. Kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden toteutustavat Lepsämänjoella vuosina 2008–2010.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %			13 %
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- kevyesti muokattu	28 %	32 %	6 %
- sänki	38 %	65 %	56 %
- nurmi	8 %	2 %	33 %
- monivuotinen viherkesanto	26 %	-	5 %
- syysvilja	-	-	-
- suojavyyhyke	-	-	-
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	-	-	-
- luonnonhoitopelto	-	-	-
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %			10 %
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- sänki	19 %	20 %	23 %
- nurmi	63 %	60 %	50 %
- monivuotinen viherkesanto	4 %	9 %	15 %
- syysvilja	-	3 %	-
- suojavyyhyke	-	-	-
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	13 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	8 %	12 %
Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %			49 %
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- sänki	57 %	50 %	45 %
- nurmi	23 %	25 %	31 %
- monivuotinen viherkesanto	10 %	2 %	2 %
- syysvilja	4 %	9 %	6 %
- suojavyyhyke	3 %	3 %	3 %
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	2 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	11 %	13 %

Talviaikainen kasvipeitteisyys ja perusmuokkaus

Ensimmäisellä ja toisella ohjelmakaudella ympäristötukijärjestelmässä lisätoimenpiteenä ollut peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus sai aikanaan osakseen arvostelua kasvipeitteisyyden todellisesta toteutumattomuudesta kevyesti muokatuilla pelloilla. Kolmannella kaudella peltojen talviaikaiseen kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden lukumäärä nousi yhdestä kolmeen ja näistä ainoastaan yksi salli kevennetyn muokkauksen.

Kuten aiemmin jo todettiin, talviaikaiseen kasvipeitteisyyteen liittyvät ja etenkin uudet, kevyenkin muokkauksen poissulkevat lisätoimenpiteet olivat erittäin suosittuja kaikilla tutkimusalueilla vuosina 2008–2010. Kasvinviljelytiloilla toteutetuin lisätoimenpide vuonna 2010 oli Lepsämänjoen alueella peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys ja Lestijoen alueella peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus. Yläneenjoella peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys oli kaikista kasvinviljelytilojen valitsemista lisätoimenpiteistä toiseksi yleisin. Kunkin kolmen kasvipeitteisyyteen liittyvän lisätoimenpiteen toteutustavat tutkimusalueilla vuosina 2008–2010 on esitetty taulukoissa 3.1-2a, 3.1-2b ja 3.1-2c. Suosiosta huolimatta Yläneenjoen ja etenkin Lestijoen tutkimusalueilla talviaikaisen kasvipeitteisen alan osuus laski verrattuna edellisten tukikausien vuosiin. Kevennetyn muokkauksen mahdollistamisesta aiemmin kritisoidun peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus -lisätoimenpiteen valinneilla tutkimustiloilla kevyesti muokatun alan osuus jäi varsin vähäiseksi, sillä lisätoimenpidettä toteutettiin pääosin nurmella ja sängellä.

Taulukko 3.1-2b. Kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden toteutustavat Yläneenjoella vuosina 2008–2010.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %			4 %
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- kevyesti muokattu	93 %	87 %	85 %
- sänki	4 %	8 %	11 %
- nurmi	-	-	-
- monivuotinen viherkesanto	2 %	-	-
- syysvilja	-	-	2 %
- suojavyyhyke	-	-	-
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	1 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	4 %	2 %
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %	21 %		
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- sänki	69 %	56 %	54 %
- nurmi	11 %	14 %	13 %
- monivuotinen viherkesanto	8 %	1 %	-
- syysvilja	6 %	13 %	14 %
- suojavyyhyke	3 %	2 %	1 %
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	3 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	14 %	16 %
- syysrapsi	-	-	1 %
Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %			31 %
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- sänki	64 %	61 %	56 %
- nurmi	13 %	12 %	13 %
- monivuotinen viherkesanto	4 %	2 %	2 %
- syysvilja	13 %	16 %	15 %
- suojavyyhyke	1 %	1 %	1 %
- suojakaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	4 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	7 %	12 %
- erikoistuet	1 %	-	-

Taulukko 3.1-2c. Kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden toteutustavat Lestijoella vuosina 2008–2010.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus			
Toimenpiteen valinneiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta vuonna 2010, %	20 %		
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvip. alasta)	2008	2009	2010
- kevyesti muokattu	8 %	6 %	7 %
- sänki	41 %	29 %	34 %
- nurmi	43 %	50 %	46 %
- monivuotinen viherkesanto	2 %	6 %	2 %
- syysvilja	-	-	-
- suojavöhyke	-	-	-
- suojavaistat	-	-	-
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-
- hoidettu viljelemätön pelto	3 %	-	-
- luonnonhoitopelto	-	6 %	8 %
- syysrypsi	-	1 %	1 %
- erikoistuet	2 %	2 %	2 %

Yläneenjoen tutkimusalueella peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus -toimenpiteen piiriin sidotusta alasta tosin 85 prosenttia toteutettiin vuonna 2010 kevennetyllä muokkauksella, mutta kyseiseen lisätoimenpiteeseen oli sidottu ainoastaan 4 prosenttia tutkimusalueen peltoalasta. Talviaikaiseen kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden valinnoissa ja toteutuksissa havaittu muokkaamattomuuden yleistymisen kertoo jatkuvasti lisääntyvästä suorakylvön suosioista. Aiemmin erityisesti syysviljojen kylvössä yleistyneen menetelmän havaittiin kasvattaneen suosiotaan myös kevätiljojen kylvössä molemmilla viljelyvaltaisilla tutkimusalueilla vuosina 2008–2010.

Peltojen talviaikaiseen kasvipeitteisyyteen liittyvien lisätoimenpiteiden pinta-alavaatimusten täyttymistä tarkasteltiin Yläneenjoen tutkimustilojen osalta. Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys-toimenpiteen valinneilla tiloilla oli pidettävä vähintään 50 prosenttia tilan tukikelpoisesta alasta kasvukauden ulkopuolella kasvien tai sängin peittämänä, kun taas kahdella muun kasvipeitteisyyteen liittyvän lisätoimenpiteen vastaava vaatimus oli 30 prosenttia (Maatalouden ympäristötuen sitoumusehdot 2010). Vuonna 2008 kyseisiä lisätoimenpiteitä valinneista Yläneenjoen tutkimustiloista 10 prosentilla jäätin lievästi peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus -toimenpiteen pinta-alavaatimuksesta. Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys -toimenpiteen pinta-ala vaatimuksesta jäätin selvästi lähes 29 prosentilla ja lievästi 7 prosentilla tiloista. Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys -toimenpiteen valinneilla tiloilla vastaavat luvut olivat 8 ja 3 prosenttia. Vuoteen 2010 mennessä tilanne oli kuitenkin parantunut huomattavasti, sillä tulosten mukaan tilat täyttivät kyseisten lisätoimenpiteiden pinta-alavaatimuksia jo melko hyvin.

Vuoden 2005 tuloksissa (Mattila ym. 2007) todettiin valuma-alueilla sijaitsevien peltojen syksyisin perusmuokatuksen alan osuuden pienentyneen ja muokkaamattomuuden vastaavasti lisääntyneen Lepsämänjoen ja Yläneenjoen tutkimusalueilla 2000-luvun alkupuoliskolla. Uusimmat tulokset näyttävät saman kehityssuunnan jatkuneen edelleen vuosina 2008–2010. Vuosina 2008–2010 kyntö oli edeltävien vuosien tavoin eniten käytetty perusmuokausmenetelmä kaikilla kolmella tutkimusalueella. Lepsämänjoen ja Yläneenjoen alueiden kyntämällä perusmuokattujen alojen osuuksissa ei myöskään tapahtunut merkittäviä muutoksia suuntaan tai toiseen (taulukko 3.1-3). Lestijoella noin kolmasosa peltoalasta perusmuokataan vuosittain kynnön ollessa ylivoimaisesti yleisin muokausmenetelmä. Taulukossa 3.1-3 Lestijoen tiedot on kuitenkin jätetty esittämättä aineistossa olleiden epä johdonmukaisuuksien takia.

Vuoden 2005 tuloksissa (Mattila ym. 2007) suorakylvön käytön todettiin lisääntyneen 2000-luvun alussa voimakkaasti erityisesti syysviljojen kylvössä. Vuoden 2010 tulosten mukaan menetelmä on vallannut alaa myös kevätiljojen kylvössä molemmilla viljelyvaltaisilla tutkimusalueilla vuosina 2008–2010. Syysviljojen kylvömenetelmänä suorakylvön suosio on kasvanut edelleen Yläneenjoella, mutta Lepsämänjoella suorakylvön osuus syysviljojen kylvössä oli pudonnut vuosituuhannen vaihteen tasolle (taulukko 3.1-4).

Taulukko 3.1-3. Perusmuokatun ja yksivuotisten viljelykasvien sadonkorjuun jälkeen muokkaamatta jätetyn peltoalan osuudet tutkimusalueiden valuma-alueilla sijaitsevista peltoaloista ja muokkausmenetelmien osuudet perusmuokatuista aloista.

Lepsämänjoki									
Vuosi	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010
Perusmuokattu ala, % peltoalasta	61,3	63,2	56,3	52,2	47,3	46,1	28,6	22,8	15,7
Ei muokkausta 1v. kasvin jälkeen, % peltoalasta*	1,4	1,7	1,7	7,4	17,0	13,7	32,5	31,4	30,3
Muokkausmenetelmä, % muokatusta alasta									
- Kyntö	69,8	62,0	51,9	65,6	79,6	60,0	63,7	62,0	70,3
- Kultivointi	28,9	36,0	44,8	32,6	19,7	30,1	23,8	36,1	25,6
- Lautasäestys	0,2	0,7	0,4	1,7	0,7	9,1	11,3	-	4,1
- Joustopiikkiäestys	0,2	0,5	0,8	0,1	-	0,8	-	1,8	-
- Lapiorullaäestys	0,8	0,9	2,1	-	-	-	-	-	-
- Muu tapa	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lestijoki									
Vuosi	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010
Perusmuokattu ala, % peltoalasta	33,8	32,1	28,8	27,4	27,8	28,0	Tiedot puutteellisia**		
Ei muokkausta 1v. kasvin jälkeen, % peltoalasta*	-	-	-	1,8	1,2	1,3			
Muokkausmenetelmä, % muokatusta alasta									
- Kyntö	100	100	100	100	100	100	100	100	100
- Kultivointi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- Lautasäestys	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- Joustopiikkiäestys	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- Lapiorullaäestys	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- Muu tapa	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yläneenjoki									
Vuosi	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010
Perusmuokattu ala, % peltoalasta	73,9	63,6	75,2	59,0	63,5	61,7	51,7	47,6	45,6
Ei muokkausta 1v. kasvin jälkeen, % peltoalasta*	6,3	10,0	13,4	9,9	14,3	16,2	38,3	40,9	41,6
Muokkausmenetelmä, % muokatusta alasta									
- Kyntö	82,8	79,9	79,7	62,2	65,1	55,1	66,8	54,0	61,0
- Kultivointi	15,9	18,2	18,7	35,9	31,1	35,0	27,1	32,4	30,3
- Lautasäestys	1,3	1,4	1,2	1,7	3,8	9,9	4,3	11,3	6,9
- Joustopiikkiäestys	-	0,6	0,3	-	-	-	0,1	-	-
- Lapiorullaäestys	-	-	0,1	0,2	-	-	-	0,1	0,6
- Muokkausminiauralla	-	-	-	-	-	-	1,7	2,1	0,2
- Muu tapa	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Yksivuotisilla viljelykasveilla ollut pelto, jota ei perusmuokattu eikä kylvetty uudelle kasville kyseisenä vuotena sadonkorjuun jälkeen.

** Tietoa ei voida luotettavasti esittää aineistossa olleiden epäselvyyksien vuoksi.

Taulukko 3.1-4. Suorakylvön osuus kevät- ja syysviljojen kylvöalasta tutkimusalueilla (%).

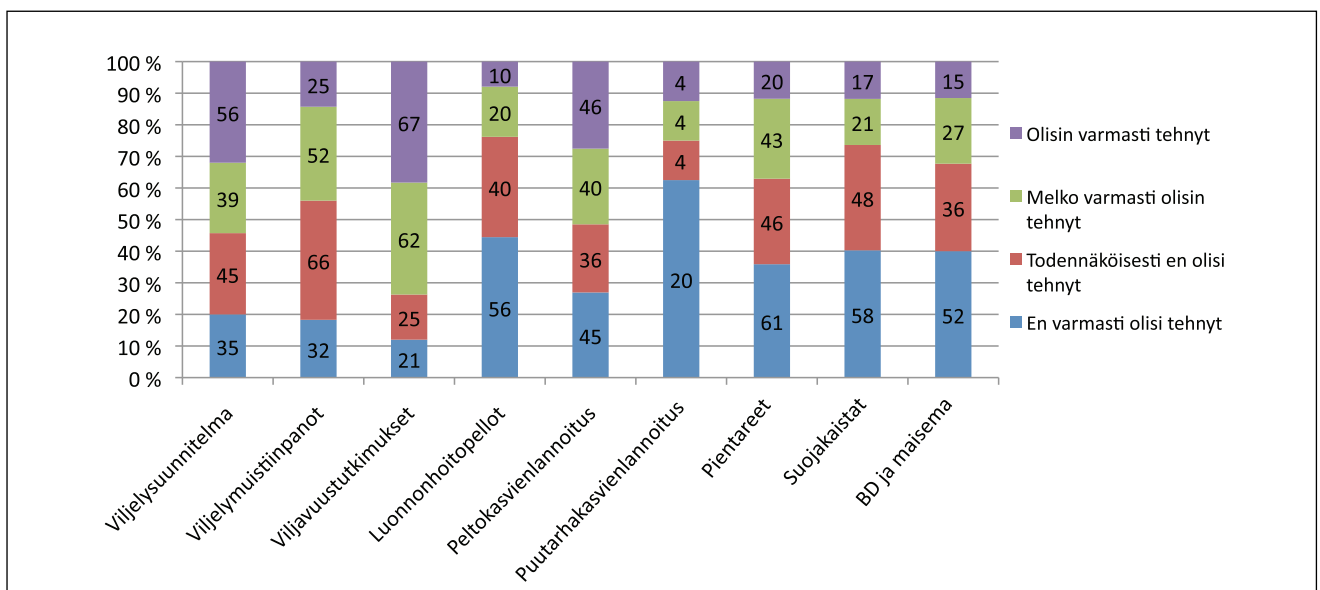
Kevätviljat									
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010
Lepsämänjoki	-	-	-	7,9	8,8	18,1	29,2	30,3	25,4
Yläneenjoki	-	0,4	4,1	6,3	9,2	8,4	20,8	22,1	20,8
Lestijoki	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syysviljat									
	2000	2001	2002	2003	2004*	2005	2008	2009	2010
Lepsämänjoki	-	3,0	39,1	62,8	-	62,0	3,2	3,2	3,7
Yläneenjoki	5,5	3,5	28,0	22,8	-	39,9	24,3	31,3	41,8
Lestijoki	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Runsas sateet haittasivat syysviljojen kylvöä vuonna 2004, minkä vuoksi niiden kylvöala jäi pieneksi.

Muut kuormituslähteet

Vuosina 2008–2010 kotieläintalousvaltaisella Lestijoen tutkimusalueella säilörehun siilovarastointi oli selkeästi ohittanut pyöröpaaleissa varastoinnin yleisimpänä varastointimuotona jokaisena vuotena ja myös aumavarastoinnin vuosittaiset osuudet olivat seurannan aiempia vuosia selvästi suuremmat. Vuonna 2010 peräti viidesosa kaikesta Lestijoen tutkimusalueen säilörehusta varastoitiin aumoissa. Lähes kaikkiin rehusiiloihin oli järjestetty puristenesteen talteenotto, sillä vastanneista 92 prosenttia ilmoitti ottavansa kaiken puristenesteen talteen ja 5 prosenttia ainakin osan nesteestä. Aumavarastoinnin osalta tilanne on edelleen huolestuttava, sillä yksikään rehua aumoihin varastoinnista vastaajista ei ilmoittanut keräävänsä puristenestettä talteen. Haastatteluihin vastanneiden säilörehusta kuitenkin peräti 99,9 prosenttia valmistettiin esikuivattuna vuosina 2008–2010.

Tutkimusalueilta vuonna 2005 kerätyn aineiston tuloksissa maitohuoneiden jätevesien johtamisen lantavarastoihin todettiin olevan yleisimmästä käsittelymenetelmästä. Muiden menetelmien, varsinkin suoraan tai saostuskaivon kautta ojaan johtamisen osuuden todettiin samanaikaisesti selvästi vähentyneen. (Mattila ym. 2007). Vuonna 2010 toteutetun haastattelun tulosten mukaan kehitys on edelleen kulkenut samaan suuntaan, vaikkakin hyvin hitaasti. Lähes 56 prosentilla tutkimukseen osallistuneista Lestijoen maitotiloista maitohuoneen jätevedet johdetaan liete- tai virtsasäiliöihin ja hyödynnetään siis lannoitteena. Panospuhdistamokäsittelyä käytetään lähes 6 prosentilla tiloista. Maitohuoneen jätevedet johdetaan saostuskaivosta ojaan kuitenkin yhä yli 35 prosentilla tiloista, mutta suoraan ojaan ilmaan minkäänlaista käsittelyä ainoastaan yhdellä tutkimustilalla.



Kuva 3.1-5. Ympäristötuen merkitys perustoimenpiteisiin liittyvien toimenpiteiden toteuttamiseen. Pylvään osassa oleva numero kertoo vastausten lukumäärän.

Muita tuloksia

Vuoden 2010 haastatteluilla kartoitettiin myös tukijärjestelmän vaikutusta ympäristönsuojelua tehostavien toimenpiteiden toteuttamiseen. Toiminnanharjoittajilta kysyttiin, olisivatko he toteuttaneet perustuen tai valitsemiensa lisätoimenpiteiden tai erityistukien mukaisia toimenpiteitä ilman ympäristötukea ja tukeen sitoutumisen mukanaan tuomia velvoitteita.

Perustoimenpiteistä viljavuustutkimuksen tekeminen nousi selvästi esille toimenpiteenä, jota olisi toteutettu ilman tukeakin. Sen sijaan luonnonhoitopellot, puutarhakasvien lannoitus ja suojakaistat olivat toimenpiteitä, joita kaikkein epätodennäköisimmin olisi toteutettu ilman tukea (kuva 3.1-5).

Varmasti tai melko varmasti toimenpiteitä ilman tukea toteuttaneet viljelijät perustelivat valintaansa seuraavasti:

- Viljelysuunnitelma: kustannussäästö, viljelykierto ja viljelytekniset seikat
- Viljelymuistiinpanot: viljelykierto ja viljelytekniset seikat
- Viljavuustutkimukset: kustannussäästö ja viljelytekniset seikat
- Luonnonhoitopellot: eri syyt, joista viljelytekniset seikat nousivat selvimmin esiin
- Peltokasvien lannoitus: kustannussäästö ja viljelytekniset seikat sekä määrältään ja laadultaan riittävän sadon takaaminen
- Puutarhakasvien lannoitus: kustannussäästö ja viljelykierto
- Pientareet: viljelytekniset seikat ja ympäristönsuojelu
- Suojakaistat: ympäristönsuojelu ja viljelytekniset seikat
- Monimuotoisuuden ja maiseman ylläpito: maisemalliset syyt

Lisätoimenpiteistä oli vastausten vähäisen määrän takia vaikea tehdä kattavaa tarkastelua. Tukijärjestelmä näyttäisi lisäävän maatalouden ympäristövaikutuksia vähentävien toimenpiteiden

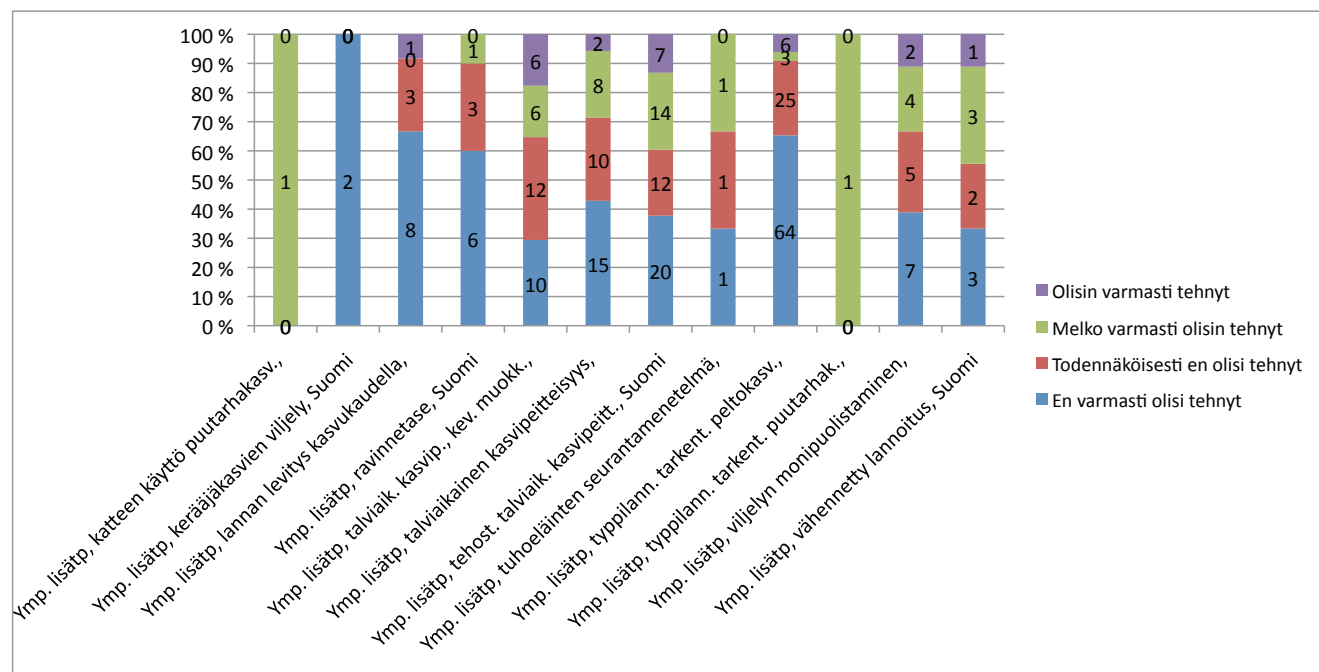
käyttöönottoa lisätoimenpiteisiin lukeutuvien toimenpiteiden osalta, sillä vain huomattavan pieni vähemmistö vastaajista olisi varmasti tai melko varmasti tehnyt kyseiset toimenpiteet ilman tukeakin (kuva 3.1-6). Yleisimmin viljelijät perustelivat näiden toimenpiteiden toteuttamista joka tapauksessa viljelyteknisillä seikoilla (47 %). Toiseksi yleisimmin perusteeksi mainittiin mahdollinen kustannussäästö (21 %) ja kolmanneksi yleisimmin viljelykierto (18 %). Ympäristönsuojeluun viitattiin 10 prosentissa perusteluita.

Myös erityistukisopimusten mukaisten toimenpiteiden kohdalla kattavan tarkastelun estää vastanneiden tilojen pieni määrä, mutta esimerkiksi luonnonmukaisesta tuotannosta ja lietalannan sijoittamisesta peltoon tehtyjen sopimusten mukaisia toimenpiteitä olisi toteutettu 50 prosentissa ja lannan käytön tehostamissopimuksen mukaisia toimenpiteitä noin 70 prosentissa tapauksista ilman sopimustakin (kuva 3.1-7). Sen sijaan suojavyöhykkeitä olisi toteutettu niukasti ilman sopimusta ja sen mukaista korvausta. Luonnonmukaisen tuotannon toteuttamista ilman sopimusta perusteena olivat ympäristönsuojelu ja kustannussäästö. Lietelannan sijoittaminen peltoon toimenpiteessä puolestaan painoivat kustannussäästö ja viljelytekniset seikat.

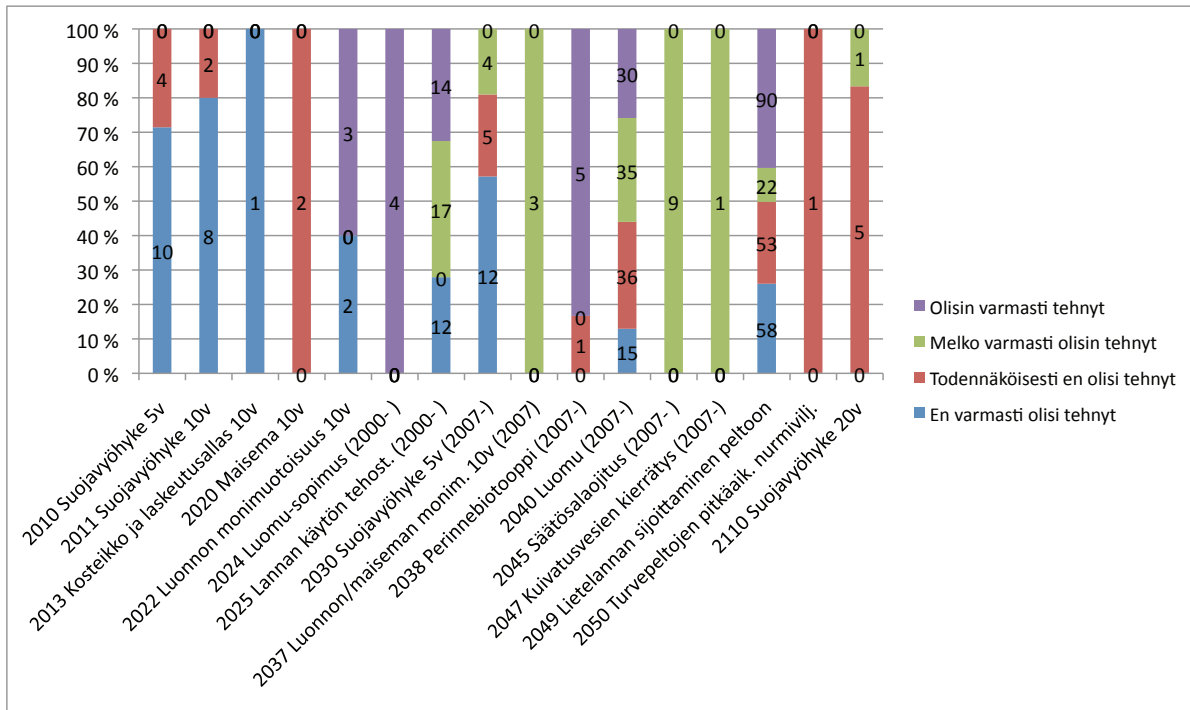
3.1.5 Muutokset ravinnekuormituksessa

Ilmastossa, jokien virtaamissa ja ravinnekuormituksissa tapahtuneiden muutosten laskemisessa käytetyt aineistot ja menetelmät

Valuma-alueilta tulevaan ravinnekuormitukseen vaikuttaa viljelytoimenpiteiden lisäksi myös ilmastolliset tekijät, erityisesti sademäärä. Runsassateisina vuosina, jolloin jokien virtaamat ovat korkeita, myös valuma-alueilta tulevat ravinnekuormat



Kuva 3.1-6. Ympäristötuen merkitys lisätoimenpiteisiin liittyvien toimenpiteiden toteuttamiseen. Pylvään osassa oleva numero kertoo vastausten lukumäärän.



Kuva 3.1-7. Ympäristötuen merkitys erityisympäristötukisopimusten mukaisten toimenpiteiden toteuttamiseen. Pylvään osassa oleva numero kertoo sopimusten lukumäärään.

ovat suuria. Lisäksi nousseen vuosilämpötilan (Tuomenvirta 2004) on arveltu lisänneen orgaanisen aineksen hajoamista ja siten ravinnekuormitusta.

Lepsämänjoen, Lestijoen ja Yläneenjoen kuljettamat typpi- ja fosforikuormat laskettiin jokisuilla mitatuista virtaama- ja vedenlaatuhavainnoista WRTDS (Weighted Regression on Time, Discharge and season) laskentamenetelmällä (Hirsch, et al. 2010). Tällä menetelmällä voidaan suodattaa vuosivalunnan vaikutus pois ravinnekuormista, eli laskea virtaamakorjatut ravinnekuormat. Pisimmät aikasarjat ovat kokonaistypen ja kokonaisfosforin mittauksissa, joten tilastollisessa analyysissä tarkasteltiin lähinnä näiden kuormituksessa tapahtuneita muutoksia. Fosfaattifosforin, nitraattitypen ja osittain myös kiintoaineksen mittaukset alkoivat Lepsämänjoella ja Lestijoella vasta 1990-luvun lopussa.

Mahdolliset trendit ilmastollisissa tekijöissä analysoitiin kutakin valuma-aluetta lähinnä olevan Ilmatieteen laitoksen säähavaintoaseman tuloksista. Asemat olivat Vihti Maasoja (0309), Jokioinen observatorio (1201) ja Kruunupyö (4201). Mitatulle päivittäiselle lämpötilalle ja sadannalle tehtiin Mann-Kendall tilastoanalyysi Makesens-ohjelmalla (Salmi, et al. 2002).

Ympäristötukitoimenpiteiden muutokset vuosina 1995–2010 kerättiin haastatteluaineistoista. Ympäristötukitoimenpiteiden vaikutusta virtaamakorjattuun ravinnekuormitukseen tutkittiin lineaarisilla menetelmillä (esim. Field 2011). Analyysissä käytettiin yhteismallia, jossa oli kaikki valuma-alueet mukana. Tarkennuksia tehtiin myös yksittäisen valuma-alueen regressio-

analyysillä. Pelot jaettiin ryhmittelyanalyysillä luokkiin maalajin, viljelykasvin ja maan P-luvun perusteella. Analyysihin otettiin mukaan vain pinta-alallisesti suurimmat luokat.

Haastattelualueiden peltojen eroosioherkkyys mallinnettiin sovelletulla USLElla (Universal Soil Loss Equation), jossa huomioitiin maaperä, rinteiden jyrkkyys ja etäisyys vesistöön (Räsänen 2010). Lähtötietoina käytettiin SYKEN paikkatietoaineistoista Maanostietokantaa, 25 m korkeusmallia ja uomatietojärjestelmää.

Ravinnekuormitukseen vaikuttavat valuma-alueen ominaisuudet

Jos alueen eroosioherkkyttä tarkastellaan pääviljelykasvin mukaan, niin Lepsämänjoella on eroosioherkimmät pelot (kuva 3.1-8). Sekä Lepsämänjoella että Yläneenjoella kevätiljoja viljellään keskimäärin vähiten eroosioherkillä lohkoilla. Haastattelualueista erityisesti Yläneenjoella puutarhakasveja viljellään lohkoilla, joiden eroosioherkkyys on suuri. Toisaalta puutarhakasvien viljelypinta-ala on erittäin pieni. Eroosioherkkyttä kuvaavan luvun minimi- ja maksimiarvoissa ei ole suurta eroa eri haastattelualueiden välillä.

Muutokset ravinnekuormituksessa

Sekä Lepsämänjoen että Lestijoen valuma-alueella kokonaisfosforikuormitus on vähentynyt lähes 30 prosenttia vuoden 1995 kuormituksesta (kuva 3.1-9). Yläneenjoen valuma-alueella vähennystä ei ole havaittavissa.

Kokonaistyyppikuormitus on Lepsämänjoen valuma-alueella vähentynyt 10 prosenttia vuoden 1995 tasosta. Lestijoen valuma-alueella lievä kokonaistyyppikuorman nousu on taittunut viimeisimmällä tukikaudella. Samoin Yläneenjoen valuma-alueella kokonaistyyppikuormitus näyttäisi kääntyneen lievään laskuun. Jokiveden kiintoainespitoisuutta sameutena alettiin mitata jo 1970-luvulla. Näissä aikasarjoissa virtaamakorjattu kiintoainekuorma oli suurimmillaan vuonna 1990 (kuva 3.1-10). Lepsämänjoella kiintoainekuormitus on laskenut 19 prosenttia ja Yläneenjoella 31 prosenttia vuodesta 1990. Vanhemmista kokonaisfosforimittauksista laskettu virtaamakorjattu kuormitus seurasi kiintoainekuormituksen muutoksia Lepsämänjoella, mutta ei Yläneenjoella. Luotettavaa tietoa valuma-alueiden maatalouden muutoksista on vasta vuodesta 1995 eteenpäin, mutta todennäköisesti aikaisempaan maatalouspolitiikkaan liittynyt velvoite kesannoida osa peltoalasta vähensi kiintoainekuormitusta jo ennen vuotta 1995.

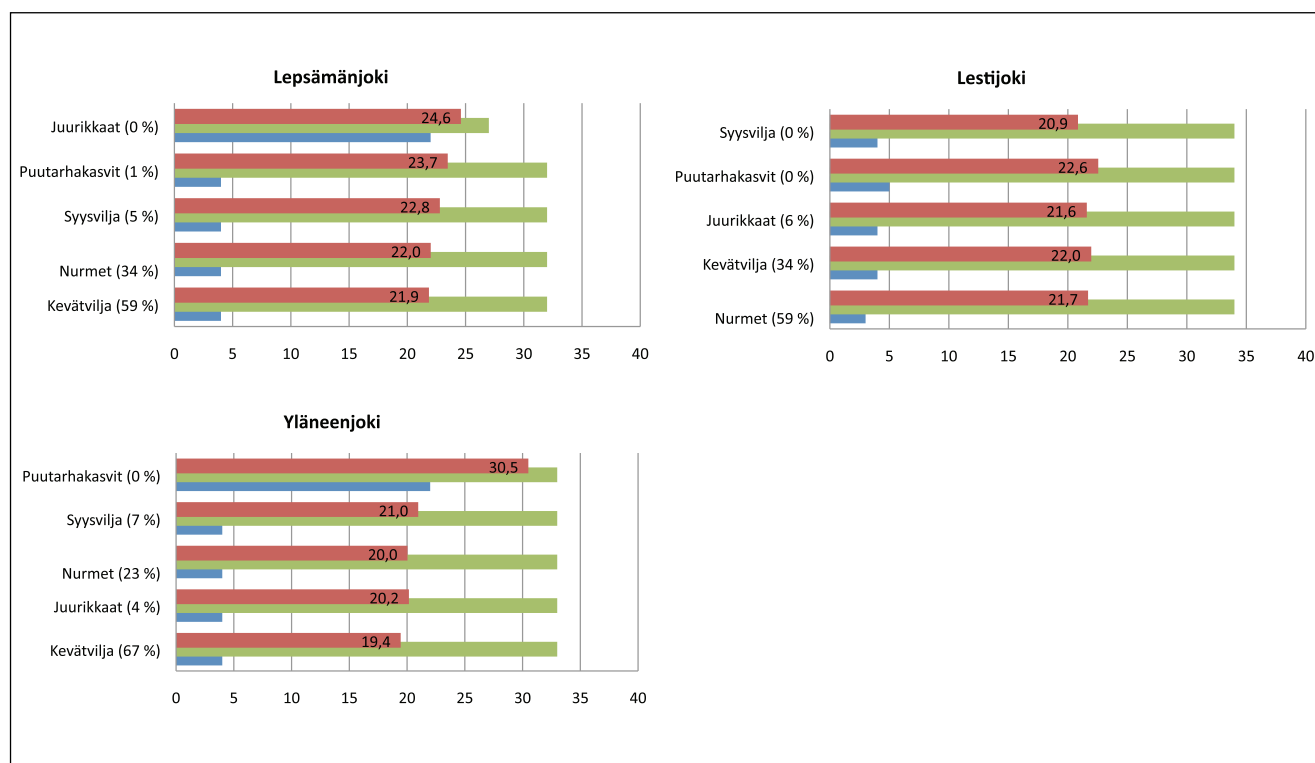
Muutokset ilmastollisissa tekijöissä

Ilmastossa tapahtuneita muutoksia lasketaan yleensä 30 vuoden keskiarvoina. Näin pitkässä aikasarjassa on kaikilla kolmella mittausasemalla havaittavissa nouseva trendi vuoden keskiläm-

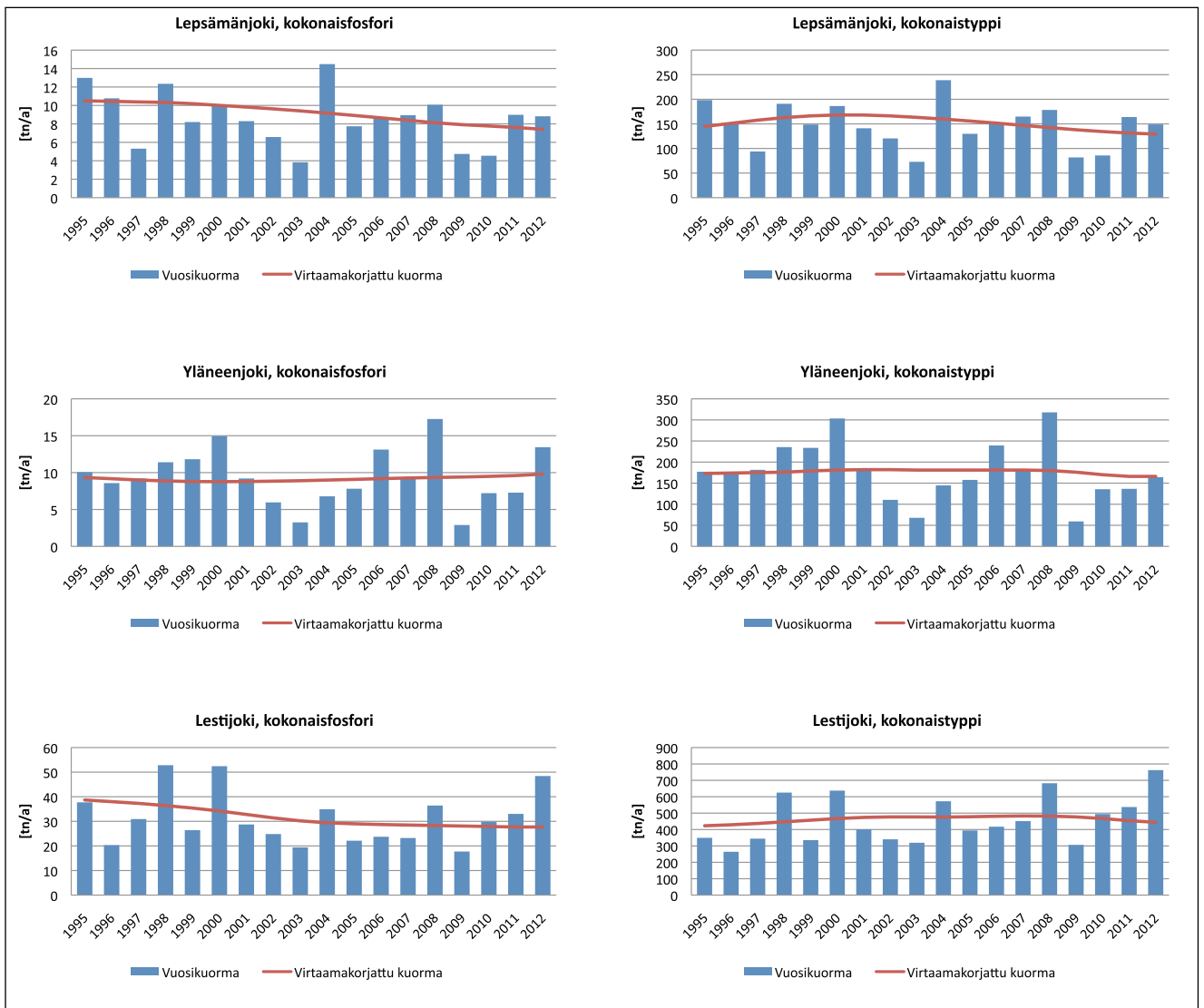
pötilassa. Selkein nousu tapahtuu syyskuun lämpötiloissa. Myös vuosina 1995–2012 on havaittavissa nouseva trendi kevään keskilämpötiloissa. Lämpötilan nousu toukokuussa vaihtelee Kruunupyyn vajaasta asteesta Vihti Maasojan kolmeen asteeseen. Jokien keskivirtaamat pysyivät jaksolla 1995–2012 vakiona tai havaittavissa oli lievää laskua.

Toukokuun keskilämpötila selitti yhteismallissa tilastollisesti merkitsevällä tasolla ($p=0,000$) 67 prosenttia kokonaistypen kuormituksesta. Vaikutus ei kuitenkaan ole yksiselitteinen, sillä Lestijoella lämpötilan nousu liittyy nousseeseen kuormitukseen ($B=0,883$) mutta eteläisillä alueilla laskeneeseen kuormitukseen (Lepsämänjoki $B=-0,055$ ja Yläneenjoki $B=-0,177$).

Lämpötilan nousun on usein oletettu kiihdyttävän maan orgaanisen aineksen hajoamista, mikä on saattanut vaikuttaa kuormituksen nousuun Lestijoella, missä on paljon suopeltoja. Lepsämänjoella ja Yläneenjoella on mahdollista, että kohonnut lämpötila on mahdollistanut kylvön jo aikaisemmin keväällä, jolloin kasvit ovat ottaneet ravinteita tehokkaasti ja kuormitus on siksi jäänyt pieneksi.



Kuva 3.1-8. Haastattelualueiden peltojen suhteellinen eroosioherkkyys. Suluissa kasviryhmän osuus peltoalasta.



Kuva 3.1-9. Kokonaisravinteiden vuosikuormat sekä virtaamakorjatut kuormat haastattelualueilla vuosina 1995–2012.

Kasvipeitteisyyden vaikutus

Yleisesti ottaen kasvipeitteisen alan katsotaan vähentävän eroosiota ja kiintoaineskuormitusta. Kasvipeitteisyys ei ole ollut tukitoimenpiteenä Lestijoen valuma-alueella, joten vaikutusta ravinnekuormitukseen on tarkasteltu vain Lepsämäenjoen ja Yläneenjoen valuma-alueilla. Tästä aineistosta tilastollisesti merkitsevää yhteyttä kasvipeitteisyyden ja kiintoaineskuormituksen välille ei kuitenkaan löytynyt, mahdollisesti lyhyen ja hajanaisen kiintoainesmittausten aikasarjan vuoksi. Tilastollisesti merkitsevää ($p=0,115$) yhteyttä ei löytynyt myöskään kokonaisfosforikuormitukseen.

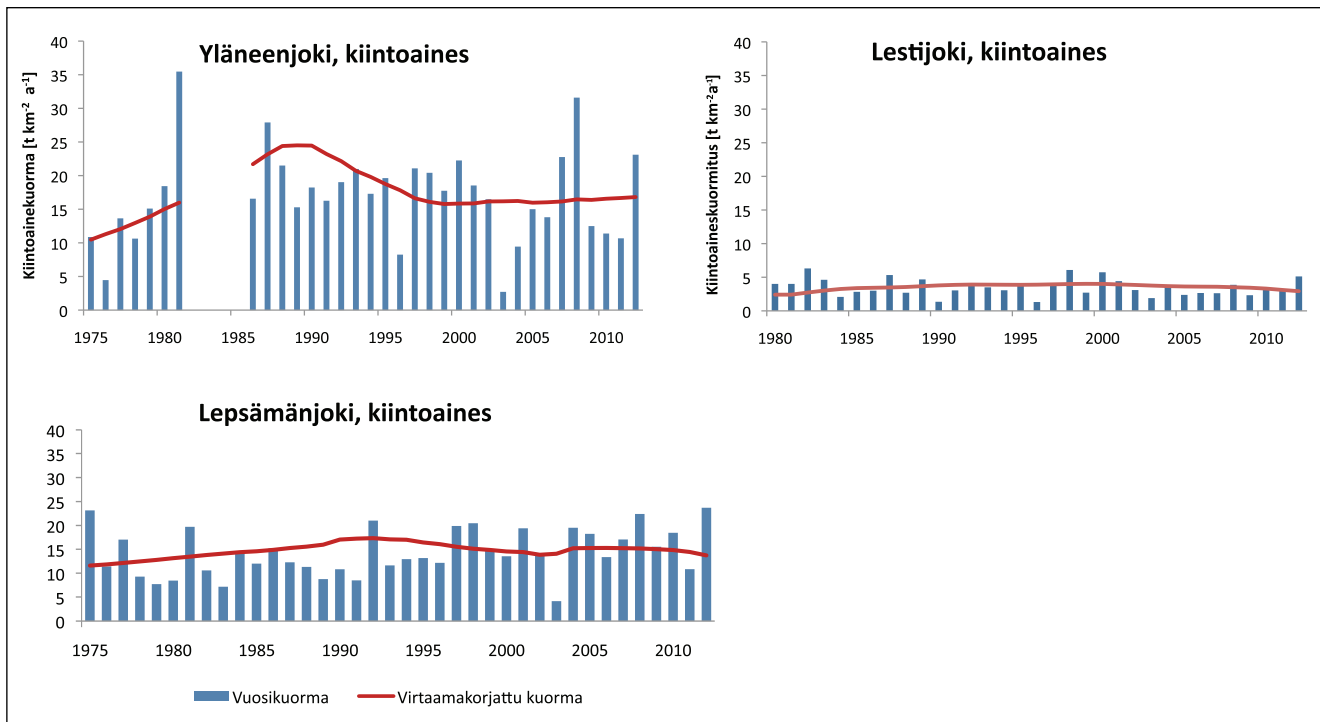
Erosioherkällä Lepsämäenjoen alueella suhde oli negatiivinen ($B=-0,137$), mutta Yläneenjoen alueella positiivinen ($B=0,424$), toisin sanoen kasvanut kasvipeitteinen ala liittyy kasvaneeseen fosforikuormitukseen. Kasvipeitteisyyden suhde fosfaattifosforin kuormitukseen ei ollut tilastollisesti merkitsevä yhteismallissa, mutta erikseen tarkasteltuna Yläneenjoella oli tilastollisesti mer-

kitsevä ($p=0,024$) positiivinen ($B=0,702$) yhteys fosfaattifosforin kuormitukseen. Kasvipeitteisyyden on havaittu lisäävän liukaisen fosforin huuhtoutumista pintamaasta, mm. (Muukkonen, et al. 2007).

Kasvipeitteisyyden ja kokonais- tai nitraattityppikuormituksen välinen yhteys ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Ravinnetaseet ja maan P-luvun muutos

Kunkin alueen pinta-alallisesti tärkeimmän viljelykasvin tyyppitaseen vaikutusta tyyppikuormitukseen tarkasteltiin suoraan lineaarisessa mallissa, mutta fosforikuormitusta selitettiin tärkeimmän viljelykasvin P-luvun muutoksella. Maan P-lukuun vaikuttaa suoraan P-tase.



Kuva 3.1-10. Kiintoaineksen vuosikuormat ja virtaamakorjatut kuormat Lepsämänjoen ja Yläneenjoen alueilla vuosina 1975-2012 ja Lestijoen alueella vuosina 1980-2012.

Lepsämänjoen ja Yläneenjoen valuma-alueilla typpitaseella ja kokonaistyppikuormituksella on tilastollisesti merkitsevä ($p=0,000$) positiivinen korrelaatio (Lepsämänjoki $B=0,715$ ja Yläneenjoki $B=0,966$) kun vilja-ala vakioidaan. Mallilla pystytään selittämään 60 prosenttia kokonaistyppikuormituksesta.

Lestijoella nurmialan ja nurmen typpitaseen yhteismallilla pystytään selittämään 65 prosenttia kokonaistyppikuormituksesta tilastollisesti merkitsevällä tasolla ($p=0,008$) mutta vaikutus on pieni ($B=0,059$).

Maan P-luvulla voidaan selittää tilastollisesti merkitsevällä tasolla ($p=0,000$) 89 prosenttia kokonaisfosforikuormituksesta. Vaikutus on samansuuntainen kaikilla alueilla, eli laskenut P-luku liittyy laskeneeseen kokonaisfosforikuormitukseen ($B=0,725 - B=1,124$).

3.1.6 Johtopäätökset

Ympäristökijärjestelmän myötävaikutuksella tapahtuneita toimenpidemuutoksia havaittiin jo MYTVAS 1- ja MYTVAS 2 -tutkimusten tuloksissa. Suurimpien viljelykäytännöissä tapahtuneiden muutosten todettiin kuitenkin sijoittuneen ensimmäisen ympäristökikauden alkupuolelle ja toisen tukikauden katsottiin lähinnä ylläpitäneen saavutettua ympäristönsuojelun tasoa. Ympäristötuen ja tuen mukaisten toimenpiteiden puutteellinen riskialueisiin kohdentuminen todettiin ympäristötuen vaikuttavuutta heikentäväksi tekijäksi toisella kaudella. (mm. Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007; Turtola, E. & Lemola, R. 2008.) Koska muutokset maaperän ravinnetasapainossa

ja muissa ominaisuuksissa ovat hitaita ja varsinkin liukoinen fosfori vähenee peltomaassa hitaasti, MYTVAS 3- tutkimuksen tuloksissa havaitun kuormituspotentiaalilaskun voidaan todeta olevan aiemmillä tukikausilla viljelytoimenpiteissä tapahtuneiden muutosten seurauksena. Nyt havaittujen toimenpidemuutosten vaikutukset maatalouden kuormituspotentiaaliin ja varsinaisiin vesistökuormituksen määriin on mahdollista havaita vasta pidemmällä aikajänteellä. Havaitun kehityssuunnan perusteella myönteisten muutosten ilmeneminen on kuitenkin varsin todennäköistä.

Vuoden 2010 haastatteluaineiston tulosten perusteella tutkimustilojen toiminnanharjoittajat näyttävät joitakin selkeitä poikkeuksia lukuun ottamatta noudattaneen ympäristötuen sitoumusehtoja pääsääntöisesti melko hyvin. Seurantatutkimusten aikana maatalouden toiminnanharjoittajien ympäristötietoisuuden on todettu lisääntyneen kaiken aikaa. Viimeisimpien tulosten perusteella ympäristökijärjestelmä näyttäisi kuitenkin yleisen ympäristötietoisuuden ohella merkittävästi lisäävän maatalouden ympäristövaikutuksia vähentävien toimenpiteiden käyttöönottoa ja toteutusta.

Kaikista myönteisistä havainnoista huolimatta uusimpien tulosten tarkastelussa ei voi olla kiinnittämättä huomiota myös epäkohtiin, jotka pääsääntöisesti ovat tuttuja jo edellisten MYTVAS-seurantojen raporteista ja muista tutkimuksista. Kolmannen ohjelmakauden ympäristökijärjestelmän mukaiset toimenpiteet näyttäisivät olevan tehokkaita välineitä ympäristökuormituksen vähentämiseen, mutta ympäristökijärjestelmä näyttäisi kuitenkin yleisen ympäristötietoisuuden ohella merkittävästi lisäävän maatalouden ympäristövaikutuksia vähentävien toimenpiteiden käyttöönottoa ja toteutusta.

Ilmastonmuutoksen myötä yleistyvät runsassateiset jaksot ja eri vuosina vaihtelevammat sääolosuhteet lisäävät tuen kohdentamisen tarvetta tulevaisuudessa entisestään.

Fosforilannoitusta ei edelleenkään tarkenneta riittävän hyvin vastaamaan maan todellista viljavuustilaa. Kokonaisuuden kannalta ja saavutettaviin hyötyihin nähden kyseenalaisilta vaikuttavat myös fosforilannoitukselle lannankäytön yhteydessä annetun nykyisenkaltaisen poikkeusmahdollisuuden perusteltavuus ja mahdollisuus viljavuusfosforipitoisuuden nostamiseen alhaisen viljavuusluokan peltolohkoilla. Viljakasvien viljelyssä fosforilannoituksen tasojen säätäminen satotasojen sekä viljavuuden mukaan vaikuttaisi olevan melko ongelmatonta. Viljanviljelyyn erikoistuneiden MYTVAS-seurantojen tutkimustilojen lohkoilla helpoliukaisen fosforin pitoisuudet ovatkin pysyneet parhaiten kohdillaan (mm. Palva ym. 2001; Pyykkönen ym. 2004; Mattila ym. 2007; Turtola, E. & Lemola, R. 2008). Tulevien kausien fosforilannoitustasojen tiukentaminen olisi vähintään harkitsemisen arvoista kuitenkin erikoiskasvien viljelyn kohdalla.

Haastattelualueilla laskeneeseen ravinnekuormitukseen on vaikuttanut lähinnä ravinnetaseiden lasku ja maan P-luku. Kasvipteittisyys yhdistyy laskeneeseen kokonaisfosforikuormitukseen eroosioherkällä Lepsämänjoen valuma-alueella, mutta Yläneenjoen valuma-alueella se näyttää nostavan liukaisen fosforin kuormitusta niin paljon, että kokonaisfosforinkin kuormitus kasvaa. Yläneenjoen kaltaisilla alueilla siis korostuu maan helpoliukaisen fosforin pitoisuuden alentamisen tarve.

Kaikkia seurannan tuloksista tehtyjä havaintoja ei kuitenkaan voida ratkaista yksistään ympäristötukijärjestelmän keinoin, vaan lisäksi tarvitaan muiden ohjauskeinojen tukea. Haastatteluvastauksissa nousi jälleen esiin kasvinviljelyn ja kotieläintuotannon eriytymisen voimistumisen myötä muodostunut ongelma lannoitusikätyössä hyödynnettävän lannan kysynnän ja tarjonnan kohtaamattomuudesta. Alueellisesta ylituotannosta johtuen tutkimukseen osallistuneilla kotieläintuotantoon suuntautuneilla tutkimustiloilla olisi halukkuutta luovuttaa lantaa keskimääräisesti enemmän kuin nykyiset vastaanottajat voivat ottaa. Vastaavasti kasvinviljelyvaltaisilla tutkimusalueilla keskimääräinen lannan vastaanottohalukkuus ylittää tarjolla olevan lannan määrän. Tuotantosuntien voimistuva eriytyminen ja siitä aiheutuvat ympäristövaikutukset ovat nykyisellään jo varsin yleisesti tunnettuja. Useissa viimeaikaisissa tutkimuksissa onkin tarkasteltu kotieläintalouden ravinnevirtoja ja mahdollisuuksia niiden tehokkaampaan hallintaan (esim. Lillunen ym. 2011; Luostarinen ym. 2011). Kotieläintalouden ja siten myös muodostuvan lannan paikallisesti ja alueellisesti epätasainen jakautuminen johtavat ravinnetaseiden vähittäiseen nousuun kotieläintuotannon keskittymien peltomaassa. Kasvukauden ulkopuolella tehtävän lannan levityksen rajoittamisen lisäksi olisikin löydettävä ratkaisuja lannan hyödyntämiseksi entistä laaja-alaisemmin ja lannan sisältämien ravinteiden kierrättämisen tehostamiseksi. Tämä puolestaan edellyttää investointeja muun muassa lannan prosessoinnin nykyistä laajempaan käyttöönottoon sekä tutkimus- ja kehitystyöhön. Koska seurausten pienentämistä

vaikeampaa tunnetusti on niitä aiheuttavien syiden poistaminen, erääksi suurimmista haasteista maatalouden ympäristövaikutusten hallitsemisessa onkin muodostumassa tuotantosuntien keskittymiskehityksen hidastaminen ja pysäyttäminen.

Kirjallisuus

Field, A. 2011 *Discovering statistics using SPSS*. SAGE Publications, London.

Grönroos, J., Rekolainen, S. & Nikander, A. 1997. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen vuonna 1995. Suomen ympäristö 81. Helsinki. 88 s.

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. 77 s.

Hirsch, R.M., Moyer, D.L. & Archfield, S.A. 2010 Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay river inputs. *Journal of the American Water Resources Association JAWRA*. 46, 859–880.

Mattila, P., Rankinen, K., Grönroos, J., Siimes, K., Karhu, E., Laitinen, P., Granlund, K., Ekholm, P. & Antikainen, R. 2007. Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormitus ympäristötukitiloilla vuosina 2003–2005. Suomen ympäristö 40/2007. Vammalan kirjapaino Oy, 2008. 101 s.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007

Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009, 24.11.2009, 7.6.2010, 28.4.2011, 4.11.2011, 20.2.2012, 5.10.2012 ja 8.7.2013. Maa- ja metsätalousministeriö. 270 s. + 13 liitettä.

Muukkonen, P., Hartikainen, H., Lahti, K., Särkelä, A., Puustinen, M. & Alakukku, L. 2007 Influence of no-tillage on the distribution and lability of phosphorus in Finnish clay soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 120, 299–306.

Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. MYTVAS -projektin loppuraportti. Suomen ympäristö, 478. Oy Edita Ab, Helsinki. 92 s.

Pyykkönen, S., Grönroos, J., Rankinen, K., Laitinen, P., Karhu, E. & Granlund, K. 2004. Ympäristötuen mukaiset viljelytoimenpiteet ja niiden vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 2000–2002. Suomen ympäristö 711. Edita Prima Oy, Helsinki 2004. 119 s.

Räsänen, A. 2010 Kiintoaineen ja kasviravinteiden vesistökuormituksen riskialuekartoitus Aurajoen valuma-alueella. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, pro gradu -tutkielma.

Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola, T. & Amnell, T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application Makesens. Ilmanlaadun julkaisuja. Publikationer om luftkvalitet. Publications on air quality. No. 31.

Salminen, A., Vesikko, L., Rankinen, K., Cano-Bernal, J.E., Grönroos, J. 2014. Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormitus ympäristötukitiloilla vuosina 2008–2010. MYTVAS 3 -tilahaastatteluosion erillisraportti, käsikirjoitus.

Tuomenvirta, H. 2004 Reliable estimation of climatic variations in Finland. Finnish Meteorological Institute Contributions, No. 43. Finnish Meteorological Institute.

Turtola, E. & Lemola, R. (toim.). 2008. Maatalouden ympäristötuon vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v.2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous numero 120. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. 103 s.

3.2 Fosforikuormitus ja maan eroosio

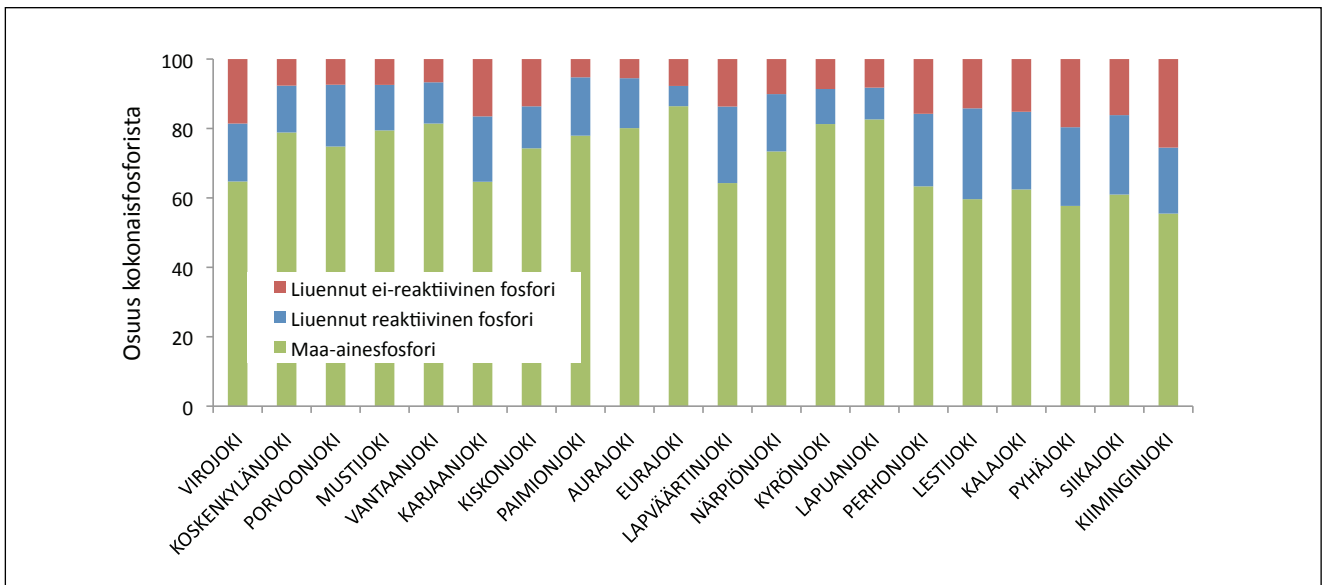
Risto Uusitalo (MTT), Petri Ekholm (SYKE), Riitta Lemola (MTT), Katri Rankinen (SYKE), Minna Sarvi (MTT), José Enrique Cano Bernal (SYKE), Kari Ylivainio (MTT), Hanna Keinänen (SYKE)
risto.uusitalo@mtt.fi

3.2.1 Tausta

Itämeren suojelukomission HELCOMin Itämeren toimintaohjelma (Baltic Sea Action Plan) ja muut vesien ja merenhoidolle asetetut tavoitteet edellyttävät maataloudesta vesiin päätyvän fosforikuormituksen tuntuva vähentämistä. Maatalouden ympäristöohjelmat ovat keskeisin keino tämän tavoitteen saavuttamiseksi. Maatalouden fosforikuormituksen tulisi valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaan vähentyä 30 prosenttia vuoteen 2015 mennessä siitä tasosta, jolla se oli 2000-luvun alkupuolella (Ympäristöministeriö 2007).

Tavoitteiden todentaminen on vähintäänkin haasteellinen tehtävä. Pelloilta tulevan kuormituksen muutosta on vaikea mitata tarkasti muualla kuin hyvin varustetuilla koekentillä. Minkään ympäristötuon toimenpiteen vaikutusta ravinnekuormitukseen tai eroosioon ei voida suoraan osoittaa vesistöseurantojen avulla, koska ravinnekuormituksen muutokset johtuvat osin maatalouteen liittyvistä taloudellisista, rakenteellisista tai viljelyteknisistä muutoksista, tai muista muutoksista elinympäristössämme. Päästövähennystavoitteiden realistisuutta ei myöskään voida arvioida etukäteen, koska ei ole olemassa tietoa, kuinka paljon kuormitusta ylipäätään voidaan vähentää nykypäivän tuotantorakenteilla. Fosforikuormituksen vähentymisen vaikutukset vesistöissä (mm. rehevöitymisen vähentyminen) eivät myöskään tule olemaan yhtä suuria kuin kuormituksen vähennykset, koska vähennystavoitteet kohdistuvat kokonaisfosforiin, eivätkä ota huomioon fosforin eri muotojen rehevöittävä vaikutusta.

Fosforia kulkeutuu pelloilta vesistöihin monenlaisiin yhdisteisiin sitoutuneena. Perusvesianalytiikan mukaan fosfori jaetaan kolmeen eri muotoon: liuenneeseen reaktiiviseen fosforiin, liuenneeseen ei-reaktiiviseen fosforiin ja maa-ainekseen sitoutuneeseen fosforiin (kuva 3.2-1). Liuennut reaktiivinen fosfori on käytännössä leville täysin käyttökelpoista, liuennut ei-reaktiivinen fosfori on – ainakin välittömästi – lähes käyttökelvotonta (Ekholm ja Krogerus 2003). Maa-ainesfosforin käyttökelpoisuuden on arvioitu olevan tuottavan vesikerroksen kesäaikaisia ominaisuuksia vastaavissa olosuhteissa noin 16 prosenttia (Uusitalo ja Ekholm 2003, Uusitalo 2004). Rannikkovesien sedimenteissä maa-ainesfosforin käyttökelpoisuus voi nousta lähes 60 prosenttiin (Uusitalo ym. 2003, Wahlström ym. 2014), mutta tällaisissa oloissa vapautunut fosfori ei välttämättä päädy leväyhteisön käyttöön (Rekolainen ym. 2006, Lehtoranta ym. 2009, Ekholm ja Lehtoranta 2012). Rannikkojoissamme suurin osa fosforista on maa-ainekseen sitoutunutta (kuva 3.2-1). Eroosioherkkien savimaiden valumavesissä maa-ainesfosforin osuus voi olla



Kuva 3.2-1. Eri fosforijakeiden osuudet rannikkojoissa. Kuvissa on esitetty vuosien 2000–2012 virtaamapainotetut keskipitoisuudet (Ympäristöhallinnon Hertta-tietojärjestelmästä).

yli 80 prosenttia (Uusitalo 2004), kun taas karkeilta mailta, erityisesti kun ne ovat nurmina tai laitumina, liuenneen fosforin osuus voi olla huomattavasti suurempi kuin maa-ainesfosforin (Saarijärvi ym. 2006).

3.2.2 Tavoite

Tavoitteemme oli arvioida maatalouden fosforikuormituspotentiaalin muutosta ympäristötukikausilla ja ympäristötukeen liittyvien toimenpiteiden, lähinnä lannoitusrajojen, vaikutusta fosforikuormituspotentiaaliin. Päähuomioimme oli liuenneessa, vesissä välittömästi rehevöitymistä aiheuttavassa fosforissa, jonka kuormituspotentiaalia tarkasteltiin maan helppoliukoisesta fosforin pitoisuuksien avulla (ks. Uusitalo ja Jansson 2002, Uusitalo ja Aura 2005).

Maan fosforitilan muutosta arvioimme valtakunnallisesti ja alueellisesti kaupallisilta laboratorioilta, MTT:n maaperäseurannasta sekä MYTVAS-haastatteluista saatujen tietojen perusteella. Vaikka näissä aineistoissa on omat epävarmuutensa ja heikkoutensa, yhdessä niiden voidaan olettaa osoittavan millaisia muutoksia peltomaiden fosforipitoisuudessa on tapahtunut.

Tulosten tarkastelussa olemme tukeutuneet myös ravinnetaselaskentaan (ks. luku 3.3, Salo ym.) ja Suomessa tehtyjen fosforilannoituskokeiden yhteenvetoihin (Valkama ym. 2009, 2011). Lannoituskokeiden aineistosta on otettu uudelleen tarkasteluun muun muassa lannoittamattomien koejäsenten satotulokset. Näissä tarkasteluissa on yritetty löytää yhteyksiä maan P-luvun ja satotason välillä. Lisäksi hankkeemme on tehnyt läheistä yhteistyötä muiden tutkimusten kanssa (esim. Ylivainio ym. 2014, Lemola ym. 2013).

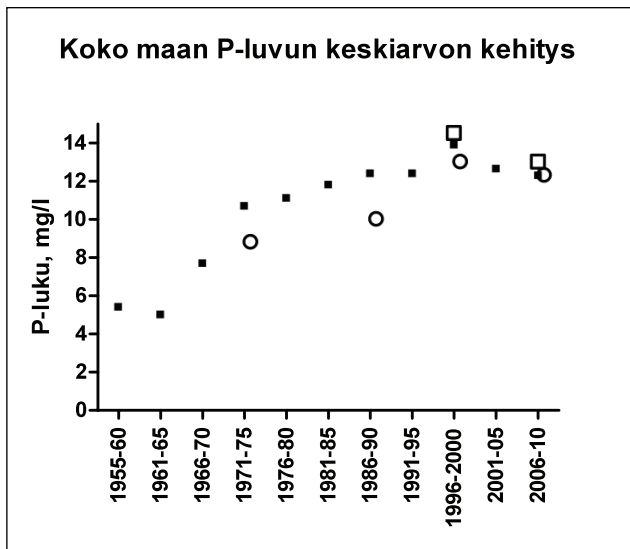
Muokkaustoimien osalta käytössämme on ollut MTT:n koe-tuloksia, joita on raportoitu jo edellisen MYTVAS-hankkeen aikana. Näistä käy ilmi joidenkin toimenpiteiden vaikutukset fosforikuormituspotentiaaliin, mutta päivitettyä analyysiä ei uudemman tiedon vähäisyyden vuoksi ole tehty.

Vaikka lannoitusta rajoitettaisiin voimakkaastikin, peltojen fosforiluku laskee vain hitaasti. Tämän vuoksi käsitelimme myös mahdollisuuksia vähentää fosforikuormitusta uusilla kemiallisilla menetelmillä (Ekholm ym. 2012, Uusitalo ym. 2012, 2013). Tämän aihepiiriin työ on tehty kokonaan muulla kuin MYTVAS 3 -rahoituksella.

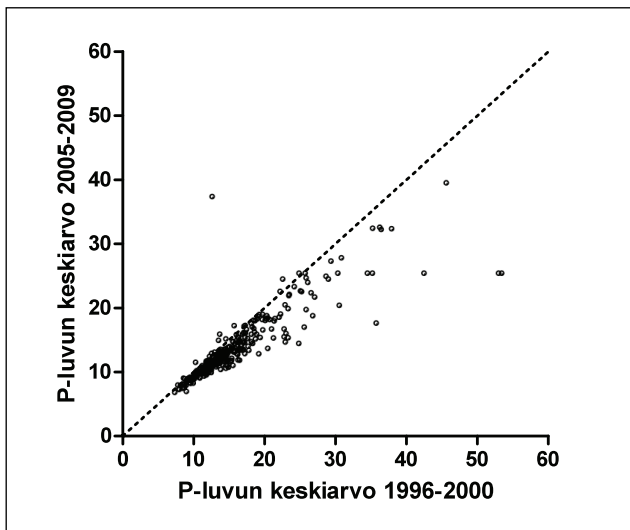
Hiukkasmaisen fosforin kuormitusmuutosta tarkastelimme maatalousvaltaisten jokien kiintoainepitoisuuksien perusteella. Arvioimme 20 ltämereen laskevan joen kiintoainepitoisuudessa tapahtuneita muutoksia vuosina 1995–2010 (samoilla menetelmillä kuin Rankinen ym. luvussa 5.3) Mann-Kendall -testillä, joka ottaa huomioon virtaamamuutosten ja vuodenaikaisvaihtelun vaikutuksen pitoisuuksiin (Libiseller ja Grimwall 2002), sekä kiintoainepitoisuuden ja virtaaman välistä yhteyttä kuvaavalla regressiomallilla (Hirsch ym. 2010). Regressiomallia sovellettiin rannikkojokien vuosien 1988–2012 aineistoon (kiintoainesmäärittelyissä alettiin käyttää luotettavaa menetelmää vuonna 1988).

3.2.3 Aiemmat MYTVAS 3 -tulokset

MYTVAS 3 -väliraportissa esitettiin, että korkeimmat keskimääräiset helppoliukoisesta fosforin pitoisuudet löytyivät Saaristomeren valuma-alueen pelloilta (Ekholm ym. 2010). Tällä alueella fosforipitoisuudet jopa hieman nousivat jaksolta 1996–2000 jaksolle 2001–2007, kun taas Suomenlahden, Selkämeren ja Perämeren valuma-alueilla peltomaan fosforipitoisuudet olivat tänä aikana laskeneet. Lasku oli voimakkainta Perämeren valuma-alueella. Matalimmat helppoliukoisesta fosforin pitoisuudet löytyivät Suomenlahden ja Vuoksen valuma-alueilta.



Kuva 3.2-2. Maan P-luvun kehitys Viljavuuspalvelun (mustat neliöt), kaikkien viljavuuslaboratorioiden (valkoiset neliöt) ja MTT:n maaperäseurannan (valkoiset pallot) aineistoissa. Viljavuuslaboratorioiden tuloksissa kaudella 1996–2000 näkyvän hyppäyksen syy on tulkittu.



Kuva 3.2-3. Peltojen P-lukujen keskiarvot viljavuuslaboratorioiden vuosina 1996–2000 ja 2005–2009 analysoimassa, kunnittain ryhmitellyssä aineistossa. Katkoviiva osoittaa 1:1-linjan, eli tilanteen, jossa tulokset olisivat olleet samat molemmilla jaksoilla. Viivan alapuolella olevat pisteet osoittavat kunnan P-luvun laskeneen ja yläpuolella olevat pisteen nousseen kymmenen vuoden kuluessa. Kaukana yleisestä trendistä sijaitsevat pisteet ovat kuntia, joista on tullut vain vähän (korkeintaan 300) maanäytteitä analyysiin.

Tilastollisen analyysin mukaan peltojen helppoliukaisen fosforin pitoisuus kasvoi, kun erikoiskasvien osuus peltoalasta kasvoi ja kun kotieläinten lannassa peltohehtaarille siirtyvän fosforin määrän kasvoi. Tämä on yhteydessä ylijäämäisiin fosforitaseisiin, jotka usein liittyvät erikoiskasvien ja kotieläinten tuotantoon.

Sen sijaan kesantojen, viljojen ja öljykasvien osuuden kasvu oli omiaan laskemaan peltojen helppoliukaisen fosforin pitoisuutta. Kiintoainekulkeuman alueellista vaihtelua 22:ssa Itämereen laskevassa joessa selitti valuma-alueen peltoisuus. Kun valuma-alueen järvisyys (jonka kasvaminen vähensi kiintoainekulkeumaa) ja valunta (jonka kasvaminen lisäsi kulkeumaa) otettiin peltoisuuden lisäksi huomioon, kiintoainekulkeuman vaihtelusta selittyi 74 prosenttia. Tarkasteluaikana kiintoainekulkeuma oli pienin kaudella 1990–1994. Tähän vaikutti luultavasti se, että tällöin kesantojen osuus oli suurin. Kiintoainekulkeumassa havaittiin kuitenkin kesantoalasta riippumattonta laskua, mikä saattoi liittyä ympäristötyen myötä lisääntyneeseen talviaikaisen kasvipeitteeseen ja osin tuesta riippumattomaan suorakylvöalan kasvuun. Kasvipeitteisyydestä ei ollut käytettävissä alueellista tietoa, minkä vuoksi sitä ei voitu sisällyttää tilastolliseen malliin.

3.2.4. Fosforikuorman muutokset

Liuenneen fosforin kuormituspotentiaalın muutos

Liuenneen reaktiivisen fosforin pitoisuus pelloilta tulevassa valumavedessä kasvaa maan helppoliukaisen fosforin pitoisuuden (viljavuustutkimuksessa määritettävän ”P-luvun”) noustessa. Yhteys voidaan havaita yleismaailmallisesti, mutta vahvin korrelaatio liuenneen fosforin ja maan fosforitilan välillä on havaittu niissä tutkimuksissa, joissa maan fosforitilan määrittämisessä mitataan pellon helppoliukoisimpia fosforin jakeita. Suomalainen viljavuusmittomenetelmä kuuluu näihin mittomenetelmiin. Leville välittömästi käyttökelpoisen fosforin huuhtoutuman muutosta voidaan siis ennakoita maan P-luvun muutosten perusteella, vaikka kuormituksen toteutuminen edellyttää myös esimerkiksi sitä, että pelloilta tulevat valumavedet todellakin päätyvät vesistöihin. Koska varsinaisten kuormitusarvioiden teko vaatisi kattavaa, tarkkaa seurantaa, johon ei ole olemassa resursseja, tarkastelemme tässä raportissa vain kuormituspotentiaalın muutoksista.

Peltojen P-lukujen seuranta nojaa tällä hetkellä pääosin kaupallisten viljavuuslaboratorioiden tulosaineistoon. Tuloksiin ei ole liitettävissä taustatietoja, joten niistä ei voida tehdä johtopäätöksiä ympäristöohjelmien eri toimenpiteiden vaikutuksista. Viljavuuslaboratorioilta kerätyn tiedon lisäksi käytössämme on ollut näistä riippumattoman MTT:n maaperäseurannan aineisto, josta myös puuttuvat tiedot aineistoon liittyvistä viljelytoimista.

Kuvassa 3.2-2 on tarkasteltu maan P-luvun kehittymistä 1950-luvun lopulta lähtien. Viimeisimpien käytettävissä olleiden tulosten mukaan helppoliukaisen fosforin pitoisuuden keskiarvo jaksolla 2006–2010 (13 mg/l) on käytännössä samalla tasolla kuin se oli noin 20 vuotta sitten. Kaikkien aineistojen P-luvun keskiarvo osuvat hyvin lähemmäksi toisiaan ja viimeisimmät keskiarvot ovat pienempiä kuin niitä edeltävät arvot. Aineistoihin sisältyy epävarmuutta ¹, eikä pieniä muutoksia voi tulkita vahvaksi todisteeksi

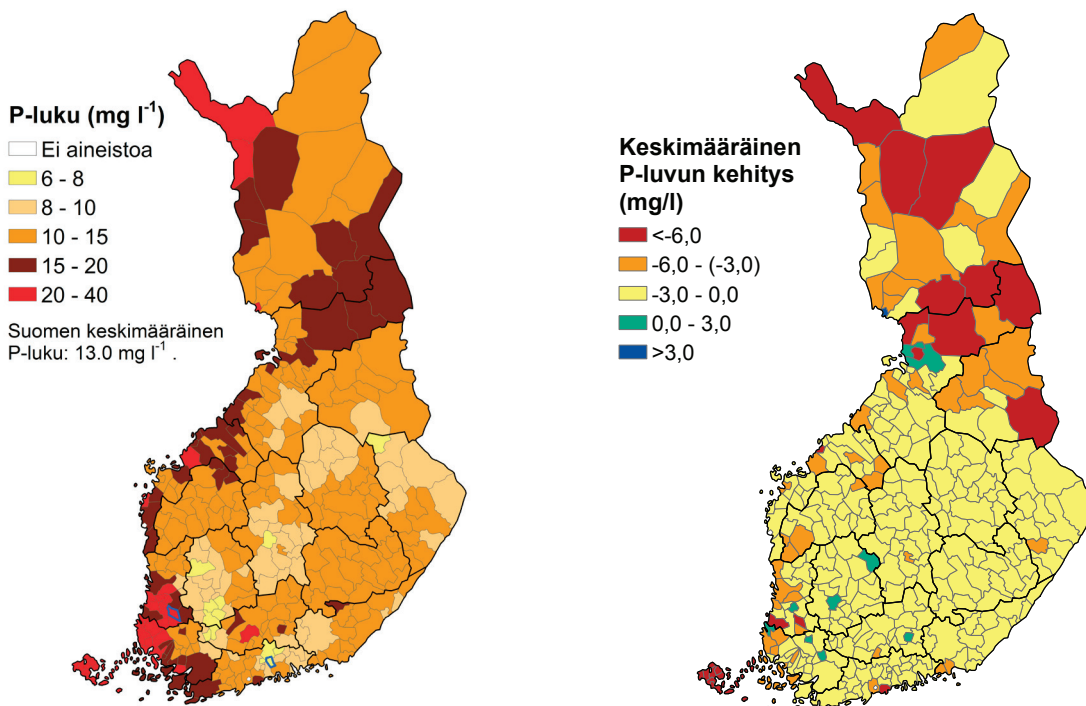
¹ Vuoden 1995 jälkeen analysoitujen näytteiden on aiemmin arvioitu olevan peräisin hyvin erilaisesta otosjoukosta kuin sitä edeltävänä aikana analyysiin lähetetyt näytteet, koska viljavuustutkimus tuli pakolliseksi ympäristöohjelmaan osallistuvilla tiloilla (Yli-Halla ym. 2001),

muutoksista, mutta koko 1900-luvun loppupuolen kestäneen peltojen P-luvun kasvutrendin voidaan kyllä todeta taittuneen. Kuvassa 3.2-3 on esitetty kahdella aikavälillä viljavuuslaboratorioissa analysoitujen maanäytteiden P-lukujen keskiarvot Suomen kunnissa. Näytemäärät vaihtelivat yhdestä kappaleesta yli 23 000 näytteeseen per kunta. Kun aineistosta poistetaan kunnat, joista näytteitä on tullut analyysiin vain vähän (korkeintaan 300 näytettä), P-luvut näyttäisivät laskeneen keskimäärin noin 10 prosenttia 1990-luvun lopun tasosta. Keskimääräinen P-lukujen muutos on ollut 60 prosentissa Suomen kunnista korkeintaan 2 mg/l ja näistä reilussa kolmanneksessa korkeintaan yksi mg/l. Trendi näyttäisi olevan halutun suuntainen, mutta suuresta muutoksesta 10 vuoden jaksolla ei voida puhua.

Kauden 2005–2009 aineiston mukaan keskimääräistä korkeampia fosforilukuja löytyy Pohjanmaan, Satakunnan, Varsinais-Suomen ja Ahvenanmaan alueilta (kuva 3.2-4). Nämä ovat samoja alueita, joilla P-luvut ovat olleet korkeita jo aiempien MYTVAS-seurantahankkeiden aikana. Selvästi valtakunnallista keskiarvoa alhaisempia fosforilukuja löytyy Keski-Suomen, Pohjois-Karjalan ja Pirkanmaan alueilta. Alueelliset erot peltoon kertyneen helpoliukaisen fosforin pitoisuuksissa ovat tulkittavissa suurelta osin kotieläinten määristä johtuviksi. Kuvan 3.2-4 oikeanpuoleisessa kartassa esitettyjen maan P-lukujen pitoisuuksien muutokset eivät suuresti eroa alueellisesti, lukuun ottamatta Lapin ja Kainuun muita suurempia muutoksia, jotka ovat yhteydessä pieniin näytemääriin.

Kuvan 3.2-4 kymmenvuotisjakson P-taseen ylijäämää vaihteli eri ELY-alueilla välillä 20–180 kg/ha, ylijäämät olivat alhaisimmat Uudenmaan ja korkeimmat Pohjanmaan ELY-alueilla. Niillä kolmella alueella, joilla P-luvun lasku näytti olleen suurinta (Keski-Suomi, Pohjois-Karjala ja Pirkanmaa), P-taseen 10 vuoden ylijäämä oli 75–92 kg/ha, kun vastaavat ylijäämät Varsinais-Suomen, Satakunnan ja Pohjanmaan (vähiten laskeneet P-luvun keskiarvot) olivat 72–180 kg/ha. Koko maan 10 vuoden P-ylijäämän summa oli runsaat 90 kg/ha. Korrelaatio alueellisen P-ylijäämän 10 vuoden summan ja samana aikana havaitun maan helpoliukaisen P:n lukuarvon muutoksen välillä oli kuitenkin heikko. Taselaskenta ELY-tasoisena toteutettuna² ei ota huomioon alueen sisäistä fosforinkäytön vaihtelua, ja kun taseita ei voida kohdentaa lohkoille (joiden P-luvun muutokseen vaikuttaa taseen lisäksi myös maalaji ja P-luvun lähtöarvo), alueellisten taseiden käyttökelpoisuus P-lukujen lukuarvojen ennustajana on huono. Kuitenkin P-ylijäämien pitkän ajan laskutrendi (ks. luku 3.3) on tärkein taustatekijä P-lukujen hitaaseen laskuun.

Maan P-lukujen muutoksen voidaan olettaa näkyvän jokivesistöissä samansuuntaisena liuenneen fosforin pitoisuuden ja kuorman muutoksena. Jokivesiseurantojen mukaan liuenneen fosforin pitoisuudet ovat vuosina 1995–2010 laskeneet osassa tarkastellusta 20 joesta. Sellaiseen tulkintaan, että pitoisuuksien lasku (niissä joissa, joissa sellaista voi havaita) olisi seurausta maan P-lukujen laskemisesta, on suhtauduttava suurella varauksella. Liuenneen fosforin jakaminen alkuperäisiin lähteisiin



Kuva 3.2-4. Peltojen P-lukujen keskiarvot eri kunnissa vuosina 2005–2009 analysoiduissa maanäytteissä (vasemmanpuoleinen kartta) ja P-lukujen muutos jaksosta 1996–2000 (oikeanpuoleinen kartta).

² ELY-alueita tarkempaa taselaskentaa ei ole voitu tehdä, koska se on tarkin taso, jolta saadaan kaikki taseen osatekijät selvitettyä.

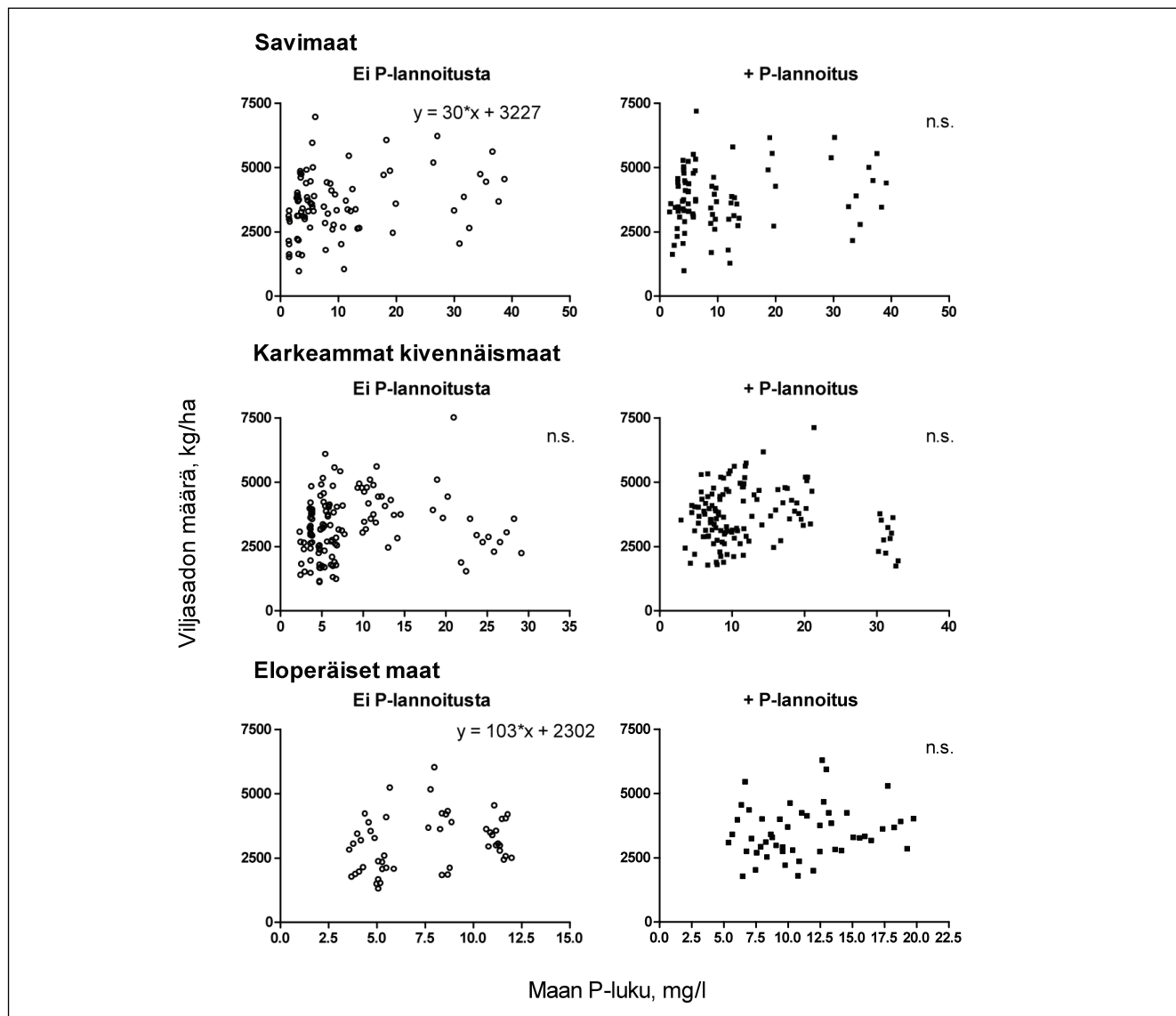
(maatalous ja muut kuormittajat) on huomattavasti vaikeampaa kuin kokonaisravinteilla, joille on olemassa esimerkiksi tiedot jätevesikuormituksen suuruudesta.

Liuenneen fosforin huuhtoumapotentiaaliin vaikuttaminen ympäristöohjelmien keinoin

Ympäristökorvausjärjestelmän lannoitusrajat, jotka ovat edelleen kasvien tarvetta korkeampia, eivät millään tavoin rajoita kasvintuotannon satopotentiaalia. Kasvintuotannon kannalta tarpeettoman korkeiden fosforilukujen laskua voitaisiin näin ollen nopeuttaa asettamalla fosforilannoituksen rajat kasvien tarpeen mukaisiksi. Jos kaikilla pelloilla käytettäisiin ympäristötuen fosforilannoitusrajojen mukaisia maksimimääriä karjan-

lantapoikkeuksineen, ei valtakunnan fosforilukujen keskiarvossa tapahtuisi käytännössä minkäänlaista laskua tulevaan ohjelmakauden aikana. Taselaskennan mukaan viljelijät ovat kuitenkin käyttäneet usein ympäristöohjelmien maksimirajoja pienempiä lannoitusmääriä, erityisesti vuoden 2008 fosforin hintapiikin jälkeen. Suomen peltoalasta on vuosien 2005–2009 viljavuustutkimusten mukaan puolet niin korkeassa fosforitilassa, että (viljojen ja nurmien³) satovasteet fosforilannoitukselle ovat epätodennäköisiä. Eniten tällaisia heikon fosforilannoitusvasteen antavia peltoja löytyy lounaisrannikolta, jossa savimaiden osuus on suuri ja toisaalta myös maan fosforiluvut ovat korkeita.

Jos fosforilannoitus tehtäisiin ainoastaan sadontuoton tarpeen mukaan, Suomen peltojen keskimääräinen fosforitarve olisi



Kuva 3.2-5. Fosforilannoituskokeissa mitattu vuosittainen viljasato suhteessa maan fosforilukuun koevuotena (MTT:ssä viljoilla tehtyjen lannoituskokeiden aineisto). Fosforiluvut kokeen aikana on interpoloitu alku- ja lopputilanteesta MTT:ssä tehtyjen fosforiluvun muutosyhtälöiden mukaan.

³ Koska Suomessa tehdyissä fosforilannoituskokeissa on pääosin kasvatettu viljoja ja nurmia, satovasteita ei ole voitu johtaa muille tärkeille viljelykasveille kuten perunalle, sokerijuurikkaalle ja puutarhakasveille. Erityisesti lounaisen

8,6 kg/ha (ks. Ylivainio ym. 2014). Lannan mukana peltoon kiertävän fosforin määrä oli 2012 keskimäärin 8,4 kg/ha, joten kokonaisuutena katsottuna peltomaahan aikaisemmin kertytty fosfori ja lannan kautta kiertävä fosfori olisivat lähes kokonaan tyydyttäneet kasvien fosforitarpeen. Pohjanmaalla fosforia levitettiin jaksolla 2005–2009 noin kolminkertainen määrä kasvien sadontuoton tarpeisiin nähden, kun taas Uudellamaalla fosforin käyttö oli samansuuruista kuin kasvintuotannon tarpeet edellyttivätkin.

Taseeseen perustuvasta fosforilannoituksesta on keskusteltu yhtenä keinona yksinkertaistaa ympäristökorvausjärjestelmän lannoitustoimenpidettä. Tällöin tulee määriteltäväksi se fosforitase, joka olisi riittävä turvaamaan sadontuoton, mutta ei johtaisi maan fosforipitoisuuden kasvuun pitemmän ajan kuluessa. Lemola ym. (2013) vertailivat toisaalta nollataseeseen ja toisaalta kasvien tarpeen mukaiseen lannoitukseen (eli viljavuusanalyysiin) perustuvien fosforinkäytön⁴ vaihtoehtojen vaikutuksia eräiden ELY-keskusten peltojen fosforilukujen muutokseen 20 vuoden aikana. Molemmissa vaihtoehdoissa keskimääräinen fosforiluku laski, eikä ero P-lukujen keskiarvoissa käytäntöjen välillä ollut suuri 20 vuoden kuluttua.

Taseperustaisten fosforilisäysten heikkous on kuitenkin siinä, että satovasteet ovat joka tapauksessa riippuvaisia maan helppoliukoisen fosforin määrästä ja alhaisemmissa fosforiluvuissa olevilla pelloilla esimerkiksi nollataseeseen perustuva lannoitus ei riittäisi saman satomäärän tuottamiseen kuin kasvien satopotentiaalini mukainen, tai edes taloudellisen hyödyn maksimoiva lannoitus. Jos sallitut taseet taas nostettaisiin selvästi ylijäämäisiksi, jotta sadontuotto ei alhaisilla maan fosforipitoisuuksilla kärsisi, korkeat fosforiluvut eivät lähtisi laskuun.

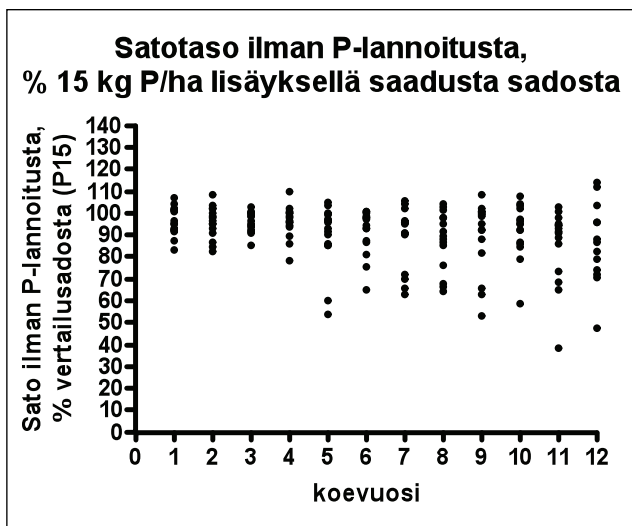
Lannoituskokeiden analyysin mukaan fosforilannoituksella voidaan odottaa saatavan satovastetta ainoastaan silloin, kun maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus on suhteellisen alhainen (Sippola ja Tähtinen 1980, Saarela ym. 2006a, 2006b). Se maan fosforiluku, jota korkeammassa fosforitilassa satovasteet muuttuvat epätodennäköisiksi, on erilainen eri maalajeilla. Savimailla satovasteita saadaan vain harvoin fosforiluvun ylitäessä 6 mg/l, ja vastaavat kriittiset maan fosforiluvut ovat karkeammilla kivennäismailla 10 mg/l ja eloperäisillä mailla 15 mg/l (Valkama ym. 2011). Viljavuusluokkina ilmaistuna satovasteita vuosittain lisättävälle fosforille voidaan odottaa luokissa "huono", "huononlainen" ja "välttävä", eloperäisillä mailla myös "tydyttävä" -luokassa.

Julkisessa keskustelussa väitetään usein, että maan fosforiluvulla on suuri vaikutus tuotetun sadon määrään. Kontrolloitujen kenttäkokeiden tuloksista tällainen väite ei saa tukea, sillä alhaisessakin fosforitilassa olevilta mailta on kenttäkokeissa saatu hyviä satoja (mm. Ylivainio ja Turtola 2009). Kokosimme tähän tarkastelun siitä, miltä tilanne näyttää MTT:n lannoituskokeiden tulosten perusteella. Kokeista valittiin NK-lannoitetut koejäsenet (ei lisättyä fosforia) ja kunkin kokeen korkein P-lannoitusporras, joka vaihteli eri kokeissa 25 ja 72 kg/ha välillä. Mitatut hehtaarisadot on Kuvassa 3.2-5 piirretty maan fosforiluvun suhteen ja suureiden välille on sovitettu lineaarinen regressio. Menetelmä on karkea, ja aineisto tulisi analysoida tarkemmin soveltuvien tilastollisten menetelmin, mutta jo sirontakuviot antavat viitteitä maan P-luvun ja viljasadon välisestä yhteydestä. Kuvaa 5 on merkitty regressioyhtälöt silloin kun satotaso on ollut tilastollisesti merkitsevästi riippuvainen maan P-luvusta, merkintä "n.s." tarkoittaa että kyseistä yhteyttä ei ole.

Kuvan 3.2-5 kuvioista ei ole havaittavissa selkeitä, voimakkaita riippuvuuksia maan P-luvun ja sadon välillä, vaikka kokonaan lannoittamattomien savimaiden ja niin ikään kokonaan lannoittamattomien eloperäisten maiden ryhmissä löytyi tilastollisesti merkitsevä satoeron trendi maan fosforiluvun kasvaessa. Satotasot ja sadonlisät vaihtelivat voimakkaasti vuodesta toiseen, ja vaihteluväli oli samanlainen riippumatta maan P-luvusta tai lannoituksesta. Ylivainio ja Turtola (2009) totesivat fosforilannoituksen tuovan sadonlisää lähinnä märkinä kasvukausina, joiden aikana kasvien juuristo kehittyi huonosti. Kuvan 5 oikeanpuoleisissa kuvioissa ei ole havaittavissa sadonlisän trendiä fosforiluvun kasvaessa, mikä osoittaa että matalan P-luvun mailla vuotuinen fosforilannoitus pitää satotason samanlaisena kuin korkeammassakin P-lukulukussa.

Edellä esitetyn ohella tarkastelimme myös sadon määrän riippuvuutta lannoituskokeen kestosta. Koska lannoituskokeissa koejäsenet (myös ilman fosforilisää) on sijoitettu kiinteille ruuduille, joiden P0-ruuduille (joille lisätään vain NK-lannoitetta) ei anneta koko kokeen aikana lainkaan fosforilisää, on selvää että satotaso ilman fosforilannoitetta tulee laskemaan kokeen loppua kohden mailla, joiden fosforivaranto on jo alkutilanteessa vähäisempi ja laskee kokeen edetessä edelleen. Kuvassa 3.2-6 on satotaso NK-koejäsenissä suhteutettu hieman ylijäämäisellä taseella (P-lisä 15 kg/ha) olevien koeruutujen satoihin 12 koevuoden aikana. Kuvasta nähdään, että osassa kokeista satotaso ilman fosforilisää laskee viidennestä koevuodesta alkaen. Satoaan suhteellisesti eniten menettäneet koejäsenet olivat fosforiluokassa "huono" ja "huononlainen", kun taas alkutilanteessa

⁴ Lemola ym. (2014) määritteli laskelmissaan kasvien tarpeen mukaiseksi lannoitukseksi sellaisen fosforilisäyksen, joka tuottaa sadonlisän, joka on vähintään 95 prosenttia maksimisatotasosta. Määrittelyn perusteena on käytetty kunkin alueen tilastoituja keskisatoja, maan fosforilukujakaumia ja Valkaman ym. (2012) julkaisemia satovastefunktioita. Näin määritelty kasvien fosforitarve ei kuitenkaan millään tavoin ota huomioon taloudellisia tekijöitä (fosforin ja viljan hintasuhteita). Taloudellisesti kannattavin fosforilisäysmäärä olisi tämän päivän hintasuhteilla huomattavasti alhaisempi kuin lähes maksimisatoon vaadittava fosforilannoitus, ja tuottaisi sadonlisän, joka vastaa noin 60–70 prosenttia maksimisadonlisästä; huomaa, että suurellakin fosforilannoituksella saatu sadonlisä on yleensä korkeintaan 10 prosentin luokkaa.

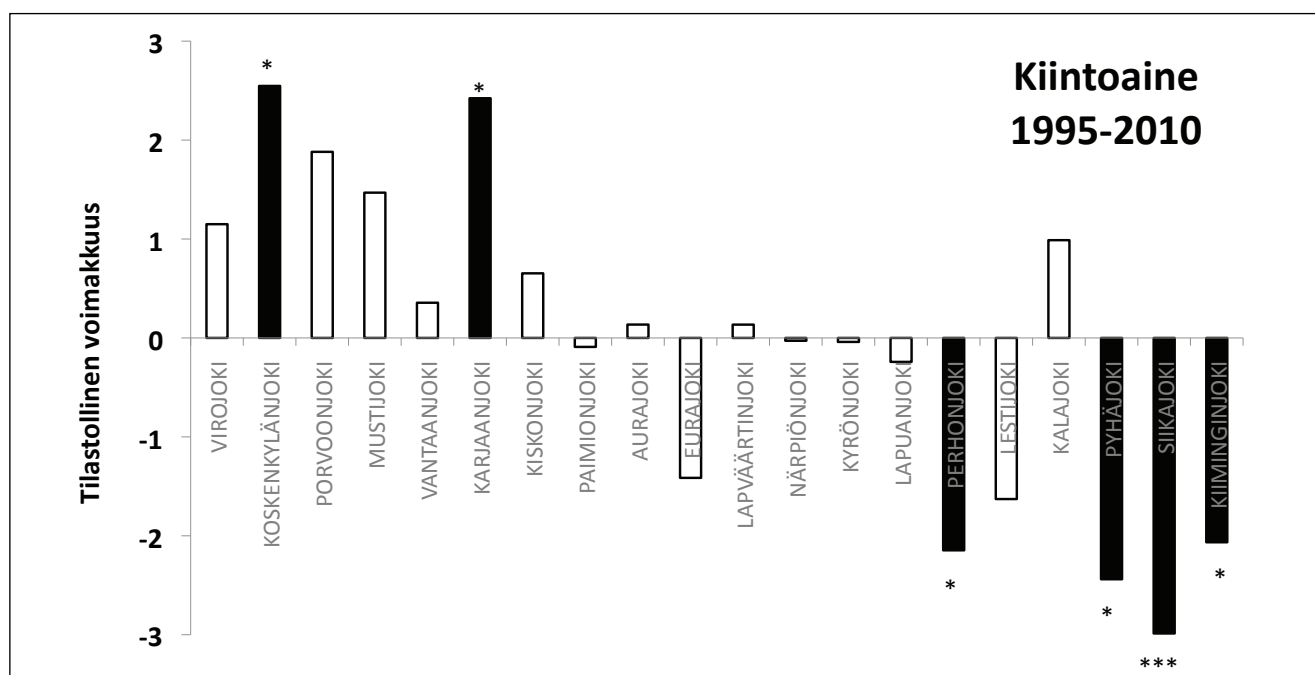


Kuva 3.2-6. Sadon määrä NK-lannoitetuissa koejäsenissä suhteutettuna samassa kokeessa 15 kg P/ha saaneen koejäsenen satoon. Vaaka-akselilla aika vuosina kokeen alkamisesta lähtien. Tiedot julkaistu viitteessä Saarela ym. (1995).

korkeammassa fosforiluokissa olevien lohkojen satoerot pysyivät ilman fosforilisäyksiä (NK-lannoituksella) samanlaisina kuin 15 kg:n fosforilisäyksillä saadut sadot.

Tulevaisuuden menetelmiä tutkitaan

Kemialliset menetelmät fosforikuormituksen vähentämisessä Viime vuosina on testattu erilaisia kemikaaleja ja peltoon muokattavia maanparannusaineita fosforin pidättämiseksi peltoon tai sitomiseksi valumavesistä. Nämä voivat tulevaisuudessa muodostaa yhden keinoon fosforikuormituksen vähentämiseksi rajallisen kokoisilla, korkeita fosforipitoisuuksia valumavesiin tuottavilla alueilla.

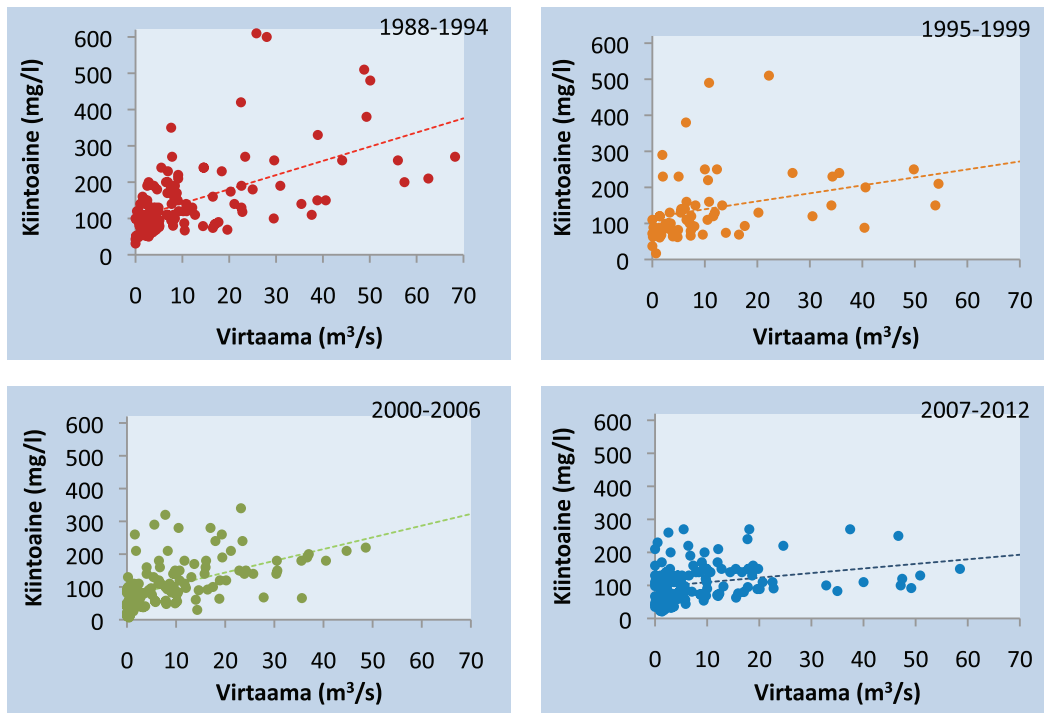


Kuva 3.2-7. Kiintoainekuorman muutos 20 Itämereen laskevassa jokivedessä vuosina 1995–2010. Tilastollisesti merkitsevät muutokset esitetty mustilla palkeilla, muut valkoisilla.

Kalsiumpitoiset, helpoliukoiset aineet voivat edesauttaa fosforin pidättymistä peltomaahan. Esimerkiksi kipsillä on saatu rohkaisevia tuloksia valumavesien liuennon fosforin että maa-ainesfosforin vähentäjänä (Ekholm ym. 2012, Uusitalo ym. 2012). Samoja vaikutuksia havaittiin myös rakennekalkituskokeessa (Uusitalo ym., julkaisematon aineisto), jossa maahan lisättiin CaO/CaCO₃-seoksia; samansuuntaisia tuloksia on saatu myös ruotsalaisissa tutkimuksissa. Suurin hyöty näistä aineista saataisiin herkästi erodoituvilla savimailla, joiden rakennetta liukoisten Ca-suolojen lisäys parantaa. Runsaina annoksina Ca-suolat voivat myös saostaa liuennutta fosforia sekundäärisinä Ca-fosfaatteina (jotka liukenevat uudelleen pH:n laskiessa) ja lisätä fosforin pidättymistä anioninvaihtopaikoille maanesteen suolavahvuuden kasvun seurauksena.

Valumaveteen lisättävät kemikaalit (esim. metallisuolat) tai kiinteät pidättäjäaineet voivat niin ikään toimia ongelmallisten kohteiden hoidossa, mutta niiden laajamittainen käyttö on kallista. Liukoissa suoloissa on aina yliannostuksen riski (esimerkiksi metallisuolat tuottavat veteen runsaasti happamuutta), minkä vuoksi niiden käytön tulisi rajoittua pistemäisiin kohteisiin, joissa esiintyy hyvin korkeita fosforipitoisuuksia. Liukoisten veteen lisättävien suolojen tuottaman sakan kerääminen ja hyötykäyttö saattaa niin ikään tuottaa ongelmia.

Kiinteiden fosforinpidättäjien haasteena on veden virtauksen ohjaaminen pysyvästi koko pidättäjäainemassan läpi, koska maa-aines ja biofilmien kasvu voivat tukkia osan huokostilasta ja johtaa nopeisiin oikovirtauksiin pidättäjäainemassan läpi. Pidättäjäainemassan uusiokäyttö tai kierrätys voi myös osoittautua vaikeaksi, koska tehokkaasti fosforia pidättävästä materiaalista fosforin irrottaminen vaikkapa lannoituskäyttöön vaatii voimakkaita



Kuva 3.2-8. Kiintoainepitoisuuden ja virtaaman välinen suhde Paimionjoessa neljänä eri aikajaksona. Katkoviiva kuvaa kovarianssianalyysin antamaa sovitetta, jonka mukaan kulmakerroin on laskenut, ts. vakiovirtaamalla havaitut kiintoainepitoisuudet ovat pienentyneet.

kemikaaleja. Uusitalo ym. (2013) kuvaavat tarkemmin valumavesien käsittelyä kemiallisilla menetelmillä Suomessa ja Eestissä tehtyjen kokeiden pohjalta.

3.2.5 Eroosio

Muokkauksen keventämisen on ajateltu toimivan eroosiota ehkäisevästi, joskin maan muokkaaminen syksyllä matalaan syvyyteen voi myös lisätä eroosiota (Turtola ym. 2007). Huolimatta ristiriitaisista vaikutuksista kevennetty muokkaus ja talviaikainen kasvipeite (joksi lasketaan myös syksyllä tehty sänkimuokkaus) ovat olleet keskeisiä toimenpiteitä ympäristöohjelmissa. Eroosion vähentäminen edellyttäisi monivuotisten nurmien alan kasvua tai syksyllä muokattavan peltoalan pienentämistä muilla keinoin eteläisen Suomen eroosioherkillä mailla. Koska pysyvien nurmien saaminen eteläiseen Suomeen vaatisi maataloustuotannon alueellisen keskittymisen purkamista, syysmuokattavan peltoalan vähentäminen on realistisempi vaihtoehto tällä alueella. Sitä, millaisia nettovaikutuksia fosforikuormiin muokkaustoimenpiteiden muutoksilla on ollut, ei käytettävissä olevan tiedon perusteella voida arvioida. Valuma-alueiden tilastolliseen analyysiin perustuvia johtopäätöksiä esitetään luvussa 5.3.

Vesistöseurantojen aineistosta tehdyn Mann-Kendall -analyysin perusteella Suomenlahteen päätyvien jokien kiintoainekuorma näyttää kasvaneen vuosina 1995–2010. Kasvu oli tilastollisesti merkitsevää Koskenkylänjoessa ja Karjaanjoessa (kuva 3.2-7). Neljässä Pohjois-Pohjanmaan joessa kiintoainekuorma taas laski tilastollisesti merkitsevästi (Perhonjoki, Pyhäjoki, Siikajoki ja Kiiminginjoki). Regressiomenetelmällä arvioidut muutokset

olivat samansuuntaisia, mutta Saaristomereen laskevien jokien osalta regressiomenetelmä osoitti kiintoainekuormien laskua. Koska tilastolliset tarkastelut antoivat Saaristomereen laskevien jokien osalta ristiriitaisia tuloksia, kiintoainepitoisuuksien ja kuormien muutoksia tarkasteltiin tarkemmin Paimionjoella, josta on olemassa melko kattava vedenlaatuaineisto: vuosina 1988–2012 joesta on määritetty kiintoaine yhteensä 470 näytteestä. Havainnot jaettiin neljään eri aikajaksoon. Vuodet 1988–1994 edustivat kautta ennen ympäristötukea ja vuodet 1995–1999, 2000–2006 ja 2007–2012 ensimmäistä, toista ja kolmatta tukikautta. Kiintoainepitoisuuksien riippuvuutta virtaamasta tutkittiin näillä neljällä kaudella kovarianssianalyysillä. Analyysin mukaan vakiovirtaamalla havaitut kiintoainepitoisuudet ovat laskeneet Paimionjoessa (kuva 3.2-8). Kun virtaamavaihteluiden vaikutus suodatettiin pois, voitiin arvioida, että kolmannella tukikaudella Paimionjoen kiintoainevirtaama oli noin kolmanneksen pienempi kuin ennen ympäristötukea, vaikka kauteen ennen ympäristötukea sisältyi vuosia, jolloin kesantoala oli poikkeuksellisen suuri.

3.2.3 Toimenpide-ehdotukset

Peltojemme fosforikuormituspotentiaali on pysynyt samalla tasolla viimeisten 20 vuoden ajan, eikä näköpiirissä ole, että kansallisia ja kansainvälisiä kuormituksen määriä ja vesien tilaa koskevia tavoitteita saavutetaan ilman, että maatalouden vesiensuojelutoimia tehostetaan voimakkaasti. Sitä, kuinka realistisia tavoitellut kuormitusvähennykset ovat edes tehostetuilla toimilla, ei voida realistisesti arvioida.

Maatalouden fosforiongelman kestävä ratkaisu lähtee siitä, että maatalouden ravinnevirtoihin päätyvän uuden ”louhitun” fosforin käyttö minimoidaan. Karjanlanta kattaa kasvintuotannon fosforitarpeet lähes kokonaan, ja se määrä, jota ei voida kattaa karjanlannalla, voitaisiin täydentää muulla kierrätettävällä fosforilla. Yhteiskunnan tuottaman muun orgaanisen aineksen sisältämä fosfori hyödynnetään huonosti. Ylipäättään maatalouden vesiensuojelussa olisi keskityttävä fosforikuormituksen syntyä vähentävien, tutkimuksella tehokkaiksi todettujen menetelmien edistämiseen. Kuormituksen jo poistuttua pellolta sitä on vaikea saada enää kiinni ja esimerkiksi kosteikkojen ja suojavyöhykkeiden merkitys valtakunnallisessa mittakaavassa on pieni, vaikka ne ovat nauttineet suurta suosiota käytännön toimijoiden ja median parissa.

Karjanlannan hyödyntäminen

Tuotannon alueellinen keskittyminen on johtanut epäsuhtaan lannan muodostumisen ja lannan levitykseen soveltuvan peltoalan välillä. Peltoja onkin raivattu ensisijaisesti lannanlevitysalaksi, mikä eloperäisillä mailla on lisännyt typen huuhtoutumista (Rankinen ym. luvussa 5.3). Lantaongelman ratkaiseminen edellyttäisi joko keskittymiskehitykseen puuttumista tai voimakasta edistämistä lannan tuotteistamiseksi kuljetus- ja levityskelpoiseksi lannoitteeksi. Käynnissä on useita kokeiluja lannan ravinteiden fraktioimiseksi kemiallisin ja biologisin menetelmin siten, että ravinteita voitaisiin kuljettaa kannattavasti pois eläintiloilta. Menetelmät eivät vielä ole yleisesti käytössä ja niihin liittyvää kehitystyötä on syytä tukea.

Lannoitustarve

Toinen tuotantomuotojen keskittymiseen liittyvä ilmiö on erikoiskasvien viljelyn painottuminen lounaisen Suomen alueelle. Erikoiskasveilla sallitut lannoitusmäärät ovat suuria – ehkä reilusti yli tuotannollisen optimin. Tuotannollinen optimi voi ylittyä myös muiden kasvien viljelyssä, vaikka ympäristötuen tulisi juuri kompensoida ympäristötoimista aiheutuvaa sadon alenemaa. Viljelyn ja ympäristön kannalta olisi tärkeää tuntea lannoituksen satovasteet eri oloissa ja eri kasveilla. Tällä hetkellä ainoastaan viljojen ja nurmien satovasteet vuosittaisille fosforilisäyksille on selvitetty. Siten monen merkittävän viljelykasvin osalta fosforilannoitusrajat perustuvat puutteelliseen tietoon. Maatalouden alueellisen keskittymisen ja sallittujen lannoiterajojen korkean tason seurauksena maan helppoliukoisien fosforin pitoisuuksien kehitys saattaa eriytyä niin, että viljanviljelyalueilla fosforiluku vähitellen laskee, kun taas erikoiskasvi- ja eläinkestittymäalueilla muutos on paljon hitaampaa.

Erosio

Ympäristötuki on keskittynyt eroosiontorjunnan osalta pitkälti peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden lisäämiseen. Muutokset

erosiossa ovat ehkä vähäisempiä kuin voisi olettaa: kiintoainekuormat ovat alentuneet Lounais- ja Länsi-Suomessa, mutta eivät Suomenlahden rannikolla. Tähän voi osaltaan vaikuttaa se, että maan rakenteesta ei ole huolehdittu riittävästi esimerkiksi kalkituksen ja salaojituksen avulla (Turtola ja Lemola 2008). Syysmuokkaukseen yhdistyvä ”kasvipeitteisyys” ei useinkaan vähennä eroosiota. Esimerkiksi kevennettyyn muokkaukseen ja suorakylvöön liittyy perustavaa laatua oleva epävarmuus, koska eroosion torjuminen ja liuenneen fosforin kuorman vähentäminen eivät toteudu samoilla toimenpiteillä. Käytännössä on valittava pyritäänkö vähentämään rehevöittävän liuenneen fosforin vai osin rehevöittävän eroosioaineksen fosforin kulkeutumista vesiin. Valinnasta seuraavat hyödyt ovat suurelta osin riippuvaisia valuma-alueen ja vastaanottavan vesistön ominaisuuksista.

Tutkimus ja seuranta

Maatalous on vesiemme suurin fosforikuormittaja ja merkittävä sisä- ja rannikkovesien ekologisen tilan heikentäjä. Maatalouden ravinnekuormituksen ja sen vesistövaikutusten seuranta – ja vähentämistä – edellyttävät muun muassa vesipolitiikan puitte-direktiivi, meristrategiadirektiivi, nitraattidirektiivi sekä muut kansalliset ja kansainväliset sitoumukset ja poliittiset ohjelmat. Maatalouden vesiensuojelu ja sen toimeenpano sivuavat tavalla tai toisella satojen ihmisten työnkuva ja kiinnostavat lukuisia yhdistyksiä ja kansalaisia. Tähän suhteutettuna aiheeseen liittyvä tutkimus on Suomessa vähäistä. Vaikka tunnemme kohtuullisella tarkkuudella maatalouden fosforikuormituksen suuruuden etelä-suomalaisilla savipelloilla, tietoa eri tuotantomuotojen kuormituksesta on riittämättömästi. Myös eri vesiensuojelumenetelmien – niin perinteisten, ympäristötukeen kuuluvien kuin uusienkin – tehosta on puutteellisesti tietoa, mikä alentaa maatalouden vesiensuojelun kustannustehokkuutta.

Hajakuormituksen seurannassa on vallalla suuntaus hyödyntää entistä enemmän jatkuvatoimisia antureita. Näillä saadaan näennäisesti hyvin tarkkaa tietoa kuormituksen ajallisesta vaihtelusta ja kuormitusprosesseista. Antureilla voidaan kuitenkin mitata vain rajattua muuttujavalikoimaa ja esimerkiksi fosforipitoisuus arvioidaan epäsuorasti veden sameuden välityksellä. Liuennotta, leville suoraan käyttökelpoista fosforia ei mittausantureilla voida toistaiseksi lainkaan mitata. Näin ollen näennäisen tarkka anturiseuranta ei välttämättä anna oikeaa kuvaa rehevöittävän kuorman muutoksista. Perinteinen suhteellisen harva näytteenotto tuo epävarmuutta kuormitusarvioihin. Tarkasteltaessa useiden vuosien aikana tapahtunutta kehitystä, epävarmuus ei kuitenkaan ole kovin suuri (ks. Helske ym. 2013). Toivottavaa olisikin, että seuranta ei toteutettaisi ”tekniikka edellä”, vaan myös itse seurantakokonaisuus olisi tutkimuksen tukemaa ja ottaisi huomioon mittauskohteen erityispiirteet. Seurannan tulisi kohdentua ajallisesti ja toiminnallisesti niihin kohteisiin ja vedenlaatumuuttujiin, joista saatava tieto parhaiten auttaa toteuttamaan ja arvioimaan maatalouden vesiensuojelua.

Koska viranomaisseurannoissa ja viljavuuslaboratorioiden analyseissä ei ole taustatietoja viljelytoimenpiteistä, ravinteiden käytöstä, tai monesta muusta ravinnekuormitukseen vaikuttavasta tekijästä, yksittäisten toimenpiteiden vaikutusten arviointi näiden perusteella on mahdotonta. Mahdollisuus kontrolloitujen kenttätutkimusten tekemiseen tulee säilyttää ja päivittää koekenttäverkosto siitä näkökohdasta, että tutkimustulokset joudutaan yleistämään hyvin vaihteleviin oloihin.

Vesienhoidon edellyttämää pinta- ja pohjavesien ekologisen tilan määrittelyä palveleva MaaMet-seuranta (Maa- ja metsätalouden kuormituksen ja sen vesistövaikutusten seuranta) olisi hyvä integroida paremmin MYTVAS-kokonaisuuteen. Toivottavaa on, että MaaMet-seuranta jatkuisi nykyvolymillaan, jotta sen avulla saataisiin vähitellen tietoa maatalouden kuormittamien järvien, jokien ja rannikkoalueiden ekologisen tilan muutoksesta. Muutosten syiden selvittäminen vaatisi tarkempaa tietoa MaaMet-kohteiden kuormituksesta ja valuma-alueilla käytössä olevista viljelymenetelmistä.

Kirjallisuus

Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29–42.

Ekholm P, Rankinen K, Uusitalo R, Vesikko L, Rita H, Sjöblom H. 2010. Maan eroosio ja fosforikuormitus. Aakkula J. (toim.). MYTVAS 3 – Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta tutkimus. Väiliraportti. s. 22–30.

Ekholm P, Lehtoranta J. 2012. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management* 93:140–146.

Ekholm P, Valkama P, Jaakkola E, Kiirikki M, Lahti K, Pietola L. 2012. Gypsum amendment of soils reduces phosphorus losses in an agricultural catchment. *Agricultural and Food Science* 21: 279–291.

Helske J, Nyblom J, Ekholm P, Meissner K. 2013. Estimating aggregated nutrient fluxes in four Finnish rivers via Gaussian state space models. *Environmetrics* 24: 237–247.

Hirsch, R.M., Moyer, D.L. & Archfield, S.A. 2010 Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay river inputs. *Journal of the American Water Resources Association JAWRA*. 46: 859–880.

Lehtoranta, J., Ekholm, P. & Pitkänen, H. 2009. Coastal Eutrophication Thresholds: A Matter of Sediment Microbial Processes. *Ambio* 38: 303–308.

Lemola, R., Uusitalo, R., Sarvi, M., Ylivainio, K., Turtola, E. 2013. Plant requirement and zero balance – soil P development under

two P input scenarios in Finland. Knowledge Report, Baltic Manure WP4 Standardisation of Manure Types with Focus on Phosphorus. Ladattavissa osoitteesta: http://www.balticmanure.eu/en/knowledge_forum/reports/project_results/manure_and_soil_nutrients/

Libiseller, C. & Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13: 71–84.

Rekolainen, S., Ekholm, P., Heathwaite, L., Lehtoranta, J. & Uusitalo, R. 2006. Off-site effects of erosion: Eutrophication as an example. Teoksessa: Boardman, J. & Poesen, J., (toim.). *Soil erosion in Europe*. Chichester: Wiley. s. 775–789.

Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H., Rinne, K. 1995. Fosforilannoituksen porraskokeet 1977–1994: vuosittain annetun fosforimäärän vaikutus maan viljavuuteen ja peltokasvien satoon monivuotisissa kenttäkokeissa. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 16/95.108 s.

Saarela, I., Salo, Y. & Vuorinen, M. 2006a. Effects of repeated phosphorus fertilization on field crops in Finland. 1. Yield responses on clay and loam soils in relation to soil test P values. *Agricultural and Food Science in Finland* 15: 106–123.

Saarela, I., Huhta, H. & Virkajärvi, P. 2006b. Effects of repeated phosphorus fertilization on field crops in Finland. 2. Sufficient phosphorus application rates on silty and sandy soils. *Agricultural and Food Science in Finland* 15: 423–443.

Saarijärvi, K., Karppinen, M., Uusi-Kämpä, J., Turtola, E. & Virkajärvi, P. 2006. Laitumien fosforitalous ja vesistökuormituksen hallinta. Teoksessa: Alakukku, L., (toim.). *Maaperän prosessit - pellon kunnon ja ympäristöhoidon perusta: MMM:n maaperätutkimusohjelman loppuraportti*. s. 23–33.

Sippola J, Marjanen, H. 1978. Viljavuusluokittaiset sadonlisäykset paikallisissa nousevien fosfori- ja kaliummäärien kokeissa. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 3/78.

Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R., Kaseva, A. 2007. Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and Food Science* 16: 332–351.

Turtola, E. & Lemola, R. 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000-2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: MTT. 130 s.

Uusitalo, R. 2004. Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. *Agrifood Research Reports* 53. Jokioinen: MTT. 62 s.

Uusitalo, R. & Aura, E. 2005. A rainfall simulation study on the relationships between soil test P versus dissolved and potentially bioavailable particulate phosphorus forms in runoff. *Agricultural and Food Science* 14: 335–345.

Uusitalo, R. & Jansson, H. 2002. Dissolved reactive phosphorus in runoff assessed by soil extraction with an acetate buffer. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 343–353.

Uusitalo, R. & Ekholm, P. 2003. Phosphorus in runoff assessed by anion exchange resin extraction and an algal assay. *Journal of Environmental Quality* 32: 633–641.

Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekas, M. & Uusi-Kämppe, J. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32: 2007–2016.

Uusitalo, R., Ylivainio, K., Hyväluoma, J., Rasa, K., Kaseva, J., Nylund, P., Pietola, L., Turtola, E. 2012. The effects of gypsum on the transfer of phosphorus and other nutrients through clay soil monoliths. *Agricultural and Food Science* 21 3: 260–278.

Uusitalo, R., Närvänen, A., Rasa, K., Salo, T., Koskiaho, J., Puustinen, M., Brax, A., Erkkilä, E., Vilhunen, S., Joki-Heiskala, P., Kaseva, A., Huhta, E., Leskinen, P., Liira, M., Saaremäe, E., Poolakese, M., Tamm, T., Kasak, K., Talpsep, I., Tamm, I. 2013. Active Wetlands – the use of chemical amendments to intercept phosphate runoffs in agricultural catchments : Final report of the Active Wetlands Interreg IVA project. MTT Raportti 92. 54 s.

Valkama, E., Uusitalo, R., Ylivainio, K., Virkajarvi, P. & Turtola, E. 2009. Phosphorus fertilization: A meta-analysis of 80 years of research in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 75–85.

Valkama, E., Uusitalo, R. & Turtola, E. 2011. Yield response models of cereals to phosphorus application: a research synthesis of Finnish field trials to optimize fertilizer P use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*

Wahlström, S. 2014. Fosforfrigörelse ur åkerjord som följd av mikrobiologisk järn- och sulfatreduktion. *Diplomarbetet. Aalto Universitetet, Högskolan för kemiteknik.*

Yli-Halla, M., Nykänen, A., Siimes, K., Tuhkanen, H-R. 2001. Ympäristötuen ehdot ja maan heppoliukaisen fosforin pitoisuus. MTT:n julkaisuja. Sarja A 77. 45 s.

Ylivainio, K. & Turtola, E.. 2009. Kotieläintalouden ylijäämäfosfori kasvintuotannossa. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.). Suomen kotieläintalouden fosforikierto - säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. *Maa- ja elintarviketalous* 138: s. 65–160.

Ylivainio, K., Sarvi, M., Lemola, R., Uusitalo, R., Turtola, E. 2014. Regional P stocks in soil and in animal manure as compared to P requirement of plants in Finland. MTT Report 124. 35 s.

Ympäristöministeriö 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10.

3.3 Typpi- ja fosforitaseet

Tapio Salo (MTT) ja Riitta Lemola (MTT)
tapio.salo@mtt.fi

3.3.1 Tausta

Lannoitus ja sadon ravinteiden otto ovat tärkeimmät ravinnetaseisiin vaikuttavista tekijöistä. Maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteissä on säädetty korkeimmat sallitut typpi- ja fosforilannoitusmäärät eri kasveille maalajista, maantieteellisestä sijainnista ja maan ravinnetilasta riippuen. Maatalouden ympäristötuen tapahtunut monia muutoksia aikaisempaan ympäristötukikauteen verrattuna. Perustoimenpiteisiin kuulunut peltokasvien peruslannoitus on poistunut. Sen tilalle on tullut peltokasvien lannoitus -perustoimenpide, joka vastaa aikaisemman tukikauden tarkennettu lannoitus -lisätoimenpidettä, jonka fosforilannoitustasot ovat noin 10–20 prosenttia aikaisempaa alhaisemmat, ja myös typpilannoitustasot ovat hieman alentuneet. Karjanlannan sisältämästä fosforista 85 prosenttia lasketaan kasveille käyttökelpoiseksi, kun aikaisemmin käyttökelpoiseksi laskettiin 75 prosenttia. Uusi ympäristötukikausi kiristi karjanlannan käyttöä myös niin, että peltokasvien peruslannoitus toimenpiteen poistuttua mahdollisuus levittää karjanlantaa sellaisille maille, joiden fosforiluku on luokassa ”arveluttavan korkea”, poistui.

Perustuen toimenpiteiden lisäksi nykyisen ympäristötuen lisätoimenpiteisiin sisältyy valinnaisia lisätoimenpiteitä, joilla pyritään lannoituksen vähentämiseen. Vähennetty lannoitus -lisätoimenpiteessä tyyppiä saa käyttää 80–90 prosenttia peltokasvien lannoitus -perustoimenpiteen mukaisista määristä. Sallitut fosforimäärät ovat 20–50 prosenttia pienemmät kuin perustoimenpiteessä. Toimenpiteen vaikutuksesta lannoitetyypin hävikki vesiin ja ilmaan vähenee. Maan heppoliukaisen fosforin pitoisuus ei nouse matalissa fosforiluokissa, ja korkeissa luokissa pitoisuus laskee nopeammin kuin perustoimenpiteen mukaan lannoitettaessa, mikä vähentää fosforikuormitusta vesiin (Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013). Laajaperäinen nurmituotanto -lisätoimenpide vähentää typpilannoitusta 25 prosenttia peltokasvien lannoitus -perustoimenpiteen mukaisista määristä. Toimenpiteen voivat valita A- ja B-tukialueilla sijaitsevat kotieläintilan ehtoihin sitoutuneet tilat, joilla on nautoja, lampaita, vuohia tai hevosia vähintään 0,4 eläinyksikköä tukikelpoista peltohehtaaria kohti. Lisäksi toimenpiteen valinneiden tilojen pelloista vähintään 50 prosenttia tulee olla joka vuosi nurmikasvien viljelyssä (Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013).

Ravinnetaseen laskeminen on uusi maatalouden ympäristötuen lisätoimenpide, jonka tavoitteena on vähentää ylimääräisten ravinteiden käyttöä lohkoilla ja sitä kautta typpi- ja fosforihuuhtoumia vesistöihin ja dityppioksidipäästöjä ilmakehään. Toimenpiteen tavoitteena on luoda tilalle monivuotinen vilje-

lytoimenpiteiden ja lannoitteiden käytön seurannan apuväline, joka antaa tietoa ravinteiden käytön tehokkuudesta ja ravinne-päästöjen riskikohdista. Toinen uusi ympäristötuen toimenpide, joka tarkentaa typen käyttöä lannoituksessa lohkokasveilla on typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla. Toimenpiteen tavoitteena on vähentää typen liikalannoitusta, mittaamalla liu-koisen typen määrä peltomaassa keväällä. Tuloksen perusteella tiedetään, paljonko edelliseltä kasvukaudelta on jäänyt maahan liukoista typpeä ja onko sen perusteella tarpeen vähentää keväällä tai toisella levityskerralla annettavaa typpilannoitusta (Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013). Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveille on vastaava lisätoimenpide puutarhatiloille.

3.3.2 Tavoite

MYTVAS-tutkimuksessa laskettiin typpi- ja fosforitaseet valta-kunnallisesti ja alueellisesti ennen ympäristötukea (vuosi 1990) sekä eri ympäristötukikausina (vuodet: 1995–1999, 2000–2006 ja 2007–2012) . Aluetasona käytettiin ELY-keskusalueita ja koko maata.

3.3.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

Ravinnetaselaskelmat poikkeavat aikaisemmin raportoituihin (Salo ym. 2007) tuloksiin verrattuna siinä, että alueena käytettiin ELY-keskusalueita edellisten laskelmien maaseutukeskusten sijaan. Lisäksi aiemmassa laskennassa käytettiin OECD:n kertoimia eläinten lannan ravinteiden osalta, kun tässä laskelmassa eläinten lannassaan tuottamien typpi- ja fosforimäärien osalta käytettiin vuosille 1985–2012 ulottuvaa aikasarjaa (Jouni Nouniainen/MTT), joka otti huomioon myös ruokinnassa tapahtuneet

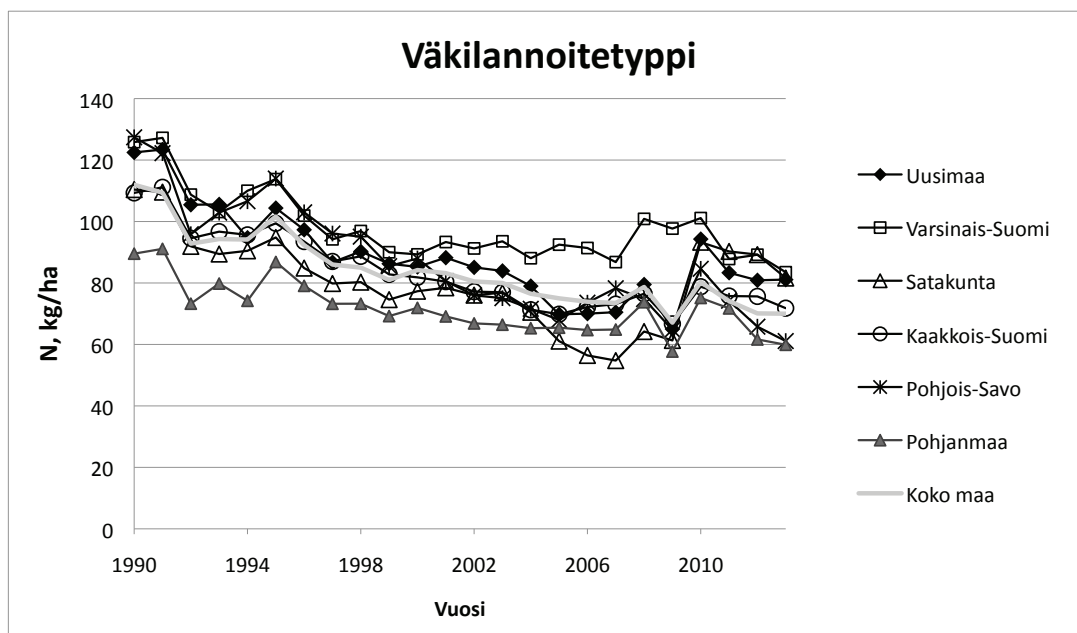
muutokset tärkeimpien kotieläinten osalta. Tässä laskelmassa sadon ottamat typpi- ja fosforimäärät laskettiin ympäristötuen ravinnetase- toimenpiteen ohjeistuksessa annettujen kertoimien avulla, kun aikaisemmin ravinne-määrät laskettiin OECD:n kertoimien avulla. Koska laskenta on muuttunut alueellisesti ja käytettyjen kertoimien osalta, eivät tulokset ole suoraan vertailukelpoisia aikaisemmin raportoituihin verrattuna. Toisaalta nyt tehty laskelma kattaa samat vuodet kuin aikaisemmin on raportoitu ja maaseutukeskusten ja ELY-keskusten maantieteelliset rajat vastaavat melko hyvin toisiaan, kun joitakin maaseutukeskusalueita yhdistetään keskenään.

3.3.4 Uudet MYTVAS-tulokset

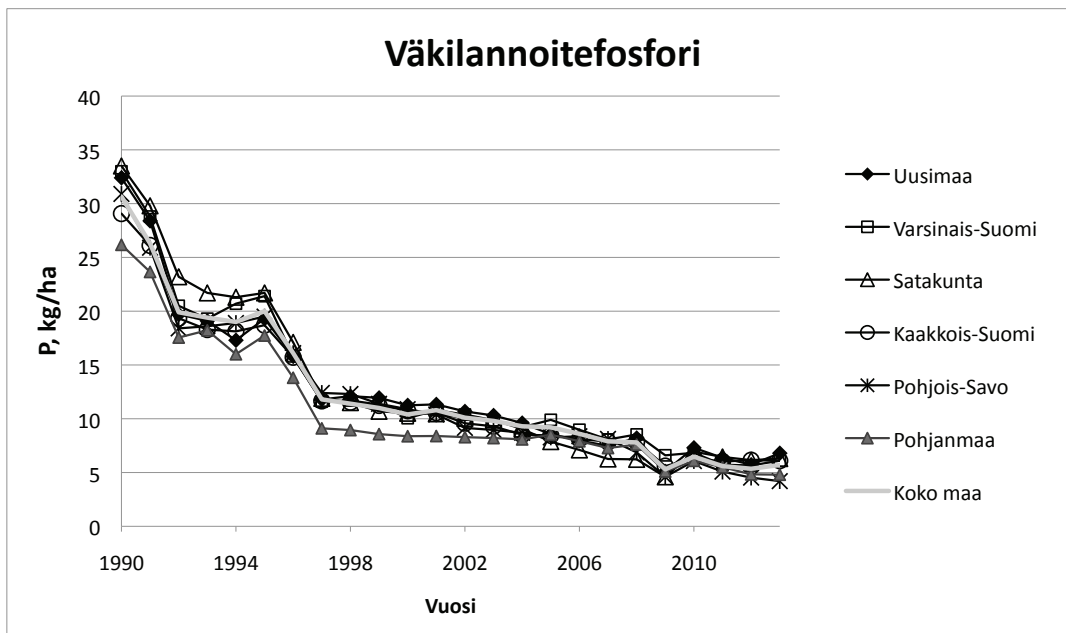
Väkilannoitus ja käytettävän karjanlannan määrä sekä sadon ravinteiden otto ovat tärkeimmät ravinnetaseisiin vaikuttavista tekijöistä.

Väkilannoitus

Väkilannoitetypen ja fosforin määrä ELY-keskusalueille laskettiin Kemira Oy:n ja myöhemmin Yara Suomen toimittamista ravinteiden myynnin maaseutukeskusalueittaisista tiedoista. Yaran tietojärjestelmä on kerännyt tiedot maaseutukeskuksittain ja varsinkaan vanhempia aineistoja ei voida enää käsitellä uudelleen. Maaseutukeskusaluetta maantieteellisesti vastaavan ELY-keskuksen alueella käytettiin samaa kg/ha-ravinne-määrää kuin maaseutukeskusalueelle oli laskettu. Koko maan ravinteiden käytössä tuontilannoitteet otettiin huomioon Maatilatilastollisen vuosikirjan (2001, 2003 ja 2013) typen- ja fosforin myyntitietojen perusteella. ELY-keskustason laskelmissa tuontilannoitteiden ravinteita ei voitu ottaa 1990–2008 huomioon, koska tietoa



Kuva 3.3-1. Väkilannoitetypen myyntimäärät (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.



Kuva 3.3-2. Väkilannoitefosforin myyntimäärät (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.

ravinteiden myynnin alueellisesta sijoittumisesta ei ollut. Koko maan tasolla typpeä tuli tuontilannoitteista muutama kg/ha, ja fosforin määrä jäi alle kg:n viljeltyä peltohehtaaria kohti. Vuoden 2009 suuren ravinteiden tuonnin vuoksi alueittaisiin väkilannoitusmääriin otettiin mukaan myös ravinteiden tuonti samansuuruisina kg/ha-määrinä kaikilla alueilla. Vuodesta 2011 lähtien tuontiravinteiden määrät otettiin huomioon alueellisesti maahantuojilta saatujen arvioiden perusteella. Kuvassa 3.3-1 esitetään väkilannoitetyypen määrät viljeltyä peltohehtaaria kohti kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa ja kuvassa 3.3-2 esitetään vastaavat väkilannoitefosforin määrät. Kaikkien ELY-keskusten osalta väkilannoitetyypen ja -fosforin myyntimäärät esitetään liitteessä 3.3-1.

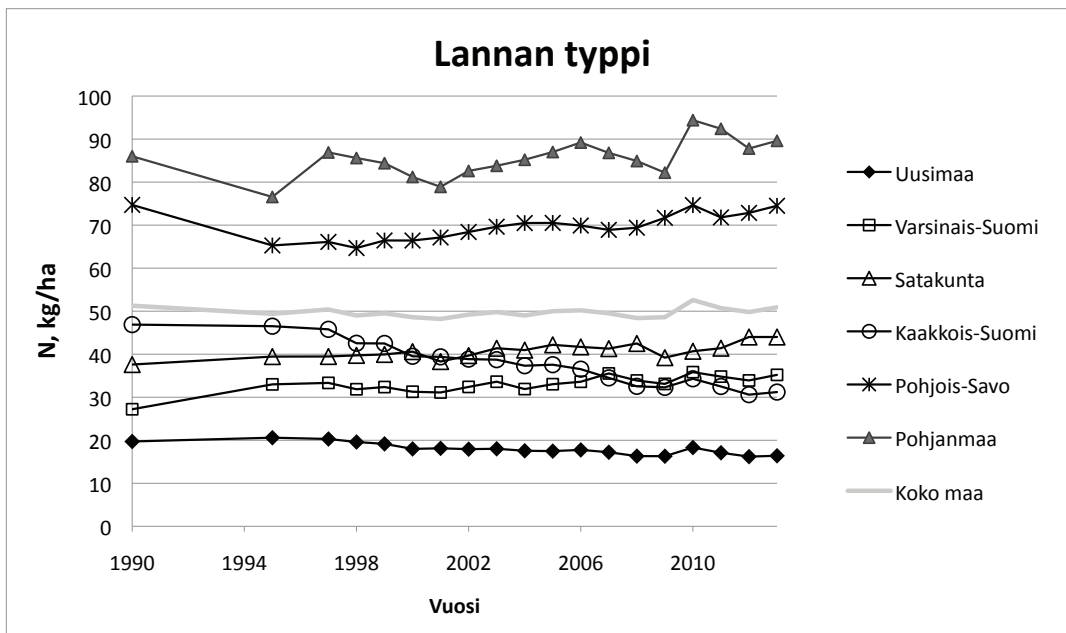
Vuonna 1990 typpeä myytiin lannoitteissa eri ELY-keskusalueilla 90–128 kg/ha. Vaikka vuonna 2008 tapahtui pieni nousu typen myynnissä aikaisempiin vuosiin verrattuna, myynti oli selvästi alhaisempi (64–101 kg/ha) kuin vuonna 1990. Fosforilannoitteen myynnissä oli sama suuntaus kuin typpilannoitteilla, mutta hajonta eri ELY-keskusalueitten välillä oli vähäisempää. Lannoitteiden hinnan muutokset näkyvät kasvukaudelle 2008 tehtyinä suurempina ostoina ja vastaavasti selvästi pienempinä ostoina lannoituskauden 2008–2009 korkeammilla hinnoilla. Tarkastelujakson alussa vuonna 1990 fosforia myytiin 26–34 kg/ha ja lopussa vuonna 2013 4–8 kg/ha. Suurin vähennys fosforin myynnissä tapahtui ensimmäisen ympäristötukikauden (1995–1999) aikana, mutta lasku on jatkunut edelleen.

Lanta

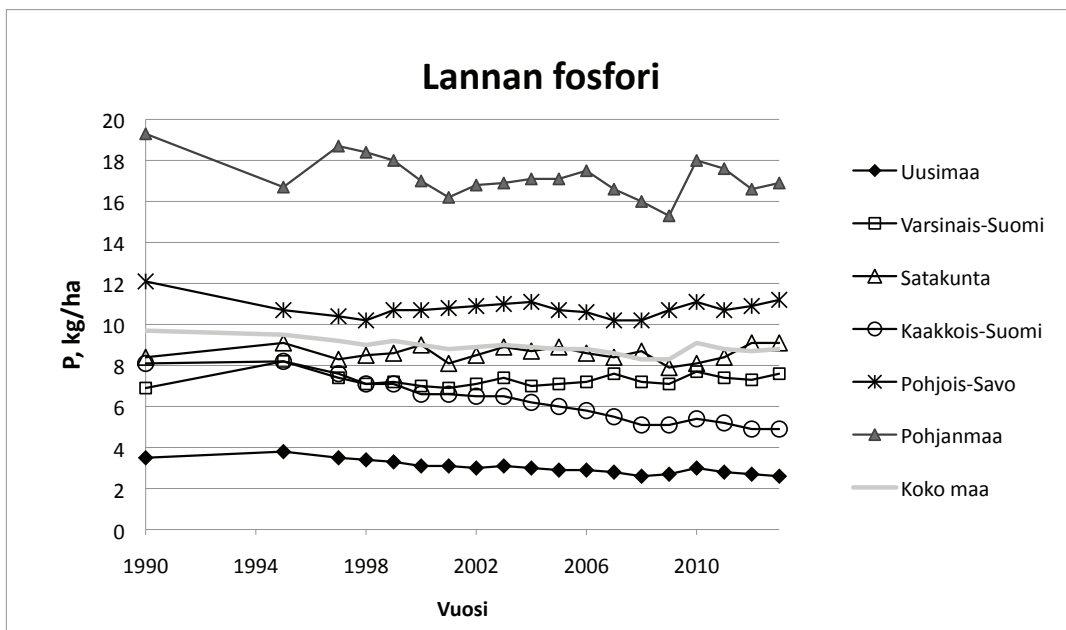
Kotieläinten tuottamat ravinnemäärät lannassa laskettiin eläin-kohtaisilla typpi- ja fosforikertoimilla (Jouni Nousiainen/MTT), jotka muuttuivat ajan kuluessa eläinten ruokinnassa tapahtu-

neiden muutosten seurauksena. Kuvassa 3.3-3 esitetään lannan sisältämät typpimäärät ja kuvassa 3.3-4 fosforimäärät viljeltyä peltohehtaaria kohti. Kaikkien ELY-keskusten osalta lannan typpi- ja fosforimäärät esitetään liitteessä 3.3-2.

Lannan alueittaisissa ravinnemäärissä on selviä eroja. Uudenmaan alue erottuu selvästi muista vähäisen eläinmääränsä vuoksi. Vastaavasti Pohjanmaalla viljeltyä peltohehtaaria kohti muodostuu muita alueita enemmän lannan typpeä ja fosforia. Pohjanmaan ELY-keskuksen alueella on suuren nautakarjamäärän lisäksi runsaasti sikoja. Lisäksi noin 76 prosenttia Suomen minkeistä ja 66 prosenttia ketuista elää Pohjanmaan alueella. Turkiseläinten vaikutus näkyy erityisesti fosforimäärissä, koska turkiseläinten lanta on fosforipitoista. Pohjanmaan lisäksi kotieläintuotanto on keskittynyt Pohjois-Savon ELY-keskuksen alueelle, jossa kotieläimet (pois lukien turkiseläimet) tuottavat lannassaan hieman enemmän typpeä ja fosforia kuin Pohjanmaalla. Lisäksi Kainuun ja Lapin ELY-keskusten alueella kotieläinten lannan typpeä ja fosforia tulee viljeltyä peltohehtaaria kohti lähes yhtä paljon kuin Pohjois-Savossa (Liite 3.3-2). Lapissa ja Kainuussa viljelty peltopinta-ala on selvästi alhaisempi kuin muiden ELY-keskusten alueella, mikä selittää korkeita ravinnemääriä viljeltyä peltohehtaaria kohti. Kotieläinten tuottamat typen ja fosforin kokonaismäärät (milj. kg) ovat Lapin ELY-keskuksen alueella samaa luokkaa kuin Uudenmaan ELY-keskuksen alueella. Ruokinnassa tapahtuneiden muutosten huomioon ottaminen aikasarjan avulla tasoittaa sekä typen että fosforin käyriä verrattuna kiinteän kertoimen laskelmiin. Typen osalta ero eri laskentatapojen välillä on suurempi, koska tarkasteltuna ajanjaksona ruokinta on muuttunut valkuaispitoisemmaksi. Fosforin osalta kivennäisten käytön vähentyminen ruokinnassa on kumonnut vaikutusta, jonka ruokinnan muuttuminen väkirehupainotteisemmaksi on aiheuttanut.



Kuva 3.3-3. Lannan sisältämä typpi (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.



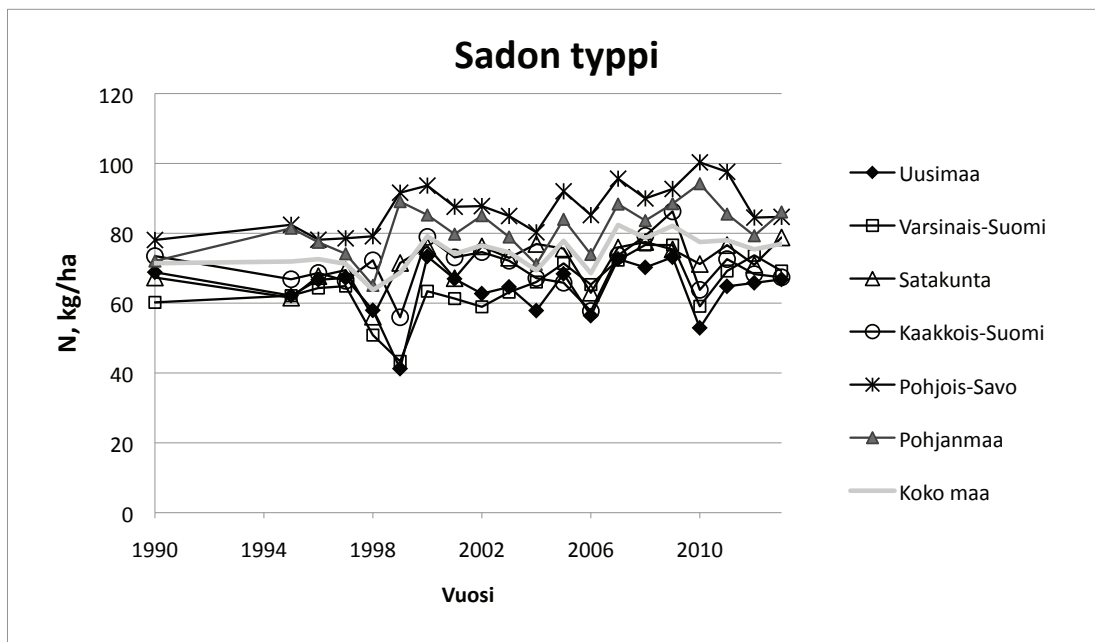
Kuva 3.3-4. Lannan sisältämä fosfori (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.

Sadot

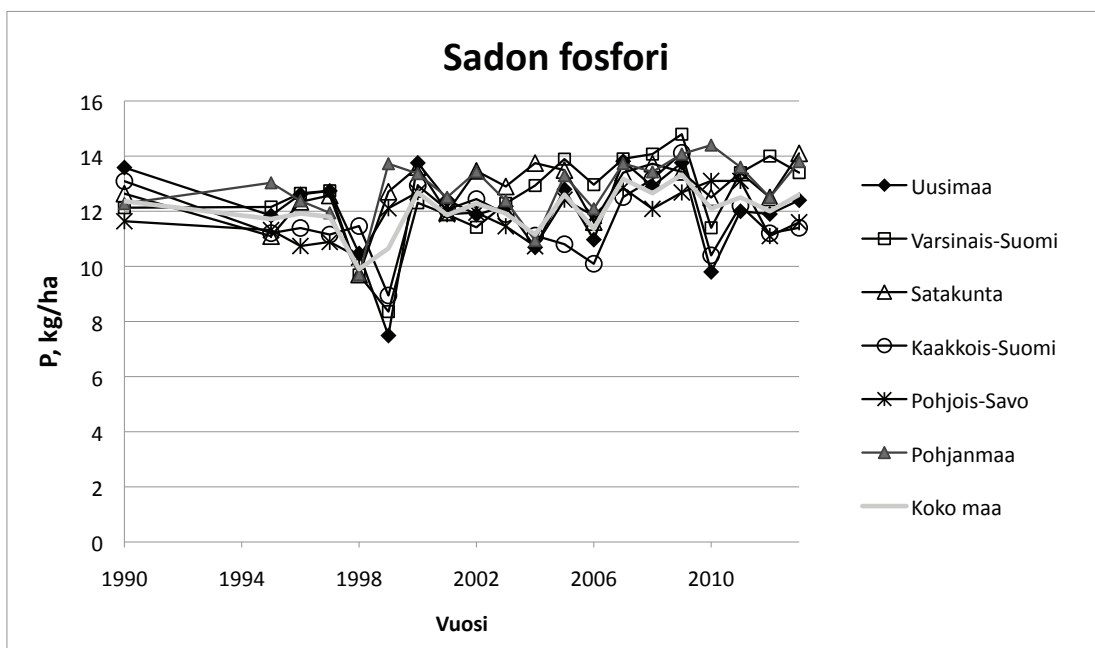
Sadon ottamat ravinnemäärät laskettiin vuosittaisten alueellisten satomäärien (Tike) ja sadon typpi- ja fosforipitoisuuksien avulla (Ravinnetase-toimenpiteen ohjeistus). Säilörehun kuiva-ainepitoisuutena käytettiin vuosina 1990–1997 25 prosenttia, vuosina 1998–2001 30 prosenttia, vuosina 2002–2005 Artturi-verkkopalvelun[®] tietoja ja vuosina 2006–2013 Tiken keräämiä tietoja. Kuvassa 3.3-5 esitetään sadon ottamat typpimäärät ja

kuvassa 3.3-6 fosforimäärät kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa. Kaikkien TE-keskusten tulokset esitetään liitteessä 3.3-3.

Sadot sisälsivät typpeä keskimäärin 75 kg/ha ja fosforia 12,0 kg/ha. Kasvukauden suotuisuus aiheutti vuotuisvaihtelua satojen ravinnemääriin. Vaikka lannoitus on vähentynyt, ei satojen sisältämässä ravinnemäärissä ollut havaittavissa muutoksia.



Kuva 3.3-5. Sadon sisältämä typpi (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.

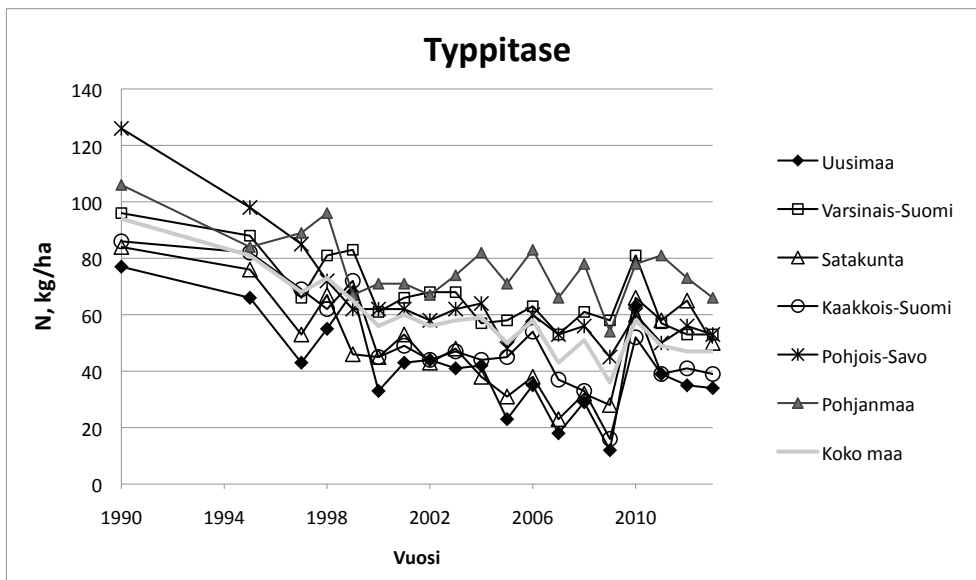


Kuva 3.3-6. Sadon sisältämä fosfori (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.

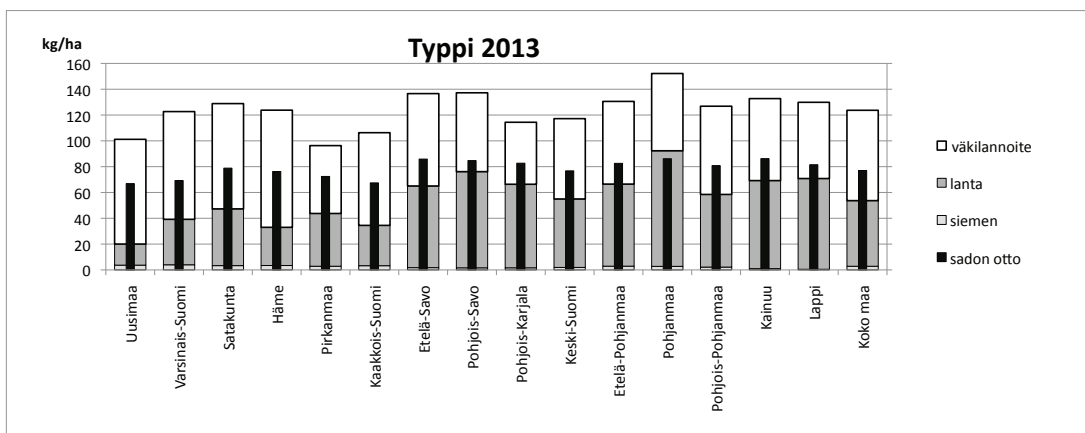
Taseet

Kuvassa 3.3-7 esitetään typpitase 1990–2013 kuuden ELY-keskuksen alueella. Typpitase laskettiin vähentämällä väkilannoitetyypen, lannan tyypen ja siemenen sisältämän tyypen summasta sadon sisältämä typpimäärä. Siemenissä maahan lisätään typpeä keskimäärin 2,6 kg/ha ja fosforia 0,5 kg/ha koko Suomen alueella. Alueellisesti tarkasteltuna siemenissä

tulee ravinteita enemmän viljavaltaisilla alueilla, kuten Uudella maalla ja Varsinais-Suomessa, ja vähiten nurmivaltaisilla alueilla Kainuussa ja Lapissa. Vuoden 2013 typpitaseen komponentteja tarkastellaan kuvassa 3.3-8. Kaikkien ELY-keskusten typpi- ja fosforitaseet esitetään liitteessä 3.3-4.



Kuva 3.3-7. Typpitase (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.

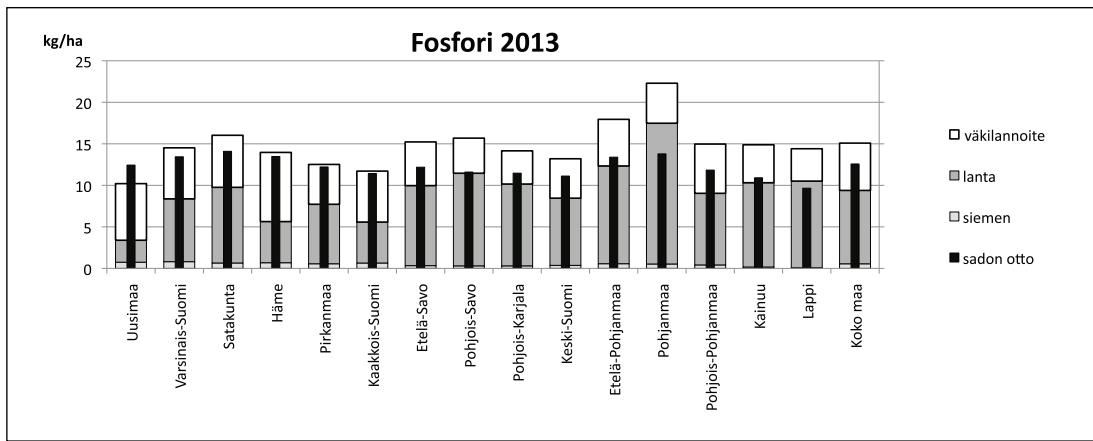


Kuva 3.3-8. Väkilannoitteiden, lannan, siementen ja sadon typpimäärät ELY-keskusalueittain vuonna 2013.

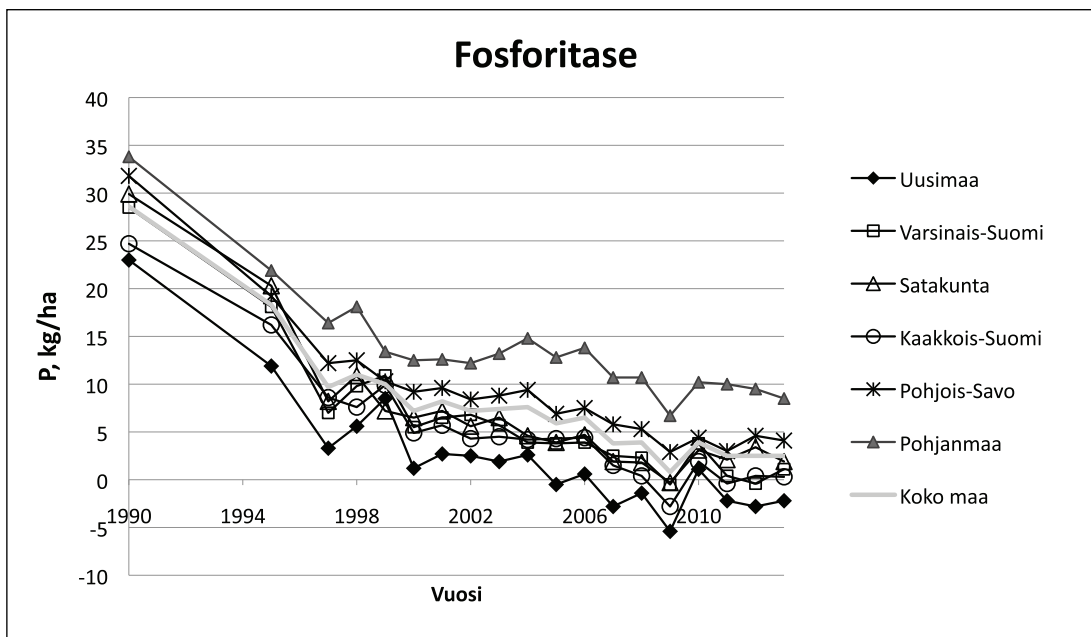
Vuonna 1990 typpitase vaihteli eri ELY-keskusten alueilla välillä 77–130 kg/ha. Vuonna 2013 vastaavat luvut olivat 24–66 kg/ha. Typpitase on pienentynyt selvästi kaikkien ELY-keskusten alueella. Vuonna 2013 maan keskiarvoa (47 kg/ha) pienemmät tai yhtäsuuret typpitaseet olivat Pirkanmaalla (24), Pohjois-Karjalassa (32), Uudellamaalla (34), Kaakkois-Suomessa (39), Keski-Suomessa (40), Pohjois-Pohjanmaalla (46) ja Kainuussa (47). Maan keskiarvoa suuremmat taseet olivat Pohjanmaalla (66), Varsinais-Suomessa (53), Pohjois-Savossa (53), Etelä-Savossa (51), Satakunnassa (50), Lapissa (48), Hämeessä (48) ja Etelä-Pohjanmaalla (48). Keskiarvoa suuremmat taseet näyttäisivät olevan yhteydessä alueen karjanlannan tuotantoon. Pohjanmaan alueella lanta sisälsi enemmän typpeä kuin sadon mukana poistui.

Vuonna 1990 fosforitase oli eri ELY-keskusten alueella 23–34 kg/ha. Vuonna 2013 fosforitase vaihteli välillä -2,8–8,5 kg/ha. Fosforitase on pienentynyt selvästi kaikkien ELY-keskusten alueella. Vuonna 2013 maan keskiarvoa (2,5 kg/ha) pienemmät fosforitaseet olivat Uudella maalla (-2,2), Kaakkois-Suomessa (0,3), Pirkanmaalla (0,3), Hämeessä (0,5), Varsinais-Suomessa (1,1), Satakunnassa (1,9), Keski-Suomessa (2,1). Maan keskiarvoa suuremmat fosforitaseet olivat Pohjanmaalla (8,5), Lapissa (4,8), Etelä-Pohjanmaalla (4,6), Pohjois-Savossa (4,1), Kainuussa (4,0), Pohjois-Pohjanmaalla (3,1), Etelä-Savossa (3,0) ja Pohjois-Karjalassa (2,7).

Pohjanmaan alueella tuotettu lanta sisälsi selvästi enemmän fosforia kuin sadot ottivat. Alueella tuotetun lannan fosforimäärä



Kuva 3.3-9. Fosforitase (kg/ha) kuuden ELY-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2013.



Kuva 3.3-10. Väkilannoitteiden, lannan, siementen ja sadon fosforimäärät ELY-keskusalueittain vuonna 2013.

ja sadon fosforin otto olivat hyvin lähellä toisiaan Kainuussa, Lapissa ja Pohjois-Savossa. Uudellamaalla, Hämeessä, Pirkanmaalla ja Kaakkois-Suomessa sadot ottivat yhtä paljon tai enemmän fosforia kuin väkilannoitteissa, lannassa ja siemenissä peltoon annettiin.

Muut tekijät

MYTVAS-tutkimuksessa ravinnetaseet laskettiin edellä kuvatulla tavalla. Kuvattujen tekijöiden lisäksi ravinnetaseisiin vaikuttaa esimerkiksi puhdistamolietteen käyttö. Typpitaseeseen vaikuttaa myös biologisen typensidonnan määrä ja laskeuma. Tiedot puhdistamolietteen maatalouskäytöstä ja sen sisältämistä ravinnemääristä saatiin Suomen ympäristökeskuksen VAHTI-tieto-

kannasta. Vuonna 1990 pelloille levitettiin puhdistamolietteen tyyppiä 1,7 kg/ha ja fosforia 1,4 kg/ha. Vuonna 2011 (viimeisin tilastoitu) vastaavat luvut olivat 0,1 kg/ha ja 0,1 kg/ha.

Typpilaskeuman määrä jätettiin laskelmista pois, koska viljelijä ei pysty omilla toimillaan vaikuttamaan laskeuman määrään eikä laskeuman jakautumisesta alueellisesti ollut tarkkaa tietoa. Typpilaskeuma on Suomessa vähentynyt. Ilmatieteen laitoksen tietojen mukaan vuonna 1990 typpilaskeuman määrä oli 3 kg/ha, kun vuonna 2012 se oli 2 kg/ha.

Biologisen typensidonnan määrä Suomessa on noin 8 kg/ha. Tästä 4 kg/ha on assosiativista typensidontaa, jossa typensitojabakteerit elävät juurten pinnoilla löyhässä vuorovaikutuksessa. Koska assosiativista typensidontaa tapahtuu suurimmalla osalla

viljellyistä kasveista (heinät ja viljat), ei sen mukaan ottamista taselaskelmaan pidetty tarpeellisena, koska se olisi vain nostanut taseiden tasoa, mutta ei olisi vaikuttanut alueiden ja vuosien välisiin eroihin. Suomessa noin 4 kg/ha tyyppiä sidotaan symbioottisesti. Tärkeimpiä symbioottisesti tyyppiä sitovista kasveista ovat apilat, herneet ja härkäpapu. Jatkossa tämä typen sidonnan määrä lasketaan alueittain. Laskelmassa otetaan huomioon apilan siemenviljely, luonnonmukaisesti viljellyt nurmet sekä herneen ja härkäpavun viljely.

3.3.5 Tulosten tarkastelu

Tyyppi- ja fosforitaseet ovat laskeneet. Tyypitase oli vuonna 1990 94 kg/ha. Ensimmäisen ympäristötukikauden aikana (1995–1999) se oli keskimäärin 72 kg/ha ja toisen ympäristötukikauden aikana (2000–2006) keskimäärin 57 kg/ha. Nykyisen ympäristötukikauden aikana keskimääräinen tyypitase oli 47 kg/ha. Fosforitaseen arvot vastaavina aikoina olivat: 28,6, 12,3, 7,1 ja 2,9 kg/ha. Molemmat taseet ovat vähentyneet selvästi. Nykyisen ympäristötukikauden tuomien muutosten vaikutusta lannoitukseen ja taseisiin on kuitenkin vaikea arvioida. MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten pohjalta voidaan pohtia, ovatko nykyisen ympäristötuen kiristyneet lannoitusrajat vaikuttaneet tilatason käytäntöihin, vai ovatko viljelijät jo aikaisemmin käyttäneet lannoitusmääriä, jotka ovat olleet selvästi alhaisempia kuin sallitut maksimimäärät. Oletettavasti määräykset ovat vaikuttaneet ainakin kotieläintiloilla, koska tilan lannantuotanto säätelee lannoituksessa käytettäviä ravinnemääriä enemmän kuin kasvinviljelytiloilla. Esimerkiksi perustukeen sisältyneet muutokset karjalannan fosforin käyttökelpoisuudesta ja fosforilannoituksen kieltäminen viljavuusluokassa "arveluttavan korkea" vaikuttavat erityisesti kotieläintiloihin. MYTVAS-haastattelututkimus tuo myös tietoa ravinteiden käytön tarkentamiseen pyrkineiden lisätoimenpiteiden ravinnetaseet ja tyypilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla ja vähennetty lannoitus vaikutuksesta käytännön viljelyssä.

Eri alueiden taseiden vertailu vaatii alueen maalajijakaumien ja fosforipitoisuuksien tarkastelua. Lisäksi huomioon tulee ottaa viljeltävät kasvit ja niiden lannoitussuositukset. Eri alueiden taseen komponenttien (väkilannoite, lanta ja sato) tarkastelu osoittaa selvästi, miten huomattava merkitys on kotieläintuotannon suuntautumisella tietyille alueille. Alueilla tuotettu karjanlanta sisältää tyyppiä ja fosforia lähes yhtä paljon, joissain tapauksissa enemmänkin, kuin sadot ottavat. Lisäksi käytetään väkilannoitteita. Alueilla, joilla tuotettu karjanlanta sisältää selvästi vähemmän ravinteita kuin sadot ottavat, on päästy kotieläinvaltaisista alueista pienempiin taseisiin.

3.3.6 Johtopäätökset ja mahdolliset toimenpideehdotukset

Tyyppi- ja fosforitaseet ovat laskeneet kaikilla alueilla. Lohko-kohtaiseen ravinteiden käytön tarkentamiseen pyrkivien uusien toimenpiteiden vaikutusta pystytään arvioimaan myös MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten perusteella. Samoin toimenpiteiden vaikutukset tilatasolla selviävät MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten perusteella, kun saadaan tietoa tilatason muutoksista lannoituskäytännöissä ja sadon ravinteiden otossa. Ravinnetase kertoo annettujen ravinteiden hyötysuhteesta. Ylijäämävasteiden määrä indikoi ravinnekuormitusriskiä, jonka toteutuminen riippuu vallitsevista sääolosuhteista. Ylijäämäfosforilla on kuitenkin erilainen vaikutus riippuen maassa jo olevan fosforin määrästä. Ylijäämäfosforin haitta on suurempi niillä alueilla, joilla fosforia on maassa runsaasti. Alueellisia fosforitaseita tarkasteltaessa tulisi samalla tarkastella myös alueen maiden liukoisen fosforin määrää. Suomessa kuntatason tietoja maiden fosforitilasta on saatavissa ainoastaan Viljavuuspalvelu Oy:n tekemistä viljavuusanalyyseistä. Myös muiden viljavuustutkimuksia tekevien laboratorioden tietojen saaminen yhteiseen tietokantaan parantaisi huomattavasti ympäristötuen vaikutusten arvioimista.

Tuontiravinteiden määrä Suomessa on kasvanut. Ainoastaan Yara Suomen tiedot ravinteiden myynnistä ovat saatavissa alueittain. Mikäli yhä suurempi osuus ravinteista tulee tuontilannoitteista, olisi alueellisten ravinnetaseiden laskemisen turvaamiseksi muodostettava tietojärjestelmä, johon myös tuontilannoitteiden ravinteiden myynti veloitettaisiin kirjaamaan kuntatasolla.

Kirjallisuus

Maatilatilastollinen vuosikirja 2001. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, Helsinki, 262 p.

Maatilatilastollinen vuosikirja 2003. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, Helsinki, 266 p.

Maatilatilastollinen vuosikirja 2013. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, Helsinki, 325 p.

Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013, 368 p. Saatavissa: www.maaseutu.fi

Salo, T., Lemola, R., Esala, M. 2007. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 366–375.

Liite 3.3-1. Väkilannoitetyypin ja -fosforin myynti (kg/ha) ELY-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2013

Alue	Väkilannoitetyppi, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	122,5	104,4	86,7	90,3	86,3	85,2	88,2	85,1	83,9	79,0	69,8	70,0	70,5	79,5	65,0	94,3	83,3	80,9	81,1
Varsinais-Suomi	125,8	113,8	94,2	96,9	90,0	89,3	93,3	91,2	93,6	88,1	92,5	91,4	86,8	100,9	97,7	101,1	87,8	89,2	83,5
Satakunta	110,4	94,8	79,8	80,3	74,6	77,3	78,4	76,0	76,8	70,5	61,1	56,4	54,8	64,2	61,3	93,3	90,3	89,2	81,6
Häme	116,7	112,7	90,4	90,0	86,1	86,2	84,4	80,7	77,6	73,4	78,5	78,3	78,0	89,4	76,5	89,0	81,9	84,6	90,8
Pirkanmaa	100,5	87,3	72,3	74,5	67,1	67,8	67,2	63,0	64,3	65,9	63,9	64,4	64,3	74,4	63,7	65,7	55,8	55,6	52,6
Kaakkois-Suomi	109,3	99,4	87,0	88,7	82,8	81,8	80,4	77,2	77,0	71,3	69,8	72,2	73,1	76,5	66,7	78,8	75,8	75,6	71,8
Etelä-Savo	99,5	93,0	86,5	86,6	78,0	75,6	75,9	70,1	70,2	70,1	64,0	66,4	70,6	67,5	61,3	79,6	77,5	67,2	71,6
Pohjois-Savo	127,4	114,0	96,1	85,1	85,5	88,0	80,6	76,0	75,1	71,6	67,9	73,6	78,3	74,8	64,8	84,6	74,2	65,8	61,1
Pohjois-Karjala	113,6	99,5	88,2	84,5	78,2	78,3	74,2	69,6	63,4	63,4	57,8	65,2	66,5	63,5	49,7	64,8	66,7	50,3	48,0
Keski-Suomi	106,1	86,3	77,2	79,2	76,6	77,4	73,1	70,5	72,3	67,1	71,7	72,8	73,7	66,0	55,7	67,7	56,6	55,5	62,2
Etelä-Pohjanmaa	109,7	100,4	87,3	87,3	83,8	85,6	82,6	79,0	79,0	74,8	65,8	64,9	65,2	70,6	54,3	77,4	69,3	63,4	64,1
Pohjanmaa	89,5	86,8	73,2	73,3	69,2	71,9	69,1	66,9	66,4	65,3	65,5	64,7	64,9	73,7	57,7	75,1	71,7	61,6	59,9
Pohjois-Pohjanmaa	105,5	100,4	83,6	81,5	75,4	80,4	77,4	74,8	73,8	73,3	80,1	77,6	80,6	80,0	68,4	75,1	72,6	69,4	68,4
Kainuu	128,4	112,2	98,7	89,1	87,0	80,0	83,0	84,2	80,1	80,1	68,3	70,1	63,2	72,8	58,7	93,8	79,0	67,7	63,5
Lappi	97,3	100,4	91,4	84,4	78,9	79,8	73,9	68,2	75,3	77,3	70,4	70,1	73,4	67,6	62,1	69,1	60,8	66,0	59,1
Koko maa	111,5	101,6	86,0	85,0	81,0	84,2	83,2	80,5	80,0	76,5	75,0	73,9	73,5	78,7	67,1	80,3	74,1	70,1	70,0
Alue	Väkilannoitefosfori, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	32,4	19,3	11,8	12,1	11,9	11,2	11,3	10,7	10,3	9,6	8,6	8,0	7,5	8,2	5,1	7,3	6,4	5,7	6,8
Varsinais-Suomi	33,0	21,4	11,6	11,7	11,3	10,1	10,8	10,4	9,9	9,2	9,9	9,0	8,1	8,5	6,6	6,8	5,7	5,7	6,1
Satakunta	33,5	21,7	11,9	11,5	10,7	10,5	10,5	10,0	9,9	9,0	7,9	7,1	6,3	6,2	4,6	6,9	6,5	6,2	6,3
Häme	32,6	22,6	13,9	13,8	13,4	12,4	12,4	11,2	10,5	9,8	10,6	10,0	9,4	10,2	7,2	8,1	7,0	7,2	8,3
Pirkanmaa	26,2	16,5	9,8	10,2	9,4	9,1	9,3	8,3	8,4	8,4	8,2	7,8	7,3	8,1	5,7	5,9	4,5	4,6	4,8
Kaakkois-Suomi	29,1	18,7	11,7	11,5	11,2	10,7	10,6	9,6	9,3	8,5	8,5	8,1	7,9	7,9	5,6	6,3	6,0	6,1	6,1
Etelä-Savo	27,8	18,5	11,1	10,4	9,2	8,5	8,8	8,0	7,8	7,5	6,7	6,6	6,3	5,8	4,4	5,8	5,5	4,9	5,3
Pohjois-Savo	30,9	19,5	12,4	12,3	11,4	10,9	10,4	9,1	9,0	8,7	8,3	8,4	8,1	6,9	4,6	6,1	5,1	4,5	4,2
Pohjois-Karjala	29,4	18,8	11,4	10,8	10,0	9,5	9,2	8,1	7,6	7,2	6,5	6,9	6,7	5,7	3,5	4,9	4,6	3,9	4,0
Keski-Suomi	27,5	16,4	10,3	10,4	10,2	9,9	9,5	8,7	8,8	8,4	8,8	8,7	7,8	6,9	4,4	5,5	4,4	4,8	4,7
Etelä-Pohjanmaa	32,3	21,4	13,3	13,0	12,1	11,7	11,3	10,4	10,4	9,7	8,5	7,9	7,3	7,6	4,6	6,6	6,0	5,3	5,6
Pohjanmaa	26,2	17,7	9,1	8,9	8,6	8,4	8,4	8,3	8,2	8,1	8,5	7,9	7,3	7,6	5,1	6,1	5,5	4,8	4,8
Pohjois-Pohjanmaa	30,0	20,7	12,0	11,8	10,8	10,6	10,5	10,1	9,9	9,6	10,5	9,7	9,3	8,4	5,7	6,3	6,0	5,8	5,9
Kainuu	33,3	21,5	12,6	10,6	9,4	8,9	8,8	8,3	7,9	8,2	7,4	6,8	6,4	5,5	4,3	6,3	4,7	4,9	4,6
Lappi	27,5	19,9	11,8	9,9	8,5	8,1	7,5	7,4	7,7	7,5	7,0	6,7	6,7	5,7	4,2	5,1	3,5	4,2	3,9
Koko maa	30,7	20,0	11,8	11,4	11,0	10,4	10,8	10,1	9,8	9,3	9,2	8,6	7,9	7,8	5,3	6,5	5,6	5,4	5,7

Liite 3.3-2. Koti- ja turkiseläinten lannan tyyppi- ja fosforisisältö (kg/ha) ELY-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2013.

	Koti- ja turkiseläinten lannan tyypisisältö, kg/ha																			
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	
Uusimaa	19,7	20,6	20,3	19,6	19,2	18,0	18,1	17,9	18,0	17,6	17,5	17,8	17,2	16,3	16,3	18,3	17,1	16,2	16,4	
Varsinais-Suomi	27,2	33,0	33,3	31,9	32,4	31,3	31,1	32,4	33,6	31,9	33,0	33,6	35,5	33,9	33,0	35,8	34,8	33,9	35,2	
Satakunta	37,6	39,4	39,5	39,7	39,9	40,6	38,3	39,7	41,4	41,0	42,2	41,7	41,3	42,5	39,2	40,7	41,4	44,0	44,0	
Häme	35,6	36,1	35,0	33,6	32,9	32,2	32,0	32,5	32,3	30,9	31,6	31,6	31,3	29,5	29,6	31,7	30,2	29,0	29,6	
Pirkanmaa	43,8	44,4	43,4	41,7	41,0	40,8	39,7	39,7	40,9	38,9	39,5	39,4	38,4	38,1	39,3	40,6	39,6	38,8	40,9	
Kaakkois-Suomi	46,9	46,5	45,8	42,5	42,5	39,5	39,4	38,9	38,7	37,3	37,6	36,5	34,5	32,5	32,3	34,3	32,5	30,6	31,2	
Etelä-Savo	69,3	64,9	65,8	63,3	65,4	65,2	66,5	67,4	67,1	67,1	68,0	68,6	64,9	62,4	63,6	68,1	64,0	62,7	63,3	
Pohjois-Savo	74,7	65,3	66,1	64,7	66,4	66,4	67,1	68,4	69,6	70,5	70,5	69,9	68,9	69,4	71,7	74,7	72,0	72,8	74,5	
Pohjois-Karjala	68,9	63,5	64,1	62,3	64,1	63,7	64,2	63,8	62,7	62,4	62,9	65,0	64,0	62,8	64,0	67,8	63,0	62,4	64,7	
Keski-Suomi	59,5	55,0	57,2	54,5	54,4	52,9	54,1	55,1	56,0	54,6	55,9	55,4	50,5	50,1	51,7	54,9	51,8	52,5	53,1	
Etelä-Pohjanmaa	62,3	58,6	61,1	59,4	61,9	60,8	59,2	60,0	60,6	60,4	61,6	61,5	60,4	59,8	60,4	65,1	63,2	62,8	63,6	
Pohjanmaa	86,0	76,6	86,9	85,6	84,4	81,2	78,9	82,6	83,8	85,2	87,0	89,2	86,8	84,9	82,2	94,4	92,4	87,8	89,6	
Pohjois-Pohjanmaa	60,3	53,7	54,7	53,7	54,1	53,9	54,4	55,6	54,7	53,9	54,7	53,0	53,3	52,8	54,6	58,4	56,5	56,2	56,3	
Kainuu	77,9	66,8	66,6	68,2	65,4	66,1	67,5	68,4	68,3	68,6	67,0	67,0	65,4	65,1	66,4	68,4	66,3	66,7	68,2	
Lappi	78,8	70,4	70,6	69,0	69,0	69,1	68,9	71,0	71,6	70,9	70,1	71,2	70,3	69,4	70,8	73,7	70,7	69,7	70,3	
Koko maa	51,3	49,4	50,4	49,0	49,5	48,6	48,2	49,2	49,8	49,0	50,0	50,2	49,5	48,4	48,6	52,6	50,7	49,8	50,9	
	Koti- ja turkiseläinten lannan fosforisisältö, kg/ha																			
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	
Uusimaa	3,5	3,8	3,5	3,4	3,3	3,1	3,1	3,0	3,1	3,0	2,9	2,9	2,8	2,6	2,7	3,0	2,8	2,7	2,6	
Varsinais-Suomi	6,9	8,2	7,4	7,1	7,2	7,0	6,9	7,1	7,4	7,0	7,1	7,2	7,6	7,2	7,1	7,7	7,4	7,3	7,6	
Satakunta	8,4	9,1	8,3	8,5	8,6	9,0	8,1	8,5	8,9	8,7	8,9	8,6	8,4	8,7	7,9	8,1	8,4	9,1	9,1	
Häme	6,5	6,7	6,0	5,8	5,7	5,6	5,6	5,6	5,6	5,3	5,3	5,3	5,2	4,9	5,0	5,3	5,1	4,9	5,0	
Pirkanmaa	8,1	8,5	7,9	7,6	7,5	7,7	7,3	7,2	7,6	7,1	7,0	6,9	6,6	6,6	6,8	7,0	6,9	6,8	7,2	
Kaakkois-Suomi	8,1	8,2	7,6	7,1	7,1	6,6	6,6	6,5	6,5	6,2	6,0	5,8	5,5	5,1	5,1	5,4	5,2	4,9	4,9	
Etelä-Savo	11,4	10,9	10,5	10,1	10,6	10,6	10,9	11,0	10,9	10,9	10,6	10,7	9,9	9,3	9,6	10,4	9,8	9,6	9,6	
Pohjois-Savo	12,1	10,7	10,4	10,2	10,7	10,7	10,8	10,9	11,0	11,1	10,7	10,6	10,2	10,2	10,7	11,1	10,7	10,9	11,2	
Pohjois-Karjala	11,3	10,5	10,3	10,0	10,5	10,3	10,4	10,2	10,0	9,9	9,7	10,0	9,6	9,3	9,6	10,3	9,5	9,5	9,9	
Keski-Suomi	10,0	9,4	9,3	8,9	8,9	8,7	8,8	8,9	9,0	8,7	8,7	8,5	7,7	7,6	7,9	8,4	7,9	8,0	8,1	
Etelä-Pohjanmaa	12,4	11,8	11,9	11,7	12,4	12,1	11,6	11,7	11,8	11,7	11,6	11,6	11,2	11,0	11,0	11,9	11,6	11,6	11,8	
Pohjanmaa	19,3	16,7	18,7	18,4	18,0	17,0	16,2	16,8	16,9	17,1	17,1	17,5	16,6	16,0	15,3	18,0	17,6	16,6	16,9	
Pohjois-Pohjanmaa	9,8	8,8	8,7	8,6	8,8	8,7	8,8	8,9	8,7	8,5	8,4	8,1	8,0	7,9	8,2	8,9	8,6	8,6	8,6	
Kainuu	12,3	10,7	10,3	10,5	10,3	10,4	10,6	10,7	10,6	10,6	9,9	9,9	9,5	9,5	9,8	10,1	9,8	10,0	10,1	
Lappi	12,6	11,4	11,2	10,9	11,1	11,1	11,0	11,2	11,3	11,2	10,6	10,7	10,4	10,1	10,3	10,9	10,5	10,3	10,4	
Koko maa	9,7	9,5	9,2	9,0	9,2	9,0	8,8	8,9	9,0	8,9	8,8	8,8	8,6	8,3	8,3	9,1	8,8	8,7	8,8	

Liite 3.3-3. Sadon sisältämä typpi ja fosfori (kg/ha) ELY-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2013.

	Sadon sisältämä typpi, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	68,8	62,1	67,2	57,9	41,2	73,4	66,9	62,7	64,6	57,8	68,4	56,4	72,6	70,2	73,1	52,9	64,8	65,8	66,8
Varsinais-Suomi	60,2	62,1	64,9	50,8	43,3	63,4	61,3	58,9	63,1	66,0	71,4	65,3	72,3	76,7	76,6	59,1	69,2	73,7	69,2
Satakunta	67,3	61,6	69,5	56,1	71,5	76,2	67,1	76,2	73,0	76,9	75,6	63,0	75,9	77,5	75,4	71,2	76,6	71,0	78,8
Häme	69,5	64,9	66,8	59,7	54,1	74,9	73,8	70,8	70,8	64,2	74,6	65,0	75,1	77,7	79,5	61,6	69,8	71,6	76,2
Pirkanmaa	66,3	64,5	63,9	56,0	55,6	66,7	62,5	61,4	62,2	56,7	71,5	59,4	74,8	74,3	76,2	66,7	72,9	71,6	72,4
Kaakkois-Suomi	73,5	66,8	66,4	72,3	56,0	79,0	73,1	74,6	72,1	67,2	65,8	57,7	73,7	79,3	86,3	63,8	72,6	68,3	67,4
Etelä-Savo	77,9	77,8	74,1	81,0	85,7	88,3	92,7	89,4	90,5	77,8	86,0	74,0	92,2	82,1	91,4	92,3	79,2	85,4	85,9
Pohjois-Savo	78,1	82,4	78,6	79,1	91,6	93,7	87,6	87,8	84,9	80,3	92,0	85,2	95,6	90,0	92,7	100,3	97,6	84,5	84,7
Pohjois-Karjala	76,5	80,3	79,8	73,1	88,6	87,2	85,2	86,4	85,4	76,8	77,9	94,4	97,3	84,0	81,6	86,5	86,1	78,7	82,7
Keski-Suomi	71,5	76,0	71,8	66,4	75,8	81,6	76,4	81,7	81,9	67,1	76,3	72,8	76,4	74,6	81,0	78,6	72,9	75,7	76,7
Etelä-Pohjanmaa	76,9	80,6	77,4	62,2	80,9	82,4	75,9	83,0	75,7	67,7	80,1	68,4	92,4	83,7	86,2	94,7	81,3	79,0	82,6
Pohjanmaa	72,1	81,5	74,1	65,1	89,1	85,2	79,8	85,1	78,9	71,1	84,0	73,9	88,4	83,6	88,5	94,2	85,5	79,3	86,1
Pohjois-Pohjanmaa	74,3	77,6	68,5	73,2	86,6	90,8	78,3	87,9	83,8	74,2	86,5	69,3	89,2	74,4	82,7	87,7	86,5	81,2	80,8
Kainuu	77,9	79,6	85,0	75,9	92,7	86,3	85,1	105,0	85,4	86,0	86,9	90,0	88,2	84,9	84,9	88,2	89,4	79,6	86,2
Lappi	76,9	78,3	80,1	64,8	78,8	92,9	95,8	103,6	90,2	95,6	89,9	76,3	99,4	69,7	89,9	95,0	85,0	74,8	81,5
Koko maa	71,4	71,9	71,3	63,8	68,7	79,2	74,1	76,5	74,5	69,4	77,8	68,6	82,4	78,6	82,1	77,5	78	75,4	77,0
	Sadon sisältämä fosfori, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	13,6	11,8	12,7	10,5	7,5	13,8	12,4	11,9	12,2	10,7	12,8	11,0	13,8	12,9	13,8	9,8	12,0	11,9	12,4
Varsinais-Suomi	12,1	12,2	12,7	9,7	8,4	12,3	11,9	11,4	12,3	12,9	13,9	13,0	13,9	14,1	14,8	11,4	13,4	14,0	13,4
Satakunta	12,6	11,1	12,6	9,7	12,7	13,6	12,0	13,5	12,9	13,7	13,5	11,6	13,4	13,7	13,4	12,5	13,4	12,5	14,1
Häme	12,9	11,6	11,9	10,2	9,3	13,0	12,7	12,3	12,4	11,2	13,1	11,6	13,2	13,6	13,9	10,8	12,5	12,5	13,5
Pirkanmaa	11,8	10,6	10,8	8,9	8,9	10,8	10,2	10,1	10,1	9,4	11,9	10,1	12,2	12,2	12,6	10,7	11,9	11,4	12,2
Kaakkois-Suomi	13,1	11,2	11,2	11,5	8,9	12,9	12,1	12,4	11,9	11,1	10,8	10,1	12,5	13,2	14,1	10,4	12,2	11,2	11,4
Etelä-Savo	12,1	11,3	10,9	11,3	11,9	12,4	12,9	12,6	12,4	10,8	11,9	10,7	12,5	11,6	12,6	12,3	11,2	11,8	12,2
Pohjois-Savo	11,6	11,3	10,9	10,3	12,1	12,7	11,9	11,9	11,5	10,7	12,4	11,8	12,8	12,1	12,7	13,1	13,1	11,1	11,6
Pohjois-Karjala	11,6	11,2	11,3	9,8	11,9	12,1	11,9	11,8	11,7	10,4	10,6	12,8	12,8	11,6	11,2	11,4	11,9	10,5	11,5
Keski-Suomi	11,3	11,1	10,6	9,3	10,5	11,8	10,9	11,7	11,3	9,7	11,0	10,5	11,0	10,6	11,6	10,8	10,3	10,4	11,1
Etelä-Pohjanmaa	12,9	12,8	12,6	9,4	12,6	13,1	12,0	13,4	12,0	10,7	12,9	11,3	14,4	13,5	13,8	14,5	13	12,8	13,4
Pohjanmaa	12,3	13,0	11,9	9,7	13,7	13,4	12,5	13,4	12,4	10,9	13,3	12,1	13,7	13,4	14,1	14,4	13,6	12,5	13,8
Pohjois-Pohjanmaa	11,5	11,4	10,1	9,9	12,0	12,7	11,2	12,7	12,0	10,6	12,6	10,5	12,9	10,5	12,3	12,4	12,6	11,6	11,8
Kainuu	10,8	10,3	11,0	9,7	11,8	11,1	10,9	13,3	11,1	10,7	11,1	11,4	11,0	10,5	10,6	10,9	11,2	9,7	10,9
Lappi	10,0	9,8	10,0	8,0	9,7	11,3	11,5	12,4	10,7	11,4	10,8	9,2	11,9	8,6	10,6	11,2	10,1	9,0	9,7
Koko maa	12,4	11,7	11,8	9,9	10,7	12,7	11,9	12,3	11,9	11,1	12,6	11,4	13,2	12,7	13,3	12,1	12,5	12,0	12,6

Liite 3.3-4. Typpi- ja fosforitase (kg/ha) ELY-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2013. (Liite 3.3-4)

	Tyypitase, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	77	66	43	55	68	33	43	44	41	42	23	35	18	29	12	63	39	35	34
Varsinais-Suomi	96	88	66	81	83	61	66	68	68	57	58	63	53	61	58	81	57	53	53
Satakunta	84	76	53	67	46	45	53	43	48	38	31	38	23	32	28	66	58	65	50
Häme	86	86	61	67	68	46	45	46	42	43	39	48	37	44	30	62	45	45	48
Pirkanmaa	81	70	54	63	55	45	47	44	46	51	35	47	31	41	29	42	25	26	24
Kaakkois-Suomi	86	82	69	62	72	45	49	44	47	44	45	54	37	33	16	52	39	41	39
Etelä-Savo	93	82	80	71	60	54	52	50	49	61	48	63	45	50	35	57	64	46	51
Pohjois-Savo	126	98	85	72	62	62	62	58	62	64	48	60	53	56	45	60	50	56	53
Pohjois-Karjala	108	84	74	75	55	56	55	49	43	51	44	38	35	44	34	48	45	36	32
Keski-Suomi	96	67	65	69	57	51	53	46	48	57	53	57	50	43	28	46	37	34	40
Etelä-Pohjanmaa	98	81	74	87	67	67	69	59	67	70	50	61	36	50	31	50	54	50	48
Pohjanmaa	106	84	89	96	67	71	71	67	74	82	71	83	66	78	54	78	81	73	66
Pohjois-Pohjanmaa	94	78	72	64	45	46	56	45	47	55	51	64	47	61	42	48	45	47	46
Kainuu	130	100	81	82	61	61	66	49	64	64	50	48	41	54	41	75	57	56	47
Lappi	100	93	83	89	70	57	48	36	57	53	51	66	45	68	43	48	47	61	48
Koko maa	94	81	68	73	65	56	60	56	58	59	50	58	43	51	36	58	49	47	47
	Fosforitase, kg/ha																		
	1990	1995	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Uusimaa	23,0	11,9	3,3	5,6	8,5	1,2	2,7	2,5	1,9	2,6	-0,5	0,6	-2,8	-1,4	-5,4	1,1	-2,2	-2,8	-2,2
Varsinais-Suomi	28,5	18,1	7,0	9,8	10,9	5,5	6,5	6,8	5,7	3,9	3,8	3,9	2,5	2,3	-0,5	3,8	0,4	-0,4	1,1
Satakunta	29,9	20,3	8,2	10,9	7,2	6,5	7,2	5,6	6,5	4,6	3,9	4,7	1,9	1,8	-0,3	3,1	2,1	3,4	1,9
Häme	26,8	18,2	8,5	9,9	10,4	5,6	5,9	5,1	4,3	4,5	3,4	4,3	2,0	2,1	-1,2	3,1	0,1	0,2	0,5
Pirkanmaa	23,1	14,9	7,4	9,4	8,5	6,5	6,9	6,0	6,5	6,6	3,9	5,1	2,2	3,0	0,4	2,7	0,0	0,5	0,3
Kaakkois-Suomi	24,7	16,2	8,6	7,6	9,9	4,9	5,7	4,3	4,5	4,2	4,3	4,4	1,5	0,4	-2,8	1,9	-0,4	0,4	0,3
Etelä-Savo	27,5	18,4	11,0	9,5	8,2	7,0	7,1	6,8	6,6	8,0	5,7	6,9	4,0	3,8	1,6	4,2	4,4	3,1	3,0
Pohjois-Savo	31,8	19,2	12,2	12,5	10,3	9,2	9,6	8,4	8,8	9,4	6,9	7,5	5,8	5,3	2,9	4,4	3,0	4,6	4,1
Pohjois-Karjala	29,5	18,4	10,7	11,3	8,9	8,0	8,0	6,8	6,2	7,0	5,9	4,4	3,8	3,7	2,2	4,1	2,5	3,2	2,7
Keski-Suomi	26,6	15,0	9,4	10,4	9,0	7,2	7,8	6,3	6,9	7,8	6,9	7,1	4,9	4,3	1,0	3,4	2,3	2,8	2,1
Etelä-Pohjanmaa	32,4	20,9	13,1	15,8	12,4	11,2	11,4	9,2	10,7	11,2	7,8	8,7	4,6	5,7	2,3	4,5	5,1	4,7	4,6
Pohjanmaa	33,8	21,9	16,4	18,1	13,4	12,5	12,6	12,2	13,2	14,8	12,8	13,8	10,7	10,7	6,7	10,2	10,0	9,5	8,5
Pohjois-Pohjanmaa	28,7	18,4	11,0	10,9	8,0	7,0	8,5	6,7	7,0	7,9	6,8	7,7	4,8	6,2	2,0	3,2	2,4	3,2	3,1
Kainuu	35,1	22,1	12,1	11,6	8,1	8,4	8,7	5,9	7,6	8,3	6,4	5,5	5,1	4,7	3,7	5,7	3,5	5,4	4,0
Lappi	30,2	21,6	13,1	12,9	10,0	8,0	7,1	6,3	8,4	7,4	6,9	8,3	5,3	7,3	4,1	4,8	4,0	5,6	4,8
Koko maa	28,6	18,3	9,7	11,0	10,0	7,2	8,2	7,2	7,4	7,6	5,9	6,5	3,8	3,9	0,8	3,9	2,5	2,5	2,5

3.4 Maan rakenne ja viljavuus

Ansa Palojarvi (MTT), Merja Mylly (MTT), Lauri Jauhiainen (MTT),
Laura Alakukku (Helsingin yliopisto)

(Valse-seuranta-aineisto)

Visa Nuutinen (MTT), Jaakko Heikkinen (MTT),

Riikka Keskinen (MTT), Elise Ketoja (MTT) ja Kristiina Regina (MTT)
ansa.palojarvi@mtt.fi

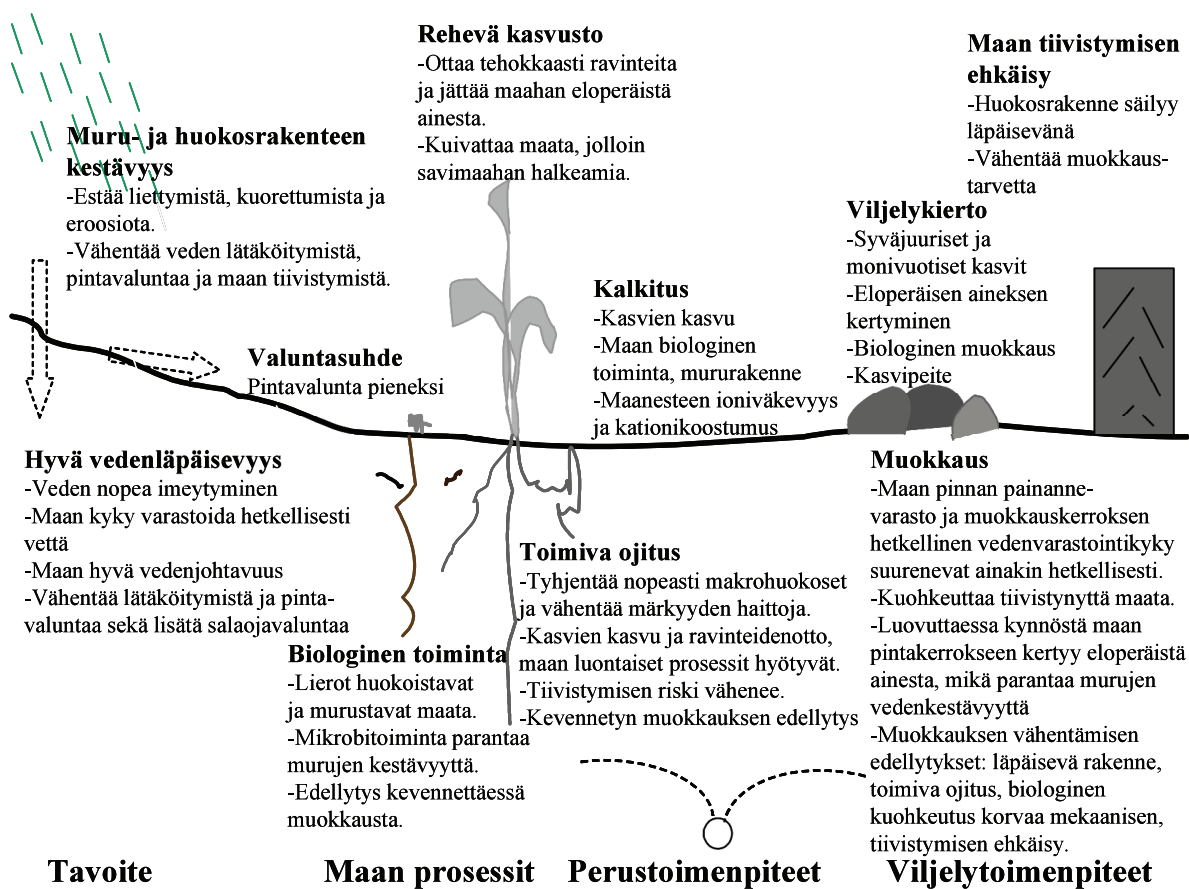
3.4.1 Tausta

Peltomaahan liittyviä ympäristötuen tavoitteita ovat peltomaan eroosion vähentäminen, maaperäeliöiden monimuotoisuuden lisääminen, maaperän tuottokyvyn säilyttäminen ja parantaminen sekä humuksen määrän lisääminen. Peltomaan rakenteeseen ja viljavuuteen pyritään vaikuttamaan useilla ympäristötuen perus- ja lisätöimenpiteillä. Perustoimenpiteissä edellytetään viljavuustutkimuksen tekemistä viljeltävältä peltoalalta joka viides vuosi viljelysuunnittelua ja seurantaan varten. Lisätöimenpiteistä suoraan maaperän prosesseihin vaikuttavat kaikki muokkaukseen ja viljelykasvivalikoiman monipuolistamiseen

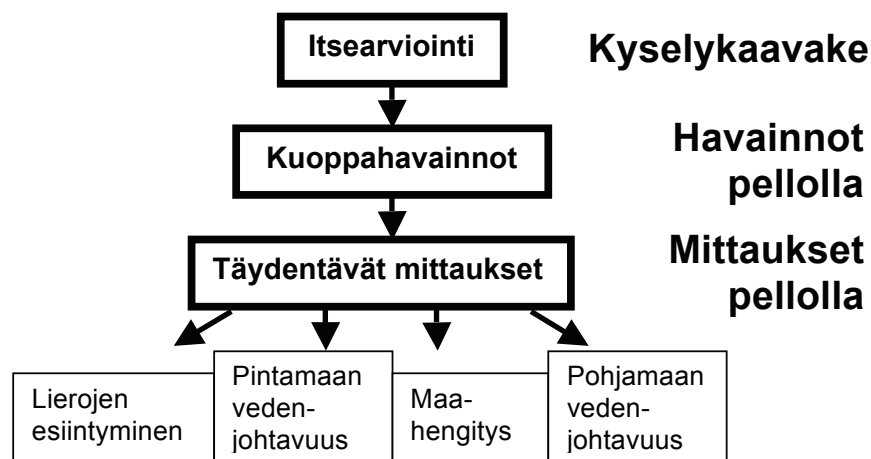
liittyvät toimenpiteet. Tällaisia ovat peltojen talviaikainen tai tehostettu kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus, viljelyn monipuolistaminen, laajaperäinen nurmituotanto ja kerääjäkasvien viljely. Yhteisenä pyrkimyksenä kaikilla näillä on vähentää ravinteiden huuhtoutumisriskiä ja eroosiota sekä parantaa kasvien ravinteiden hyväksikäyttöä. (MMM 2007.)

Edellisen maatalouden ympäristötukikauden MYTVAS 2 -hankkeen loppuraportissa todetaan, että maatalouden ympäristövaikutusten syntyemisessä on perimmältään kysymys maaekosysteemin toiminnasta, erityisesti kyvystä puskuroida sellaisia maahan kohdistuvia toimenpiteitä, jotka lisäävät eroosiota ja ravinnepäästöjä (Alakukku ym. 2008). Maan hyvä rakenne, pellon toimiva vesitalous ja riittävä kalkitus ovat avainasemassa vähentämässä maatalouden vesistökuormitusta (Kuva 3.4-1).

MYTVAS 2:n Maan rakenne ja vesitalous -osio tarkasteli pinta-veden kertymistä muokkausta kevennettäessä tai viljeltäessä nurmea viljelykierrossa 13 seuranta-alueella vuosina 2001–2005. Seurannassa määritettiin pintaveden peittämän alueen osuus lohkon pinta-alasta keväällä ennen kyntöä ja syysmuokkauksen jälkeen. Kesäisin määritettiin liikamärkydestä kärsineiden alueiden osuus lohkon pinta-alasta. Osiossa keskityttiin maata-



Kuva 3.4-1. Viljelymaan rakenteen hoidon tavoitteet sekä rakenteen muodostumiseen ja ylläpitoon vaikuttavat maan omat prosessit, perustoimenpiteet ja viljelytoimenpiteet (Alakukku ym. 2008).



Kuva 3.4-2. Peltomaan laatutestin rakenne ja toteuttamistavat (tarkemmat tiedot ks. Palojärvi ym. 2006).

louden ympäristötuen lisätoimenpiteiden peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden ja kevennetyn muokkauksen vaikutuksiin pintaveden esiintymiseen Etelä-Suomen eroosioherkillä savi- ja hiesumailla. Tulosten perusteella sänkimuokatuilla ja suorakylvetyillä lohkoilla oli keskimäärin muita enemmän pintavettä tai kasvuston keltaisuutta.

Muokkauksen keventämisen tavoitteena on parantaa maan pintakerroksen kykyä kestää sade-, sulamis- ja valumavesien aiheuttamaa kulutusta sekä estää eroosiota ja maa-ainekseen sitoutuneen fosforin ja veteen liunneen typen huuhtoutumista vesistöihin ja pohjaveteen. MYTVAS 2 -hankkeen tuloksissa todettiin, että näiden hyvien vaikutusten lisäksi pysyvän kasvipeitteen lisääminen sisältää myös riskejä. Huonorakenteisilla mailla pintavalunnan tai pintavesien esiintymisen todennäköisyys ja märkyden aiheuttamien haittojen riski kasvustolle kasvaa. Osiossa ei kuitenkaan tarkasteltu maan rakennetta pintaa syvemmältä, joten visuaalisesti havaitun lätäköitymisen syiden tarkempaa tarkastelua ei voitu tehdä. Maan hyvän rakenteen, toimivan vesitalouden ja sopivan happamuuden lisäksi pelto- maan yleiselle viljavuudelle ja tuottokyvylle ovat tärkeitä multavuus sekä raskasmetallien vähäinen määrä. Multavuus kertoo maan eloperäisen aineksen osuudesta, jota voidaan mitata maan hiilipitoisuutena. Maa sisältää hiiltä eri muodoissa, osa on helposti hajoavaa, varsinainen humus on humifioitumisprosessissa syntetisoitunutta varsin pysyvää ainesta. Multavuuden ja raskasmetallien määrien muutoksia seuraamalla voidaan osaltaan arvioida eri toimenpiteiden vaikutuksia maaperäeliöiden monimuotoisuuteen sekä mahdollisuuksia maaperän tuottokyvyn säilyttämiseen ja parantamiseen.

3.4.2 Tavoitteet

Tavoitteena oli kerätä seurantatietoa maan rakenteesta, viljavuudesta (erityisesti multavuus, pH ja raskasmetallit) ja niihin vaikuttavista perusparannustoimenpiteistä (ojitus, kalkitus).

Kootun tiedon avulla arvioidaan ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuutta sekä uusien toimenpiteiden tarvetta ja toteuttamistapaa.

Tavoitteena oli toteuttaa seuranta kustannustehokkaasti hyödyntämällä valtakunnallisia tilastoja ja MTT:n valtakunnallisen viljelymaiden tilan seurantatutkimuksen (Valse) tuloksia, sekä syventää MYTVAS 2:ssa aloitettua maan rakenteen seuranta viljelijöiden pelloilla yhteistyössä maatalouden ympäristönsuojelun kehittämishankkeiden kanssa (TEHOa maatalouden vesien- suojeluun 2008–2014 (TEHO, TEHO Plus) Varsinais-Suomessa ja Satakunnassa, Ravinnehuutoumien hallinta 2009–2014 (RaHa) Uudellamaalla).

Tulosten perusteella arvioidaan peltojen maaperän laadun kehityssuuntia valtakunnallisesti, alueellisesti sekä eri pellon- käyttömuodoissa. Pääpaino tarkasteluissa on ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuuden arvioinnissa ja uusien toimen- piteiden tarpeen ja toteuttamistavan tunnistamisessa.

3.4.3 Maan rakenne, vesitalous ja happamuus

Maan rakennetta ja vesitaloutta selvitettiin vuosina 2009–2010 viljelijöiden pelloilla sijainneilla havaintolohkoilla Peltomaan laa- tustestin avulla (Kuva 3.4-2; Palojärvi ym. 2006). Lisäksi kerättiin valtakunnalliset tilastotiedot ojitustilanteesta (Salaojakeskus) ja kalkituksen toteutumisesta (Kalkitusyhdistys) tukikauden 2007-2013 aikana.

Havaintolohkot viljelijöiden pelloilla

Havaintolohkoilla selvitettiin muokkausmenetelmien vaikutuksia maan ominaisuuksiin. Lohkoiksi valittiin toisiaan lähellä olevia peltolohkoja, joiden maalaji oli likimain sama ja joilla toteutettiin neljää eri muokkausintensiiteettiä: intensiivinen muokkaus eli

kyntö, kevennetty muokkaus eli kultivointi, muokkaamaton viljely eli suorakylvö ja monivuotinen nurmi (yli 5 vuotta). Mukana oli myös samoja viljelijöiden seurantalohkoja kuin MYTVAS 2:ssa Varsinais-Suomesta, Satakunnasta ja Uudeltamaalta.

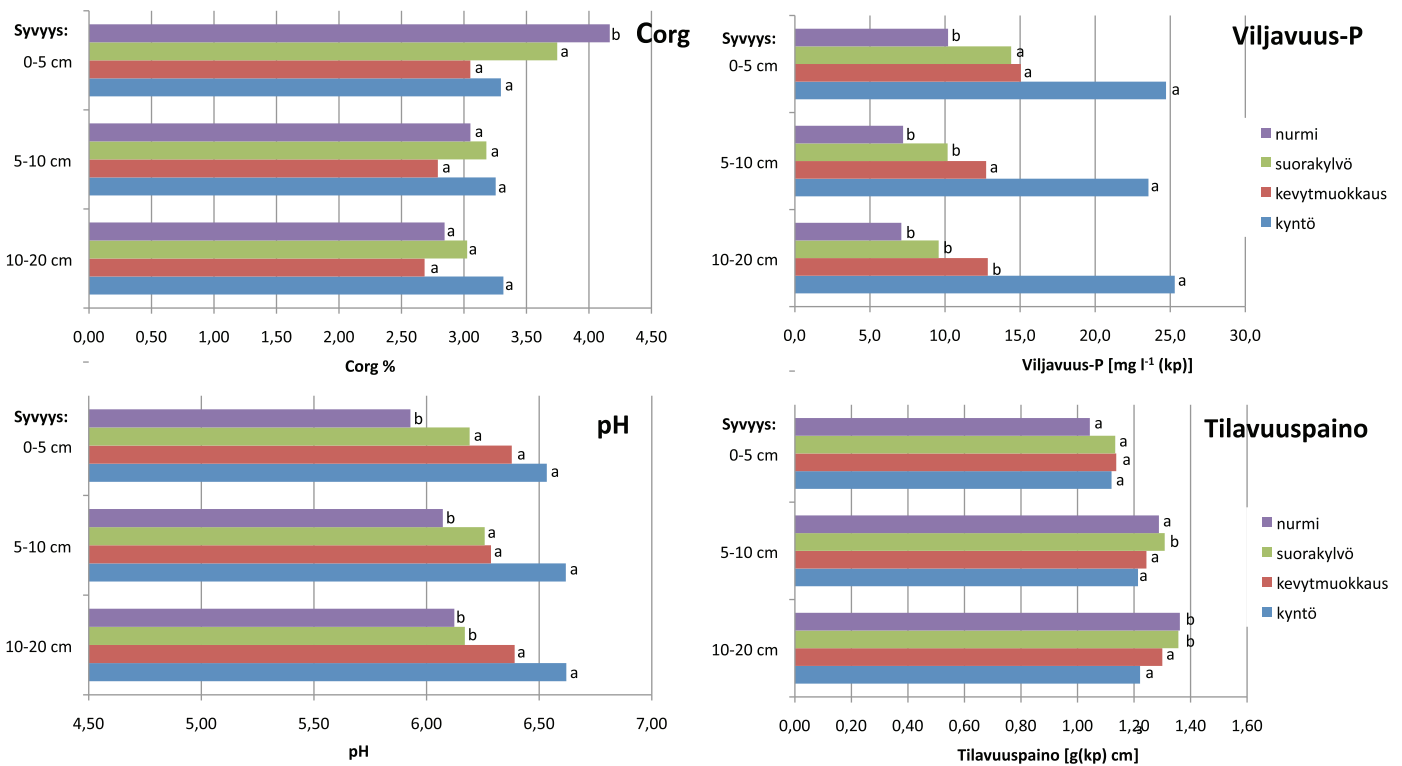
Tällä kertaa mukana oli yhdeksän neljän peltolohkon ryhmää (neljä ryhmää TEHO-hankkeen alueelta, viisi ryhmää RaHa-hankkeen alueelta). Nelikoista seitsemän sijaitsi savimailla ja kahdessa maa oli karkeampaa. Yhdestä savimaalla sijaitsevasta nelikosta puuttui suorakylvetty lohko, joten koko hankkeessa tutkittiin 35 lohkoa. Peltolohkojen maat tutkittiin syksyllä 2010 sadonkorjuun jälkeen:

- Tehtiin Peltomaan laatutestin kuoppahavainnot kahdesta kuopasta jokaiselta lohkolta. Havainnot tehtiin maaprofiilissa olevista tiivistymistä ja iskostumista, ruokamultakerroksen biologisista ominaisuuksista, ruokamultakerroksen fysikaalisista ominaisuuksista, pohjamaan reikäisyydestä (kuvaa biologisia ominaisuuksia), pohjamaan fysikaalisista ominaisuuksista ja maan multavuudesta.
- Tehtiin viljavuusanalyysi ja määritettiin maan tilavuuspaino sekä maan hiilen ja kokonaistypen määrä. Hiili kuvaa maan eloperäisen aineksen määrää. Analyysien varten otettiin maanäytteet kuoppien läheltä kolmelta eri syvyydeltä (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm).

Maanäytteisiin perustuvat tulokset

Viljelijöiden havaintolohkojen maanäytteiden analyyseista saatuja tuloksia tarkasteltiin muokkauskäsittelyittäin (kyntö, kultivointi, suorakylvö, nurmi) ja eri syvyyksissä (Kuva 3.4-3). Muokkauskerroksen kokonaishiilen ja -typen määrässä oli selvä syvyysuuntainen muutos maaprofiilissa muokkausmenetelmän mukaan: kynnössä pitoisuudet jakautuivat tasaisesti, kevennetyssä muokkauksessa melko tasaisesti, suorakylvössä kerrosten välillä oli jo selkeitä eroja ja nurmella erot profiilissa olivat kaikkein selkeimmät niin, että hiili ja typpi kertyivät pintamaahan. Kyntöön verrattuna selkein ero oli nurmella, jonka pintamaassa oli runsaammin kokonaishiiltä; samansuuntainen tulos saatiin suorakylvöllä. Tulokset antoivat viitteitä siitä, että kun tarkastellaan koko 20 cm maakerrosta, kevennetyssä muokkauksessa oli muita muokkausmenetelmiä vähemmän hiiltä. Tulos on kuitenkin syytä varmentaa kenttäkokeilla, sillä viljelijöiden havaintolohkoilla viljelytoimenpiteiden muut erot ovat saattaneet vaikuttaa tulokseen. Lisäksi vaihtelu lohkolta toiselle on niin suurta ettei tulosta voida riittävän varmasti todentaa.

Nurmimaan pH oli kauttaaltaan muita muokkausmenetelmiä alhaisempi, samoin suorakylvön alin tutkittu kerros. Liukoisien kalsiumin tulokset olivat samansuuntaisia kuin pH:n: kyntöön verrattuna kaikki nurmen kerrokset sisälsivät vähemmän kalsiumia, samoin muiden muokkausmenetelmien alemmat kerrokset.



Kuva 3.4-3. Havaintolohkopaikkojen (n=9) maanäytteiden tuloksia (Corg%, pH, viljavuus-P [mg l⁻¹ (kp)] ja tilavuuspaino [g (kp) cm⁻³]) eri muokkausmenetelmissä ja eri syvyyksissä. Kirjaimet palkkien päässä eroavat, jos ero kyntöön on tilastollisesti merkitsevä (p<0,05).

Fosforin vertikaaliprofiilissa oli samantapaiset mutta vieläkin selkeämmät erot muokkausmenetelmien välillä kuin kalsiumissa. Nurmella oli selkeästi alhaisimmat arvot koko profiilissa, kynnöllä tasaisimmat ja korkeimmat. Ravinnetitoisuuksien vertikaaliprofiilit näyttäisivät siten liittyvän muokkausmenetelmään; erot ravinteiden pitoisuuksien tasoissa voivat kuitenkin johtua viljelijöiden erilaisista lannoituskäytännöistä. K- ja -Mg -tulokset eivät olleet yhtä selkeät kuin Ca tai P; kynnössä profiilin pitoisuudet olivat tasaisimmat, K-arvot muita korkeampia ja tasaisempia kynnössä, Mg taas korkein nurmella.

Tilavuuspaino oli kyntömaan profiilissa kaikkein tasaisin, nurmella muutos profiilissa oli suurin. Nurmen maa oli löyhintä pinnalla siihen kertyvän eloperäisen aineksen vuoksi. Nurmimaa oli suorakylvön ohella tiiveintä alimmassa kerroksessa.

Peltomaan laatutestin kuoppahavainnot

Viljelijöiden havaintolohkoilla tehtiin Peltomaan laatutestin kuoppahavainnot ja tulosten perusteella tarkasteltiin eri muokkauskäsittelyjen (kyntö, kevennetty muokkaus, suorakylvö, nurmi) vaikutuksia (Kuva 3.4-4). Selvimät erot muokkausmenetelmien välillä tulivat esille pohjamaan ominaisuuksissa. Suorakylvön pohjamaan reikäisyys ja muut fysikaaliset ominaisuudet olivat heikommat kuin muilla muokkauskäsittelyillä, mikä viittaa vähäisempään biologiseen aktiivisuuteen pohjamaassa (kasvien juurikanavat, lierojen pystysuorat käytävät). Toisaalta suorakylvön biologiset ominaisuudet olivat paremmat ruokamultakerroksessa, vaikka ero ei tilastollisesti merkitsevä ollutkaan. Ruokamultakerroksen fysikaalisissa ominaisuuksissa tai tiivistymien ja iskostumien esiintymisessä ei muokkausmenetelmien välillä havaittu johdonmukaisia eroja.

Yhteenveto

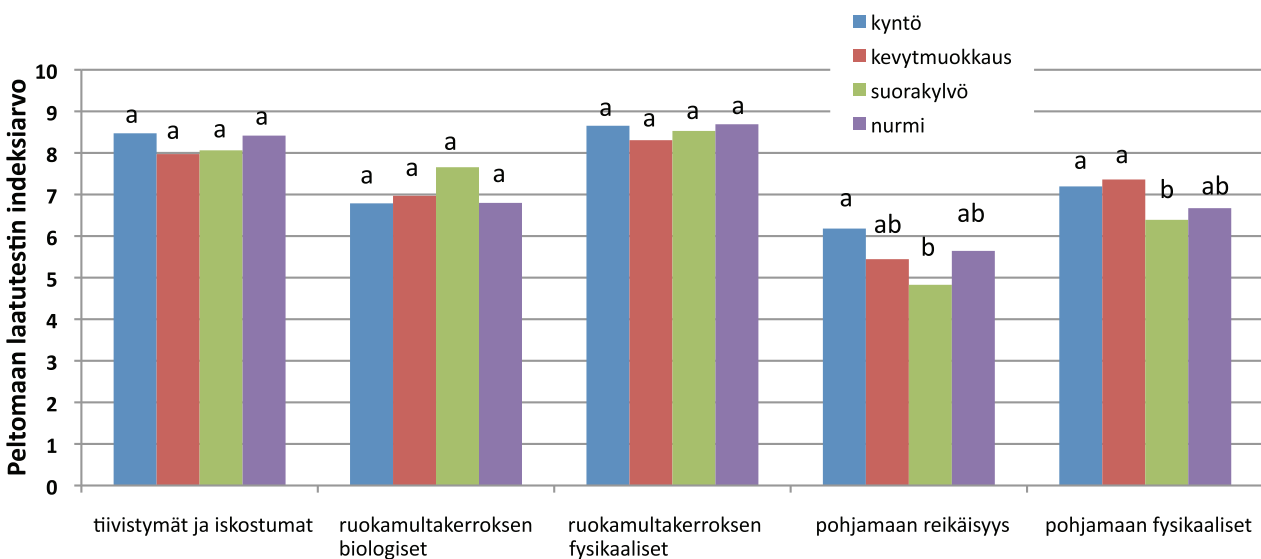
Muokkaamattomuus (nurmi, suorakylvö) aiheuttaa eloperäisen aineksen ja ravinteiden kertymistä pintaan ja epätasaista jakautumista peltomaan 0–20 cm kerroksessa (kokonaishiili ja -typpi sekä P, -K ja -Mg kertyvät pintaan). Myös kevennyksessä muokkauksessa kokonaishiiltä ja -tyyppiä sekä ravinteita voi kertyä pintaan kyntöä enemmän, mutta ero ei ole niin selvä. Eloperäisen aineksen kertyminen peltomaan pintaan vahvistaa pintamaan mururakennetta.

Talviaikaisen kasvipeitteisyyden toteuttaminen kevennetyn muokkauksen avulla ei välttämättä ole toimiva keino peltomaan multavuuden parantamiseksi, kun tarkastellaan koko ylimmän 20 cm maakerroksen sisältämää hiilimäärää. Tämä saattaa olla seurausta kasvintähteiden tehostuneesta hajotuksesta ravinteikkaaseen pintamaahan kevyesti sekoitettuna. Tulos on kuitenkin syytä tarkentaa kenttäkokeilla.

Muokkaamattomuus (suorakylvö, pitkäaikainen nurmi) johtaa kantavampaan, tiiviimpään maan rakenteeseen aivan pintamaata lukuun ottamatta. Siksi muokkaamattomilla lohkoilla olisi tärkeä varmistaa, että viljelykierrossa on mukana pohjamaata reittäviä syväjuurisia kasveja, ja että viljely suosii pystysuoria käytäviä kaivavia lieroja.

Arvio Peltomaan laatutestistä ympäristötukitoimenpiteen

Maatalouden ympäristönsuojelun kehittämishankkeissa on saatu hyviä kokemuksia Peltomaan laatutestin käytöstä. Testin tekeminen yhdessä viljelijän kanssa tarjoaa hyvän mahdollisuuden konkretisoida peltomaan hyvän hoidon merkitystä ja keskustella asioista laajemminkin.



Kuva 3.4-4. Peltomaan laatutestin kuoppahavaintojen tuloksia eri muokkausmenetelmissä viljelijöiden havaintolohkopaikoilta (n=9). Kirjaimet pylväiden yläpuolella eroavat, jos ero kyntöön on tilastollisesti merkitsevä (p<0,05).

Koulutus ja internetistä saatavilla olevat verkkomateriaalit mahdollistavat testin teon itsenäisesti tiloilla. Joidenkin havaintojen teko on kuitenkin haastavaa (mm. multavuuden ja kasvustotähteiden hajoamisen arviointi); testin käytettävyyttä olisikin hyvä parantaa entisestään. Testin tekeminen ei kuitenkaan yksin riitä, vaan oleellista on, että tiloilla ryhdytään Peltomaan laatutestin osoittamiin oikeisiin peltomaan parannustoimiin.

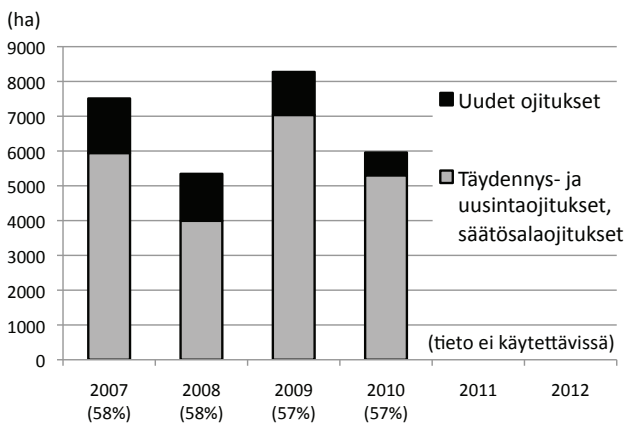
Ojitus- ja kalkitustilastot

Sekä peltomaan ojituksen että kalkituksen tilastointi on vaikeutunut viime vuosina. Kalkitusyhdistys on lopettanut toimintansa entisessä muodossaan. Nordkalk Suomen suurimpana toimijana kuitenkin pyrkii jatkamaan tilastointia. Ojitustiedot eivät enää

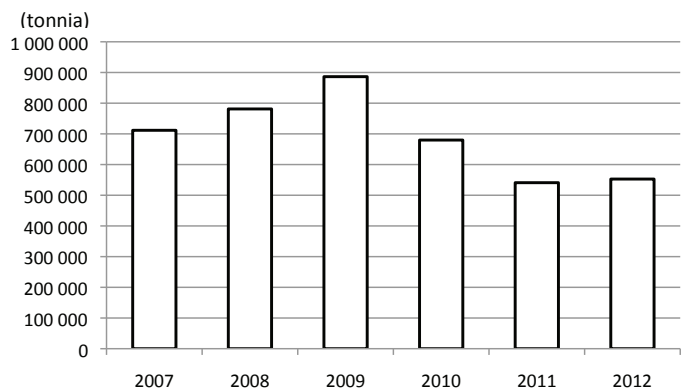
ole löydettävissä entiseen tapaan, ellei ojituksen ole käytetty valtion investointiavustuksia. Toimijoita alalla on paljon ja tietojen keräys on hankalaa sekä liikesalaisuuden alaista.

Käytettävissä olevien tietojen perusteella ojituksessa ei ole tapahtunut suuria muutoksia. Pääosin salaojitukset ovat uusintasalaojituksia, ja niiden tarve olisi nykyistä paljon suurempi. Kohdennetut investointiavustukset ovat hyvä tapa pellon toimivan vesitalouden ylläpitämiseksi ja parantamiseksi.

Peltomaan kalkitusmäärät pysyivät päättyneen ympäristötukikauden melko tasaisina. Sääolot vaikuttavat kalkituksen toteuttamiseen. Vuoden 2013 kalkitusmääräksi arvioitiinkin edellisistä vuosista reipasta nousua suotuisten olosuhteiden vuoksi.



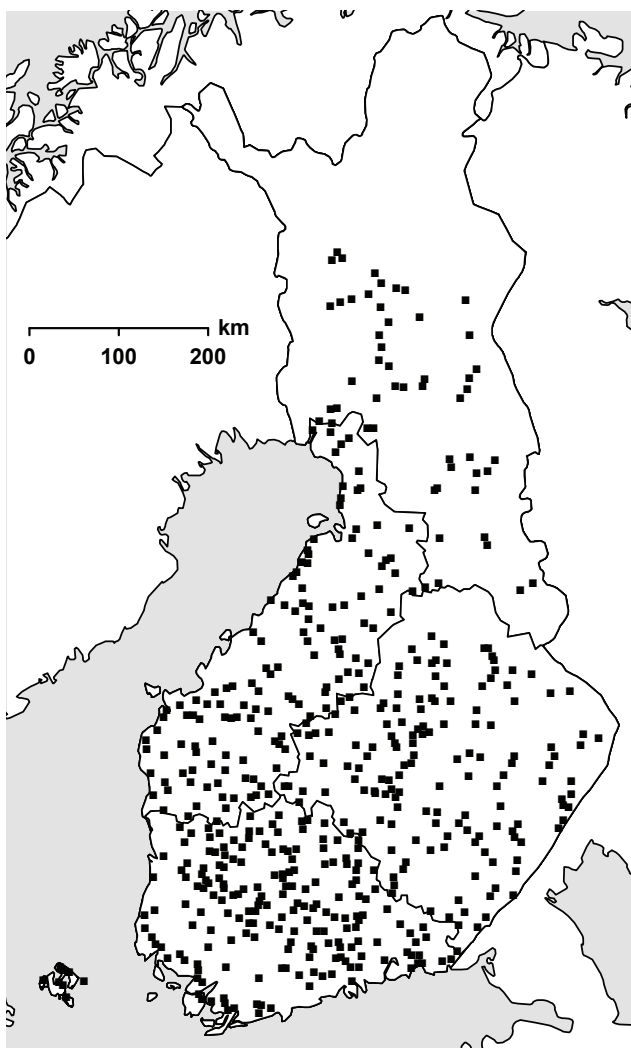
Kuva 3.4-5. Uudet ja uusintasalaojitukset [ha] (salaojissa % peltoalasta) (Lähde: Salaojayhdistys).



Kuva 3.4-6. Maanparannusainetoimitukset vuosittain (Lähde: Kalkitusyhdistys)

3.4.4 Maan viljavuus, hiilipitoisuus ja raskasmetallipitoisuus

Maan viljavuuden, hiilipitoisuuden ja raskasmetallipitoisuuden tarkastelussa hyödynnettiin Suomen peltojen kemiallisen tilan valtakunnallisen seurantatutkimuksen (Valse-tutkimus; Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT; ks. Mäkelä-Kurtto & Sippola 2002) aineistoa ja aiemmin julkaistuja tuloksia. Seurantatutkimus alkoi vuonna 1974 (2042 näytealaa) ja näytteenotto on toistettu samoilla aloilla kolmasti, 1987 (1362), 1998 (720) ja 2009 (611). Seuranta-alat sijaitsevat käytännön viljelyssä olevilla peltolohkoilla ja kattavat maan koko viljelyalueen (Kuva 3.4-7). Kullakin seurantapaikalla maanäyte otetaan pellon pintakerroksesta (n. 0–15 cm) kokoomanäytteenä aarin alueelta.



Kuva 3.4-7. Valse-maaperäseurannan näytealaverkko vuoden 2009 näytteenotossa. Karttaan on merkitty tutkimuksessa käytetty Suomen jako neljään maantieteelliseen alueeseen.

Aineiston avulla on tarkasteltu viljelymaan laatua kuvaavan neljän ominaisuuden – maan hiilipitoisuuden (Corg), happamuuden (pH), johtoluvun ja kadmiumpitoisuuden (Cd) – pitkän aikavälin muutoksia (1974–2009) suomalaisessa peltomaassa. Kemialliset analyysit tehdään standardimenetelmillä MTT:n maaperälaboratoriossa (Mäkelä-Kurtto ja Sippola 2002; Heikkinen ym. 2013). Hiilipitoisuuden mittaamenetelmä on muuttunut olennaisesti seurannan aikana: vuonna 1974 se perustui märkäpolttoon, muina vuosina kuivapolttoon. Märkäpoltto tuottaa systemaattisesti alempia hiilipitoisuuksia kuin kuivapoltto (Heikkinen ym. 2013 viitteineen).

Hiilipitoisuus kertoo, kuinka paljon maassa on eloperäistä ainesta, joka parantaa kivennäismaiden rakennetta sekä maan kykyä pidättää ravinteita ja kosteutta. Eloperäinen aines myös ylläpitää maan kasvukunnon kannalta tärkeää maaperäeliöstöä. Maan happamuus vaikuttaa kasvien ravinteiden ottoon ja pH:n muutosten seuranta on olennaista Suomen luontaisesti happamilla mailla, joilla lannoitus ja hapan laskeuma voivat lisätä happamoitumista. Maan johtoluku on yleismittari vesiliukoisten suolojen pitoisuudelle. Kadmium on mukana maan puhtauden mittarina. Kadmiumia tulee peltoihin laskeumana sekä sitä sisältävissä fosforilannoitteissa, lietteissä ja lannoissa. Kertyessään ravintoketjussa kadmium voi vaikuttaa kielteisesti ihmisten ja eläinten terveyteen.

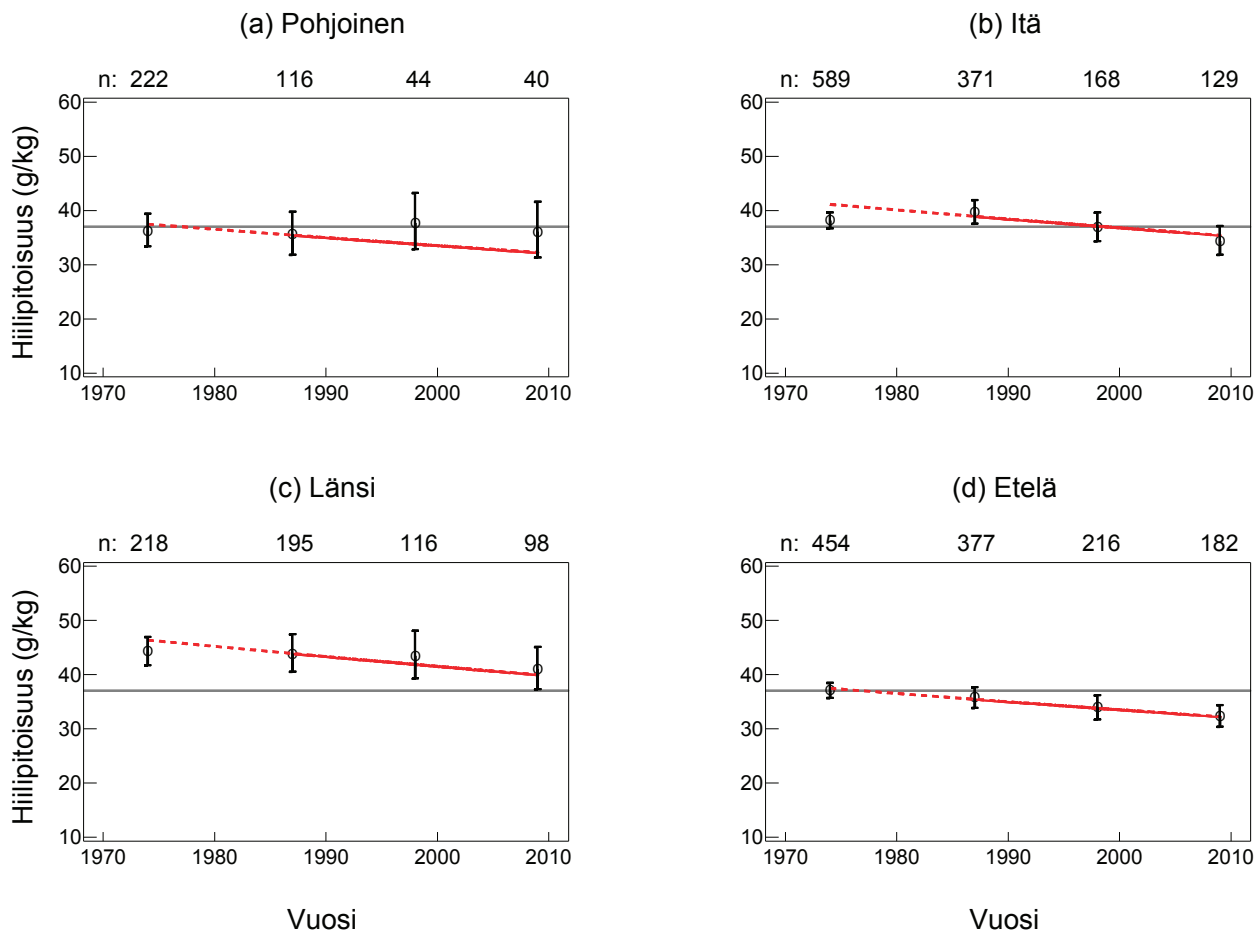
Aineiston tilastollisessa tarkastelussa, jossa mukana olivat seurannan kaikki havainnot, tutkittiin maaperän ominaisuuksien ajallista muutosta. Trendien mallinnuksessa huomioitiin vaihtelu peltojen maaperän lajitekoostumuksessa (kivennäismaat) ja orgaanisen aineksen pitoisuuden yleistasossa (eloperäiset maat) sekä peltojen maantieteellisessä sijainnissa. Lajitekoostumuksen mukaan kivennäismaat jaettiin kolmeen ryhmään, karkeat maat (karkea hieta sekä sitä karkeammat maat), hienojakoiset maat (hieno hieta ja hiesu) sekä savet, ja eloperäiset maat kahteen ryhmän, multamaat, orgaaninen aines OM 20–40 prosenttia ja turvemaat OM > 40 prosenttia. Tilastollisessa mallinnuksessa jaotteluja sovellettiin kuhunkin tapaukseen parhaiten soveltuvalla tavalla. Sijainnin suhteen Suomi jaettiin neljään alueeseen, jotka pyrittiin muodostamaan maaperän luontaisen vaihtelun perusteella (pohjoinen, itä, länsi, etelä; Kuva 3.4-7) (Lilja ym. 2006, Heikkinen ym. 2013).

Pellonkäyttömuodon merkitystä maaperän ominaisuuksien kehittymiselle tarkasteltiin kahden viimeisen näytteenottokerran välillä (1998–2009). Tarkoitusta varten näytealan maaperätietoon liitettiin Tiken peltolohko- ja pellonkäyttökistereistä koottu tieto vuosien 1995 ja 2009 välillä näytteenottopaikalla vallinneesta viljelystä. Pellonkäyttöä kuvattiin kolmiluokkaisella muuttujalla: yksivuotiset vs. monivuotiset kasvit (80 % kasvu-kausista kyseistä viljelyä) sekä viljelykierto (kun pelto ei sopinut kahteen ensin mainittuun luokkaan) (Heikkinen ym. 2013).

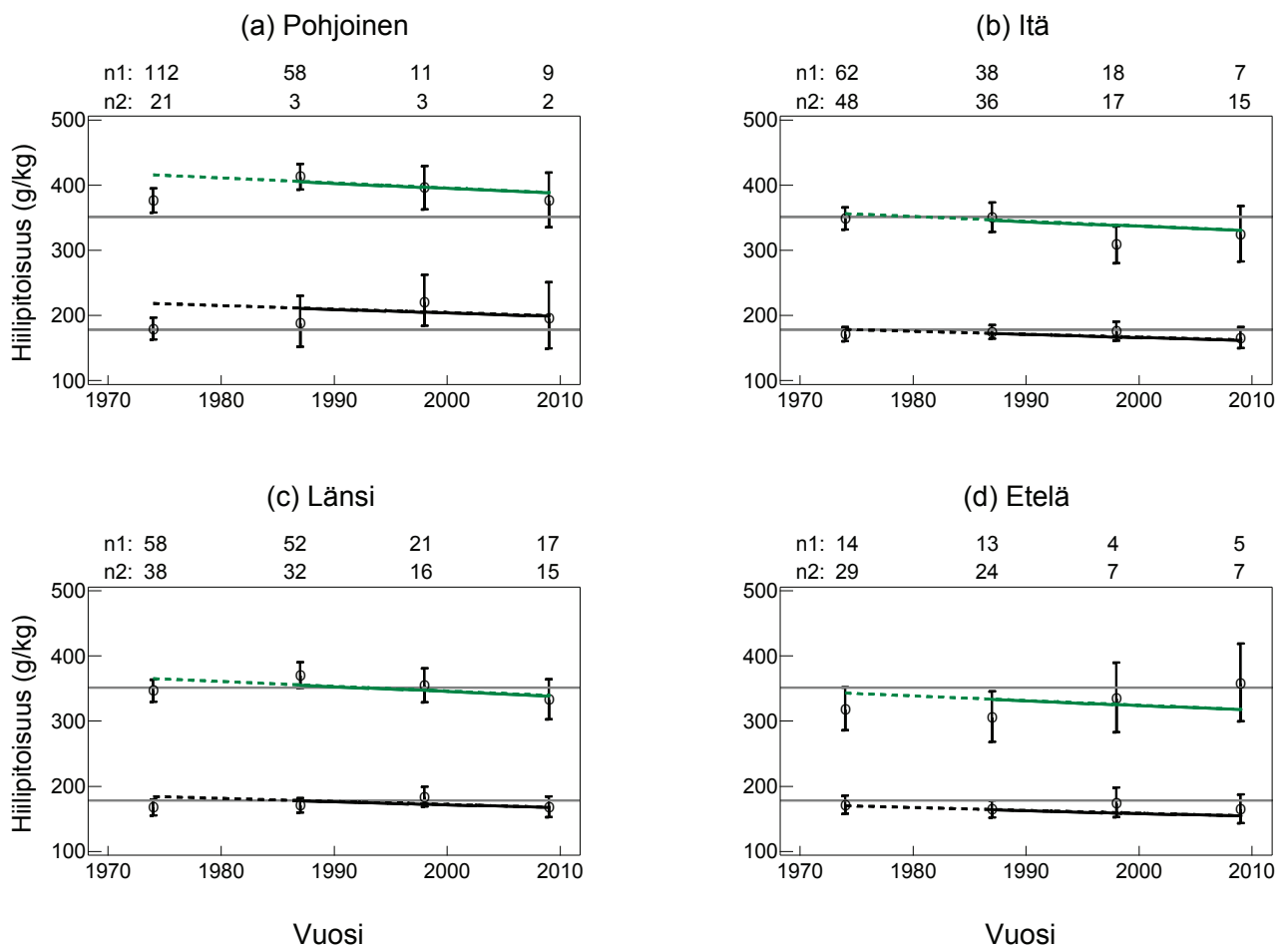
Maan hiilipitoisuus

Kivennäismailla keskimääräinen hiilipitoisuus laski koko seuranta-ajan 1974–2009 trendimallien perusteella (Kuva 3.4-8). Vähenemä oli vuosittain 0,4 prosenttia suhteessa edellisen vuoden tasoon. Pohjoisessa pieni näytemäärä kahtena viimeisenä seurantavuonna aiheutti kuitenkin epävarmuutta tuloksiin, kuten keskiarvojen suuret luottamusvälit osoittavat. Vuoden 1974 hiilipitoisuuksille vuosien 1987–2009 kuivapoltto-omenetelmällä saatuun aineistoon perustuvat trendimallit ”ennustavat” korkeammat keskiarvot kuin vuoden 1974 aineiston perusteella määritetyt keskiarvot (Kuvat 3.4-8 ja 3.4-9). Tämä on johdonmukaista, kun muistetaan vuonna 1974 käytetyn mittausmenetelmän tuottamat alemmat pitoisuudet. Tulosten perusteella hiilipitoisuuden lasku on jatkunut samankaltaisena vuodesta 1974 saakka. Hiilipitoisuuden laskunopeus ei riippunut alueesta, mutta tasoeroja alueiden välillä esiintyi: hiilipitoisuus oli korkein lännessä ja alin pohjoisessa ja etelässä (Kuva 3.4-8).

Myös eloperäisillä mailla oli selkeitä viitteitä hiilipitoisuuden laskusta vuosina 1974–2009 sekä multa- että turvemilla (Kuva 3.4-9). Multamailla hiilipitoisuuden vähenemä edellisen vuoden tasosta oli vuosittain 0,3 prosenttia ja turvemilla 0,2 prosenttia. Kuvassa 3.4-9 on mallinnettu muutos esitetty kaikille kahdeksalle alue-maalaji-yhdistelmälle, huolimatta siitä, että pieni näytemäärä haistasi osassa tapauksia muutoksen luotettavaa mallinnusta. Erityisesti pohjoisessa sijaitsevien multamaiden ja etelässä sijaitsevien turvemaiden kohdalla ei näytä olevan selkeää todistetta hiilipitoisuuden vähenemisestä. Näissä alue-maalaji-ryhmissä tarvitaan kuitenkin enemmän näytealoja luotettavien päätelmien tekemiseksi ajallisen muutoksen luonteesta. Kummallakin eloperäisellä maalla keskimääräiset hiilipitoisuudet olivat korkeimpia pohjoisessa, seuraavaksi korkeimpia lännessä ja alhaisimpia etelässä ja idässä (Kuva 3.4-9).



Kuva 3.4-8. Kivennäismailla sijaitsevien peltojen pintakerroksen hiilipitoisuuden muutos vuosina 1974–2009. Kuvassa on esitetty hiilipitoisuuden keskiarvoestimaatit 95 prosentin luottamusväleineen ja vuosien yli mallinnettu trendi. Trendimallit perustuvat vuosien 1987–2009 aineistoon (kuivapoltto-omenetelmä, yhtenäinen viiva) ja niitä käytettiin ”ennustamaan” vuoden 1974 keskiarvoja, jotka määrättiin myös vuoden 1974 aineiston perusteella (märkäpoltto-omenetelmä, katkoviiva). Vaakaviivalla on merkitty keskimääräinen hiilipitoisuus vuosien 1987–2009 aineistossa (n=näytealojen lukumäärä).



Kuva 3.4-9. Eloperäisillä mailla sijaitsevien peltojen pintakerroksen hiilipitoisuuden muutos vuosina 1974–2009. Kuvassa on esitetty hiilipitoisuuden keskiarvoestimaatit 95 prosentin luottamusväleineen sekä yli vuosien mallinnettu trendi (vrt. Kuva 3.4-8). Vihreä viiva = turvemaat (näytealojen määrä=n1), musta viiva= multamaat (näytealojen määrä=n2). Vaakaviivalla on merkitty keskimääräinen hiilipitoisuus vuosien 1987–2009 aineistossa.

Kun tarkasteltiin hiilipitoisuuden muutosta 1998–2009, todettiin, että kaikissa alue-maalaji-yhdistelmissä hiilipitoisuus oli vuonna 2009 matalin niillä pelloilla, joilla yksivuotiset kasvit olivat vallinneet viljelyssä. Kun hiilipitoisuus väheni vuodesta 1998, oli väheneminen lisäksi suurinta näillä pelloilla. Keskimääräinen hiilipitoisuus kuitenkin laski myös muussa pellonkäytössä vuoden 1998 tasosta, lukuun ottamatta savimaita etelässä ja kaikkia maalajiluokkia lännessä (Heikkinen ym. 2013).

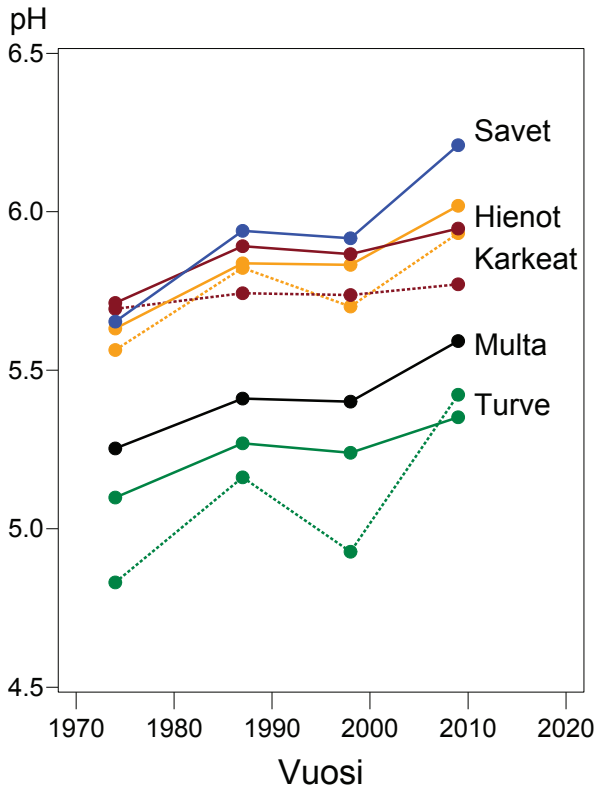
pH ja johtoluku

Yleinen kehitys suunta seurannan aikana on ollut maan pH:n kohoaminen ja happamuuden väheneminen (Kuva 3.4-10). Pohjoisessa, joka analysoitiin erillään muusta aineistosta poikkeavan maalajijakauman vuoksi, pH:n muutoksessa oli eroja maalajien välillä. Hienojakoisilla mailla trendi oli nouseva, turvemailla nousu kääntyi välillä laskuun vuosien 1987 ja 1998 välisenä aikana ja karkeilla mailla happamuudessa ei tapahtunut muutoksia. Etelässä, lännessä ja idässä happamuuden muutos ei poikennut

maalajien eikä eri alueiden välillä. Kaikissa tapauksissa pH:n nouseva suunta taittui vuosien 1987 ja 1998 välillä ja jatkui sen jälkeen (Kuva 3.4-10).

Vuosien 1998 ja 2009 vertailussa pH oli kaikissa kolmessa pellonkäyttöluokassa vuonna 2009 korkeampi kuin vertailutasona käytetty peltojen keskimääräinen pH vuonna 1998 (pH 5,9). Kuitenkin pH:n nousu oli suurempi yksivuotisten kasvien viljelyssä (pH 6,1) kuin monivuotisten kasvien viljelyssä (pH 5,9) tai viljelykierrossa (pH 6,0).

Maan pohjoisosassa peltomaan johtoluku laski seurannan alussa hienojakoisilla mailla, mutta on kasvanut vuodesta 1987 lähtien (Kuva 3.4-11). Pohjoisen karkeilla mailla ei ole merkkejä johtoluvun ajallisesta muutoksesta, kun taas turvemailla trendi on ollut nouseva (Kuvat 3.4-11). Maan muissa osissa johtoluvun muutos on vuoden 1987 jälkeen ollut nouseva (vuosittaiset keskiarvot: 1974 1,00; 1987 0,92; 1998 1,27; 2009 1,47), eivätkä alueet ja maalajit ole poikenneet trendeiltään (Kuva 3.4-11). Vuosien 1998 ja 2009 vertailun perusteella johtoluvun muutos ei poikennut kolmen pellonkäyttöluokan välillä.



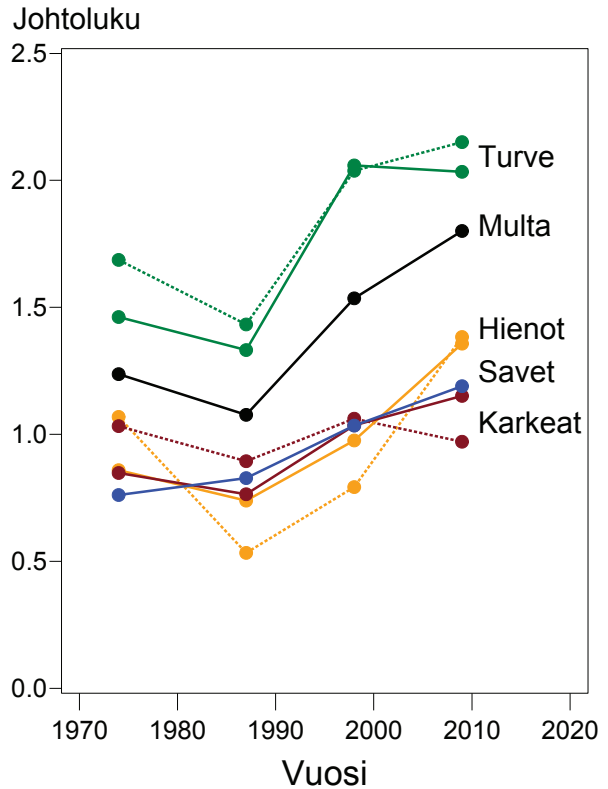
Kuva 3.4-10. Peltomaan pH:n muutos 1974–2009. Vuosittaiset keskiarvot on yhdistetty katkoviivalla (pohjoinen) tai yhtenäisellä viivalla (muu Suomi). Maalajit on merkitty värein: sininen=savet, keltainen=hienojakoiset kivennäismaat, punaruskea=karkeat kivennäismaat, musta=multa, vihreä=turve.

Kadmium

Peltomaiden helppoliukoisissa (AAAc-EDTA-uuttoisissa) kadmiumpitoisuuksissa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia seuranta-jakson aikana (Kuva 3.4-12). Keskiarvoissa näkyvät pitoisuuden laskut kahden viimeisen seurantakerran välillä ovat niin pieniä, että ne saattavat selittyä otantavaihtelulla ja mittaustarkkuudella. Pohjoinen erottui muista alueista alemman kadmiumpitoisuutensa perusteella, muilla alueilla pitoisuudet olivat korkeimmillaan orgaanisilla mailla. Pellonkäyttöluokat eivät poikenneet toisistaan kadmiumpitoisuuden kehittymisen suhteen. Kadmiumin liukoisuutta lisäävien maaperän happamuuden ja runsaan eloperäisen aineksen määrän vuoksi helppoliukoisen kadmiumin osuus suomalaisten maiden kokonaiskadmiumista on kohtuullisen korkea, noin 40 prosenttia (Sippola & Mäkelä-Kurtto 1986). Kokonaiskadmiumpitoisuudet ovat kuitenkin ylipäätään matalia (Mäkelä-Kurtto et al. 2003).

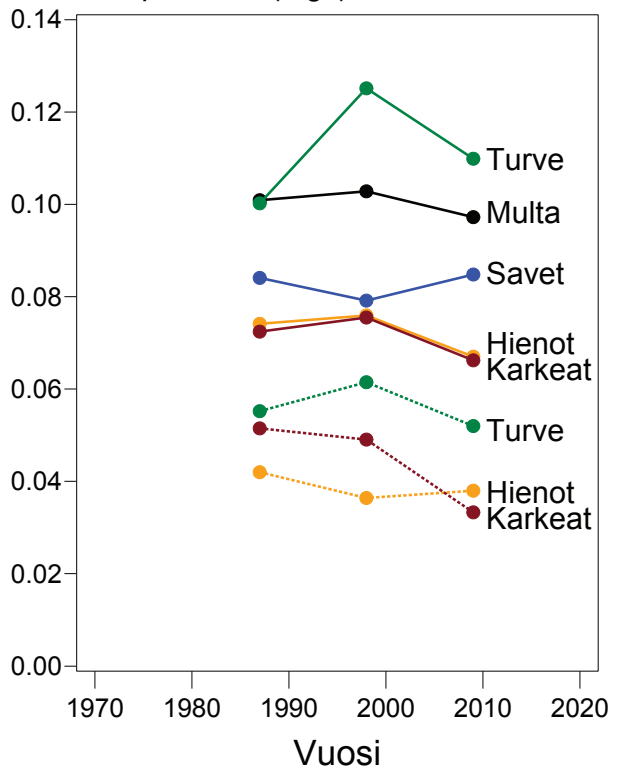
Yhteenveto

Peltomaan eloperäisen aineksen (erityisesti hitaasti hajoavan humuksen) lisääminen kuuluu ympäristötuen tavoitteisiin. Seurantatutkimuksen tulosten mukaan tämä tavoite ei ole toteutumassa vaan maaperän hiilipitoisuus päinvastoin laskee.



Kuva 3.4-11. Peltomaan johtoluvun muutos 1974–2009. Symbolit kuten kuvassa 3.4-10.

Kadmiumpitoisuus (mg/l)



Kuva 3.4-12. Peltomaan kadmiumpitoisuuden muutos 1987–2009. Symbolit kuten kuvassa 3.4-10.

Pellonkäytön merkitystä koskevien tulosten perusteella siirtymisen lisääntyvästi yksivuotisten kasvien viljelyyn ja viljelykierron yksipuolistuminen ovat osaltaan vähentämässä maaperän hiilipitoisuutta. Vähennemisnopeus on kuitenkin ollut samansuuruisia eri osissa Suomea, vaikka alueet poikkeavat toisistaan huomattavasti maataloustuotannon osalta. Onkin mahdollista, että aikoinaan metsistä raivatut pellot edelleen menettävät metsien kerryttämää hiiltä pellonkäytön eroista huolimatta ja/tai että lämpenevä ilmasto on lisännyt eloperäisen aineksen hajoamista peltojen pintakerroksessa (ks. Heikkinen ym. 2013). Kasvinravinteiden käyttökelpoisuuden kannalta maan pH-luvun tulisi olla kivennäismailla noin 6,0–6,5 ja orgaanisilla mailla noin 5,0–5,5. Seuranta-aineistossa havaittu peltomaan pH:n kohoaminen on myönteinen suunta peltojen viljavuuden kannalta. Nousujohtainen trendi Suomen luontaisesti happamilla mailla kertoo viljelijöiden huolehtineen tarpeellisesta ylläpito-kalkituksesta. Maan vesiliukoisten suolojen pitoisuutta kuvaava johtoluku on suomalaisissa peltomaissa normaalilla tasolla. Seuranta-aineistossa havaittu johtoluvun nouseva trendi indikoi liukoisten suolojen pitoisuuden olevan kasvussa, mutta ei viittaa maan haitalliseen suolaantumiseen. Peltomaan heppoliukoisen kadmiumpitoisuuden vakaus kertoo peltomaiden puhtauden säilymisestä suotuisalla tasolla.

3.4.5 Toimenpidesuosituksiset

MYTVAS 3 -hankkeen tulosten perusteella tehdyt toimenpidesuosituksiset:

- Muokkauksen keventämiseen ja kasvipeitteisyyden lisäämiseen liittyvien toimenpiteiden kohdentamisessa olisi tarpeen ottaa huomioon peltomaan rakenne. Ympäristön kannalta toimenpiteistä saadaan paras hyöty silloin, kun ojitus on toimiva ja maan rakenne läpäisee hyvin vettä. Mikäli pellolla on ongelmia maan rakenteessa, kasvipeitteisyys voidaan toteuttaa monivuotisena nurmena (kesanto, luonnonhoitopelto, heinä- tai siemennurmi). Monivuotiset nurmikasvit voivat myös tehostaa pellon vesitalouden peruskunnostustoimenpiteiden hyötyä maan rakenteen hoidossa.
- Muokkauksen keventämiseen ja kasvipeitteisyyden lisäämiseen liittyvä eloperäisen aineksen kertyminen peltomaan pintaan parantaa pintamaan rakennetta vahvistamalla murujen (eli aggregaattien) kestävyyttä.
- Peltomaan rakenteen parantamiseen ja hyvän rakenteen ylläpitämiseen liittyvään neuvontaan ja tiedonhallintajärjestelmien tuottamiseen pitäisi kiinnittää huomiota (esim. maan tiivistymisriskin arvioinnin nettityökalu Terranimo www.soilcompaction.fi).

- Viljelyn monipuolistaminen ja monivuotiset viljelykasvit auttavat säilyttämään peltomaan hiilipitoisuutta. Peltomaan käyttötavan ja viljelytoimenpiteiden vaikutusta maan hiilitaseeseen tulisi selvittää tarkemmin ja kehittää viljelijöille työkalu päätöksentekoa varten.
- Nykyiset rajat raskasmetallien pitoisuudelle lannoitevalmis-teissa on edelleen syytä pitää voimassa.

Yleisiä neuvonnallisia toimenpidesuosituksia:

- Viljelyn pellon maaperän eliöstön monimuotoisuutta voidaan ylläpitää ja lisätä viljelykierron ja kasvilajivalikoiman monipuolistamisella, kasvipeitteisyyttä lisäämällä ja muokkauksella vähentämällä.
- Peltoliikenteen vähentäminen pellolla vähentää maan tiivistymisriskiä. Tukea voitaisiin antaa esimerkiksi peltoteiden liittymien lisärakentamiselle.
- Maan kalkitus nopeuttaa savimaiden pintamaan mururakenteen stabiloitumista (rakennekalkitus) siirryttäessä kevennettyyn muokkaukseen tai suorakylvöön.
- Toimiva ojitus on maan rakenteelle tärkein perusparannustoimenpide.
- Orgaanisilla viljelymailla nurmen viljelyn suosiminen sekä sääätösalaajitus ylläpitävät peltomaan hiilipitoisuutta.

Kirjallisuus

Alakukku, L., Ristolainen, A., Sarikka, I. & Hurme, T. 2008. Maan rakenne ja vesitalous vesistökuormituksen taustatekijöinä. Teoksessa: Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.). Maatalouden ympäristöuivaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000-2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: MTT. s. 31–39.

Alakukku, L., Ristolainen, A., Sarikka, I. & Hurme, T. 2010. Surface water ponding on clayey soils managed by conventional and conservation tillage in boreal conditions. *Agricultural and Food Science* 19: 313–326.

Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V. & Regina, K. 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils 1974–2009. *Global Change Biology* 19: 1456–1469.

Lilja, H., Uusitalo, R. Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2006. Suomen maannostietokanta: Maannostokartta 1:250 000 ja maaperän ominaisuuksia. MTT:n selvityksiä 114: 70 s.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. (Verkkodokumentti). Päivitetty: 30.10.2009. Viitattu: 4.3.2014. Saatavissa internetistä: http://www.maaseutu.fi/attachments/maaseutu/maaseudunkehittamisohjelmat/ohjelmakaudelle20072013/5o8EMV39Y/Manner-Suomen_maaseudun_kehittamisohjelma_301009_FI.pdf.

Mäkelä-Kurtto, R. & Sippola, J. 2002. Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. *Agricultural and Food Science in Finland* 11, 4: 273–284.

Mäkelä-Kurtto, R., Louekari, K., Nummivuori, S., Sippola, J., Kaasalainen, M., Kuusisto, E., Virtanen, V., Salminen, R., Tarvainen, T. & Malm, J. 2003. Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä. *Maa- ja elintarviketalous* 27: 51 s.

Palojärvi, A., Mylly, M. & Alakukku, L. 2006. Peltomaan laatu-testi. (Verkkopalvelu). Viitattu: 4.3.2014. Saatavissa internetissä: http://www.virtuaali.info/efarmer/peltomaan_laatu_testi/.

Sippola, J. & Mäkelä-Kurtto, R. 1986. Cadmium in cultivated Finnish soils. *Annales Agriculturae Fenniae* 25: 255–263.

3.5 Sadon määrä ja laatu

Tapio Salo (MTT), Lauri Jauhiainen (MTT) ja Pirjo Peltonen-Sainio (MTT)
tapio.salo@mtt.fi

3.5.1 Tausta

Typpi- ja fosforilannoituksen alentaminen ja tarkentaminen vastaamaan kasvien todellista tarvetta on ollut yksi keskeisistä maatalouden ympäristötuen tavoitteista. Typpi- ja fosforilannoitustasot ovatkin laskeneet selvästi vuosien 1990–1994 tasosta (Salo ym. 2007, Salo ym. 2008). Lannoitustasojen alentuessa on samalla pelätty sadon määrän ja varsinkin laadun heikkenevän.

3.5.2 Tavoite

Tutkimuksen tavoitteena oli arvioida viljasadon laadun muutoksia Eviran keräämästä Viljaotanta-aineistosta sekä testata käytettyjen lannoitustasojen vaikutusta viljasadon laatuun. Sadon määrän ja laadun kehityksen seurantaan käytettiin myös MTT:n virallisten lajikekokeiden aineistoa, josta määritettiin lajien ja lajikkeiden kehityksen vaikutus tyyppitasoihin viimeisen 20 vuoden aikana.

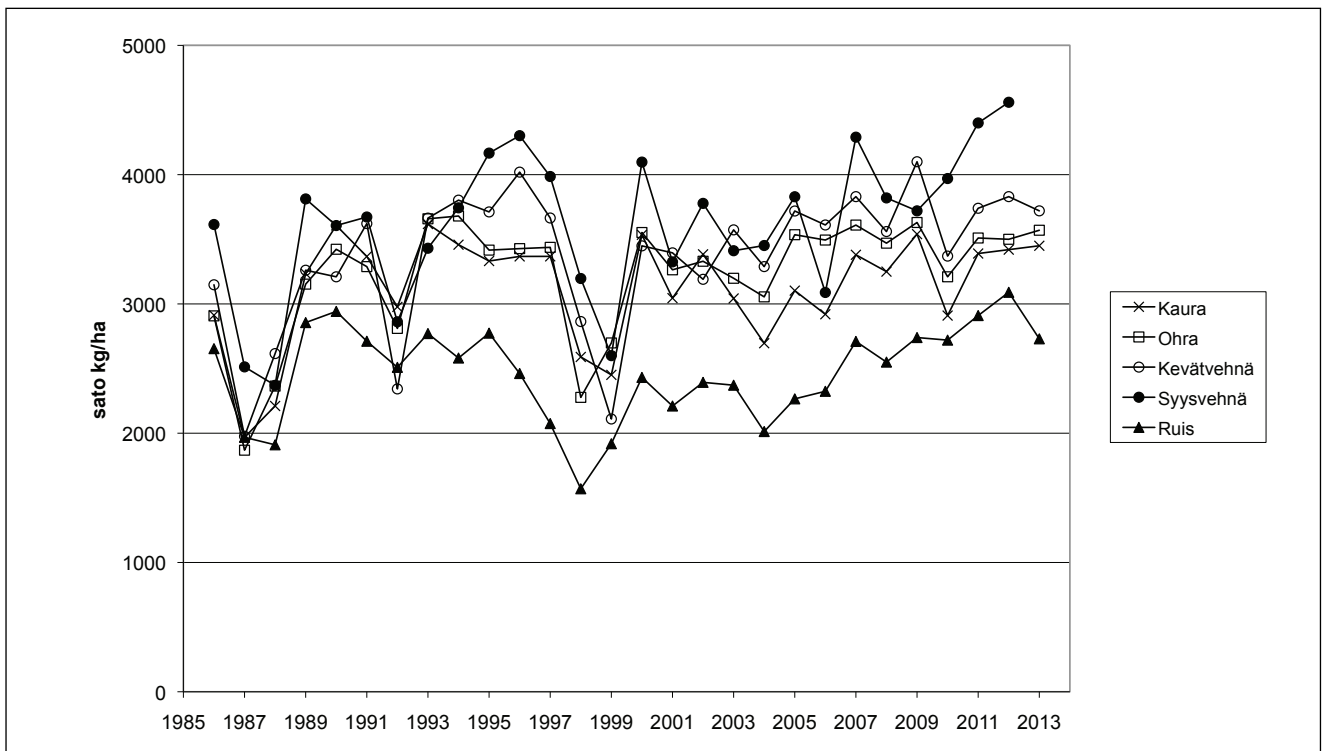
3.5.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

MYTVAS 2 -seurantatutkimuksessa tarkasteltiin 1995–1999 ja 2000–2005 ajanjaksojen typpi- ja fosforilannoitteiden käyttömääriä sekä sadon laadun muutoksia verrattuna ajanjaksoon 1990–1994 (Salo ym. 2008). Seuranta-aineistona käytetty Eviran Viljaotanta-aineisto osoitti viljan laadun osittain heikentyneen vuosiin 1990–1994 verrattuna, mutta tätä heikkenemistä ei voitu yhdistää lannoitustasojen alenemiseen. Lannoitustasojen alenemisen arvioidaan edelleen jatkuvan, ja tämän vuoksi MYTVAS 3 -seurantatutkimuksessa jatkettiin sadon laadun ja lannoitustasojen vertailua lisäämällä mukaan analyysiin vuodet 2006–2012. Tässä raportissa aineistoon on liitetty vuosien 1988–1989 ja 2006–2012 aineistot ja kokonaistarkastelu tehdään vuosille 1988–2012.

3.5.4 Uudemmat MYTVAS-tulokset

Sadon määrä

Viljojen vuosittaiset keskisadot vaihtelevat voimakkaasti kasvukauden sääolosuhteista riippuen. Vuosina 1986–2013 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla. 1980- ja 1990-luvuilla erottuu selvästi vierekkäisiä vuosia heikompia satovuosia: 1987, 1988,



Kuva 3.5-1. Syys- ja kevätvehnän, rukiin, ohran ja kauran keskiarvosadot 1986–2013. Aineisto perustuu Tiken Eurostatille toimittamiin vuosittaisiin keskiarvosatoihin.

1992, 1998 ja 1999 (Kuva 3.5-1). 2000-luvulla ei ole havaittavissa selvästi satotasoihin poikkeavaa vuotta. Alentuneiden lannoitustasojen on toisaalta arvioitu leikkaavan edullisten vuosien korkeat satotasot 2000-luvulla (Peltonen-Sainio ym. 2014).

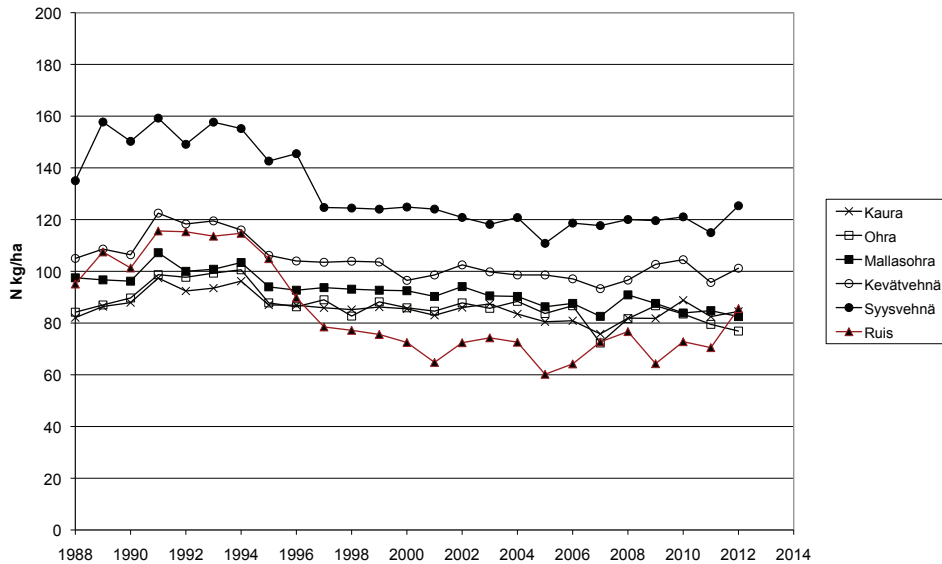
Sadon laatu

Sadon laadun kehityksen arviointia varten verrattiin Elintarviketurvallisuusviraston Viljantarkastuksen (entinen KTTK:n Viljalaboratorio) analysoimien viljanäytteiden laatua ja taustatietoja vuosilta 1988–2012. Tilastolliseen analyysiin otettiin laatutekijöistä hehtolitrin ja tuhannen siemenen paino sekä valkuaispitoisuus. Taustatiedoista otettiin huomioon tyyppi- ja fosforilannoitustasojen lisäksi lajike, maaseutukeskus, maalaji ja vuosi. Lajikevalikoiman aiheuttamat muutokset laatuominaisuuksien keskiarvoihin otettiin analyysissä huomioon. Ensiksi tutkittiin lannoitustasojen ja laatutekijöiden muutosta viiden eri ajanjakson, 1988–1989, 1990–1994, 1995–1999, 2000–2005 ja 2006–2012 välillä. Tilastolliset analyysit tehtiin SAS:n sekamallilla, jossa lajike ja maaseutukeskus olivat satunnaisvaihteluisia tekijöitä ja ajanjaksot kiinteitä tekijöitä. Sen jälkeen analysoitiin tyyppi- ja fosforilannoitustasojen vaikutusta laatutekijöihin ajanjaksoilla 1988–1994, 1995–2005 ja 2006–2012. Satunnaiskertomisessa regressiomallissa estimoitiin jokaiselle maaseutukeskuksen ja vuoden kombinaatiolle oma lannoituksen vaikutus kuhunkin laatutekijään. Lajike otettiin analyysiin mukaan kovariaattina, ja analysoitaessa tyyppilannoituksen vaikutusta laatutekijöihin otettiin myös maalaji kovariaatiksi.

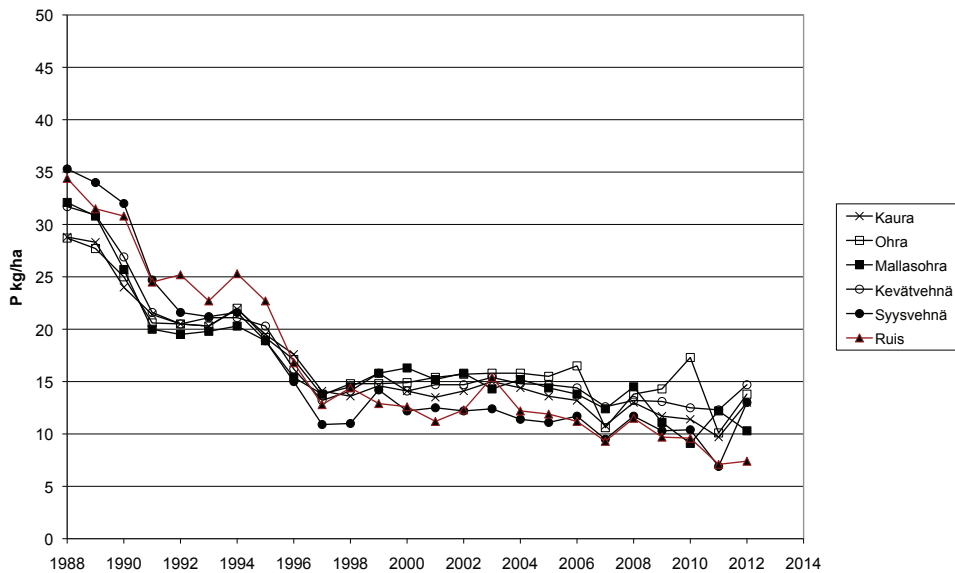
Valtakunnallisen kehityksen mukaisesti tyyppi- ja fosforilannoitus ovat vähentyneet selvästi myös tässä aineistossa. Tyyppilannoitus on laskenut 1990-luvun alkupuoliskon määristä rehuviljoilla 8–17 kg ha-1 ja leipäviljoilla 13–45 kg ha-1 viljelykasvista ja maalajista riippuen (kuva 3.5-2). Tyyppilannoituksessa havaitaan ympäristötukikausien aikana lievästi laskeva suuntaus. Fosforilannoitus on vähentynyt 8–18 kg ha-1 verrattuna ajanjaksoon 1990–1994, mikä merkitsee 35–62 prosentin vähennystä viljelykasvista ja maalajista riippuen (kuva 3.5-3). Fosforilannoitus on pysynyt 1990-luvun lopussa ja 2000-luvun alussa samansuuruisena, mutta näyttäisi hieman vähentyneen vuoden 2004 jälkeen. Vuoden 2007 jälkeen fosforilannoituksen vuosittainen vaihtelu on lisääntynyt selvästi.

Hehtolitrin paino (kuva 3.5-4) on laskenut kaikkina kolmena ympäristötukikauden jaksolla kaikilla viljalajeilla verrattaessa vuosiin 1988–1994. Vuosien 2006–2012 keskiarvot ovat yleensä korkeammat kuin jakson 2000–2005. Kevätvehnällä viime vuosien hehtolitrinpainon keskiarvot ovat alemmat kuin 2000–2005 jaksolla.

Tuhannen siemenen painon tulokset ovat vastaavia kuin hehtolitrinpainon osalta. Vuosien 1988–1994 painojen keskiarvot ovat korkeampia kuin myöhempien kausien 1000 siemenen painot. Vuosien 2006–2012 siemenpainot ovat hieman korkeampia kuin 2000–2005 jakson painot (kuva 3.5-5) lukuun ottamatta kevätvehnää.



Kuva 3.5-2. Typpilannoitustasojen muutokset savimailla Viljaotanta-aineistossa 1988–2012.



Kuva 3.5-3. Fosforilannoitustasojen muutokset savimailla Viljaotanta-aineistossa 1988–2012.

Valkuaispitoisuus ei sitä vastoin ole laskenut vuosina 1988–2008 vaan vuosittaiset vaihtelut ovat olleet edelleen suuria (kuva 3.5-6). Vuoden 2008 alhaiset valkuaispitoisuudet ovat kuitenkin toistuneet vuosina 2009 ja 2012, jonka seurauksena kauden 2006–2012 valkuaispitoisuuksien keskiarvot ovat kaikilla viljoilla alemmat kuin 2000–2005.

Typpi- ja fosforilannoitustasojen vaikutus viljan laatuun 2006–2012 (Taulukko 3.5-1) oli samanlainen kuin aikaisempina tarkastelujaksoina. Lannoituksen vaikutukset eivät olleet suuria, mutta typen positiivinen vaikutus hehtolitrainpainoon ja fosforin vaikutus tuhannen siemenen painoon olivat tilastollisesti merkitseviä yleisimmillä viljoillamme lukuun ottamatta fosforilannoituksen vaikutusta kauran tuhannen siemenen painoon. Valkuaispitoisuuden osalta korkeampi typpilannoitus lisäsi hieman kauran ja kevätvehnän valkuaispitoisuutta.

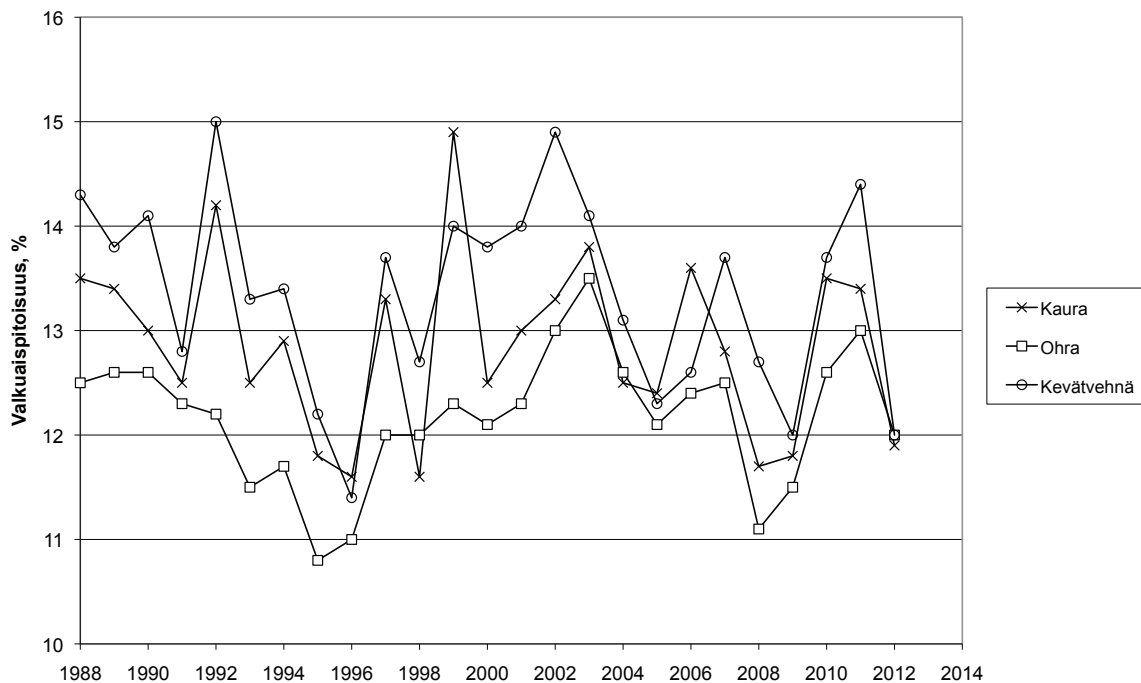
Lajikekehityksen ja ympäristön vaikutukset kevätviljojen ja öljykasvien typpitaseisiin lajikekoeaineistojen perusteella

Eri kevätviljojen sekä rypsin ja rapsin väliset erot typpitaseissa olivat huomattavia (Taulukko 3.5-2). Myös sääolot aiheuttivat suurta vaihtelua kasvuston kykyyn hyödyntää typpeä kasvuun ja ohjata sitä jyviin. MTT:n kokeissa vertailukelpoisilla maalajeilla viljellyn kauran ja ohran sadossa typpeä poistui pellolta enemmän kuin kevätvehnällä. Kauralajikkeiden typen oton keskiarvo oli jopa suurempi kuin typpilannoitus. Tämä paljasti, että kaura otti annetun typen ohella tehokkaasti myös maasta vapautuvaa typpeä. Kaura on tätäkin kautta eduksi viljelykierroissa. Tutkittu ohralajikkeisto vei sadossaan keskimäärin 94 prosenttia annettusta typpestä, kevätvehnä 82 prosenttia sekä öljykasvit alle 70 prosenttia, rapsi näistä selvästi rypsiä tehokkaammin. Lajikkeella oli suuri vaikutus typpitaseeseen ja erityisesti nykyajikkeisto

Taulukko 3.5-1. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutus ohran, kauran ja kevätvehnän laatuun 2006–2012.

	Hehtolitrainpaine		1000 sp		Valkuaispitoisuus	
	kg/10 kg N tai P	p	g/10 kg N tai P	p	% /10 kg N tai P	p
Typpi						
ohra	0,20	<0,001	0,09	0,030	-	-
kaura	0,08	<0,01	-	-	0,02	0,020
kevätvehnä	0,10	<0,001	0,10	<0,01	0,05	0,001
Fosfori						
ohra	0,18	0,030	0,24	0,030	-	-
kaura	-	-	-	-	-	-
kevätvehnä	-	-	0,15	0,050	-	-

p = tilastollinen merkitsevyys
- = ei tilastollista merkitsevyyttä



Kuva 3.5-6. Kauran, kevätvehnän ja ohran valkuaispitoisuuden kehitys savimailla 1988–2012.

päihitti typenotossa kirkkaasti edeltäjänsä (taulukko 3.5-3). Parempi satoisuus oli keskeinen nykylajikkeiden paremman tyyppitaseen selittäjä, mutta myös valkuaispitoisuudella oli merkitystä erityisesti kauralla ja vehnällä. Tutkimuksemme perusteella vaihtamalla vanhentuneet lajikkeet uusiin, viljelijä voi vähentää kasvustolta käyttämättä jäävää tyypeä jopa 20 kilolla annettua sataa tyyppikiloa kohti. Ajastaan jääneet lajikkeet rasittavatkin tarpeettomasti ympäristöä, mutta kielivät myös lajikkeen kyvyttömyydestä käyttää annettua tyypeä sadon rakentamiseen.

3.5.5 Johtopäätökset ja mahdolliset toimenpideehdotukset

Hehtolitrain ja tuhannen siemenen painojen keskiarvot sekä vuosittainen vaihtelu 2006–2012 ovat olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Valkuaispitoisuuden osalta sen sijaan vuosien 2008, 2009 ja 2012 alhaiset valkuaispitoisuudet johtavat valkuaispitoisuuksien laskuun 2006–2012 jaksolla. Typpilannoitustasojen osalta nykyisen tason säilyttäminen useimmilla lajikkeilla, mutta myös nostaminen satoisilla lajikkeilla näyttäisi olevan tarpeen sadon laadun ja määrän kannalta.

Viljaotanta-aineistossa korkeammalla lannoituksella saavutetaan pieniä positiivisia vaikutuksia sadon laatuun, mutta koska tämän hetkisen lannoitustason ero biologiseen optimilannoitukseen on kuitenkin enimmilläänkin typen osalta vain muutamia kymmeniä kiloja ja fosforin osalta muutamia kiloja, vaikutus sadon laatuun olisi taulukon 3.5-1 kertoimien mukaan hyvin pieni. Nykyiset lannoitustasot eivät näytä aiheuttavan sadon laadun heikkenemistä, kun otetaan huomioon kasvukausien välinen vaihtelu. Edullisina kasvukausina korkeat satotasot johtavat alhaisiin valkuaispitoisuuksiin. Tällöin mahdollisimman myöhäinen täydennystyypilannoitus olisi suositeltava keino valkuaispitoisuuden nostamiseen sekä ympäristön että sadon laadun kannalta.

Lajikkeiden erot typen hyväksikäytössä ovat suuria ja uudet lajikkeet pystyvät hyödyntämään tehokkaammin sekä lannoitetyypen että maasta vapautuvan typen. Siksi uusimpien viljalajikkeiden käyttö vähentää typen hävikkejä ympäristöön.

Kirjallisuus

Peltonen-Sainio, P. & Jauhiainen, L. 2010. Cultivar improvement and environmental variability in nitrogen balance of spring cereals and rapeseed in northern growing conditions according to a long-term dataset. *Agricultural and Food Science* 19, 6: 341–353.

Peltonen-Sainio, P., Salo, T., Jauhiainen, L., Lehtonen, H. & Sieviläinen, E. 2014. Yield trends and quality changes coinciding reduced fertilizer use driven by large-scale Agri-Environment Program in the northern Europe agricultural systems. Manuscript.

Salo, T., Eskelinen, J., Jauhiainen, L., Kartio, M. 2007. Reduced fertilizer use and changes in cereal grain weight, test weight and protein content in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 407–420.

Salo, T., Lemola, R. & Esala, M. 2007. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 366–375.

Salo, T., Jauhiainen, L. & Kartio, M. 2008. Viljasadon määrä ja laatu ympäristöohjelmakausien aikana. In: Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120: p. 72–77. [Url] Verkojulkaisu päivitetty 1.4.2008.

3.6 Rikkakasvillisuuden monimuotoisuus kevätiljapelloilla

Jukka Salonen (MTT) ja Terho Hyvönen (MTT)
jukka.salonen@mtt.fi

3.6.1 Tausta

Viljeltyjen peltöjen kasvilajisto on yleensä niukempaa kuin maatalousympäristön muilla kasvupaikoilla, esimerkiksi niityillä ja pientareilla. Suomen kasvilajisto on niukempi kuin esimerkiksi Keski-Euroopassa. Kevätiljapeltöjen rikkakasvikartoituksissa on Suomesta kuitenkin havaittu eri vuosikymmeninä huomattavia lajimääriä: 1960-luvulla yli 300 rikkakasvilajia, kun tutkittuja peltöjä oli yli 3000 (Mukula ym. 1969) ja 1990-luvulla 188 lajia, kun tutkittiin 690 peltöä (Salonen ym. 2001). Näillä kaikilla kasvilajeilla on ekologinen merkityksensä, mutta viljellyillä pelloilla yleisinä esiintyviä ja kasvintuotantoa merkittävästi haittaavia lajeja on vain 30–40.

Rikkakasvien elinolot viljellyillä pelloilla vaihtelevat vuosittain ympäristöolojen ja viljelytoimien muutosten myötä. Maataloutta ohjaavaan tukipolitiikkaan on sisällytetty toimia, jotka suoraan tai epäsuoraan ovat vaikuttaneet rikkakasvien menestymiseen ja lajistolliseen monimuotoisuuteen. Ympäristötuen tärkeimpänä rikkakasvillisuuteen vaikuttavana toimenpiteenä on epäilemättä ollut luonnonmukainen viljely, joka on lukeutunut erityistukisopimusten valikoimaan jo ensimmäisestä ohjelmakaudesta eli vuodesta 1995 lähtien. Myös perus- ja lisätoimenpiteisiin on eri ohjelmakausina sisällytetty kasvintuotantoa ohjaavia ja rikkakasvien yleisyyteen ja runsauteen vaikuttavia tekijöitä, kuten ravinteiden käytön rajoituksia, kasvipeitteisyysvaatimuksia, kevennettyä muokkausta ja peltöjen kesannointia eri muodoissa. Biologista monimuotoisuutta koskevaan Suomen kansalliseen toimintaohjelmaan sisältyy seurantoja, joiden tavoitteena on seurata maamme eliölajistossa ja elinympäristöissä tapahtuvia muutoksia (Niemi 2009). Maatalousympäristön kattavimmat ja pitkäaikaisimmat seurantatiedot ovat olemassa linnustosta, päiväperhosista ja kevätiljapeltöjen rikkakasveista. Luonnon monimuotoisuuden tilan kehityksestä tiedotetaan muun muassa kansallisen Luonnontila-sivuston kautta (www.luonnontila.fi).

Peltöjen rikkakasvillisuutta voidaan käyttää monimuotoisuuden tilaa ja muutoksia kuvaavana indikaattoriryhmänä (Albrecht 2003). Rikkakasvilajiston koostumuksella on suora vaikutus pellon muun luonnonvaraiseen lajistoon (mm. peltolinnusto, pölyttäjät) monimuotoisuuteen (Marshall ym. 2003). Suoraan rikkakasvit vaikuttavat tarjoamalla ruokaa kasvinsyöjille ja epäsuorasti tukemalla ravintoketjussa saaliseläinten populaatioita. Lisäksi rikkakasvit voivat muuttaa niveljalkaisten elinympäristön pienilmastoa ja tarjota suojaa sekä lisääntymispaikkoja. Kevätiljapeltöjen rikkakasvikartoituksista kerättyjen MTT:n

seurantatietojen pohjalta on kehitetty indikaattori (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008), jonka avulla pystytään analysoimaan rikkakasvien runsaudessa tapahtuvien muutosten merkitystä muille maatalousympäristön eliölajeille.

Edellisen seurantahankkeen (MYTVAS 2, 2000–2006) ehdotuksen mukaisesti MYTVAS 3 -hankkeeseen (2007–2013) liitettiin mukaan kevätiljapeltojen rikkakasviseuranta. Rikkakasvien esiintymistä on seurattu MTT:n johdolla laajamittaisesti 1960-luvulta alkaen noin 10 vuoden välein (Mukula ym. 1969, Erviö & Salonen 1987, Salonen ym. 2001). MYTVAS 3 -seurantakokonaisuuteen saatiin näin mukaan viljeltyjen peltojen luonnonvaraisen lajiston monimuotoisuutta tutkiva osio, jolle oli valmiina vertailuaineistoa usealta vuosikymmeneltä. Rikkakasviseurannan kenttätyöt ajoitettiin vuosille 2007–2009 ja muiden eliöryhmien MYTVAS-lajiseurannat pääasiassa vuodelle 2010 (kts. luku 3.7).

3.6.2 Tavoitteet

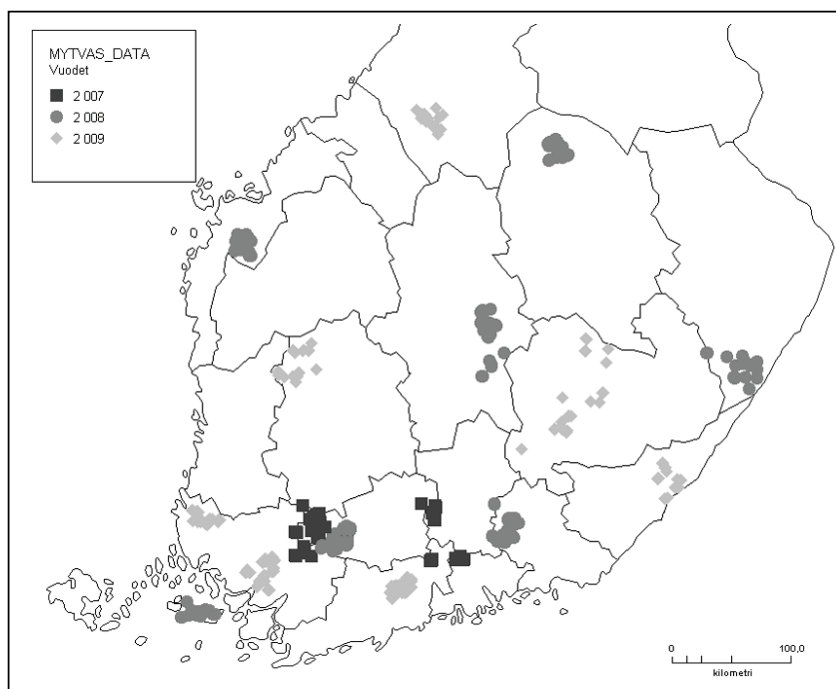
Rikkakasviseurannan tavoitteena oli tarkastella viljellyn pellon rikkakasvillisuuden nykytilaa, verrata muutoksia aiempiin vuosikymmeniin ja arvioida muutosta selittäviä tekijöitä. Viljellyn pellon biodiversiteettiä tarkasteltiin rikkakasvillisuuden lajistollisen monimuotoisuuden kautta. Lajiston koostumus ja eri lajien väliset runsaussuhteet sekä niiden muutokset ovat ekologisesti merkittäviä mittareita. Runsaimpina esiintyvät lajit ovat puolestaan tärkeitä tuotantoa (mm. viljelykierto, kasvinsuojelu) ohjaavia tekijöitä. Kasvinsuojelun kannalta on tärkeää tietää, mitkä kasvilajit ovat yleistymässä ja runsastumassa, jotta neuvontaa ja torjuntastrategioita voidaan tarkentaa. EU-maissa tiukentuneiden säädösten tavoitteena on kasvinsuojeluaineiden käyttöön liittyvien ympäristöriskien minimoiminen ja siirtyminen

integroituun kasvintuhoojien torjuntaan (IPM), jossa kemiallisen torjunnan täydentäjiä ja vaihtoehtoja korostetaan.

Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksia rikkakasvillisuuteen haluttiin selvittää erityisesti luomuviljelyn osalta. Kymmenen vuotta aiemmin, 1997–1999, tehdyssä rikkakasvikartoituksessa otettiin mukaan useita uusia luomutiloja, joille palattiin MYTVAS 3 -seurantakierroksella 2007–2009. Tavanomaisessa viljelyssä puolestaan oletettiin, että yleistynyt kevytmuokkaus ja suorakylvö sekä glyfosaatin käytön merkittävä lisäys olisivat muovanneet rikkakasvillisuutta. Rikkakasvillisuuden muutoksia mahdollisesti selittäviä pellon käyttöön ja viljelyyn liittyviä taustatietoja koottiin haastattelemalla seurantatilojen viljelijöitä. Rikkakasvien ja valittujen luonnonvaraisten eliöryhmien vuorovaikutuksen tarkentunut kuvaaminen indikaattorin avulla on antanut mahdollisuuden tulkita rikkakasvilajistossa tapahtuvien muutosten ekologisia vaikutuksia entistä syvemmin. MYTVAS 3 -hankkeen rikkakasviosion yhtenä päätavoitteena oli päivittää indikaattori kuvaamaan tilannetta 2007–2009. Tärkeimpänä vertailuajankohtana oli kymmenen vuotta aiemmin, 1997–1999, tehty rikkakasvikartoitus.

3.6.3 Aineisto ja menetelmät

MYTVAS-rikkakasviseuranta toteutettiin Nivala-Vieremä-akselin eteläpuolella kevätiljan päätuotantoalueita näytteenotossa painottaen (Kuva 3.6-1). Vuosien 2008–2009 aikana kevätiljapelloja kartoitettiin 14 tutkimusalueella. Aineistoon sisällytettiin lisäksi vuonna 2007 kerättyjen kahden muun alueen tiedot. Otannassa oli mukana yhteensä 283 maatilaa, joista useimmat olivat mukana jo edellisessä kartoituksessa vuosina 1997–1999. Kaikkien peltojen sijainti paikannettiin GPS-laitteilla.



Kuva 3.6-1 Rikkakasviseurannan tutkimusalueet. Tutkitut peltolohkot merkitty pistein karttaan.

Ensisijaisena tavoitteena oli tutkia samat peltolohkot, joiden rikkakasvilajistoa oli kartoitettu aiemmillä seurantakerroilla. Aivan uusia havaintopeltoja otettiin mukaan tiloilta, joilla oli harjoitettu suorakylvöä, joka oletettiin yhdeksi 2000-luvun tärkeimmäksi rikkakasvillisuutta muovanneeksi tekijäksi. Muutamilla seuranta-alueilla palattiin sellaisillekin tiloille, joiden peltolohkoja oli aiemmin tutkittu vain 1960-luvun alun rikkakasviseurannassa.

Seurantakerros ajoittui heinäkuun puolivälin ja elokuun alun väliselle 3–4 viikon jaksolle. Kasvillisuusaineistoa kerättiin yhteensä 595 pellolta. Havaintopeltoja, joilla käytiin sekä 1990-luvulla että MYTVAS 3 -seurantajaksolla, oli yhteensä 382. Näistä 39 oli luomuviljeltyjä, 297 tavanomaisesti viljeltyjä ja 46 peltoja, jotka olivat siirtyneet 1990-luvulla luomuviljelyyn ja nyt takaisin tavanomaiseen viljelyyn. Tavanomaisen viljelyn lohkoilta rikkakasvit oli torjuttu kemiallisesti kumpanakin vuosikymmenenä. Seurantapeltojen viljelypinta-ala oli yhteensä noin 1900 hehtaaria, josta 10 prosenttia oli luomuviljelyssä. Valtaosa (96 %)

tavanomaisesti viljellyistä pelloista oli ruiskutettu rikkakasvien torjunta-aineilla. Viljelijät saivat tietää osallistumisestaan seurantahankkeeseen vasta heinäkuussa, koska emme halunneet vaikuttaa heidän tekemiin kasvinsuojeluun liittyviin valintoihin (valmiste, ruiskutusajankohta ym.)

Rikkakasvilajisto

Rikkakasvien esiintyminen kartoitettiin samalla tavalla kuin kymmenen vuotta aiemmin (ks. Salonen ym. 2001). Rikkakasvilajit tunnistettiin jokaisella pellolla kymmenestä kohdasta, joiden sijainti satunnaistettiin kullekin pellolle etukäteen. Rikkakasvien kasvutiheys (kpl/m²) laskettiin kymmeneltä 0,1 m² (40 x 25 cm) näyteruudulta, ja rikkakasvien biomassa punnittiin neljältä las-kentaruudulta. Laskentaruutu oli osa suurempaa 1,0 m²:n havaintoruutua, jolta määritettiin kaikki lajit. Rikkakasveiksi luokiteltiin kaikki näyteruuduilla esiintyneet ja tunnistetut luonnonvaraiset kasvilajit. Myös edellisten vuosien viljelykasveja, erityisesti ryp-

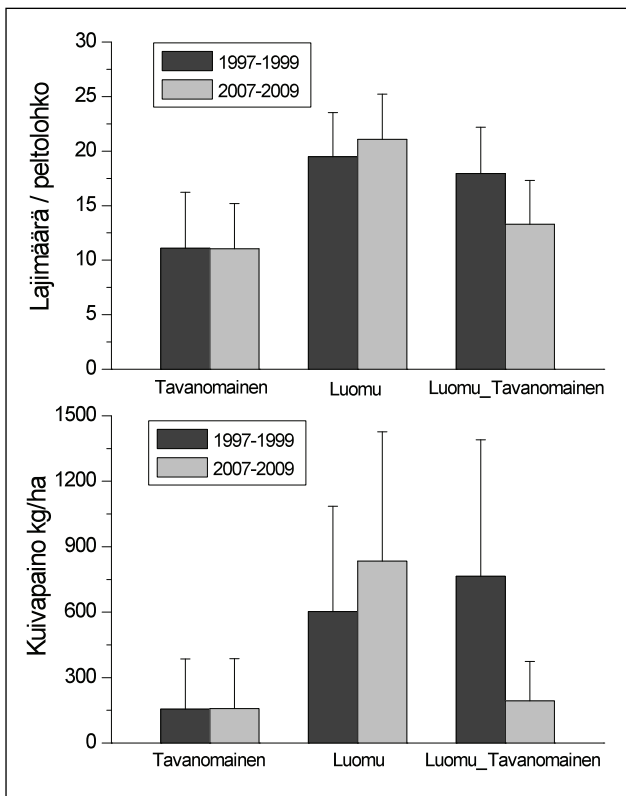
Taulukko 3.6-1 Rikkakasvi-indikaattorin määrittämiseen sisällytetyt rikkakasvilajit ja niiden ominaisuudet.

Kasvilaji	Tieteellinen nimi	Elinkierto ¹	Pölytystapa ²	Yleisyys ³
Kärsämöt	<i>Achillea</i> spp.	M	H	5
Lutukka	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Y	H	27
Jauhosavikka	<i>Chenopodium album</i>	Y	T	59
Pelto-ohdake	<i>Cirsium arvense</i>	M	H	28
Juolavehänä	<i>Elymus repens</i>	M	T	56
Peltoukonnauris	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Y	H	35
Kiertotatar	<i>Fallopia convolvulus</i>	Y	I	53
Peltoemäkki	<i>Fumaria officinalis</i>	Y	H	49
Pillikkeet	<i>Galeopsis</i> spp.	Y	H/I	64
Matarat	<i>Galium</i> spp.	Y	H	55
Savijäkkärä	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Y	H	29
Peipit	<i>Lamium</i> spp.	Y	H	39
Linnunkaali	<i>Lapsana communis</i>	Y	H	58
Peltolemmikki	<i>Myosotis arvensis</i>	Y	H	48
Ukontatar	<i>Persicaria lapathifolia</i>	Y	H	36
Pihatatar	<i>Polygonum aviculare</i>	Y	I	52
Rönsyleinikki	<i>Ranunculus repens</i>	M	H	22
Suolaheinät	<i>Rumex</i> spp.	M	T	3
Peltovalvatti	<i>Sonchus arvensis</i>	M	H	39
Peltohatikka	<i>Spergula arvensis</i>	Y	H	43
Peltopähkämö	<i>Stachys palustris</i>	M	H	4
Pihatähtimö	<i>Stellaria media</i>	Y	H	69
Peltotaskuruoho	<i>Thlaspi arvense</i>	Y	H	8
Peltosaunio	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Y	H	41
Pelto-orvokki	<i>Viola arvensis</i>	Y	H	85

¹Y = 1-vuotinen ja M = monivuotinen

²H=hyönteispölytteinen, T=tuulipölytteinen ja I=itsepölytteinen

³Esiintymisfrekvenssi (% tutkituista pelloista, N=595) kevätiljapelloilla 2007-2009



Kuva 3.6.-2. Rikkakasvien lajimäärän ja runsauden (kg/ha) muutokset vuosikymmenten välillä. Luomu_Tavanomainen -lohkot viljeltiin 1990-luvulla luomuna ja 2000-luvulla tavanomaisesti.

siä, esiintyi rikkakasvina kevätiljan seassa. Lajistolistalle kertyi satunnaisina havaintoina muutamia tyystin muille kasvupaikoille kuuluvia lajeja, jopa puiden pieniä taimia. Rikkakasvien yleisyys (%) laskettiin niiden peltojen osuutena, joilla laji esiintyi näyte-ruuduilla. Joitakin lajeja yhdistettiin lajiryhmiksi (esim. peipit, pillikkeet), koska niitä ei pystytty tunnistamaan lajilleen pienellä taimiasteella.

Rikkakasvi-indikaattori

Rikkakasvi-indikaattorin perusteena oleva kasvilajilista sekä indeksien arvojen laskemisessa käytetyt rikkakasvien runsaustiedot ovat peräisin kolmesta aiemmasta Suomen kevätiljapeltojen rikkakasvikartoituksesta, jotka tehtiin vuosina 1961–1964 (Mukula ym. 1969), 1982–1984 (Erviö & Salonen 1987) ja 1997–1999 (Salonen ym. 2001). Indikaattorin laskennassa otettiin mukaan kaikki ne rikkakasvilajit, joista oli yksilömääräaineistoa olemassa kaikilta vuosikymmeniltä. Kortteet jätettiin kuitenkin tarkastelun ulkopuolelle, koska ne eivät ole siemenkasveja. Lopullinen lajilista käsitti 25 lajia (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008; Taulukko 3.6-1). Valitut lajit ovat kevätiljapeltojen yleisimpiä lajeja, ja ne kattavat suurimman osan rikkakasvien kokonaismäärästä eri vuosikymmeninä.

Tiedot rikkakasvilajien merkityksestä siemeniä ravintonaan käytäville peltolinnuille, mesipistiäisille ja kasvinsyöjähyönteisille koottiin kirjallisuudesta ja tietokannoista. Viljelyyn liittyvinä tilastotietoina käytettiin kevätiljan osuutta Suomen peltopinta-alasta

eri vuosikymmeninä sekä ruiskutettujen ja ruiskuttamattomien tavanomaisesti viljeltyjen sekä luomupeltojen osuuksia. Rikkakasvien torjunta-aineella ruiskutettujen peltojen osuutena (100 %) käytettiin TUKESista saatuja tietoja. Indikaattorin laatimisen tarkempi kuvaus on saatavissa suomeksi (Hyvönen & Huusela-Veistola 2007) ja englanniksi (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008).

3.6.4 Aiemmat MYTVAS 3 -tulokset

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen väliraportissa (Aakkula ym. 2010) tarkasteltiin rikkakasvilajiston nykyistä koostumusta perustuen havaintoihin kaikilta MYTVAS 3 -seurantaloikoilta (595 peltoa). Uusimpia raportoituja tuloksia (Salonen ym. 2011) verrattiin aiemman, 1997–1999, kartoituksen tuloksiin (Salonen ym. 2001). Vertailu osoitti rikkakasvien keskimääräisen lajimäärän alentuneen ja runsauden nousseen sekä luonnonmukaisessa että tavanomaisessa viljelyssä. Vaikka yksittäisten lajien runsauden muutokset olivat vähäisiä, 25 lajin runsauteen perustuva rikkakasvi-indikaattori osoitti linnuille ja kasvinsyöjähyönteisille tärkeiden ravintokasvien vähentyneen. Mesipistiäisten ravintokasvit olivat sen sijaan runsastuneet.

3.6.5 Uudet MYTVAS 3 -tulokset

Tässä MYTVAS 3 -hankkeen loppuraportissa esitettävät rikkakasvilajiston muutoksiin keskittyvät tulokset on saatu vertailemalla 382 seurantaloikoa, jotka olivat samoja sekä 1990-luvun loppupuolen kartoituksessa (Salonen ym. 2001) että vuosien 2007–2009 seurantatutkimuksessa (ks. myös Salonen ym. 2013). Rikkakasvi-indikaattoritulokset, jotka on päivitetty ajanmukaisilla torjunta-aineiden käyttötiedoilla, ja vertailut muokkauksen vaikutuksesta eri rikkakasvilajeihin perustuvat koko MYTVAS 3 -kartoitusaineistoon (595 peltoa).

Rikkakasvilajiston ja lajimäärän muutokset

Kevätiljapeltojen näyteruuduilta (10 x 1 m²:n ruutua/pelto) löydettiin yhteensä 150 kasvilajia. Rikkakasvilajeja oli luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla 21 ja tavanomaisesti viljellyillä 11. Vuosikymmenten välillä luomusta tavanomaiseen siirtyneiden lohkojen lajimäärä oli 13. Vuosikymmenten väliset erot luonnonmukaisesti viljeltyjen ja luomusta tavanomaiseen siirtyneiden lohkojen lajimäärissä olivat tilastollisesti merkitseviä kuin myös luomusta tavanomaiseen siirtyneiden lohkojen lajimäärä verrattuna yhtäjaksoisesti tavanomaisessa viljelyssä olleisiin (Kuva 3.6-2). Tavanomaisesti viljeltyjen lohkojen erot vuosikymmenten välillä eivät eronneet toisistaan.

Yleisin heinämäinen rikkakasvi oli juolavehna, jota tavattiin noin 50 prosentilla tavanomaisen viljelyn pelloista ja 92 prosentilla luomupelloista (Taulukko 3.6-2). Peltojen käytön ja arvon kannalta huolestuttavin havainto oli hukkakauran saastuttamien peltojen lisääntyminen, vaikka hukkakauraa ei yleisesti osunutkaan näyteruuduille.

Taulukko 3.6-2. Rikkakasvilajien yleisyys tuotantomuodoittain 2007–2009 ja muutos 1990-lukuun verrattuna. Yleisyys-% kuvaa niiden peltojen osuutta, joilta lajia havaittiin näyteruuduilla.

Tuotantomuoto						
Rikkakasvi	Tavanomainen (N=297)		Luomu (N=39)		Luomu_Tavom (N=46)	
	%	Muutos*	%	Muutos*	%	Muutos*
Pelto-orvokki	84	8*	95	0	87	2
Pihatähtimö	66	1	92	0	67	-33*
Linnunkaali	61	9*	54	13	59	-2
Peltomatara	58	13*	33	18	67	20
Pillikkeet	55	-2	90	0	89	-9
Kiertotatar	51	3	49	-13	65	-22*
Jauhosavikka	48	-5	95	0	67	-28*
Peltoemäkki	48	8	54	15	46	4
Juolavehnä	47	-12*	92	10	54	-20
Pihatatar	45	-5	79	3	52	-20
Peipit	42	11*	21	10	37	-2
Peltolemmikki	40	5	72	5	46	0
Saunakukka	35	3	49	5	46	-17
Voikukat	34	15*	33	-5	39	22*
Kylänurmikka	33	21*	21	10	15	9
Peltovalvatti	33	4	64	18	59	2
Peltohatikka	31	-3	92	5	46	-26*
Ukontatar	24	-5	62	8	39	2
Lutukka	22	8*	49	10	13	-7
Peltoekonauris	20	-8*	85	3	24	-52*

Luomu_Tavom. -lohkot viljeltiin 90-luvulla luomuna ja 2000-luvulla tavanomaisesti

* tilastollisesti merkitsevä yleisyys-%:n muutos vuosikymmenten välillä (Fisher's Exact Test P < 0.05)

Rikkakasvien runsaus

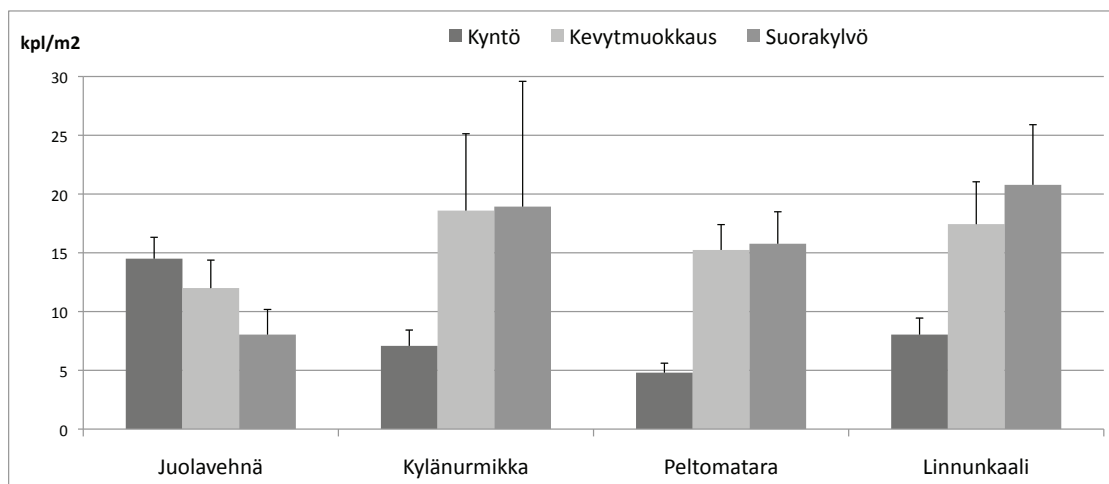
Tuotantomuodolla oli merkittävä vaikutus rikkakasvien runsauteen (Kuva 3.6-2). Tavanomaisesti viljellyillä pelloilla ei viime vuosikymmenen aikana ole tapahtunut juurikaan muutosta rikkakasvien määrässä. Keskimääräinen rikkakasvien kasvutiheys oli 19 kpl/m² suurempi ja rikkakasvimassaa oli 5 kg/ha enemmän kuin 10 vuotta aiemmin. Rikkakasvien osuus kevätiljapeltojen kasvimassasta (vilja + rikkakasvit) oli keskimäärin hieman alle 3 prosenttia kumpanakin vuosikymmenenä. Kemiallinen torjunta oli palauttanut myös aiemmin luomuviljelyssä olleiden peltojen rikkakasvimäärät muiden tavanomaisesti viljeltyjen peltojen tasolle. Hienoinen ero rikkakasvimassassa johtui lähinnä juolavehnan, pelto-ohdakkeen ja peltovalvatin runsaammasta esiintymisestä luomusta palanneilla pelloilla.

Luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla rikkakasvien runsaus kehittyi huolestuttavaan suuntaan sadontuotannon kannalta. Rikkakasvien keskimääräinen kasvutiheys oli 72 kpl/m² suurempi kuin 10 vuotta aiemmin. Rikkakasvimassa oli vastaavasti lisääntynyt luomupelloilla keskimäärin 263 kg/ha. Kymmenen vuotta aiemmin rikkakasvien osuus kevätiljapeltojen koko

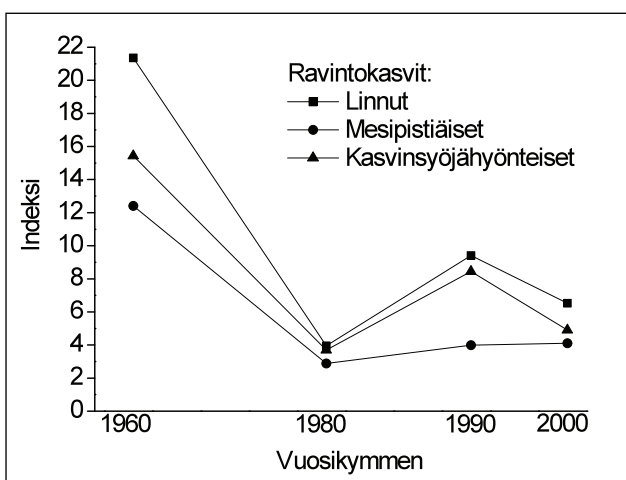
kasvimassasta oli keskimäärin 16 prosenttia, mutta oli noussut 2000-luvulla 24 prosentin tasolle. Luomupelloilla runsaimpina esiintyvät lajit olivat juolavehnä, pillikkeet ja jauhosavikka. Kevätviljan tuotannon riesaksi ilmaantunut peltomatara oli runsastunut myös luomuviljelyssä.

Kymmenen runsaimpina esiintynyttä rikkakasvilajia tuottivat 75 prosenttia tavanomaisesti viljeltyjen peltojen rikkamassasta ja vastaavasti 81 prosenttia luomupelloilla. Runsaimpana esiintyneen juolavehnan osuus rikkakasvien tuottamasta kokonaisuudesta laski tavanomaisessa viljelyssä 1990-luvun 50 prosentista 30 prosenttiin ja vastaavasti nousi luomuviljelyssä 28 prosentista 33 prosenttiin.

Siirtyminen kynnöstä joko kevytluokkaan tai suorakylvöön näyttää suosineen joidenkin rikkakasvilajien esiintymistä (Kuva 3.6-3). Esimerkiksi linnunkaalia ja peltomataraa esiintyi runsaammin pelloilla, joilla oli luovuttu kynnöstä. Kevennetty muokkaus suosii juolavehnan kasvua, mutta seurantapelloilla todettu juolavehnan niukentunut esiintyminen tavanomaisessa viljelyssä oli kytköksissä yleistyneeseen glyfosaatin käyttöön erityisesti kevytluokatuilla ja suorakylvetyillä pelloilla.



Kuva 3.6-3. Rikkakasvien kasvutiheydet eri tavoin perusmuokatuilla tavanomaisen viljelyn pelloilla 2007–2009



Kuva 3.6-4 Indikaattoriarvojen vaihtelu vuosikymmenten välillä.

Rikkakasvi-indikaattori

Rikkakasvi-indikaattorin määrittämiseen käytetyissä lajien runsausarvoissa oli tapahtunut muutoksia 1990-lukuun verrattuna. Yleisimmistä lajeista erityisesti pelto-orvokki, linnunkaali ja peltomatara olivat runsastuneet kymmenen vuoden aikana. Jauhosavikkaa, pihatahtimöä ja juolavehnää kasvoi aiempaa niukemmin.

Päivitetty rikkakasvi-indikaattori osoitti lintujen ja kasvinsyöjähyönteisten indeksiarvojen laskeneen 1990- ja 2000-lukujen välillä (Kuva 3.6-4). Kasvinsyöjähyönteisten indeksiarvojen lasku oli jyrkempi kuin linnuilla. Molempien nykyinen indeksiarvojen taso oli kuitenkin korkeammalla kuin 1980-luvulla. Mesipistiäisten indeksiarvot jatkoivat 1980-luvulta alkanutta nousuaan.

3.6.6 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Rikkakasviseurannassa oli mukana yhtä monta tavanomaisen viljelyn peltoa kuin kymmenen vuotta sitten. Luomuviljeltyjä

peltoja oli lähes 100 vähemmän, koska moni aiempaan seurantaan 1990-luvulla osallistunut luomuviljelyä harjoittanut tila oli siirtynyt 1–2 luomusopimuskauden jälkeen takaisin tavanomaiseen viljelyyn. Osalla aiemmista luomutiloista ei viljelty enää kevätiljaa lainkaan tai sitten havaintovuonna näytepelloilla kasvoi jotain muuta viljelykasvia kuin kevätiljaa. Luomusta luopumisen syinä olivat muun muassa sukupolven vaihdos, peltojen vuokraaminen tavanomaista viljelyä harjoittavalle viljelijälle tai rikkakasveista aiheutuneet ongelmat.

Rikkakasvien keskimääräisissä lajimäärissä oli vain vähäisiä muutoksia vuosikymmenten välillä. Luonnonmukaisesti viljeltyt pellot ovat joka tapauksessa huomattavasti runsaslajisempia ja runsaammin rikkakasvimassaa kasvattavia kuin tavanomaisesti viljeltyt pellot, joissa tiheä viljakasvusto kilpailee rikkakasveja vastaan ja kemiallinen torjunta kaventaa rikkakasvilajistoa ja niiden runsautta. Luomuviljelyn vaikutus lajimäärään näkyy vielä senkin jälkeen, kun lohko on siirtynyt tavanomaiseen viljelyyn. Rikkakasvien biomassa ja siihen verrannollinen muita eliölajeja hyödyttävä rikkasiementen tuotanto on luomupelloilla huomattavasti runsaampaa kuin tavanomaisen viljelyn pelloilla. Kymmenen yleisimmän lajin listalla ei ole tapahtunut suuria muutoksia viimeisen kymmenen vuoden aikana. Luonnonmukaisessa viljelyssä ukontatar oli noussut kymmenen yleisimmän lajin listalle. Peltolemmikki (72 %) oli myös yleistynyt sitten 1990-luvun.

Tavanomaisesti viljeltyillä pelloilla merkittävimmät muutokset lajin yleisyydessä olivat peltomatara nouseminen neljänneksi yleisimmäksi lajiksi ja noin 10 prosenttiyksikön pudotus juolavehnän yleisyydessä. Juolavehnä on kuitenkin yleisin heinämainen rikkakasvilaji kevätiljapelloilla, sillä toiseksi yleisintä heinää, kylänurmikkaa, tavattiin 33 prosentilla pelloista. Syyskynnön korvautuminen kevennetyillä muokkausmenetelmillä tai suorakylvöllä on suosinut joidenkin lajien yleistymistä.

Rikkakasvien kokonaisrunsaudessa havaittiin tavanomaisilla pelloilla vain hienoista nousua kymmenen vuoden takaiseen

tilanteeseen. Sen sijaan luonnonmukaisessa viljelyssä keskimääräinen rikkakasvitiheys ja biomassa ovat nousseet sadontuottoa merkitsevästi haittaavalle tasolle. Yhtenä syynä on, että luomuna viljeltäviltä kevätiljapelloilta ei yleensä torjuta rikkakasveja mekaanisesti kasvukauden aikana toisin kuin muissa maissa on tapana.

Rikkakasvi-indikaattori osoitti, että rikkakasvilajiston muita eliölajeja hyödyttävä monimuotoisuus on heikentynyt huolimatta siitä, että rikkakasvien kokonaisrunsaus on hieman lisääntynyt. Kasvinsyöjähyönteisten ja lintujen indikaattoriarvojen lasku voidaan selittää joidenkin niille tärkeiden rikkakasvilajien, kuten pihatahtimön ja jauhosavikan vähenemisenä. Mesipistiäisten indikaattoriarvojen nousua selittää muun muassa peippien, linnunkaalin ja pelto-orvokin runsastuminen. Indikaattoriarvojen muutosta selittävät rikkakasvien runsauden muutosten lisäksi rikkakasvien torjunta-aineilla käsitellyn pinta-alan kasvu 1990- ja 2000-lukujen välillä.

Rikkakasviseuranta ja sen tulosten esittäminen kehitystä kuvaavana rikkakasvi-indikaattorina ovat osa luonnon monimuotoisuuden tilan kansallista seurantaa, josta raportoidaan myös kansainvälisesti biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen velvoitteiden mukaisesti (Auvinen ym. 2010).

3.6.7 Toimenpidesuosituksat

Kevätviljan yksivuotiseen elinkiertoan sopeutuneet rikkakasvilajit säilyttävät asemansa yleisimpien lajien joukossa jatkossakin. Niin kauan kuin erityisesti Etelä-Suomen pelloista valtaosa on yksivuotisten viljelykasvien jatkuvassa tuotannossa, rikkakasvilajiston koostumukseen ei ole odotettavissa merkittäviä muutoksia. Heinämäisten rikkakasvilajien yleistymisen ja runsastumisen oletetaan jatkuvan.. Myös hukkakaura viihtyy Suomessa niin kauan kuin kevätkylvöisten kasvien valta-asema jatkuu. Tavanomaisessa viljelyssä viljelijät pyrkivät hyvään satoon turvautumalla rikkakasvien kemialliseen torjuntaan, jolloin viljelykasvien kasvustoon jäävät rikkakasvimäärät ovat hyvin niukat, jopa olemattomat muun peltoluonnon kannalta.

Tiukentuva kasvinsuojeluaineiden käytön politiikka EU:n jäsenvaltioissa saattaa tuoda tilanteeseen muutosta (Alanko ym. 2013). Tarpeenmukaisen torjunnan ja kemiallisen torjunnan vaihtoehtojen korostaminen voi lisätä ruiskuttamatta jäävien peltojen osuutta. Tietoisuus, että saman tehoaineen toistuva käyttö voi johtaa herbisidejä kestävien rikkakasvikantojen muodostumiseen, lisää toivottua herbisidikiertoa, mikä osaltaan estää rikkakasvilajiston valikoitumista.

Luonnonmukainen viljely on edelleenkin rikkakasvilajiston monimuotoisuuden ja muuta peltoluontoa hyödyttävän rikkaruoan tyyssija, eli tältä osin ympäristötuen toimet ovat oikein kohdennettuja. Tavanomaisessa viljelyssä rikkakasveja suosivat ”reservaatit” on etsittävä joko viljelykiertoon sisällytettäviltä kesannoilta (esim. luonnonhoitopellot, viherkesannot) tai eri-

tyisiltä peltoaukeiden monimuotoisuuskaistoilta. Monimuotoisuuskaistoilla tarkoitetaan pienialaisia viljelykasvustoon tai sen reuna-alueille jätettäviä alueita, joihin annetaan taimettua luonnonvaraista kasvillisuutta tai kylvetään esimerkiksi muille eliölajeille hyödyllisiä niittykasveja. Kaistojen toteutusta ja merkitystä monimuotoisuuden kannalta tulisi tutkia tarkemmin ennen kuin niitä koskevia tukimuotoja mahdollisesti tarkennetaan.

Pellon käyttöön liittyvien ohjauskeinojen on oltava tähänastista järeämpiä, jos kevätiljan viljelyalaa halutaan huomattavasti vähentää ja peltoviljelyä monipuolistaa. Viljan vaihteleva markkinatilanne ohjaa muiden kasvien viljelyyn tai peltojen jättämiseen esimerkiksi monimuotoisuutta edistäviksi luonnonhoitopelloiksi. Kuitenkin vasta siirtyminen esimerkiksi syyskylvöisten kasvien tai monivuotisten kasvien viljelyyn muuttaisi peltojen rikkakasvilajistoa merkittävästi. Syyskylvöisten kasvien viljely yhdistettynä kevennettyyn muokkaukseen suosisi talvehtimaan kykeneviä rikkakaheiniä, joita Suomen pelloilla kasvaa varsin niukasti juola-vehnää lukuun ottamatta. Leveälehtiset siemenrikkakasvit, kuten savikka ja pillikkeet, ovat kuitenkin muulle peltoympäristön eliöstölle hyödyllisempiä ravinnon lähteitä.

Työläs peltojen rikkakasvillisuuden seuranta on tarkoituksenmukaista jatkossakin toistaa noin kymmenen vuoden välein. Aineistoa voidaan hyödyntää monipuolisesti agronomisiin ja ekologisiin tiedontarpeisiin. Rikkakasvien ja niitä ravinnonlähteenä käyttävien eliöryhmien välisten vuorovaikutuksen perusteella laadittu indikaattori kuvaa Suomen kevätiljapeltojen rikkakasviyhteisön tarjoamien monimuotoisuusshyötyjen vaihtelua vuosikymmenten välillä. Rikkakasvillisuudessa tapahtuvien muutosten merkitystä voidaan seurata indikaattorin avulla. Rikkakasvi-indikaattorin toivotaan vakiinnuttavan paikkansa kansallisessa luonnonvaramittaristossa (ks. www.luonnontila.fi, www.biodiversity.fi).

Kirjallisuus

Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – VäliRaportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. 146 s.

Alanko, A-M., Autio, S., Huusela-Veistola, E., Jalli, H., Jalli, M., Junnila, S., Markkula, M., Mäkinen, T., Räsänen, K. & Tiilikkala, K. 2013. Integroitu kasvinsuojelu (IPM) ja riskienhallinta viljanviljelyssä. MTT Raportti 107. 48 s. Saatavissa: <http://www.mtt.fi/mtrraportti/pdf/mtrraportti107.pdf>

Albrecht, H. 2003. Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 201–211.

Auvinen, A-P., Kempainen, E. & von Weissenberg, M. 2010. Fourth national report on the Implementation of the Convention of Biological Diversity in Finland. The Finnish Environment 3/2010. 191 p. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=352704&lan=en&clan=en>

Erviö, L-R. & Salonen, J. 1987. Changes in the weed population of spring cereals in Finland. *Annales Agriculturae Fenniae* 26: 210–226.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2007. Rikkakasveihin perustuva lajiston monimuotoisuusindikaattori. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.) 2007. Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110: 233–245. Jokioinen: MTT. (Verkkodokumentti). Päivitetty: 13.12.2007. Ilmestynyt myös painettuna 2007 samannimisessä teoksessa, 331 s. Saatavissa: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met110.pdf>.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2008. Arable weeds as indicators of agricultural intensity – a case study from Finland. *Biological Conservation* 141: 2857–2864.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R. & Ward, L.K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43: 77–89.

Mukula, J., Raatikainen, M., Lallukka, R. & Raatikainen, T. 1969. Composition of weed flora in spring cereals in Finland. *Annales Agriculturae Fenniae* 8: 59–109.

Niemi, J. (toim.). 2009. Ympäristön seuranta Suomessa 2009–2012. Suomen ympäristö 11/2009. 152 s.

Salonen, J. & Hyvönen, T. 2014. From organic to conventional cropping – subsequent effects on weed incidence. In: *Proceedings 26th German Conference on Weed Biology and Weed Control*. Julius-Kühn-Archiv 443: 498-501.

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.

Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. 2011. Composition of weed flora in spring cereal fields in Finland – a fourth survey. *Agricultural and Food Science* 20: 245–261.

Salonen, J., Hyvönen, T., Kaseva, J. & Jalli, H. 2013. Impact of changed cropping practices on weed occurrence in spring cereals in Finland – a comparison of surveys in 1997–1999 and 2007–2009. *Weed Research* 53: 110–120.

3.7 Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla

Mikko Kuussaari (SYKE), Janne Heliölä (SYKE), Irina Herzon (Helsingin yliopisto), Juha Tiainen (RKTL) ja Johan Ekroos (Lundin yliopisto)
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Tausta

Maatalousluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on yksi ympäristötuen päätavoitteista. Tavoitteen saavuttamisen arviointi edellyttää säännöllisesti päivitettävää seurantatietoa maatalousluonnon monimuotoisuuden eri osa-alueiden kehityksestä.

MYTVAS-hankkeen niin sanotussa satunnaisuututkimuksessa valittiin seurattaviksi indikaattoriryhmiksi kasvit, perhoset ja linnut. Ne ovat maatalousluontomme biologisesti ja ekologisesti parhaiten tunnettuja eliöryhmiä ja niistä on paljon aiempaa seurantatietoa. Ne myös täydentävät toisiaan usealla eri tavalla. Ne edustavat erilaisia funktionaalisia ryhmiä – tuottajia, kasvinsyöjiä, pölyttäjiä ja petoja. Lisäksi niiden monimuotoisuus vaihtelee eri mittakaavatasoilla. Lintujen monimuotoisuus määräytyy pääasiassa laveamman maatalousmaiseman rakenteen mukaan, kun taas kasvien ja perhosten monimuotoisuus vaihtelee huomattavasti yksittäisten elinympäristölaikkujenkin välillä. Nopean sukupolvikiertonsa takia perhoset reagoivat erityisen nopeasti elinympäristönsä muutoksiin, kasvit ja linnut taas hitaammin.

Hankkeessa tehty maisemarakenteen seuranta täydentää biodiversiteetin seurantaa, koska lajistossa tapahtuvat muutokset selittyvät usein maisemarakenteen ja maankäytön muutoksilla. Tässä hankeosiossa on tuotettu tietoa eri elinympäristötyyppien pinta-alojen ja osuuksien sekä maisemarakenteen pienipiirteisyyden muutoksista. Maisemarakenteella on havaittu olevan selvä yhteys alueen lajistolliseen monimuotoisuuteen. Tyypillisesti lajiston monimuotoisuus seuraa maisemarakenteen muutoksia jonkinlaisella aikaviiveellä.

Tavoitteet

Satunnaisuututkimuksen tavoitteena oli jatkaa MYTVAS 1 - ja 2 -tutkimuksissa aloitettuja kasvien, perhosten ja lintujen sekä maisemarakenteen maastoseurantoja (Kuussaari ym. 2004, 2008) ja siten tuottaa tietoa maatalousluonnon monimuotoisuuden eri osa-alueiden kehityksestä. Tutkimusasetelman suurin vahvuus oli se, että kaikki seurannat kohdistuivat yhteisille otanta-alueille. Lintujen osalta otantaa tehtiin kuitenkin huomattavasti useammilla ja laajemmilla alueilla, sillä pelkästään satunnaisuuduilta kerätty aineisto jäi vaatimattomaksi maatalousympäristön muutosten vaikutusten arvioinnin kannalta.

Suomen ympäristökeskus vastasi perhosten ja maisemarakenteen, Helsingin yliopisto kasvien ja Riista- ja kalatalouden

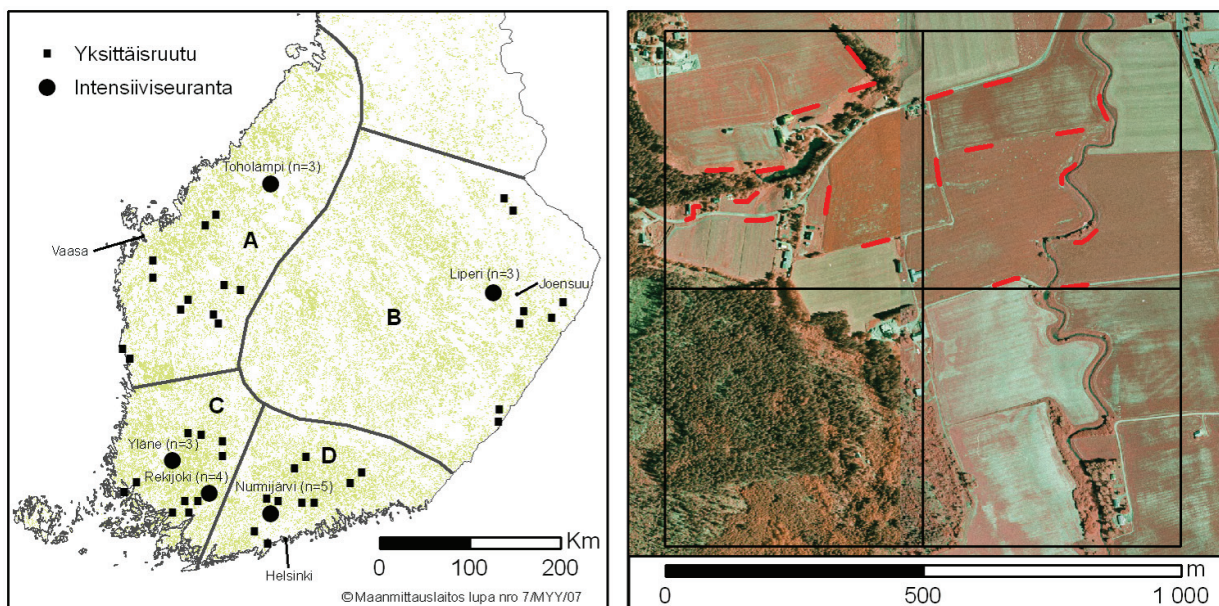
tutkimuslaitos lintujen seurannasta. Tässä raportoidaan vuosina 2007–2013 tehtyjen seurantatutkimusten tulokset siten, että kaikkien kolmen eliöryhmän ja maisemarakenteen kehityksestä on omat erilliset raporttinsa (luvut 3.7.1–3.7.4). Lisäksi alla tarkastellaan eri eliöryhmien seurantatuloksia lyhyesti yhdessä.

Tutkimusasetelma ja vuosien 2007–2013 seurannat

Seuranta toteutettiin samoilla 58 maatalousalueella Etelä-Suomen eri osissa samoin menetelmin kuin vuosina 2001–2006 (kuva 3.7-1; Kuussaari ym. 2008). Perhosia seurattiin kaikilla 58:lla, kasveja 54:llä ja lintuja 26:lla neliökilometrin kokoisella tutkimusruudulla (taulukko 3.7-1). Laajimmat lajisto-otannat tehtiin vuonna 2010. Vuosittain seurattujen alueiden määrä vaihteli eri eliöryhmissä. Vuosittaista seuranta tehtiin kasvien osalta viidellä ja perhosten osalta yhdeksällä alueella vuosina 2007–2013.

Lintujen laskenta-alueiden lukumäärä vaihteli vuosittain 12:n ja 78:n välillä. Ainoastaan yksi alue laskettiin vuosittain, mutta joka vuosi 2008–2013 laskettuja alueita oli seitsemän.

Jokaisella eliöryhmällä oli omat seurantamenetelmänsä, jotka on kuvattu yksityiskohtaisesti aiemmin (Kuussaari ym. 2004, 2008). Kasveja ja perhosia kartoitettiin kunkin neliökilometrin ruudun kahdella neljänneksellä (kuva 3.7-1), kun taas maatalouslintujen pesimäreviirit kartoitettiin vähintään koko neliökilometrin ruudun avoimelta maatalousalueelta, useimmiten huomattavasti sitä laajemmalla alueella. Kasvi- ja perhosaineistot kerättiin 50 metrin mittaisilta otantalohkoilta, joita sijoitettiin kymmenen kumpaankin tutkittuun neljännesruutuun kullakin tutkimusalueella. Otantalohkoja pyrittiin sijoittamaan niitylaikuille, erilaisille pellonpientareille sekä pellon ja metsän reuna-alueille. Neljännesruuduilla perhoslaskennat tehtiin aina kaikilta kymmeneltä ja kasvikartoitukset kuudelta otantalohkolta.

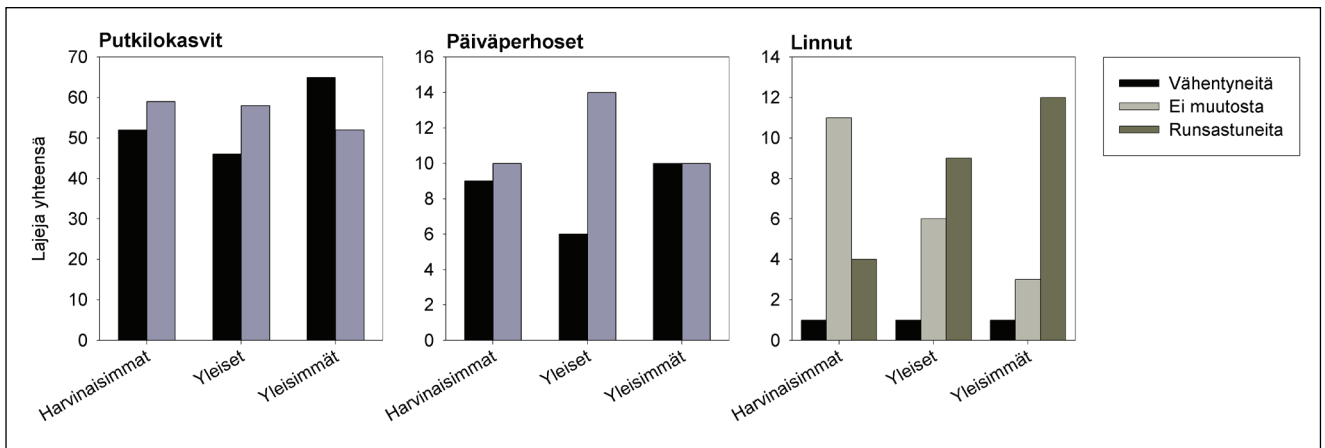


Kuva 3.7-1. Satunnaisuututkimuksen tutkimusalueet (n = 58) neljällä maantieteellisellä suuralueella: (A) Pohjanmaa, (B) Itä-Suomi, (C) Lounais-Suomi ja (D) Etelä-Suomi. Oikeanpuoleisessa kuvassa on esimerkki yhdestä tutkittu neliökilometrin ruudusta. Kahteen ruudun neljänneksestä on sijoitettu 10 erillistä 50 m otantalohkoa. Otantalohkoilta on laskettu perhoset ja tutkittu putkilokasvien esiintymistä. Maatalouslintujen pesimäreviirit on kartoitettu koko neliökilometrin ruudun avoimelta alueelta.

Taulukko 3.7-1. Yhteenveto satunnaisuuduilta vuosina 2001, 2005 ja 2010 kerätyistä kasvi-, perhos- ja lintuaineistoista.

	Putkilokasvit			Päiväperhoset			Linnut		
	2001	2005	2010	2001	2005	2010	2001	2005	2010
Tutkimusruutuja	52	52	54	58	54	58	55	55	26
Otantalohkoja yhteensä	622	631	619	1 155	1 080	1 140	-	-	-
-joista kaikissa otannoissa	510	510	510	951	951	951	-	-	-
Lajeja/taksoneita yhteensä	308	290	332	54	56	54	43	49	45
-tutkimusruudulla keskimäärin	87,9	85,6	92,9	21,5	20,5	22,2	18,7	19,0	23,3
-otantalohkolla keskimäärin	27,7	25,0	28,2	5,3	6,0	6,1	-	-	-
Yksilö*/reviirimäärä yhteensä	-	-	-	15 321	18 658	20 244	5 094	5 410	3 824

*kaikkina kolmena vuonna vertailukelpoisesti havainnoitujen tutkimusalueiden osalta.



Kuva 3.7-2. Yhteenveto vähentyneiden ja runsastuneiden putkilokasvi-, päiväperhos- ja lintulajien lukumääristä satunnaisuutuseurannan perusteella vuosina 2001–2010.

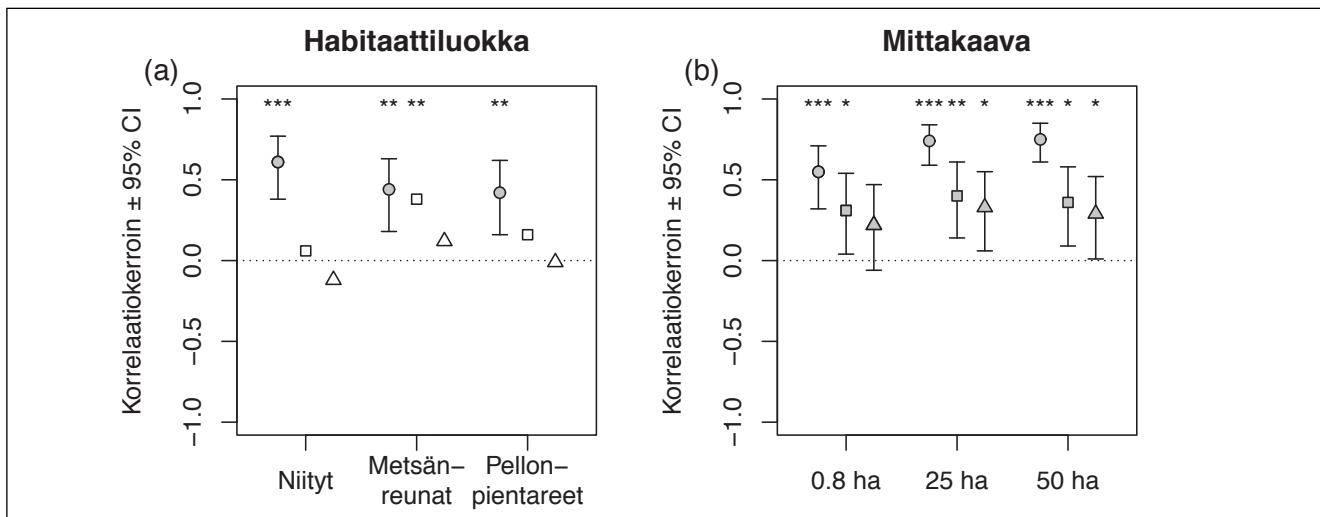
Taulukossa 3.7-1 on esitetty yhteenveto viiden vuoden välein tehdyissä laajoissa otannoissa kerätyistä kasvi-, perhos- ja lintuaineistoista. Vaihtelu kasvien ja perhosten vuosittaisissa laji- ja yksilömäärissä selittyy suurelta osin eri kesien vaihtelevilla sääoloilla. On kuitenkin mielekkäämpää tarkastella kannanmuutoksia lajitasolla, kuten kuvassa 3.7-2. Tarkastelua varten kaikissa eliöryhmissä havaitut lajit jaettiin karkeasti kolmeen pääryhmään: tutkimusaineistossa harvalukuisiin, melko yleisiin ja kaikkein yleisimpiin lajeihin. Kasveilla ja perhosilla tulokset olivat keskenään hyvin samankaltaiset: vähentyneitä ja runsastuneita lajeja oli suurin piirtein saman verran lajin yleisyysluokasta riippumatta. Sen sijaan linnuilla runsastuneita lajeja oli selvästi enemmän kuin vähentyneitä lajeja kaikissa kolmessa yleisyysluokassa.

Kasvien ja perhosten osalta seurantatulokset viittaavat siihen, että maatalousympäristössä ei olisi 2000-luvulla tapahtunut merkittäviä systemaattisia muutoksia lajiston monimuotoisuudessa. Tämä sopii hyvin yhteen seuranta-alueiden maisemarakenteessa 20 viime vuoden aikana tapahtuneiden vähäisten muutosten kanssa. Toisaalta tulos on ristiriidassa kansallisen uhanalais-tarkastelun tulosten kanssa, sillä uhanalaisten maatalousympäristön lajien määrä on selkeästi kasvanut viimeisten 20 vuoden aikana (Rassi ym. 2010). Kahden tarkastelun eroa selittänee ennen kaikkea se, että harvinaisia, uhanalaistuneita lajeja ei juuri esiinny tutkimuksen satunnaisesti valituilla otanta-alueilla. Harvinaisten lajien uhanalaistarkastelu on mahdollista vain koko maan kattavalla aineistolla, kun taas MYTVAS-tarkastelu perustuu suhteellisen pienten otanta-alueiden ja käytännössä lähinnä yleisten maatalouslajien muutostrendien tarkasteluun. Lisäksi on todennäköistä, että koko maan tasolla tapahtunut lajien uhanalaistuminen on seurausta MYTVAS-tarkastelua huomattavasti pidemmällä aikavälillä maatalousalueilla tapahtuneista maan käytön muutoksista.

Maatalouslinnuilla havaittu myönteinen kehitys liittyy osin 2000-luvulla Euroopassa vallalla olleisiin leutoihin talviin. Lisäksi monien lajien runsastumista saattavat selittää maatalousalueiden lintujen kannalta myönteiset elinympäristömuutokset, kuten pitkällä aikavälillä kasvanut viherkesantojen (ja nykyisin luonnonhoitopeltojen) pinta-ala. Toisaalta maatalouslintujen kannan kehityksestä Suomessa on äskettäin julkaistu myös toisenlaisia tuloksia Luonnontieteellisen keskusmuseon linjalaskentoihin perustuvien pitkäaikaisseurantojen perusteella (Väisänen & Lehikoinen 2013, Laaksonen & Lehikoinen 2013). Syitä kahden seurannan tulosten eroihin ollaan parhaillaan selvittämässä (Tiainen ym. 2014).

Kuinka samankaltaista on lajistollinen monimuotoisuus eri eliöryhmissä?

Yllä todettiin, että kasvit, perhoset ja linnut valittiin seurattaviksi indikaattorilajiryhmiksi, koska ne täydentävät toisiaan usealla eri tavalla. Nyt kun seuranta-aineistoa on kerätty eri eliöryhmistä jo kohtalaisen suuri määrä, voidaan kysyä, miten tässä on onnistuttu. Toisin sanoen, kuinka samankaltaisesti lajistollinen monimuotoisuus vaihtelee tutkimusalueiden välillä eri eliöryhmissä? Tähän kysymykseen perehdyttiin useammasta eri näkökulmasta Ekroosin ym. (2013) tutkimuksessa, joka perustui MYTVAS-aineistoihin sekä Ahvenanmaalta vastaavilla menetelmillä kerättyihin kasvi-, perhos- ja lintuaineistoihin. Tässä esitetään tutkimuksen tuloksista vain lyhyt yhteenveto. Yleensä ottaen kasvien ja päiväperhosten lajimäärien välillä oli melko voimakas positiivinen korrelaatio. Korrelaation voimakkuus vaihteli hieman tarkasteltavan elinympäristötyypin (niitty, metsänreuna ja pellonpiennar) ja mittakaavan (0,8 ha, 25 ha ja 50 ha) mukaan (kuva 3.7.-3). Korrelaatio oli voimakkain runsaslajisimmissa elinympäristöissä eli niityillä, joilla myös peltoviljelyn haitallinen vaikutus lajistoon on vähäisempää kuin pellonpientareilla ja metsänreunoilla. Kasvien ja perhosten



Kuva 3.7-3. Eri eliöryhmien lajimäärien välillä havaitut korrelaatiot (a) erikseen niityillä, metsänreunoissa ja pellonpientareilla sekä (b) kolmella eri mittakaavatasolla. Y-akselilla on korrelaatiokertoimen havaittu arvo eri tarkasteluissa (harmaatäytteiset symbolit Pearsonin korrelaatiokertoimia ja niiden 95 % luottamusväli; avoimet symbolit ilman luottamusvälejä Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimia). Eri symbolit kuvaavat eri eliöryhmien välistä korrelaatiota seuraavasti: ympyrä = kasvit vs. päiväperhoset, neliö = peltolinnut vs. kasvit, kolmio = peltolinnut vs. päiväperhoset. Korrelaation tilastollinen merkitsevyys: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

lajimäärien välinen korrelaatio voimistui myös, kun tarkastelu- mittakaavaa kasvatettiin yhdestä otantalohkosta puoleen neliökilometriin. Sen sijaan lintujen lajimäärän korrelaatio suhteessa kasvien ja perhosten lajimäärään vaihteli tarkastelutavasta riippuen. Lintujen lajimäärän korrelaatio muihin eliöryhmiin oli yleensä positiivinen ja usein myös tilastollisesti merkitsevä, mutta yleensä ottaen voidaan sanoa, että lintujen lajimäärät vaihtelivat alueiden välillä eri tavalla kuin kasveilla ja perhosilla.

Erot eri lajiryhmien välisissä korrelaatioissa selittyvät pitkälti sillä, mitkä ympäristötekijät vaikuttavat eniten lajimäärän vaihteluun. Kasveilla ja perhosilla lajimäärään vaikuttavat pitkälti samat ympäristötekijät, kun taas maatalouslinnuilla keskeiset ympäristötekijät ovat erilaisia. Kasvien ja perhosten lajistollista monimuotoisuutta seurattiin vain viljelemättömissä, avoimissa elinympäristöissä. Niiden lajimäärä on pitkälti riippuvainen paikallisesta elinympäristötyypistä ja sen laadusta, kun taas lintujen lajimäärään vaikuttavat laajemman peltomaisematason ympäristötekijät, kuten maiseman pienipiirteisyys ja peltojen viljelytapa. Tätä taustaa vasten on ymmärrettävää, että kasvien ja perhosten lajimäärä vaihtelee tarkastelutavasta riippumatta hyvin samansuuntaisesti, kun taas linnuilla lajimäärät voivat toisinaan vaihdella jopa erisuuntaisesti kuin kasveilla ja perhosilla. Indikaattorimielessä kasvien ja perhosten lajistollinen monimuotoisuus mittaa siis suurin piirtein samaa asiaa, kun taas lintujen monimuotoisuus tuo kuvaan erilaisen, täydentävän aspektin maatalousluonnon monimuotoisuudesta.

Kirjallisuus

Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T. & Helenius, J. 2013. Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators* 34: 528–535.

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.

Kuussaari, Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. 2008: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008.

Laaksonen, T. & Lehikoinen, A. 2013. Population trends in boreal birds: continuing declines in agricultural, and long-distance migrant species. *Biological Conservation* 168, 99–107.

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 685 s.

Tiainen, J., Lehikoinen, A. & Piha, M. 2014. Eroavatko kartoitus- ja linjalaskennoista johdetut maatalousympäristön indikaattorit toisistaan? *Linnut-vuosikirja 2013: (painossa)*.

Väisänen, R. A. & Lehikoinen, A. 2013. Suomen maalinnuston pesimäkannan vaihtelut vuosina 1975–2012. *Linnut-vuosikirja 2012: 62–81*.

3.7.1 Putkilokasvit

Irina Herzon (Helsingin yliopisto), Janne Heliölä (SYKE), Outi Kankaanpää (Helsingin yliopisto), Juha Helenius (Helsingin yliopisto) herzon@mappi.helsinki.fi

3.7.1.1. Tausta

Ympäristötuen perustoimenpiteet eivät erikseen sisällä kasvien lajistollisen monimuotoisuuden suojeluun tarkoitettuja toimenpiteitä; lähimmäksi sellaista tulee 2009 alkaen käytössä ollut luonnonhoitopelto-toimenpide. Pientareet valtaojien varsilla ja suojakaistat vesistöjen varsilla ovat keskeinen ympäristötuen ehto, joka kohdistuu tavanomaisen tuotantoympäristön kasvilleille tärkeisiin elinympäristöihin. Viljely-ympäristöissä on lisäksi muita erityyppisiä avoimia niin sanottuja puoliluonnontilaisia kasvupaikkoja, kuten tilus-teiden ja piiriojien pientareet, peltoheidot ja joutomaa-alat, sekä luonnonlaitumet.

Tässä osahankkeessa seurattiin, miten putkilokasvien lajistollinen monimuotoisuus kehittyi tavanomaisessa viljely-ympäristössä. Seuranta kohdistui viljely-ympäristön niin sanottuihin puoliluonnontilaisiin elinympäristöihin, kuten erilaisiin pientareisiin ja niittyihin (Jauni & Helenius 2008). Luonnonhoitopellot eivät sisällyneet seurantaan, koska ne tulivat ympäristötukijärjestelmään mukaan kesken seurantakauden.

3.7.1.2. Tavoitteet

Tässä raportoitavan seurannan tavoitteena oli ennen kaikkea testata kasviyhteisön ajallisia muutoksia sekä alueittain että elinympäristötyypeittäin. Muutosvertailut tehtiin otantavuosien 2001, 2005 ja 2010 aineistojen perusteella. Lisäksi osa-aineistona oli Etelä-Suomen seuranta-alueelta koottu jokavuotinen otantasarja (2008–2013). Analyysi kohdistui putkilokasvien lajirunsauteen ja lajikoostumukseen. Lisäksi tarkasteltiin ekologisten lajiryhmien yhteispeittävyksissä tapahtuneita muutoksia. Oletuksena oli, että lajien ekologisten ominaisuuksien käyttö valaisee yhteisön sisällä tapahtuvia muutoksia ja niiden syitä. Koska ympäristöohjelman edellyttämät perustoimenpiteet toteutetaan miltei samalla tavalla kaikilla tutkituilla maatiloilla, seurantaan ei voitu sisällyttää varsinaista kontrolliasetelmaa. Siksi oli tärkeää arvioida mahdollisten muutosten syitä ja ekologisia seurauksia ekologisten ryhmien tarkastelun avulla.

Raportissa tarkastellaan lisäksi kahta seurannan metodologista kysymystä. Seuranta kohdistui pääasiassa samoille otantalohkoille kaikkina otantavuosina. Tämä ei kuitenkaan toteutunut täydellisesti, koska maanomistajan maankäyttöpäätösten (salaajitus, rakentaminen jne.) vuoksi pieni osa otantalohkoista poistui seurantavuosien välisenä aikana. Poistuneet otantalohkot korvattiin perustamalla lähimaastoon mahdollisimman samankaltainen korvaava otantalohko. Tavoitteena oli selvittää, missä määrin otantalohkojen vaihtuminen vaikuttaa tuloksiin. Toinen

metodologinen kysymys liittyi aineiston keräämisen ajankohtaan: missä määrin kasvukauden edetessä tapahtuvat kasvuston fenologiset muutokset vaikuttavat lajien havaitsemiseen ja niiden peittävyyskysien arviointiin maastossa?

3.7.1.3. Aineisto ja menetelmät

Kasvillisuusinventoinnit tehtiin vuosina 2001, 2005 ja 2010 MYTVAS-seurannan kaikilla neljällä maantieteellisellä suuralueella (Etelä-Suomi, Lounais-Suomi, Pohjanmaa ja Itä-Suomi). Kartoituksia tehtiin yhteensä 54 neliökilometrillä. Ruutujen sisältä tutkittiin pääsääntöisesti 12 otantalohkoa, jotka olivat 50 neliömetrin kokoisia. Pakkanen & Helenius (2004) kuvasivat käytetyt menetelmät kattavasti. Otantalohkoja tutkittiin vuonna 2001 yhteensä 622, vuonna 2005 631 ja vuonna 2010 619. Kaikkina kolmena vuonna tutkittiin 510 täysin samaa otantalohkoa (Taulukko 3.7.1-1).

MYTVAS 2 -loppuraportissa Jauni & Helenius (2008) osoittivat tarpeelliseksi selvittää myös vuosien välisen satunnaisvaihtelun osuutta seurantatuloksiin. Etelä-Suomesta valittiin tämän vuoksi vuosittaiseen intensiiviseurantaan Lepsämänjoen valuma-alue, jolla vuosien välistä vaihtelua on tutkittu vuosittain 2008–2013 noin 60 otantalohkolla. Lepsämänjoki valittiin tutkimuksen matkakulujen minimoimiseksi, joten valinta oli riippumaton tutkimuskysymyksistä. Seurannan aikana käytettiin samoja maastomenetelmiä kuin aikaisemminkin (Pakkanen & Helenius 2004), ja samat henkilöt suorittivat inventoinnit vuosittain.

Aineiston analyysissä tarkasteltiin ensin otantalohkojen ominaisuuksia ja hoitotoimenpiteitä. Putkilokasvien monimuotoisuuden tarkastelu kohdistui yhteisöjen lajirunsauteihin, lajikoostumuksiin ja ekologisten (eli toiminnallisten) lajiryhmien osuuksiin yhteisössä. Ekologista ryhmittelyä varten luotiin perusteet, jotta ryhmittely mahdollisimman hyvin heijastaisi maatalousympäristössä tapahtuneita muutoksia. Yksi tärkeimmistä oli Pykälän (2001) käyttämä indikaattorilaji-ryhmittely. Niin sanonut myönteiset niittyindikaattorilajit ilmentävät hyvälaatuista, lajistoaltaan monipuolista niittyelinympäristöä, kun taas niin sanotut kielteiset niittyindikaattorit ilmentävät kasvilajiston monimuotoisuutta vähentäviä tekijöitä, kuten rehevöitymistä tai umpeenkasvua (Pykälä 2001).

Muut valitut toiminnalliset ryhmät olivat kasvumuoto, pölytystapa, kukinnan ajoittuminen ja kasvilajien niin sanottu Ellenbergin typpi-arvo (Ellenberg ym. 1991). Viimeinen kuvaa kasvin vaateliaisuutta maaperän käytettävissä olevan ravinnetyypen suhteen. Kasvumuodon mukaan lajisto jaettiin ryhmiin 1) yksi- ja kaksivuotiset ruohot, 2) monivuotiset ruohot, 3) yksivuotiset heinät, 4) monivuotiset heinät, 5) palkokasvit ja 6) muut (varvut, puut). Pölytystapa kuvaa lajin ristipölytyksen tarvetta ja keinoa. Tällä perusteella muodostettiin kolme ryhmää: 1) laji on hyönteispölytteinen, 2) laji pölyttyy joko abioottisella mekanismilla (tuuli, vesi) tai sen ja hyönteispölytyksen yhdistelmällä, ja 3) laji on apomiktinen (ei tarvitse pölytystä) tai itsepölytyvä,

tai näiden ja muiden pölytystapojen yhdistelmästä riippuva. Kukinnan ajoittuminen puolestaan voi heijastaa muun muassa lajin herkkyyttä ilmaston lämpenemiselle. Se liittyy myös lajin ekologiseen merkitykseen yhteisön muille eliölajeille, kuten siihen, mitkä hyönteislajit voivat käyttää sen siitepölyä tai mettä ravintonaan. Kukinnan ajoittumisen perusteella lajisto jaettiin kolmeen ryhmään: 1) kukkii eniten varhaiskesällä, 2) kukkii koko kesän ja 3) kukkii eniten loppukesällä. Ellenbergin typpi-arvot heijastavat kasvilajin menestymisen riippuvuutta kasvupaikan ravinteisuudesta: mitä suurempi arvo, sitä enemmän laji suosii runsastyypisiä kasvupaikkoja.

Ekologisten ominaisuuksien ryhmittely tehtiin vaan lajeille, joiden otantalohkon keskimääräinen peittävyys ylitti 2 prosenttia. Näin mukaan tuli 251 lajia kaikkiaan yli 400 lajista. Peittävyydeltään alhaisempien lajien vaikutusta ekosysteemin toimintaan pidetään yleisesti ottaen vähäisenä (Grime 1998). Aineistosta laskettiin lisäksi kullekin kasvilajille sen havaintopaikkojen kasvillisuuden keskimääräinen korkeus kultakin havaintovuodelta erikseen sekä lopuksi kaikkien vuosien keskiarvo. Analysointia varten lajien peittävyysluokka-arvot (ks. Pakkanen & Helenius 2004) korvattiin kunkin luokan prosentuaalisella luokakeskiarvolla.

Lajien esiintymisfrekvenssien muutosta ekologisten ryhmien sisällä testattiin ensin kolmen eri jakson osa-aineistoissa: 2001–2005, 2005–2010 ja 2001–2010. Tämä kuvaa sitä, miten toiminnalliset ryhmät yleistyivät tai harvinaistuivat. Kullekin ekologiselle lajiryhmälle laskettiin myös niiden suhteellinen peittävyys otantalohkoilla. Tällä tarkoitetaan lajiryhmän eri lajien yhteenlasketun peittävyuden osuutta kaikkien otantalohkolla havaittujen lajien yhteispeittävydestä. Mahdollisia seuranta-aikana tapahtuneita muutoksia testattiin tilastollisilla malleilla, joissa selittävänä muuttujana oli alue (neljä luokkaa), otantavuosi (kolme vuotta), elinympäristötyyppi (neljä tai viisi vallitsevaa tyyppiä mallista riippuen) sekä näiden väliset yhteisvaikutukset.

Pitkäaikaisen seurannan metodologisia kysymyksiä lähestyttiin lisätarkastelulla. Otantalohkojen joukot osin erosivat toisistaan vuosien välillä, koska hävinneiden lohkojen tilalle otantaan oli sisällytetty uusia seurantalohkoja. Melkein kaikki mallintaminen tehtiin erikseen sekä kokonaisaineistolla (sisältäen korvaavat otantalohkot) että osa-aineistolla, joka sisälsi vain jokaisena inventointivuotena tutkitut otantalohkot. Lohkojen osittaisen vaihtumisen mahdollisen vaikutuksen selvittämiseksi näiden rinnakkaisten tarkastelujen tuloksia vertailtiin lopuksi keskenään. Lisäksi tarkasteltiin missä määrin kasvuston fenologiset muutokset vaikuttavat peittävyysarvojen arviointiin maastossa.

3.7.1.4. Aiemmat MYTVAS-tulokset

Aiemmissa MYTVAS-tutkimuksissa kuvattiin viljely-ympäristön kasviyhteisöjen lajikoostumusta ja selvitettiin näihin vaikuttavia tekijöitä (Tarmi & Helenius 2002; Pakkanen & Helenius 2004, Jauni & Helenius 2008). MYTVAS 3 -hankkeen kasviseurantojen välituloksia on esitelty väliraportissa (Helenius ym. 2010).

Aiempien seurantakertojen tulokset antoivat hyvän kuvan puoli-luonnonalaisten kasvupaikkojen kasvillisuuden koostumuksesta, erilaisten elinympäristöjen kasviyhteisöjen ja alueiden välisistä eroista, otantalohkojen ominaisuuksien ja niiden hoidon vaikutuksista kasvilajistoon sekä yhteisöjen sisäisestä vuosien välisestä vaihtelusta. Tulokset osoittivat, että kasvien lajistollisen monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpiin kohteisiin lukeutuvat peltojen metsänreunuksiin rajoittuvat pientareet. Suojakaistojen potentiaali tarjota tilaa nykyistä lajirikkaammille kasviyhteisölle jää kuitenkin realisoitumatta. Pääsyy tähän on soveltuvan hoidon puute. Kasvilajikoostumus myös vaihtelee suuresti seurannan suuralueiden välillä. Maatieteellinen sijainti on vahvin vaikuttava tekijä (Kivinen ym. 2006). Kasviyhteisön lajimäärien vuosien välisen vaihtelun todettiin olevan keskiarvon suuruusluokkaa, mikä vaikeuttaa aineistossa mahdollisesti esiintyvien trendien tilastollista havaitsemista.

3.7.1.4. Uudet MYTVAS 3 -tulokset

Seuranta-aineistojen avulla on selvitetty väitöskirjatyönä tulokaslajien esiintymistä maatalousympäristöissä (Jauni 2012). Suurin osa tulokaslajeista osoittautui muinaistulokkaiksi, eli jo varhain Suomeen saapuneiksi (Jauni & Hyvönen 2010). Kaikkein haitallisimpina pidettäviä viittä tulokaslajia ei esiintynyt aineistossa lainkaan, ja lupiinia (*Lupinus polyphyllus*) esiintyi vain muutamilla otantalohkoilla. Kuitenkin viimeisenä seuranta-vuonna 2010 aineistoon kertyi kymmenen uutta tulokaslajia. Amerikanhorsma (*Epilobium adenocaulon*) yleistyi seurannan aikana siten, että 2010 sitä tavattiin jo viidenneksellä otantalohkoista. Viljely-ympäristöjen niittymäisillä reuna-alueilla tulokaslajit suosivat sellaisia kasvupaikkoja, joihin kohdistuu usein toistuvaa ja suhteellisen voimakasta käsittelyä, ja niitä tavataan vähiten harvemmin häiritävillä kasvupaikoilla, kuten metsänreunoilla (Jauni & Hyvönen 2010). Uustulokkaat eivät ainakaan vielä ole ongelma peltoalueilla, sillä ne eivät ole vähentäneet yhteisöjensä kasvilajimääriä, vaan pikemminkin tulleet lisäksi niihin.

MYTVAS-aineistoa Uudeltamaalta käytettiin myös vertailukohtana Luonnonhoitopeltojen ympäristöhyödyt -hankkeessa (Herzon ym. 2012). Luonnonhoitopeltojen ja MYTVAS-tutkimuksessa kartoitettujen elinympäristöjen vertailussa lohko-kohtainen lajimäärä oli lähes yhtäläinen niittypelloilla ja niityillä sekä vastaavasti nurmipelloilla ja pientareilla. Kasvilajistoltaan luonnonhoitopellot erosivat kuitenkin pientareista, niityistä ja luonnonlaitumista (Toivonen 2010). Tämä korostaa, että näillä kaikilla on oma roolinsa maatalousluonnon ylläpitämisessä.

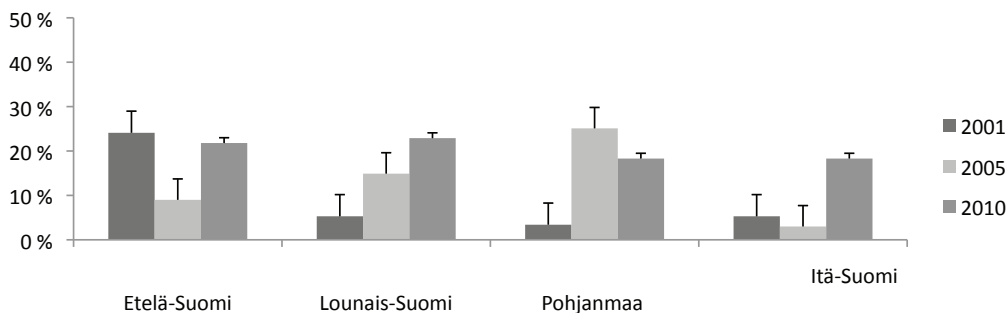
Otantalohkojen määrät ja niiden hoitotoimet

Elinympäristötyyppien keskinäisissä osuuksissa on vuosien välillä tapahtunut jonkin verran alueellisia muutoksia. Joistakin elinympäristötyypeistä otos oli varsin pieni, joten analysointia

Taulukko 3.7.1-1. Tutkittujen otantalohkojen lukumäärät ja osuudet elinympäristötyypeittäin vuosina 2001, 2005 ja 2010.

Elinympäristötyyppi	2001		2005		2010	
	Frekvenssi	Prosentti	Frekvenssi	Prosentti	Frekvenssi	Prosentti
1. Pelto-pelto	220	35,4 %	217	34,4 %	231	37,3 %
2. Pelto-metsä	132	21,2 %	141	22,3 %	115	18,6 %
3. Pelto-tie ja tienpiennar	117	18,8 %	122	19,3 %	106	17,1 %
4. Niitty ja luonnonlaidun	77	12,4 %	84	13,3 %	81	13,1 %
5. Muut	76	12,2 %	67	10,6 %	86	13,9 %
Yhteensä	622		631		619	
Kaikissa otannoissa	510		510		510	

Otantalohkolla merkkejä torjunta-aineista



Kuva 3.7.1-1. Osuus otantalohkoista (n = 1872), joilla havaittiin merkkejä rikkakasvien torjunta-aineiden käytöstä alueittain vuosina 2001, 2005 ja 2010. Pylväiden päälle piirretyt janat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

varten nämä harvinaisimmat tyypit yhdistettiin (Taulukko 3.7.1-1). Vain jokaisena vuonna tutkittuihin otantalohkoihin perustuneissa analyyseissa myös niityt ja luonnonlaitumet yhdistettiin luokkaan "Muut".

Ympäristötuen ehdot edellyttävät vähintään metrin levyistä piennarkaistaa pellon sille osalle, joka "rajoittuu leveään ojaan, jokeen tai järveen". Otantalohkoilla tämä jäi toteutumatta vain kahdessa tapauksessa, joten viljelijät ovat pääsääntöisesti leventäneet pientareita siellä, missä pitääkin.

Torjunta-aineiden käytöstä oli merkkejä vuonna 2001 noin 9,5 prosentilla kaikista otantalohkoista, vuonna 2005 noin 14,3 prosentilla ja vuonna 2010 noin 20,6 prosentilla. Vuosina 2001 ja 2010 torjunta-aineilla käsitellyt otantalohkot sijaitsivat useimmiten tien viereisillä pellonpientareilla ja vuonna 2005 peltojen välisillä pientareilla. Torjunta-aineiden käyttökielto tukiehdossa koskee ainoastaan yli metrin levyisiä pientareita ja suojakastoja. Niistä 5-20 prosentilla oli torjunta-aineiden käytöstä merkkejä ainakin yhtenä kolmesta seurantavuodesta (Kuva 3.7.1-1). Yleisimmin niitä havaittiin Etelä-Suomessa, jossa virheellinen torjunta-aineiden käyttö kaksinkertaistui seurannan aikana. Toisaalta Itä-Suomessa tapaukset puolittuivat vuodesta 2001 vuoteen 2010. Muualla vaihtelu oli vähäistä.

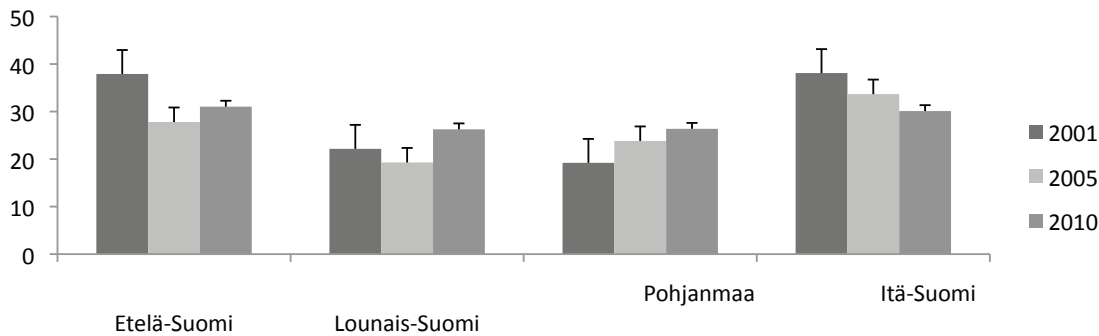
Maatalousympäristön lajisto ja seurantajaksojen väliset erot

Otantalohkoilta löydettiin vuonna 2001 308, vuonna 2005 290 ja vuonna 2010 332 kasvilajia tai lajiryhmää (ks. luku 3.7.). Viidenkymmenen neliömetrin otantalohkoilla havaittiin keskimäärin 25–28 lajia tai lajiryhmää. (Kuva 3.7.1-2).

Vuosien välillä oli eroja otantalohkojen lajimäärissä, mutta ei selkeää kehityssuuntaa (Kuva 3.7.1-2). Etelä-Suomessa keskimääräinen lajimäärä otantalohkolla laski kymmenessä vuodessa seitsemällä lajilla (noin 20 %). Pohjanmaalla lajirikkaus samana aikana kasvoi seitsemällä lajilla (noin 30 %) ja kasvu oli tilastollisesti merkitsevä. Itä-Suomessa lajirikkaus väheni kahdeksan lajia (noin 20 %). Peltojen välisissä olevilla pientareilla lajimäärät olivat elinympäristötyypeistä alhaisimpia. Muut elinympäristötyypit eivät eronneet toisistaan. Eri elinympäristötyyppien kasvilajimäärän muutokset eivät tilastollisesti eronneet toisistaan ja olivat hyvin samansuuntaisia: lajimäärät keskimäärin laskivat vuodesta 2001 vuoteen 2005 ja nousivat taas vuodesta 2005 vuoteen 2010.

Yleisimmät otantalohkoilta havaitut kasvilajit olivat siankärsämä (*Achillea millefolium*), timotei (*Phleum pratense*), juolavehnä (*Elymus repens*), hiirenvirna (*Vicia cracca*) ja voikukat (*Taraxacum* spp.). Niiden yleisyydessä ei tapahtunut sanottavia muutoksia seurannan aikana.

Kasvilajeja / otantalohko



Kuva 3.7.1-2. Otantalohkojen (n = 1872) keskimääräinen kasvilajimäärä vuosina 2001, 2005 ja 2010 neljällä eri maantieteellisellä alueella. Pylväiden päälle piirretyt janat kuvaavat keskivirhettä.

Koko aineistossa esiintyi kaikkiaan 65 myönteistä ja 45 voimakkaasti kielteistä niittyindikaattorilajia. Myönteisten indikaattorilajien suhteellinen peittävyys oli alhaisin Itä-Suomessa ja korkein Lounais-Suomessa. Edes suuntaa-antavia ajallisia muutoksia ei ollut. Myönteisten niittyindikaattorilajien suhteellinen peittävyys oli pienin metsän ja pellon välisillä pientareilla kaikkialla paitsi Itä-Suomessa. Siellä näiden lajien suhteellinen peittävyys oli pienin peltojen välisillä pientareilla. Muiden piennartyyppien peittävydet eivät eronneet toisistaan. Kielteisten lajien suhteellinen peittävyys oli alhaisin Pohjanmaalla. Näissäkään ei ollut suuntaa-antavia ajallisia muutoksia. Kielteisten niittyindikaattorilajien peittävyys oli pienin pellon ja tien välisillä pientareilla kaikkialla paitsi Itä-Suomessa, jossa se juuri tällä piennartyyppillä oli suurin. Myönteisten ja kielteisten lajien peittävydet korreloivat negatiivisesti ja merkitsevästi keskenään, riippuvuus oli noin 40 prosenttia. Ne eivät korreloineet merkitsevästi lajimäärän kanssa.

Ainoa kasvumuoto, jonka lajiston lohkokfrekvenssien muutos oli tilastollisesti merkitsevä, oli palkokasvit: niiden yleisyys väheni vuodesta 2001 vuoteen 2005 noin 10 prosenttia, minkä jälkeen se pysyi melko vaakana. Myös palkokasvien suhteellinen yhteispeittävyys väheni noin 20–50 prosenttia kaikkialla paitsi Itä-Suomessa, jossa niiden peittävyys oli vakaa. Merkitsevästi matalin palkokasvien peittävyys oli vuonna 2010 Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Tämän ryhmän peittävyden vaihtelu oli myös suurinta.

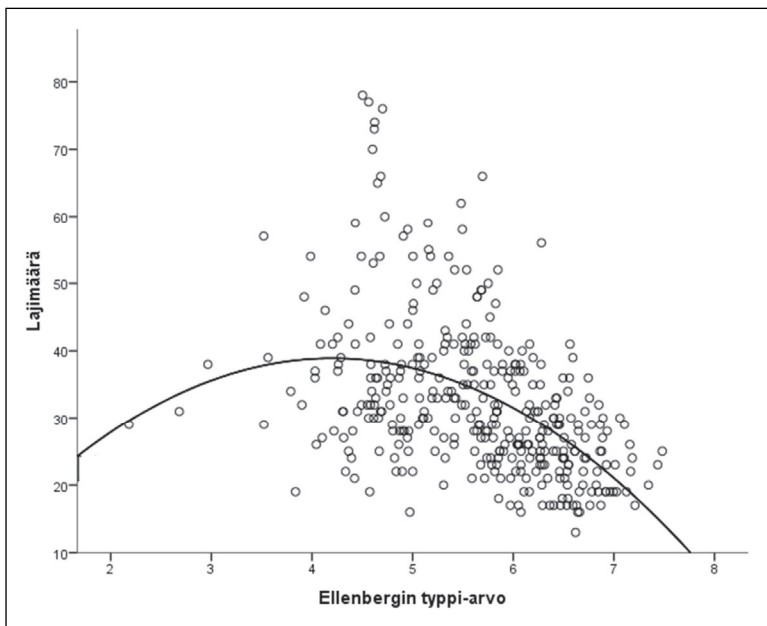
Yksi- ja kaksivuotisten ruohojen suhteellinen yhteispeittävyys oli vuonna 2010 edellisiin otantoihin verrattuna noin kolminkertainen Lounais-Suomessa ja noin kaksinkertainen Pohjanmaalla, ja nämä muutokset olivat tilastollisesti merkitseviä. Tämä ryhmä sisältää paljon muokattujen peltojen rikkakasveja. Monivuotisten ruohojen suhteellinen yhteispeittävyys ei muuttunut merkitsevästi, mutta havaintokeskiarvot olivat nousussa kaikilla alueilla paitsi Pohjanmaalla. Heinien suhteellinen yhteispeittävyys väheni merkitsevästi Itä-Suomessa. Se oli korkein Etelä- ja Lounais-Suomessa, mutta vain vuonna 2010 ero muihin alueisiin nähden oli merkitsevä.

Pölytystapa oli yksi tarkastelluista toiminnallisista ryhmitteilyistä. Itsepölytteisten kasvien ja kasvien, jotka eivät tarvitse pölytystä, yleisyys kaksinkertaistui vuodesta 2001 vuoteen 2010. Niiden suhteellinen yhteispeittävyys myös kasvoi vuosien myötä, ja kaikkialla tilastollisesti merkitsevästi. Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla hyönteispölytteisten kasvien yhteispeittävyys laski. Pohjanmaalla myös suhteellinen peittävyys oli 50 prosenttia pienempi vuosina 2005 ja 2010 vuoteen 2001 verrattuna. Lievää vähenemistä tapahtui myös Etelä-Suomessa. Itä-Suomessa ryhmän suhteellinen peittävyys pysyi korkeana. Tuulipölyttävien kasvilajien suhteellinen peittävyys laski merkitsevästi Lounais-Suomessa ja lievästi myös Itä-Suomessa.

Kukinnan alun kannalta ei havaittu merkitseviä frekvenssimuutoksia, mutta kylläkin peittävyden muutoksia. Varhaiskesällä kukkivien kasvien suhteellinen yhteispeittävyys ei muuttunut merkitsevästi vuosien välissä. Se oli jatkuvasti matalin Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Myöhään kesällä kukkivien kasvien suhteellinen yhteispeittävyys laski vuoteen 2010 mennessä merkitsevästi Etelä- ja Itä-Suomessa.

Ellenbergin typpi-arvot eivät muuttuneet trendimäisesti: ne olivat korkeimmat 2005 ja matalimmat 2001 kaikilla alueilla. Ellenberg-arvot olivat tilastollisesti korkeimmat peltopientareilla, mutta ajallinen vaihtelu oli samansuuntaista kaikkialla. Ellenberg-arvot korreloivat jokaisena vuonna negatiivisesti ja tilastollisesti merkitsevästi lajimäärien kanssa, ja erityisen vahva tämä korrelaatio oli Etelä- ja Lounais-Suomessa ja peltopientareilla (noin 10–20 %).

Kasvillisuuden korkeuteen liittyvät analyysit osoittivat, että matalamman kasvupaikan lajit ovat jossain määrin useammin harvinaistuneet ja korkeammassa kasvillisuudessa viihtyvät lajit vastaavasti yleistyneet aineistossa. Tämä voi selittyä esimerkiksi vuosien välisillä eroilla kasvukauden sääoloissa, tai vaihtoehtoisesti kasvupaikkojen ravinteisuuden lisääntymisellä.



Kuva 3.7.1-3. Ellenbergin typpi-arvojen ja lajimäärän välinen suhde Lepsämänyjoella vuosina 2008–2013.

Lepsämänyjoen vuosittaisessa seurannassa 2008–2013

havaittiin, että otantalohkojen lajimäärät laskivat lievästi, mutta merkittävästi ($r = 0.014$, $p = 0.002$). Tämä muutos oli tilastollisesti merkittävä tien- ja pellonpientareilla sekä ryhmässä ”Muut elinympäristöt”. Vuoden 2001 lajimäärät olivat poikkeuksellisen korkeita. Seurantajakson lopulla, vuosina 2008–2013 lajimäärät eivät kuitenkaan enää laskeneet. Vuosien välinen vaihtelu oli noin 5 lajia (17 %) vuosina 2008–2013.

Ellenbergin typpi-arvojen suhteen lajiryhmien välillä ei ollut tilastollisesti merkittävää muutosta. Sen ja lajimäärän välillä oli kielteinen suhde (10–30 % vuodesta riippuen; Kuva 3.7.1-3). Korrelaatio oli suurin tienpientareilla (melkein 40 %).

Seurannan metodologian tarkastelu

Kaikkina kolmena vuonna tutkittiin 510 samaa otantalohkoa (noin 80 % lohkoista). Koko aineistoon ja vain samoihin otantalohkoihin perustuvat tulokset poikkesivat toisistaan hyvin vähän. Toinen metodologinen kysymys koski sitä, kuinka kasvuston fenologiset muutokset vaikuttavat peittävyysien arviointiin maastossa. Tulosten mukaan yleisin muutos kesän aikana koskee heinäkasvien peittävyysien laskemista ja vastaavasti ruohokasvien peittävyysien nousua. Suurimmat muutokset tapahtuivat piennarlohkoilla, kuten suojakaistoilla. Muutokset olivat suuruudeltaan 20–30 prosenttia koko seurannan aikana. Myös havaittu lajimäärä kasvoi jonkun verran kesän jatkuessa: myöhemmällä käynnillä havaittiin keskimäärin kaksi lajia enemmän kuin aiemmalla. Erityisesti dominoivien lajien peittävyys edesivät kasvukauden edetessä.

3.7.1.6 Tulosten tarkastelu

Rikkakasvien torjunta-aineista aiheutuneita vioituksia havaittiin otannoissa huolestuttavan usein. Etelä-Suomessa joka viidennen ja vuoden 2010 seurannassa jopa joka kolmannen pientareen kasvillisuus kärsi joko tarkoituksellisesta käsittelystä tai merkittävästä tuulikuleutumisesta. Ympäristötuen piirissä olevia pientareita ei saa käsitellä torjunta-aineilla, mutta aineistossa olevista pientareista esimerkiksi tienpientareita on lupa käsitellä. Tienpientareet ovat pientareista lajistoltaan kaikkein monimuotoisimpia, ja niillä esiintyi myös eniten myönteisiä indikaattorilajeja. Tämän vuoksi tulisi uudelleen arvioida perusteet tienvieripientareiden kasvintorjunnasta. Perusteena voisi olla tarpeen mukainen vieraslajien torjunta tai tarpeen mukainen pesäketorjunta, joka koskisi vaikeita, helposti leviäviä rikkakasveja.

Niitto olisi pientareiden kasvilajiston monimuotoisuutta parhaiten edistävä hoitomuoto. Niittoa tehtiin kuitenkin vain noin 10 prosentilla otantalohkoista (ks. luku 3.7.2.). Näin ollen vain harvoja viljely-ympäristön puoliluonnontilaisia elinympäristötyyppejä hoidetaan monimuotoisuutta edistävin menetelmin, eli niittämällä tai laidunnaen. Eniten niitettuja otantalohkoja oli Pohjanmaalla, jossa muita tutkimusalueita yleisemmän karjatalouden vuoksi on niittolaitteita saatavilla ja käyttöä biomassalle. Siellä niiton yleisyys kuitenkin laskee seurantajakson aikana. Niitetyt lohkot sijaitsivat useimmiten tienpientareilla ja tien viereisillä pellonpientareilla, jossa niiden hoito saattaa olla helpointa, ja motiivina on tienpito. Suojakaistojen potentiaali luonnonkasvien lajimonimuotoisuuden edistäjinä jää pääosin realisoitumatta, suurimmaksi osaksi niiton puuttuessa ja pahimmillaan jopa kielteisten toimenpiteiden kuten herbisidikäsitteilyjen seurauksena (Jauni & Helenius, 2006; Tarmi 2011). Suojakaistojen niitto olisi perusteltua myös vesienpuhdistuksen kannalta.

Puoliluonnontilaisten niittymäisten otantalohkojen jättäminen ilman säännöllistä biomassan korjuuta johtaa tiheään ja korkeaan kasvustoon, joka köyhdyttää lajistoa (Tarmi 2011, Blomqvist 2013). Niitto ja korjuu parantavat matalakasvuisten lajien menestymisen edellytyksiä ja edesauttavat vakavien rikkakasvien, kuten pelto-ohdakkeen torjuntaa (Persson 1995). Niitoksen poiskorjuu poistaa kasvupaikalta ravinteita, mikä on niittylajien ja lajimonimuotoisuuden kannalta edullista; tämä maaperän köyhdyttäminen niiton avulla vie kuitenkin useita vuosia, erityisesti ravinteikkaassa ja kosteassa maaperässä.

Alankomaissa tehdyssä tutkimuksessa typensuosijat yleistyivät jokavuotisesta niitosta huolimatta (van Dijk ym. 2013). Uusien lajien leviäminen kasvupaikalle sen olojen muututtua suotuisiksi tapahtuu enimmäkseen viereisistä kasvivyhteisöistä (Tarmi 2011), jotka viljely-ympäristössä ovat todennäköisimmin muita kuin lajirikkaita perinnebiotooppeja. Näin ollen lajimäärän kasvua hidastaa myös leviämisen hitaus (Blomqvist ym. 2009). Hoitoon tulisi löytää toimivia keinoja, esimerkiksi kannustimia pientareiden ja niittymäisten elinympäristöjen hoitoon maaseudun palvelutoimintana. Biomassan hyötykäyttöä tai kompostointia olisi myös edistettävä.

Metsän ja pellon välisillä pientareilla oli vähiten myönteisiä indikaattorilajeja, mikä voi johtua siitä, että nämä pientareet ovat useimmiten kapeita ja varjoisia. Pellon ja tien välisillä pientareilla kielteisten lajien suhteellisen pieni peittävyys korostaa tämän piennartyyppien merkitystä niittylajistolle nykyaikaisessa maatalousympäristössä. Virossa ympäristötuki kannustaa leveän, kaksimetrisen pientareen jättämiseen yleisteiden varsille. Alustavat tulokset osoittavat, että tämä tukimuoto on onnistunut ylläpitämään kimalaiskantoja ja lisäämään kukkivien kasvien peittävyttä (Riho Marja ym. Tarton yliopistosta; julkaisu valmistella). Myös niiden hoito näyttää olevan helpointa järjestää.

Odotusten mukaisesti peltolohkojen väliin jäävät pientareet ovat lajiköyhimpiä ja niillä kielteisten indikaattorilajien peittävydet ovat korkeimpia. Ne kärsivät eniten pellon puolella tapahtuvasta maataloustoiminnasta, kuten ravinteiden ja torjunta-aineiden kulkeutumisesta pellolta sekä suoranaista torjunta-ainekäsittelyistä (Le Coeur ym. 2002). Ne ovat useimmiten myös kapeita, kun pientareen leveydellä on osoitettu olevan selvä myönteinen vaikutus sen lajirunsauteen (Ma ym. 2002). Toisaalta, jos peltojen väliset kaistat ovat riittävän leveitä niin, että kasvillisuus pysyy monipuolisempana, niillä voi olla suuri merkitys ekologisessa toiminnassa kuten pölyttäjähönteisten ja biologisen torjunnan eliöstön ylläpitämisessä sekä lintujen pesimis- ja ruokailupaikoina (Marshall & Moonen 2002; Vepsäläinen ym. 2010; Marja ym. 2013). Vertailu luonnonhoitopeltojen kasvillisuuteen osoitti, että esimerkiksi kesantojen avulla ei voi korvata pientareiden vähenemistä, koska niiden kasvillisuuden koostumukset eroavat toisistaan (Toivonen ym. 2013).

Seurannan aikana tapahtui vain muutama tilastollisesti osoitettavissa oleva lajimäärien muutos. Nämä olivat eri elinympäristötyyppien välillä hyvin samansuuntaisia. Lajirikkauden

lasku vuodesta 2001 vuoteen 2005 voi selittyä vertailuvuosien erilaisilla sääolosuhteilla. Kesä 2005 oli lähes koko maassa tavanomaista sateisempi. Myös kasvukausi alkoi vuonna 2005 myöhemmin kuin vuonna 2001, ja erityisesti Itä-Suomessa kasvukausi oli myöhäinen (Jauni & Helenius 2006). Jauni ym. (2010) huomasi, että vallitsevat, runsaana esiintyvät kasvilajit havaitaan otannoissa kattavasti myös huonoina vuosina, kun kasvukauden sääolosuhteet ovat näille lajeille epäsuotuisia. Sitä vastoin niukkoina esiintyvät harvalukuiset kasvilajit jäävät usein havaitsematta heikkoina vuosina. Tämän seurauksena myös havaitut lajimäärät vaihtelevat jossain määrin kasvukauden olosuhteiden mukaan.

Pohjanmaalla, jossa peltoympäristön kasvilajirikkaus on suhteellisen pieni, lajirikkaus kuitenkin kasvoi seurannan aikana runsaan kolmanneksen. Sitä vastoin Itä-Suomessa, jossa kasvilajirikkaus on suhteellisen suuri, se laski noin viidenneksen. Tämä voi olla merkinä puoliluontaisten otantalohkojen luonnonarvojen heikkenemisestä hoidon puutteen seurauksena alueella, jossa maataloustuotannon taloudelliset edellytykset ovat pysytelleet heikoimpina. Luotettavien johtopäätösten tekeminen edellyttäisi nykyistä suurempaa aineistoa, kuten jokavuotisen seurannan vuosien 2008–2013 välinen selittämättä jäävä 17 prosentin lajimäärävaihtelu osoittaa.

Palkokasvien väheneminen seurannan aikana on huolestuttavaa. Lajiryhmä on merkittävä pitkäkielisille kimalaisille, joiden mesikasvivalikoima on suhteellisen suppea. Kimalaisten lajirunsauteen köyhtyminen on todettu Ruotsissa, jossa samalla on merkkejä puna-apilan siementuotannon heikkenemisestä (Bommarco ym. 2011). Palkokasvit tuottavat mettä myös kukkien ulkopuolelle, jolloin ne tarjoavat ravintoa myös esimerkiksi loishönteisille (Wäckers & van Rijn 2012).

Itsepölytteiset lajit ja lajit, jotka eivät tarvitse pölytystä runsastuivat seuranta-aineistossa. Esimerkiksi Iso-Britanniassa ja Alankomaissa tämän on arvioitu liittyvän hönteispölytteisten lajien vähentymiseen (Biesmeijer ym. 2006). Suomessa tämän toiminnallisen ryhmän muutos edellyttää säännöllistä seuranta. Myöhään kesällä kukkivien kasvien suhteellinen yhteispeittävyys laski seurannan aikana ainakin Etelä- ja Itä-Suomessa. Tämä voi mahdollisesti johtaa tilanteeseen, jossa pölyttäjille jää vähemmän ravintoa kesän loppupuolella (Memmott ym. 2010).

MYTVAS-aineistossa matalamman kasvupaikan kasvilajit ovat jossain määrin useammin harvinaistuneet ja korkeamman paikan lajit vastaavasti yleistyneet, mutta eivät niin selvästi kuin Ahvenanmaalla (Sandholm ym. 2012). Eroa selittänee ainakin kaksi tekijää: mantereella otantalohkojen välillä oli vähemmän vaihtelua kasvillisuuden korkeudessa, ja mantereella oli selvästi vähemmän matalan kasvillisuuden otantalohkoja (enemmistö lohkoista oli kasvillisuudeltaan 50–80 cm korkeaa, mikä tarkoittaa melko korkeaa ja rehevöitynyttä kasvillisuutta). Suomessa kehitys näyttää samalta kuin Alankomaissa, missä ojanpientareiden kasvivyhteisöt ovat muuttumassa yhä selvemmin typensuosijoiden ja -sietäjien sekä korkeakasvuisten lajien vallitsemiksi (van Dijk ym. 2013).

MYTVAS-seurannan satunnaisuutujen lajiaineistoista on muodostunut ainutlaatuinen maatalousekologinen aineisto. Koska seurantalohkot ovat maatalouden maankäytössä olevilla alueilla, vuosittain osa seurantalohkoista poistuu muuhun maankäyttöön tai uudistetaan niin voimakkaasti (esim. valtaojan perkaus), että sen kasviyhteisö hetkellisesti häviää. Tässä ratkaisuna ollutta lohkojen korvausmenetelmää voidaan pitää seurantatavoitteiden saavuttamisen kannalta soveltuvana myös jatkossa. Kasvien lajimäärissä tapahtuvien trendinomaisten muutosten havaitseminen ei edelleenkään ole kovin luotettavalla tasolla. Lajikohtaisten peittävyksien muutokset olivat viidenneksen luokkaa, eli samaa luokkaa kuin vuosien väliset selittämättä jääneet vaihtelut saman lohkon sisällä.

Eräs aineiston laatua parantava tekijä olisi otannan keskittämisen nykyistä pienempään aikaikkunaan. Nyt otanta venyi jossain määrin vertailukelpoisuuden kustannuksella noin kuukauden aikajaksolle. Kasvien fenologia tulee ottaa huomioon myös, jos kasvillisuustutkimus tehdään maantieteellisesti laajalla alueella, kuten MYTVAS-seurannassa on laita (Kankaanpää, 2013). Otantojen ajoitus tulisi tapahtua lämpösummaan sidotusti tai sopivan lajin kehitysvaiheen mukaan, esimerkiksi kukinnan alkamisen toimitessa aloitussignaalina; kalenteripäivään sidottu ajoitus ei tuota samaa fenologiaa aikaikkunaa vuosien välillä. Muutoin luontaiseen fenologiaan liittyvä eri kasvilajien vaihteleva havaitavuus voidaan tulkita yhteisön lajikoostumuksen muutokseksi otantavuosien välisessä vertailussa (Elzingan ym. 2001).

Johtopäätökset

Kasvien lajistollinen sekä toiminnallinen monimuotoisuus on edellytys muun eliöstön monimuotoisuudelle, koska kasvit muodostavat ravintoverkkojen perustan, ja koska kasvit omalla "arkkitehtuurillaan" tarjoavat lisääntymis-, suoja- ja lepopaikkoja muulle eliöstölle. Toteutetun satunnaisuutuseurannan perusteella ei pystytä perustellusti arvioimaan, ovatko ympäristötukitoimet lisänneet niittymäisten, puoliluonnontilaisten elinympäristöjen, kuten pientareiden ja suojakaistojen kasvilajiston monimuotoisuutta. Havaitut muutokset niin lajimäärissä kuin yhteisöjen rakenteessa ovat kuitenkin olleet ainakin lievästi kielteisiä biodiversiteetin suojelutavoitteiden kannalta. Esimerkiksi palkokasvien lajiryhmään kuuluvien lajien vähentyminen on huolestuttava havainto. On silti täysin mahdollista, jopa luultavaa, että ympäristötukitoimenpiteet ovat jossain määrin estäneet vielä kielteisempää kehitystä, ja ylläpitäneet niitä kasviyhteisöjä, jotka muodostuvat erityisesti maataloustuotannon aiheuttamiin ekologisiin häiriöihin sopeutuneista lajeista.

Seuranta kohdistui tavanomaiseen maatalousympäristöön, erityisesti peltojen ja teiden pientareille. Näiden lajisto ei edelleenkään osoittautunut lajiensuojelun kannalta kriittiseksi, sillä tyypillisesti ne eivät ole luontoarvoltaan kovin merkittäviä elinympäristöjä. On kuitenkin tärkeää seurata erityisesti kasvillisuuden toiminnallista koostumusta ja toiminnallista tehok-

kuutta, esimerkiksi pölyttäjäin ja biologisen torjunnan eliöiden sekä vakavien rikkakasvien ja tuhoeläinten elinympäristöinä.

Politiikka- ja toimenpidesuosituksukset

- Pientareet ja suojakaistat on siirrettävä suorien tukien osaksi täydentäviin ehtoihin ja ympäristökorvauksen toimenpiteitä on kehitettävä pientareiden ja suojakaistojen hoidon parantamiseksi.
- Piennarten, suojakaistojen ja suojavyöhykkeiden hoitamista niittämällä ja niiton biomassan poiskorjuuta on edistettävä, sillä tämä palvelee sekä luonnon monimuotoisuuden että vesien suojelua.
- Kaikenlaiset piennaralueet on suojeltava torjunta-ainekäsittelyiltä lukuun ottamatta vaikeimpia rikkakasvitilanteita, jolloin pesäketorjunta on perusteltua. Yhdys- ja sivuteiden pientareiden leventämistä ja suojelua torjunta-ainekäsittelyiltä on edistettävä Virosta saatujen hyvien kokemusten mukaisesti.
- Monimuotoisuuskaistat on perustettava etupäässä aurinkoisille metsänreunoille.
- Invasiivisten vieraslajien torjunta on aloitettava peltojen piennaralueilla jo ennen kuin ne runsastuvat merkittävästi.

Kirjallisuus

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R ym. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.

Blomqvist, M.M., Tamis, W.L.M., & de Snoo, G.R. (2009). No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes. *Basic and Applied Ecology* 10: 368–378.

Bommarco, R., Lundin, O. Smith, H.G. & Rundlöf, M. 2011. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 309–315.

Ellenberg, H., Weber, H.E. Düll, R. Wirth, V. Werner & Paulissen, D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa Scripta Geobotanica, XVIII*Goltze, Göttingen 258 s.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. & Gibbs, J.P. 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Malden, Massachusetts: Blackwell Science. 360 s.

Grime J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 902–910.

- Helenius, J., Jauni, M., Herzon, I. & Ollikainen, I. 2010. Putkilo-kasvit. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – VäliRaportti. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja. s. 57–60.
- Herzon, I., Toivonen, M., Kankaanpää, O., Mäkinen, T., Delasalle, M., Le Barh, C., Swiderski, C. & Helenius, J. 2012 Maatilan luon-toarvojen mittaaminen - luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Heliölä, J. & Herzon, I. (eds.). Helsinki: Suomen ympäris-tökeskus, s. 9–40 (Suomen ympäristö; no. 26/2012)
- Jauni, M. 2012. Plant invasions in Boreal agricultural habitats – the effect of environmental conditions, species traits and the impact on native diversity. University of Helsinki Department of Agricultural Sciences Publications 12, 41 s. Academic Dis-sertation.
- Jauni, M. & Hyvönen, T. 2010. Positive diversity–invasibility rela-tionships across multiple scales in Finnish agricultural habitats. *Biological Invasions* 14: 1379–1391.
- Jauni, M., Helenius, J. & Hyvönen, T. 2012 Changes in the inva-sion level, and impact of alien plants in Finnish semi-natural agricultural habitats. *Agricultural and Food Science* 21: 100–117.
- Jauni, M. & Hyvönen, T. 2012. Interactions between alien plant species traits and habitat characteristics in agricultural landsca-pes in Finland. *Biological invasions* 14: 47–63.
- Jauni, M. 2012. Plant invasions in boreal agricultural habitats - the effect of environmental conditions, species traits and the impact on native diversity. Helsinki: Department of Agricultural Sciences Publications 12. 42 s.
- Kankaanpää, 2013. Kasvillisuustutkimus digitaalisten valokuvien ja segmentointiin perustuvan kuva-analyysin avulla. Maiste-rintutkimus. Helsingin yliopisto, Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Maataloustieteiden laitos. 73 s.
- Kivinen, S., Luoto, S., 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.
- Le Coeur, 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.
- Leng, X., Musters C. J. M., & de Snoo, G.R. 2011. Effects of mo-ving date on the opportunities of seed dispersal of ditch bank plant species under different management regimes. *Journal for Nature Conservation* 19: 166–174.
- Ma, M., S. Tarmi & J. Helenius 2002. Revisiting the species-area relationship in a semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 137–148.
- Marshall, E. & Moonen, A. 2002. Field margins in northern Euro-pe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 5–21.
- Memmott J., Carvell C., Pywell R. F., Craze P. G. 2010 The poten-tial impact of global warming on the efficacy of field margins sown for the conservation of bumble-bees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 2071–20.
- Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004. Kasvien monimuotoisuuden seuranta – toimenpiteiden vaikutukset pientareilla ja suoja-kaistoilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). Maatalouden ympäris-tötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 30–43.
- Persson, T.S. 1995. Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research. Report 82. 30 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoi-suuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. 205 s.
- Sandholm, L., Heliölä, J., Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012. Utvecklingen av naturens mångfald i jordbruksmiljön på Åland 2002–2011. Projektets slutrapport 9.3.2012. Ålandsk utredningsserie 2012:1.
- Tarmi, S. 2011. Plant communities of field margins – the effect of management and environmental factors on species composition and diversity. University of Helsinki Department of Agricultural Sciences Publications 17, 39 s. Academic Dissertation.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental Fallows: novel vegetation type in a boreal landscape. *Biological Conservation*, 159: 355–366.
- Toivonen, M. 2010. Luonnonhoitopellot maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuden edistämisessä. Maisterintutkielma. Maataloustieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 63 s.
- Wäckers, F. & van Rijn, P. 2012. Pick and mix: selecting flowering plants to meet the requirements of target biological control insects. Teoksessa: Gurr, G., Wratten, S.D. & Snyder, W.E. (toim.). Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Mana-gement. John Wiley & Sons.

van Dijk, W. F. A., Schaffers, A. P., Leewis, L., Berendse, F. & de Snoo, G.R. 2013. Temporal effects of agri-environment schemes on ditch bank plant species. *Basic and Applied Ecology* 14: 289–297.

Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010. Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287–305.

3.7.2 Perhoset

Janne Heliölä (SYKE) ja Mikko Kuussaari (SYKE)
janne.heliola@ymparisto.fi

3.7.2.1 Tausta

Maatalousalueet ovat päiväperhostemme tärkeimpiä elinympäristöjä, sillä noin 70 prosenttia päiväperhoslajeista elää pääasiassa erilaisilla niityillä ja peltojen reuna-alueilla (Pitkänen & Tiainen 2000). Päiväperhosia on harrastettu ja tutkittu poikkeuksellisen paljon sekä Suomessa että muualla, minkä ansiosta niiden lajisto, elinvaatimukset ja esiintyminen tunnetaan huomattavan hyvin. Päiväperhoset ovat myös herkkiä reagoimaan elinympäristönsä muutoksiin. Näiden tekijöiden ansiosta päiväperhosia on hyödynnetty monin tavoin ympäristön tilan indikaattoreina (Brereton 2007). Euroopan tasolla päiväperhosia on käytetty esimerkiksi havainnollistamaan ruohostomaiden lajiston tilaa (EEA 2013) ja ilmastonmuutoksen vaikutuksia eliölajistoon (van Swaay ym. 2010).

Suuri osa päiväperhoslajeista on kärsinyt maatalouden tuotantotapojen ja maankäytön tehostumisesta. Avoimet ja puoliavoimet perinnebiotoopit ovat luontotyypeistämme kaikkein uhanalaisimpia (Raunio ym. 2008), minkä seurauksena myös monet niitä tarvitsevista perhoslajeista ovat uhanalaistuneet (Rassi ym. 2010). Maatalouden ympäristötukijärjestelmä on kuitenkin tarjonnut viljelijöille keinoja ja rahoitusta perinnebiotooppien ja niihin sidonnaisten lajien tilanteen parantamiseksi.

Päiväperhosten paikallisten lajityhteisöjen on todettu muuttuneen Euroopassa ilmaston lämpenemisen seurauksena, mutta ei yhtä nopeasti kuin muuttuneet ilmasto-olot olisivat sallineet (Devictor ym. 2012). Tämä perhosyhteisöjen muutos on ollut erityisen nopeaa Suomen kaltaisilla pohjoisilla alueilla.

MYTVAS-hankkeen ohella tietoa päiväperhosten esiintymisestä tuotetaan kahdessa muussakin seurannassa. Valtakunnallinen päiväperhosseuranta (Saarinen & Jantunen 2013) on kerännyt vuodesta 1991 alkaen tietoja kaikkien päiväperhoslajien levinneisyydestä ja sen muutoksista. Vuonna 1999 alkanut maatalousympäristön päiväperhosseuranta (Heliölä ym. 2010a) puolestaan tuottaa vuosittaista tietoa maatalousalueilla esiintyvien lajien runsauden muutoksista. Tämän lisäksi Ahvenanmaalla on inventoitu perhosia vuosina 2002 ja 2011 käyttäen MYTVAS-hankkeen menetelmiä (Schulman ym. 2005, Sandholm ym. 2012). MYTVAS-hankkeessa ja Ahvenanmaalla tehtyjen perhosseurantojen merkittävin lisäarvo on se, että molemmissa on kerätty samoilta tutkimusalueilta tietoa myös putkilokasveista, peltojen pesimälinnustosta ja maisemarakenteesta.

3.7.2.2 *Tavoitteet*

Perhosten osalta MYTVAS 3 -hankkeen tavoitteena oli jatkaa vuonna 2001 aloitettua seuranta- ja tuottaja-siten uutta tietoa perhoskantojen muutoksista tavanomaisilla eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Tämän ohella haluttiin lisätä tietämystä perhosten lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelua selittävästä tekijöistä. Näiden tietojen pohjalta pyrittiin arvioimaan maatalouden ympäristötuen vaikuttavuutta perhosten kannalta sekä esittämään suosituksia ympäristötuen toimenpiteiden kehittämiseksi.

Alla kuvaillaan ensin lyhyesti seurannan aiempia päätuloksia ja julkaisuja. Sitten esitellään väliraportin (Heliölä & Kuussaari 2010) jälkeen julkaistujen tieteellisten artikkelien keskeiset tulokset. Raportin pääpaino on vuonna 2010 toistetun laajan otannan tuloksissa sekä arvioissa yksittäisten päiväperhoslajien kannankehityksestä MYTVAS-tutkimusalueilla vuosina 2001–2012.

3.7.2.3 *Aineisto ja menetelmät*

Perhosten seurannassa käytettävät menetelmät on kuvailtu kattavasti aiemmissa raporteissa (Kuussaari & Heliölä 2004, Heliölä & Kuussaari 2008, 2010), eikä niihin ole sittemmin tehty muutoksia. Perhosaineistot on kerätty niin sanotun linjalaskentamenetelmän avulla (Pollard & Yates 1993, Heliölä ym. 2010a). Päiväperhosten ohella inventoinneissa on havainnoitu myös muut suurperhoslajit sekä punatäpläperhoset.

Perhosten otanta perustuu niin sanottuun satunnaisuuteen-asetelmaan, joka on kuvattu edellä mainituissa tulosraporteissa sekä tämän raportin luvussa 3.7. Kullekin tutkimusalueelle on vuonna 2001 perustettu 20 kappaletta 50 metrin mittaisia otantaloikoja, joilla havaitut perhosyksilöt kirjataan maastossa muistiin. Perhosia havainnoidaan kesän aikana seitsemästi, noin kahden viikon välein toukokuun lopulta elokuun lopulle asti. Lisäksi otantaloikoista on arvioitu joukko ominaisuustietoja, jotka kuvastavat eri tavoin niiden laatua perhosten elinympäristönä. Vuosina 2001–2013 perhosten seuranta on tehty vuosittain 9–58 tutkimusalueella. Laajamittaiset inventoinnit kaikilla tutkimusalueilla on tehty vuosina 2001, 2005 ja 2010. Vuosina 2011–2013 on jatkettu vuosittaista seuranta- yhdeksällä tutkimusalueella.

Arviot yksittäisten päiväperhoslajien kannankehityksestä MYTVAS-tutkimusalueilla vuosina 2001–2012 tuotettiin TRIM-ohjelmalla (ks. Heliölä ym. 2010a). TRIM-ohjelman avulla on mahdollista laskea arvio vuosittaisesta populaatiokoosta kaikille lajeille, joista on aineistossa havaintoja kaikilta tarkasteltavilta vuosilta. Vuosien 2001–2012 MYTVAS-aineistossa tällaisia päiväperhoslajeja oli yhteensä 27. TRIM arvioi lajin keskimääräisen vuosittaisen kannanmuutoksen prosentteina sekä antaa tilastollisen merkitsevyyden kannankehityksen mahdolliselle trendille. TRIM jaottelee lajit kannankehityksen trendin suhteen viiteen

eri luokkaan: vahvasti (++) tai lievästi runsastunut (+), vakaa (0), lievästi (-) tai vahvasti vähentynyt (--) tai epävarma (n.s.). MYTVAS-alueilla havaittujen lajikohtaisten kannanmuutosten luotettavuutta testattiin vertaamalla TRIM-analyyseihin toisen, täysin erillisen tietoa-aineiston pohjalta tuotettuihin vastaviin kannanarvioihin. Tässä hyödynnettiin maatalousympäristön päiväperhosseurannan (Heliölä ym. 2010a) vapaaehtoisten perhosharrastajien keräämiä tietoa-aineistoja. Päiväperhosten kannanvaihteluissa ilmenee usein ennen kaikkea kesän säätekijöistä johtuvaa laajan mittakaavan synkroniaa (Hanski & Meyke 2005). Tämän vuoksi odotuksena oli, että kahden erillisen seuranta-aineiston tuottamat kannanarviot olisivat pääsääntöisesti samansuuntaisia. Selvästi erisuuntaiset kannanarviot viittaisivat määrällisesti suppeamman MYTVAS-aineiston laadullisiin ongelmiin ja epäluotettavuuteen.

3.7.2.4 *Aiemmat MYTVAS-tulokset*

MYTVAS 2 -hankkeen väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004) tarkasteltiin perhosten yhteisökoostumuksen ja lajidi- versiteetin maantieteellistä vaihtelua eteläisen Suomen eri osissa. Raportissa esitettiin myös tuloksia perhosten monimuotoisuuden vaihtelusta maatalousalueiden eri elinympäristöissä sekä elinympäristön laadullisten ominaispiirteiden vaikutuksista perhosten paikalliseen lajidi- versiteettiin. Kivinen ym. (2006) analysoivat tarkemmin perhosten monimuotoisuuden alueellista vaihtelua selittäviä tekijöitä.

MYTVAS 2 -loppuraportti (Heliölä & Kuussaari 2008) keskittyi vuosien 2001 ja 2005 laajojen lajio- tannosten välillä tapahtuneiden kannanmuutosten analysointiin. Raportissa referoitiin myös Kuussaaren ym. (2007) tuloksia perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävästä ympäristötekijöistä. Tärkeimmiksi tekijöiksi havaittiin elinympäristötyyppi, mesikasvien runsaus, puuston tarjoama suojaisuus ja pientareilla niiden leveys. Lisäksi osoitettiin, että avoimilla pellonpientareilla ojaan viettävän, pysyvästi muokkaamattoman luiskan leveydellä on perhosten monimuotoisuuden kannalta suurempi merkitys kuin peltomaalle jätetyn piennarkaistan leveydellä.

MYTVAS 3 -hankkeen väliraportissa käsiteltiin päiväperhosia ennen kaikkea osana suojavyöhykkeiden, viherkesantojen sekä perustettujen kosteikkojen luontovaikutuksia selvittäneitä erillistutkimuksia. Lisäksi esiteltiin lyhyesti vuosien 2006–2009 suppeampien seurantojen tulokset. Vastaperustetut suojavyöhykkeet osoittautuivat perhoslajisto- ltaan hyvin niukoiksi, mutta perhosten lajimäärien havaittiin kasvavan kasvillisuuden suksession edetessä saavuttaen läheisten pientareiden tason noin 5–10 vuoden kuluessa (Heliölä ym. 2010b). Perhosten monimuotoisuus lisääntyi kasvillisuuden kehittyessä myös perustetuilla monivuotisilla viherkesannoilla (Hyvönen ym. 2010, Alanen ym. 2011). Perhosten lajimääriä viherkesannoilla nostivat lisäksi kylvö niittysiemenseoksella tai heikosti kilpailuilla heinä- lajeilla sekä loppukesällä tehty niitto. Perustetut

koosteikot osoittautuivat odotusten mukaisesti päiväperhosten kannalta vähäarvoisiksi elinympäristöiksi (Heliölä ym. 2010c).

3.7.2.5 Uudet MYTVAS 3 -tulokset

Ekroos ym. (2010) sekä Ekroos & Kuussaari (2012) analysoivat maatalousmaiseman rakenteen yksipuolistumisen vaikutuksia perhoslajistoon. Tulosten perusteella sekä päiväperhosilla että muilla suurperhosilla sekä paikallinen (alfa-) että maisemata-son (beta-) lajiversiteetti laskevat viljellyn peltoalan osuuden ylläessä noin 60 prosenttia maisema-alueesta. Tämän ohella havaittiin, että maisema-alueen peltovaltaisuuden kasvaessa yhä suurempi osuus sen perhosyhteisöstä koostuu harvoista lajeista, jotka ovat leviämiskyvyltään hyviä ja elinpaikkansa laadun suhteen generalisteja eli vähään tyytyväisiä. Samaan aikaan leviämiskyvyltään heikkojen sekä elinympäristönsä suhteen vaatelioiden lajien osuus perhosyhteisöstä laskee.

Ekroosin ym. (2010) tulokset osoittivat, että maisemarakenteeltaan yksinkertaisilla, peltovaltaisilla alueilla perhosyhteisöt kehittyvät yhä yksipuolisemmiksi, ja koostuvat enenevässä määrin vain muutamista yleisistä lajeista. Tämä korostaa tarvetta elinympäristönsä suhteen vaateliaampien, yleensä erilaisia niittyjä tarvitsevien lajien suojeluun. Keskeisin keino tähän on maatalouden ympäristötuki ja erityisesti perinnebiotooppien hoidon erityistuki.

Luvun 3.7 yhteydessä on esitelty tarkemmin Ekroosin ym. (2013) artikkelia, jossa tarkasteltiin ensimmäistä kertaa yhdessä MYTVAS-seurannassa kerättyjä putkilokasvi-, päiväperhos- ja lintuaineistoja.

Vuoden 2010 laajan otannan tulokset

Keskeisimpiä tunnuslukuja vuosina 2001, 2005 ja 2010 toteutettujen laajojen otantojen perhosaineistoista on esitetty luvun 3.7 yhteydessä. Vuosina 2011–2012 kerättyjä seuranta-aineistoja käsitellään tässä vain siltä osin kuin ne sisältyvät vuosien 2001–2012 trenditarkasteluihin.

Vuoden 2010 inventoinneissa havaittiin yhteensä 54 päiväperhoslajia ja 22 532 yksilöä sekä 126 muuta suurperhoslajia ja 8 734 yksilöä (taulukko 3.7.2-1). Päiväperhosilla sekä keskimääräiset laji- että yksilömäärät olivat hieman korkeampia kuin vuosien 2001 ja 2005 otannoissa (ks. taulukko 3.7-1). Muiden suurperhosten osalta havaintomäärät olivat jokseenkin samalla tasolla. Itä-Suomessa havainnoijaa jouduttiin yllättäen vaihtamaan, minkä seurauksena kesän kolme ensimmäistä laskentaa jäi alueella tekemättä. Valtaosa laskennoissa havaittavista muista suurperhoslajeista lentää juuri kesäkuussa, joten näiden laskentojen puuttuessa alueen perhoslajisto jäi tältä osin puutteellisesti havainnoituksi.

Taulukossa 3.7.2-1 on esitetty seurannan neljän eri suuralueen (Uusimaa, Varsinais-Suomi, Pohjanmaa ja Itä-Suomi) keskeiset tunnusluvut vuodelta 2010. Näiden vertailuluvut vuosilta 2001 ja 2005 löytyvät Kuussaaren & Heliölä (2004) sekä Heliölä & Kuussaaren (2008) tulosraporteista. Aiempien vuosien tavoin perhosten laji- ja yksilömäärät olivat useimmilla mittareilla korkeimpia eteläisillä Uudenmaan ja Varsinais-Suomen suuralueilla. Pohjanmaalla perhosmäärät ovat nousseet selvästi verrattuna vuoteen 2001, mikä selittynee pääasiassa havainnoijan vaihtumisesta johtuvana artefaktina.

Taulukko 3.7.2-1. Keskeiset tunnusluvut vuoden 2010 laajan otannan perhosaineistoista tutkimuksen neljältä suuralueelta sekä yhteensä. Muista alueista poiketen Itä-Suomessa tehtiin vain 4/7 laskentaa ja muut suurperhoset inventoitiin puutteellisesti.

	Yhteensä	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
Laskentalinjoja	58	15	17	15	11
Päiväperhoset					
Lajeja yhteensä	54	46	43	39	47
Linjalla keskimäärin	22,4	26,5	20,4	23	19,4
Yksilöitä yhteensä	22 532	7734	5606	7803	1389
Linjalla keskimäärin	388	516	330	520	126
Muut suurperhoset					
Lajeja yhteensä	126	66	83	72	40
Linjalla keskimäärin	22,2	23,3	25,7	25,5	10,5
Yksilöitä yhteensä	8 734	2586	3358	2395	395
Linjalla keskimäärin	153	172	198	160	36

Taulukko 3.7.2-2. Havaintomääriltään vähentyneiden, vakaiden ja runsastuneiden lajien lukumäärät verrattaessa vuosien 2001 ja 2010 tuloksia. Molempien vuosien aineistot rajattiin ensin määrällisesti vertailukelpoiksi. *Itä-Suomessa muita suurperhosia havainnointiin vuonna 2010 puutteellisesti.

Havaintomäärän muutos 2001–2010	Yhteensä	Etelä-Suomi	Lounais-Suomi	Pohjanmaa	Itä-Suomi
Päiväperhoslajeja					
Vähentynyt ainakin 20%	24	21	21	8	29
Muutos pienempi	6	5	8	2	6
Runsastunut ainakin 20%	31	24	19	36	16
Lajeja yhteensä (2001, 2010)	61	50	48	46	51
Muita suurperhoslajeja					
Vähentynyt ainakin 20%	45	43	32	14	38
Muutos pienempi	20	12	11	6	5
Runsastunut ainakin 20%	85	43	56	62	23
Lajeja yhteensä (2001, 2010)	150	98	99	82	66*

Taulukko 3.7.2-3. Niittyjen laidunnuksen sekä pientareiden niiton yleisyys otantalohkoilla vuosittain eriteltynä.

	Niitty laidunnettu			Piennar niitetty		
	2001	2005	2010	2001	2005	2010
Ei	118	110	102	714	748	779
On	31	18	25	292	203	220
Yhteensä	149	128	127	1006	951	999
Osuus, %	21	14	20	29	21	22

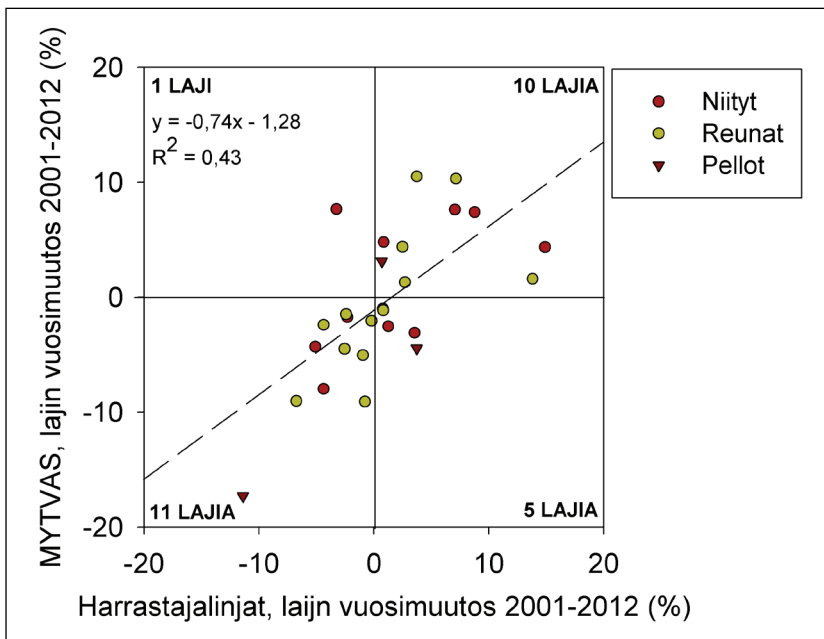
Vuosien 2001 ja 2010 lajikohtaisia yhteismääriä verrattaessa lievä enemmistö sekä päiväperhos- että muista suurperhoslajeista oli runsastunut (taulukko 3.7.2-2). Tässä suhteessa suuralueiden välillä on kuitenkin eroja. Pohjanmaalla valtaosaa lajeista havaittiin vuonna 2010 selvästi runsaammin kuin vuonna 2001, kun Itä-Suomessa tilanne oli päinvastainen. Varsinais-Suomessa taas runsastuneita ja vähentyneitä lajeja oli jokseenkin yhtä paljon. Nämä eroavuudet selittyvät ainakin osin sillä, että Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa havainnoija on vuosien välillä vaihtunut. Varsinais-Suomessa havainnoija pysyi samana kaikissa otannoissa ja Uudellamaallakin havainnoija oli sama vuosina 2005 ja 2010 sekä osittain myös vuonna 2001.

Laskentalohkojen ominaisuuksissa tai niillä tehtyjen hoitotoimenpiteiden määrissä ei havaittu selviä eroja otantavuosien välillä. Inventoiduista niitylajikoista 14–21 prosenttia oli ollut vuosittain laidunnuksessa ja pientareista 21–29 prosenttia oli niitetty (taulukko 3.7.2-3). Kasvillisuuden korkeus vaihtelee luontaisestikin vuodesta toiseen varsin paljon kesäkauden sademääristä riippuen. Tämä satunnaisvaihtelu voi vaikuttaa eri tavoin yksittäisten päiväperhoslajien lisääntymismenestykseen,

suosien joko matalassa tai korkeassa kasvillisuudessa viihtyviä lajeja. Vuonna 2005 laskentalohkojen kasvillisuus oli kaikilla elinympäristötyypeillä keskimäärin korkeampaa kuin vuonna 2001 (Heliölä & Kuussaari 2008), kun taas vuonna 2010 kasvillisuuden keskikorkeudet olivat laskeneet lähelle vuoden 2001 tasoa.

Päiväperhoskantojen kehitys vuosina 2001–2012

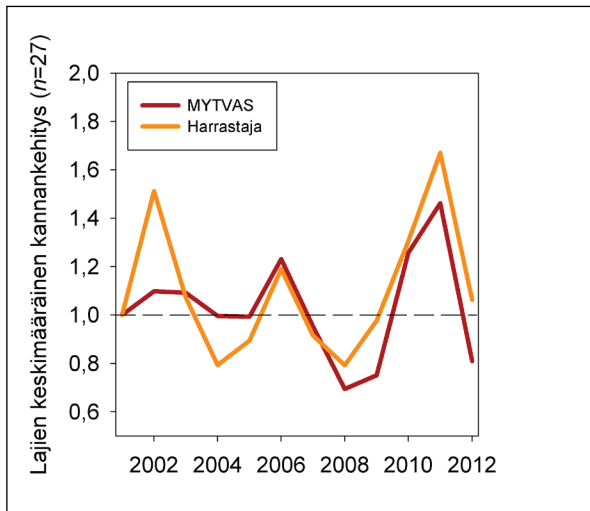
MYTVAS-aineiston ja vapaaehtoisten perhosharrastajien keräämän havaintoaineiston perusteella tuotetut TRIM-arviot päiväperhoslajien kannankehityksestä osoittautuivat hyvin samansuuntaisiksi. Molemmissa aineistoissa keskimäärin runsastuneita lajeja oli yhteensä 10 ja vastaavasti vähentyneitä lajeja 11 (Kuva 3.7.2-1, taulukko 3.7.2-4). Vain yksi laji oli runsastunut MYTVAS-aineistossa, mutta vähentynyt harrastajalinjoilla. Sitä vastoin viisi lajia oli runsastunut harrastajalinjoilla, mutta vähentynyt MYTVAS-aineistossa. Runsastuneita ja vähentyneitä oli yhtä lailla sekä niittyjä, metsänreunoja että avoimia pellonpientareita suosivissa lajeissa.



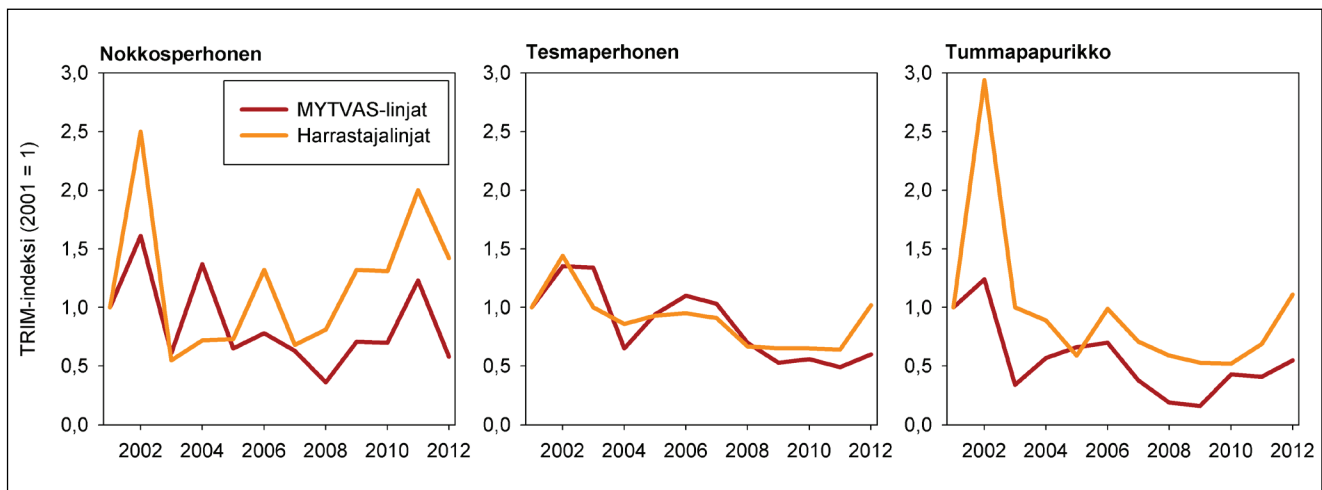
Kuva 3.7.2-1. TRIM-ohjelman arviot yksittäisten päiväperhoslajien kannan vuosimuutoksista 2001–2012. X-akselilla lajin keskimääräinen kannankehitys harrastajaseurannassa ja Y-akselilla MYTVAS-aineistossa. Mukana kaikki 27 lajia, joille analyysi voitiin tehdä molemmilla aineistoilla. Lajit on edelleen jaoteltu pääasiallisen elinympäristönsä mukaan niittyjen, metsänreunojen sekä avointen peltoalueiden lajeihin.

Taulukko 3.7.2-4. MYTVAS- sekä harrastajaseurantojen aineistojen perusteella vuosien 2001–2012 välillä vähentyneet sekä runsastuneet päiväperhoslajit. Kunkin lajin osalta annettu kummastakin aineistosta johdettu kannan keskimääräinen muutos vuodessa (%). * Lajin arviot keskenään erisuuntaisia.

Vähentyneet lajit	MYTVAS	Harrastaja	Runsastuneet lajit	MYTVAS	Harrastaja
Neitoperhonen (<i>N. io</i>)	-17,3	-11,4	Kangasperhonen (<i>C.rubi</i>)	+10,5	+3,7
Pursuhopeatäplä (<i>B. euphrosyne</i>)	-9,1	-0,8	Ratamoverkkoperhonen (<i>M. athalia</i>)	+10,3	+7,2
Tummapapurikko (<i>P. maera</i>)	-9,0	-6,7	Idänniittyperhonen (<i>C. glycerion</i>)*	+7,7	-3,3
Tesmaperhonen (<i>A. hyperantus</i>)	-8,0	-4,4	Lauhahiipijä (<i>T. lineola</i>)	+7,6	+7,0
Mustatäplähiipijä (<i>C. silvicola</i>)	-5,1	-1,0	Angervohopeatäplä (<i>B. ino</i>)	+7,4	+8,8
Piippopaksupää (<i>O. sylvanus</i>)	-4,5	-2,6	Niittyhopeatäplä (<i>B. selene</i>)	+4,8	+0,9
Nokkosperhonen (<i>N. urticae</i>)*	-4,4	+3,7	Suruvaippa (<i>N. antiopa</i>)	+4,4	+2,5
Loistokultasiipi (<i>L. virgaureae</i>)	-4,3	-5,1	Ketokultasiipi (<i>L. hippothoe</i>)	+4,4	+14,9
Ketohopeatäplä (<i>A. adippe</i>)*	-3,1	+3,6	Lanttuperhonen (<i>P. napi</i>)	+3,1	+0,7
Hopeasinisiipi (<i>P. amandus</i>)*	-2,5	+1,3	Ketosinisiipi (<i>L. idas</i>)	+1,6	+13,8
Auroraperhonen (<i>A. cardamines</i>)	-2,4	-4,4	Virnaperhonen (<i>L. sinapis</i>)	+1,3	+2,7
Liuskaperhonen (<i>N. c-album</i>)	-2,1	-0,2			
Niittysinisiipi (<i>P. semiargus</i>)	-1,7	-2,3			
Metsänokiperhonen (<i>E. ligea</i>)	-1,5	-2,4			
Sitruunaperhonen (<i>G. rhamnii</i>)*	-1,1	+0,8			
Orvokkihopeatäplä (<i>A. aglaja</i>)*	-1,0	+0,8			



Kuva 3.7.2-2. Maatalousalueiden yleisimpien päiväperhoslajien keskimääräinen kannankehitys vuosina 2001–2012. Erikseen esitettyä MYTVAS-seuranta-aineistoon sekä SYKEN koordinoimaan harrastajaseurantaan perustuvat kehitysarviot. Arvot on laskettu 27 päiväperhoslajin indeksiarvojen geometrisena keskiarvona.



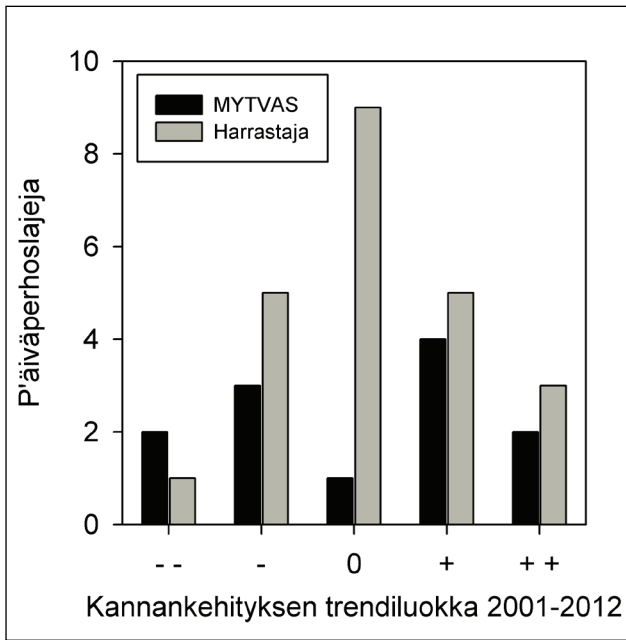
Kuva 3.7.2-3. Kolmen maatalousalueella yleisen päiväperhoslajin kannankehitys vuosina 2001–2012 erikseen MYTVAS- sekä harrastajaseurannan aineistojen pohjalta laskettuna. Lajin runsaus vuonna 2001 saa kuvaajissa vertailuarvon 1, johon myöhemmät vuodet on suhteutettu.

Vertailukelpoisten 27 päiväperhoslajin keskimääräinen kannan vuosimuutos oli harrastajalinjoilla +1 prosenttia ja MYTVAS-aineistossa -0,5 prosenttia. Samansuuntainen ero kehitystrendissä oli havaittavissa myös kaikki lajit yhdistävässä koosteindeksissä (Kuva 3.7.2-2). Vastaava ero näkyi myös monen yksittäisen lajin kohdalla (Kuva 3.7.2-3); harrastajalinjoilla kannankehitys oli vakaata tai lievästi nousevaa, MYTVAS-aineistossa taas useammin laskevaa.

Sekä MYTVAS- että harrastajaseurannan aineistojen perusteella seurantajakson parhaita perhosvuosia olivat 2002, 2006, 2010 ja 2011, ja vastaavasti heikoimpia vuodet 2004 ja 2008 (Kuva 3.7.2-2). MYTVAS-aineistossa vuosi 2012 oli kuitenkin lähes yhtä heikko kuin viimeksi mainittu, kun harrastajalinjoilla se oli ajanjakson keskimääräistä tasoa.

Seurantajaksoilla merkittävästi runsastuneita päiväperhoslajeja oli hieman enemmän (harrastajaseuranta: 8 lajia, MYTVAS: 6) kuin vähentyneitä (6 ja 5 lajia; Kuva 3.7.2-4). MYTVAS-seurannassa useamman lajin kannankehityksen suunta jäi epäselväksi liian suppean havaintoaineiston vuoksi.

Seurantajakson aikana MYTVAS-alueilla selvimmän vähentyneitä lajeja olivat neitoperhonen, pusuhopeatäplä, tummapapurikko, tesmaperhonen ja mustatäplähiipijä (taulukko 3.7.2-4). Vastavasti vahvimmin runsastuneita lajeja olivat kangasperhonen, ratamoverkkoperhonen, idänniittyperhonen, lauhahiipijä ja angervohopeatäplä. Kaikkein eniten on kuitenkin runsastunut maassamme yhä uusilla alueilla leviävä karttaperhonen (2001: kahdella linjalla yhteensä 7 yksilöä, 2010: 14 linjalla 153 yksilöä).



Kuva 3.7.2-4. Kannankehitykseltään eri trendiluokkiin sijoittuneiden päiväperhoslajien lukumäärät erikseen MYTVAS- sekä harrastajaseurannan aineistoista johdettuina.

Seurannassa on havaittu vain kaksi uhanalaista päiväperhoslajia, tummaverkkoperhonen (vuonna 2001, 1 yksilö) sekä pikkuapollo (2005: 3 yksilöä, 2010: 11 yksilöä). Pikkuapollon kohdalla kyse on Someron Häntälänjoen alueesta, jossa elää lajin suurin tunnettu esiintymä Suomessa. Lajin kannat ovat vahvistuneet siellä selvästi 2000-luvun aikana (Kuussaari ym. 2013). Tämä johtuu mitä ilmeisimmin alueella laajamittaisesti käyttöön otetusta perinnebiotooppien hoidon erityistuesta.

3.7.2.6 Tulosten tarkastelu

MYTVAS-seurannassa havaitut päiväperhoslajien kannanmuutokset olivat pääpiirteissään samansuuntaisia kuin harrastajaseurannassa (Heliölä ym. 2013). MYTVAS-aineisto on kuitenkin määrällisesti suppeampi, ja sisältää niukasti havaintoja harvinaisemmista, elinympäristönsä suhteen vaateliaammista perhoslajeista, joiden kannankehityksestä tietoja tarvitaan kipeimmin. Harrastajaseuranta täydentää tämän vuoksi arvokkaalla tavalla MYTVAS-seurantaa, jonka suurin arvo on putkilokasvien, perhosten ja peltojen pesimälintujen rinnakkaisessa seurannassa. Seurantajaksolla päiväperhosten yleinen kannankehitys oli MYTVAS-alueilla hieman heikompi kuin harrastajaseurannan kohteilla. Ero selittyy pääasiassa sillä, että monet harrastajalinjoista sijaitsevat laadullisesti paremmissa elinympäristöissä kuin satunnaisesti valitut MYTVAS-seurannan alueet. Trendien ero on vasta suuntaa-antava mutta huolestuttava, sillä jatkussaan se tarkoittaisi tavanomaisten peltoalueiden perhoslajiston köyhtymistä.

MYTVAS-seurannan laajat otannat on tehty vuosina 2001, 2005 ja 2010. Näistä kaksi ensimmäistä olivat perhosvuosina yleisesti ottaen 2000-luvulle keskimääräisiä, kun taas vuosi 2010 oli yksi parhaista (Heliölä ym. 2013). Perhosten kannat vaihtelevat yksittäisten vuosien välillä rajustikin etupäässä kesän sääoloista riippuen, mikä vaikeuttaa yksittäisten otantavuosien vertailua toisiinsa. Tämän raportin muutostarkastelut nojaavat ensimmäistä kertaa TRIM-ohjelman analyyseihin, jotka huomioivat seurantajakson kokonaisuudessaan. Siten yksittäisen vuoden olosuhteet eivät vaikuttaneet tuloksiin yhtä suuresti kuin aiemmissa tulosraporteissa. Myös aikasarjan piteneminen vähentää vuosien välisen satunnaisvaihtelun vaikutusta ja tukee siten johtopäätösten luotettavuutta.

Tuloksia tulkittaessa on hyvä muistaa, että seurannan aikana rakentamisen, salaoituksen tai muun syyn vuoksi hävinneiden otantalohkojen tilalle on aina perustettu uudet, korvaavat otantalohkot. Näin tehtiin siksi, että seurantateho on haluttu säilyttää aina vakiona (20 otantalohkoa kullakin tutkimusalueella). Käytännöstä kuitenkin seuraa se, että seurantatulokset eivät ota täysimääräisesti huomioon tutkimusalueilla tapahtunutta perhosten elinympäristöjen tosiasiallista vähenemistä. Tällöin perhoskannat voisivat siis näyttää tulosten perusteella vakailta, vaikka niiden elinympäristöt ovatkin hiljalleen huonemassa. Toisaalta korvaamiskäytäntö on ollut pakon sanelema, sillä ilman sitä seurantaverkko surkastuisi vuosi vuodelta kun otantalohkoja hiljalleen häviää. Mahdollisia vääristymiä tuloksissa on mahdollista kontrolloida esimerkiksi toistamalla osa analyyseistä yksinomaan kaikkiin inventointeihin sisältyneiden otantalohkojen osajoukolla.

Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa havainnoijaa on jouduttu vaihtamaan eri otantavuosien välillä. Tämän vuoksi näiden alueiden tietoaineistoissa on väistämättä enemmän laadullista vaihtelua kuin Uudellamaalla ja Lounais-Suomessa.

3.7.2.7 Johtopäätökset

Tulosten perusteella tavanomaisten maatalousalueiden päiväperhoslajisto on pysytellyt 2000-luvun ajan jokseenkin vakaana. Monilla lajeilla on tapahtunut suuriakin kannanmuutoksia, mutta runsastuneita ja vähentyneitä lajeja esiintyi aineistossa jokseenkin yhtä paljon. Kehitystrendeissä ei ollut havaittavissa eroja myöskään suhteessa lajin pääasialliseen elinympäristöön (niityt, metsänreunat, pellonpientareet).

Havaittu perhoslajiston vakaus saattaa kuitenkin olla näennäistä, sillä tutkimuksen satunnaisalueilla esiintyi lähes yksinomaan hyvin yleisiä ja elinvaatimuksiltaan vähään tyytyväisiä perhoslajeja. Juuri näiden lajien kantojen voisi olettaakin säilyvän vakainpina. Maatalouden ympäristötuella tehtyjen suojelutoimien vaikuttavuuden arvioimiseksi olisikin tärkeää saada kerättyä määrällisesti riittävän laajoja seuranta-aineistoja myös vaateliaammista, harvinaisista lajeista. Tämä edellyttäisi kohdennettuja seurantoja esimerkiksi perinnebiotooppien hoidon erityistukikohteille.

Yleisesti ottaen maatalouden ympäristötuen toimenpiteet eivät nykyisellään riittäne turvaamaan päiväperhosten tai muun avoimia niittyjä ja puoliavoimia reunavyöhykkeitä tarvitsevan eliölajiston elinoloja pitkällä aikajänteellä. Karjatilat ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä, mutta niiden väheneminen jatkuu edelleen (ks. Pyykkönen ym. 2010). Tämän vuoksi ympäristötukeen tarvitaan kipeästi etenkin kasvinviljelytiloille soveltuvia uusia monimuotoisuustoimenpiteitä.

Tavanomaisilla, viljantuotantoon painottuvilla peltoalueilla pölyttäjähönteisten tilannetta voitaisiin parantaa esimerkiksi perustamalla luonnonkasviseoksilla joko monivuotisia viherkesantoja tai luonnonhoitopeltoja (Hyvönen ym. 2010, Alanen ym. 2011, Kuussaari ym. 2011 AGEE) tai peltoja reunustavia monimuotoisuuskaistoja (Korpela ym. 2013). Näillä toimenpiteillä voidaan jo parissa vuodessa lisätä merkittävästi sekä yleisempien pölyttäjälajien monimuotoisuutta että niiden tarjoamien pölytyspalvelujen määrää. Elinympäristönsä suhteen vähänkin vaateliaampien pölyttäjälajien kannalta olisi kuitenkin suotavaa, että perustetun kasvillisuuden annetaan kehittyä samalla peltolohkolla mahdollisimman pitkään, mieluiten vähintään viiden vuoden ajan. Tällöin toimenpiteestä saavutetaan suurimmat monimuotoisuushyödyt myös kasvilajiston kannalta (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013). Peltomaalla tehtävät toimenpiteet eivät silti riitä uhanalaisille tai muuten vaateliaammille lajeille, vaan ne tarvitsevat perinnebiotoopeille sekä muihin pellon ulkopuolisiin elinympäristöihin kohdistuvia hoitotoimia.

Ekroos & Kuussaari (2012) arvioivat, että päiväperhosten kannalta peltojen pientareille tai reuna-alueille kohdistuvista suoje-lutoimenpiteistä saadaan eniten hyötyä maatalousalueilla, joilla esiintyy vielä ainakin kohtalaisia määriä erilaisia niittykohteita. Tällöin läheiset niittyaukut toimisivat lähdepopulaatioina, joilta perhoset voivat levittäytyä tukitoimilla luotuihin uusiin elinympäristölaikkuihin. Sitä vastoin hyvin peltovaltaisilla, niukasti niittyjä ja pientareita sisältävillä maisema-alueilla esimerkiksi niittykasvikaistoilla tai luonnonhoitopelloilla ei voida saavuttaa merkittäviä monimuotoisuushyötyjä, koska alueella ei ylipäättäen enää esiinny vaateliaampaa eliölajistoa. Tämän perusteella tukitoimenpiteitä kannattaisi keskittää alueille, joilla niillä voidaan saavuttaa kaikkein suurimmat kokonaishyödyt. Tätä voitaisiin edistää hyödyntämällä ja kehittämällä erilaisia alueellisen kohdentamisen työkaluja, kuten TARVEKE-hankkeessa kehitettyä ja sittemmin TEHO-hankkeessa sovellettua pellonreunojen biodiversiteetti-indeksiä (Iho ym. 2011) tai Zonation-ohjelmistoa (Arponen ym. 2013).

Tavanomaisten maatalousalueiden eliölajiston tilan seuraamiseksi olisi perusteltua toistaa jatkossakin säännöllisin väliajoin tähän mennessä vuosina 2001, 2005 ja 2010 tehdyt MYTVAS-lajistoseurannat. Sopiva seurantaväli olisi noin 5–7 vuotta tai vähintään kerran maatalouden ympäristöohjelmakauden aikana. Tämän ohella olisi tärkeää turvata suppeampien vuositaitaisten perhosseurantojen jatkuminen katkeamatta jokseenkin nykyisessä laajuudessaan. Tämä on tarpeen siksi, että lajien kannanmuutosten arvioinnissa hyödynnettävä TRIM-ohjelma ei salli katkoksia analysoitavissa aikasarjoissa.

3.7.2.8 Toimenpidesuosituksukset

- Maatalouden ympäristötuki sisältää jo nykyisin useita perhosten suojeluun hyvin soveltuvia toimenpiteitä. Perinnebiotooppien hoidon ohella tällaisia ovat etenkin erityistuella hoidetut metsäsaarekkeet ja reunavyöhykkeet sekä pitkään muokkaamattomana olleet luonnonhoitopellot ja suojavyöhykkeet. Näiden toimenpiteiden suosiota viljelijöiden keskuudessa tulee aktiivisesti kasvattaa esimerkiksi lisäämällä tilakohtaista neuvontaa, korottamalla tukitasoja tai yksinkertaistamalla tukiehtoja.
- Perhosten kannalta olisi keskeistä lisätä perinnebiotooppien ja muiden avointen tai puoliavointen viljelemättömien elinympäristöjen määrää maatalousalueilla. Nykyisten hyvien toimenpiteiden ohella ympäristötukeen tulisi luoda myös uusia vaihtoehtoja. Tällaisia voisivat olla esimerkiksi erilaisilla luonnonkasviseoksilla perustetut, pitkäikäiset monimuotoisuuskaistat sekä luonnonhoitopellot.
- Perinnebiotooppien hoitoa rajoittaa monin paikoin laiduntavien eläinten huono saatavuus. Perhosten kannalta toissijaisena ratkaisuna voitaisiin tällöin harkita perinnebiotoopin riittävän avoimuuden turvaamista yksinomaan ajoittain toistettavien raivausten avulla. Tämä on kuitenkin mielekästä lähinnä kuivapohjaisilla, hiekkaisilla tai kallioisilla kohteilla, joilla vesakoituminen on verrattain hidasta.

Kirjallisuus

- Alanen, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S., Härmä, O. & Kuussaari, M. 2011. Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48: 1251–1259.
- Arponen, A., Heikkinen, R., Paloniemi, R., Pöyry, J., Similä, J. & Kuussaari, M. 2013. Improving conservation planning for semi-natural grasslands: Integrating connectivity into agri-environment schemes. *Biological Conservation* 160: 234–241.
- Brereton, T. 2007. Butterflies point the way. *Butterfly* 94: 11–13.
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I. & Jiguet, F. 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2: 121–124.
- EEA 2013. The European Grassland Butterfly Indicator: 1990–2011. EEA Technical Report No 11/2013. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

- Ekroos, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 459–467.
- Ekroos, J. & Kuussaari, M. 2012. Landscape context affects the relationship between local and landscape species richness of butterflies in semi-natural habitats. *Ecography* 35: 232–238.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T. & Helenius, J. 2013. Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators* 34: 528–535.
- Hanski, I. & Meyke, E. 2005. Large-scale dynamics of the Glanville fritillary butterfly: landscape structure, population processes, and weather. *Annales Zoologici Fennici* 42: 379–395.
- Heliölä, J., Heikkilä, S. & Kuussaari, M. 2010c. Erityistuellla perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 79–90.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2008. Perhoskantojen seuranta maatalousalueilla vuosina 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 50–69.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2010. Perhoset. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 60–65.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2010a. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta 1999–2008. Suomen ympäristö 2/2010.
- Heliölä, J., Virtanen, L., Sandholm, S. & Kuussaari, M. 2010b. Suojavyöhykkeiden merkitys putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuudelle. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 94–104.
- Heliölä, J., Niininen, I. & Kuussaari, M. 2013. Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2012 tulokset. *Baptria* 38: 38–45.
- Herzon, I., Toivonen, M., Kankaanpää, O., Mäkinen, T., Delasalle, M., Le Barh, C., Swiderski, C. & Helenius, J. 2012. Luonnonhoitopeltojen ympäristöhyödyt. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 26/2012. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 9–40.
- Hyvönen, T., Huusela-Veistola, E., Kuussaari, M. & Alanen, E.-L. 2010. Viherkesantojen luontovaikutukset. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 105–114.
- Iho, A., Lankoski, J., Ollikainen, M., Puustinen, M., Arovuori, K., Heliölä, J., Kuussaari, M., Oksanen, A. & Väisänen, S. 2011. Tarjouskilpailu maatalouden vesiensuojeluun ja hoitoon: järjestelmän kehittäminen ja pilotointi. TARVEKE-hankkeen loppuraportti. MTT Raportti 33.
- Kivinen, S., Luoto, S., 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.
- Korpela, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S. & Kuussaari, M. 2013. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179: 18–24.
- 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. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 44–81.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Luoto, M. 2007. Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 366–376.
- Kuussaari, M., Hyvönen, T. & Härmä, O. 2011. Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 28–36.
- Kuussaari, M., Luoto, M., Heikkinen, R., Lehtomäki, J., Mayer, M., Salminen, J. & von Bonsdorff, T. 2013. Pikkuapollon esiintyminen sisämaan jokilaaksoissa. *Baptria* 38: 70–83.
- Pitkänen, M. & Tiainen, J. (toim.) 2000. Maatalous ja luonnon monimuotoisuus. BirdLife Suomen julkaisuja 1.
- Pollard, E. & Yates, T. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman & Hall. Lontoo. 274 s.
- Pyykkönen, P., Lehtonen, H. & Koivisto, A. 2010. Maatalouden rakennekehitys ja investointitarve vuoteen 2020. PTT Työpapereita 125.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus –Punainen kirja 2010. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 685 s.

Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 264 s.

Saarinen, K. & Jantunen, J. 2013. Päiväperhoset matkalla pohjoiseen. Hyönteistarvike TIBIALE Oy, Helsinki. 247 s.

Sandholm, L., Heliölä, J., Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012. Utvecklingen av naturens mångfald i jordbruksmiljön på Åland 2002–2011. Projektets slutrapport 9.3.2012. Ålandsk utredningsserie 2012:1.

Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.) 2005. Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. Suomen ympäristö 734. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 213 s.

Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation* 159: 355–366.

Van Swaay, C., Harpke, A., Van Strien, A., Fontaine, B., Stefanescu, C., Roy, D., Maes, D., Kühn, E., Öunap, E., Regan, E.C., Švitra, G., Heliölä, J., Settele, J., Musche, M., Warren, M.S., Plattner, M., Kuussaari, M., Cornish, N., Schweiger, O., Feldmann, R., Julliard, R., Verovnik, R., Roth, T., Brereton, T. & Devictor, V. 2010. The impact of climate change on butterfly communities 1990–2009. Report VS2010.025, Butterfly Conservation Europe & De Vlinderstichting, Wageningen.

3.7.3. Maatalousympäristön pesimälinnusto

Juha Tiainen (RKTL), Tuomas Seimola (RKTL), Jukka Rintala (RKTL)
juha.tiainen@rktl.fi

3.7.3.1 Tausta

Linnut ovat maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuden seurannassa erityinen ryhmä, koska niihin perustuva indikaattori on ainoa luonnon monimuotoisuuden kehityksen mittari Euroopan unionin pääindikaattorien joukossa. Lintuindikaattorin avulla seurataan maaseudun kehittämissuunnitelmien vaikutusta, ja sitä käytetään ilmentämään kestävä kehitystä (esim. Gregory & van Strien 2010). Luonnon monimuotoisuuden säilyminen kuuluu kestävään kehitykseen, mutta se on taantunut taantumistaan unionin alueella vuosikymmenestä toiseen. EU on kuitenkin asettanut tavoitteeksensa tämän kehityksen pysäyttämisen vuoteen 2020 mennessä, ja tavoitteen saavuttamista mitataan muun muassa maatalousympäristön lintuindikaattorilla.

Tarkoitukseen EU käyttää yleiseurooppalaista lintuindikaattoria, joka perustuu European Bird Census Councilin (EBCC) vuosittain yli 20 maasta kokoamiin seurantatietoihin (Gregory ym. 2010, www.ebcc.org). Suomen osuus indikaattorista perustuu Helsingin yliopiston Luonnontieteellisen museon aineistoon, joka puolestaan perustuu pääosin linjalaskentoihin. Indikaattori on ominaisuuksiltaan sellainen, että sen perusteella voidaan seurata maatalousympäristön yleistä kehitystä, mutta muutosta ei voida kytkeä yksityiskohtaisemmin maatalouden muutoksiin tai esimerkiksi maatalouden ympäristöohjelman toimenpiteiden vaikutuksiin (Tiainen ym. 2012b). Se perustuu Suomen osalta ainoastaan yhdentoista lajin aineistoon. Maatalousympäristön linnuston tilaa seurataan tällä indikaattorilla Suomen ympäristökeskuksen Luonnontila-indikaattoristossa (www.luonnontila.fi).

MYTVAS-ohjelman maatalousympäristön linnuston seuranta perustuu kartoitusmenetelmään. Sen avulla on kerätty laaja, Etelä-Suomen maatalousalueita hyvin edustava laskenta-aineisto, joka on tallennettu paikkatietomuotoon reviirokohtaisesti. Tästä aineistosta laaditaan lintuindikaattori, joka kuvastaa maatalousympäristön yleistä kehitystä lintujen elinympäristönä ja luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Laskenta-alueista on tehty myös elinympäristökuvaukset, jotka ovat niin ikään digitaalisessa paikkatietomuodossa. Yhdistämällä lintu- ja elinympäristöaineistot arvioidaan maatalouden ympäristöohjelman yksittäisten toimenpiteiden tai toimenpideryhmien vaikutusta linnustoon.

MYTVAS-tulokset ovat aiemmin osoittaneet, että maatalouden ympäristöohjelman toimenpiteillä on ollut positiivinen vaikutus lintukantoihin, mutta myös erityisesti 2000-luvun Euroopan leudoilla talvilla on ilmeisesti ollut suuri merkitys (Tiainen ym. 2010c, 2012b). Ympäristöohjelmaa merkittävämpi tekijä oli vuoteen 2007 unionin yhteisen maatalouspolitiikan (CAP) edellyttämä suunnilleen 10 prosentin velvoitekesannointi.

Kesannointivelvoitteen päätyttyä Suomi lisäsi ympäristöohjelmaan luonnonhoitokesannon, josta muotoutui lintujen kannalta yksi merkittävimmistä toimenpiteistä.

Aiemmin on tutkittu myös erityistuen mukaisten kosteikkojen sekä luomuviljelyn vaikutusta linnustoon. Maatalousympäristön jokien ja isojen ojien varsilla pesii tavallisimpia vesilintulajeja (sinisorsa, tavi, telkkä, haapana), mutta ympäristöuella perustetut kosteikot lisäävät soveliaan elinympäristön määrää. Kosteikkojen ansiosta tavalliset sorsalajit runsastuvat, mutta parhailla kosteikoilla pesii myös vaateliaampaa lajistoa (Tiainen ym. 2010a). Luomuviljelyn on aiemmin osoitettu hyödyttävän ainakin muutamia lintulajeja (Piha ym. 2007b, Tiainen ym. 2008b), mutta laajempaa luomun vaikutustutkimusta ei meillä ole tehty. Pohjolassa luomun vaikutukset linnustoon näyttävät olevan vähäisempiä kuin Keski- tai Länsi-Euroopassa siksi, että meidän pienipiirteisempi maisemarakenteemme rikastuttaa linnustoa ja peittää niitä; laajoilla tehokkaasti viljellyillä maatalousalueilla luomu edistää linnuston monimuotoisuutta (Bengtsson ym. 2005, Hiron ym. 2013b).

3.7.3.2 Tavoitteet

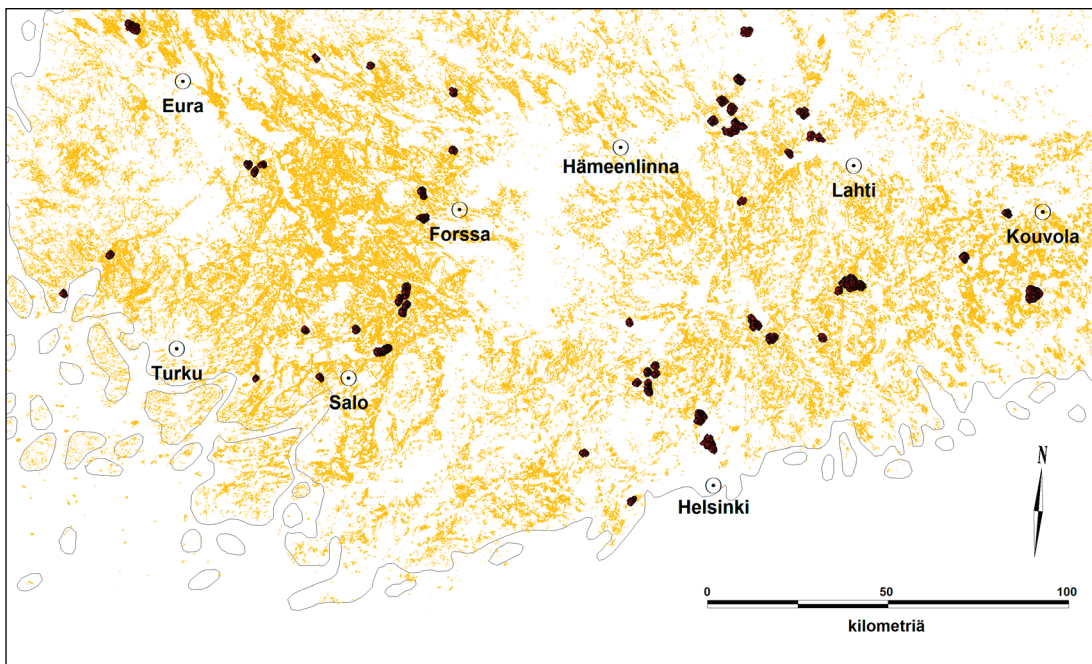
Tämän tutkimuksen tavoitteet jakautuvat kolmeen osaan. Lintuaineiston perusteella arvioidaan:

1. Ympäristöohjelman yleisiä vaikutuksia, toisin sanoen
 - maatalousympäristön linnuston yleistä muutosta vuosina 2001–13 ja
 - maatalouden ympäristöohjelman merkitystä tavoitteessa pysäyttää luonnon monimuotoisuuden heikkeneminen tai parantaa sitä.

2. Ympäristöohjelman yksittäisten toimenpiteiden vaikutusta linnustoon, toisin sanoen
 - yksittäisten perustoimenpiteiden merkitystä,
 - yksittäisten lisätoimenpiteiden merkitystä ja
 - erityistoimenpiteiden merkitystä.
3. Ympäristöohjelman merkitystä EU:n vuoden 2020 biodiversiteettitavoitteen toteuttamistyökaluna, toisin sanoen
 - uhanalaisten ja silmällä pidettävien lajien suojelun toteutumisen kannalta ja
 - linnuston monimuotoisuuden kannalta.

3.7.3.3 Aineisto ja menetelmät

Tässä raportissa käytetään elinympäristöaineistoa ja lintuaineistoa. Elinympäristöaineiston lähtökohtana olivat Tiken vektorimuotoinen peltolohkokartta ja Mavin peltolohkokisterin viljelytiedot sekä Maanmittauslaitoksen digitaaliseen kartta-aineisto ja ilmakuvat. Peltolohkokarttaa täydennettiin siten, että peruslohkot jaettiin omien maastossa kirjattujen havaintojemme perusteella kasvulohkoihin niin, että niiden alat vastasivat peruslohkolle ilmoitettujen viljelykasvilajien osuuksia. Perus- ja viljelylohkojen ominaisuustietoja täydennettiin maastossa laskentojen yhteydessä kirjatulla havainnoilla kasvustoista sekä muokkaus- ja kylvömenetelmistä. Lohkojen digitoinnin yhteydessä niistä erotettiin ilmakuvilta havaittavat pientareet ja suojakaistat omiksi kuvioiksenä. Nämä yhdistettiin siten, että ne käsittävät ojan tai joen ja sen pientareet molemmilta puolilta. Samalla digitoitiin muut lintujen kannalta merkittävät habitaatit. Viljelykasvien luokittelu tehtiin yhdistelmällä peltolohkokisterin viljelykasviluokkia siten, että saatiin lintuekologisesti ja ympäristöohjelman kannalta mielekkäät



Kuva 1. Vuosina 2001–13 vähintään kahtena vuonna tutkittujen laskenta-alueiden sijainti. Mustat kuviot muodostuvat laskenta-alueille digitoituista lintuviireistä ja vastaavat siten laskenta-alueiden todellisia rajoja. Karttapolija: © Karttakeskus ja Tike.

uudet luokat. Elinympäristökartat kasvustotietoineen digitoitiin vuosien 2009–11 tutkimusalueille, kullekin yhdeltä, laskentaa vastaavalta vuodelta.

Lintuaineisto perustuu kartoitusmenetelmällä tehtyihin laskentoihin, joissa kulloinkin tutkittavat alueet kuljetaan huolellisesti kokonaisuudessaan läpi kolmeen kertaan pesimäkauden kuluessa (2.5.–20.6.). Kaikki havainnot kirjataan maastossa käyntikartoille, joilta ne siirretään myöhemmin lajikartoille. Lajikartoilla tehdään reviiirtulkinta, joka perustuu merkittävimmältä osaltaan maastossa kirjattuihin yhtäaikaishavaintoihin. Laskennat toteutettiin eri puolilla peltovaltaisinta Etelä-Suomea (kuva 3.7.3-1). Laskenta-alueet käsittävät MYTVAS-satunnaisuudut ympäristöineen sekä muita alueita, jotka ovat valikoituneet erilaisin kriteerein tutkimukseen. Oleellista on, että myös muut kuin muodollisesti satunnaisesti valitut tutkimusruudut perustuvat hankkeen kannalta yhtä lailla satunnaiseen otantaan. Laskenta-alueet on rajattu siten, että myös metsän tai pihapiirin puolella pesivät maatalousympäristön linnut ovat mukana.

Vuosien 2000–06 laskenta-alueet ja laskentojen toteutus on kuvattu yksityiskohtaisemmin aiemmissa raporteissa (Tiainen ym. 2004a, b, 2007a, 2008). Vuosina 2001–06 laskentoja tehtiin kaikilla neljällä MYTVAS-tutkimuksen pääalueella, mutta 2007–13 ainoastaan eteläisessä Suomessa, jota tämän raportin tulokset yksinomaan koskevat. Vuosina 2008 ja 2009 perustettiin muiden hankkeiden yhteydessä uusia laskenta-alueita maantieteellisen edustavuuden parantamiseksi Euraan, Pertteliin, Jokioisille, Hollolaan ja Elimäelle. Kaikilla alueilla laskentaa ei ole toteutettu vuosittain, ja laskentojen määrät ovat vaihdelleet vuodesta toiseen (taulukko 3.7.3-1). Mukana ovat vain alueet, joilla laskenta on tehty vähintään kahtena vuotena.

Laskennat perustuivat vuosina 2000 ja 2001 kahteen maastokäyntiin ja vuodesta 2002 lähtien kolmeen, mikä voi vaikuttaa vuosien 2001 ja 2002 väliseen muutokseen (vuoden 2000 aineisto ei ole mukana tässä raportissa). Vuosina 2001 ja 2002

laskentoihin tuli myös useita uusia henkilöitä, joiden rutiini epäilemättä parani ensimmäisten vuosien aikana. Kun vielä suurin osa alueista oli uusia, niiden tuntemaan oppiminen on todennäköisesti myös tehostanut maastotyötä ensimmäisten vuosien jälkeen.

Laskenta kohdistui lajeihin, jotka pesivät ja ruokailevat maatalousympäristössä, sekä lajeihin, jotka pesivät reunametsissä ja maatalousympäristön pihapiireissä, mutta ovat ravinnon hankinnassaan riippuvaisia pelloista tai muista maatalouden luomista ja ylläpitämistä pienympäristöistä (tarkemmin Tiainen ym. 2004a, b). Jaamme lajit ekologisiin ryhmiin pesimäympäristön ja talvehtimisalueen perusteella seuraavasti (Tiainen ym. 2012b):

- avoimen maatalousympäristön lajit (yhdistää aiemmin käyttämämme ryhmät "varsinaiset peltolajit" (pesivät ja ruokailevat pelloilla) ja "reunalajit" (pesivät pientareilla ja ojanvarsilla, ruokailevat myös pelloilla)
 - talvehtivat Euroopassa (AE)
 - talvehtivat Afrikassa (tai Etelä-Aasiassa) (AA)
- reunalajit (yhdistää aiemmin käyttämämme ryhmät "pellon metsälajit" (pesivät metsän puolella, mutta jokseenkin koko populaatio hankkii ravintonsa maatalousympäristöstä) ja "maaseudun pihalajit" (kuten metsälajit, mutta pesivät maatilojen talouskeskuksissa, pihoissa ja puutarhoissa, jotka sijaitsevat maatalousympäristössä)
 - talvehtivat Euroopassa (RE)
 - talvehtivat Afrikassa (tai Etelä-Aasiassa) (RA).

Lähes kaikki laskenta-aineisto (tulkittujen reviirien keskipisteet) on tallennettu paikkatietojärjestelmään ja samalla tarkistettu. Suurimmat puutteet ovat vuosien 2012 ja 2013 aineistojen käsittelyssä; näiden vuosien aineistoa ei tässä raportissa käytetä.

Näin rajaten vuosittain laskettujen tutkimusalueiden peltopinta-ala oli vähimmillään 1 673 ha, enimmillään 7 857 ha ja yhteensä yli 60 000 ha (kun lukuun sisällytetään arvio vuosien 2011–13 laskenta-alueista; taulukko 3.7.3-1). Lasketut alueet käsittävät

Taulukko 3.7.3-1. Vähintään kahtena vuotena tutkittujen laskenta-alueiden vuosittainen lukumäärä (yhteensä 121), kokonaispeltoala (ha) ja reviirien kokonaismäärä. Laskenta-alueiden kokonaisala käsittää myös maatilojen ja muun asutuksen pihapiirit, peltoalueiden keskellä sijaitsevat saarekkeet sekä metsänreunavyöhykkeen. Vuosien 2012 ja 2013 laskenta-aineistoa ei ole koostettu tähän raporttiin; myös muiden vuosien kohdalla on vähäinen määrä analyysiin koostamatonta aineistoa (+ osoittaa huomattavia aineistopuutteita). Vuoden 2011 reviiriaineistoa on täydennetty aiempiin raportteihin verrattuna, mutta vastaavasti pinta-alaa ei ole vielä päivitetty.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Yht.
Laskenta-alueita	86	58	57	66	94	54	12	59	59	78	43	15	17	698 ¹
Kokonais-ala	10275	6612	7073	8261	11516	5588	2654	8690	7638	8401	2062+	+	+	78770+
Peltoala	6903	4577	4926	5704	7857	3972	1673	6154	5675	5998	1607+	+	+	55046+
Reviirien lukumäärä	12226	8380	10032	12381	16174	8557	3541	14090	14160	14233	10724	3017	3717	131232

¹ Alueista 25 laskettu kahtena, 16 kolmena, 12 neljänä, 9 viitenä, 18 kuutena, 6 seitsemänä, 3 kahdeksana, 13 yhdeksänä, 17 kymmenenä, 2 yhtenätoista ja 1 kahtena toista vuotena.

eri peltoja yhteensä 11 130 ha, mikä on 0,5 prosenttia Suomen kaikista pelloista ja yli 1,2 prosenttia Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen ja Kaakkois-Suomen yhteenlasketusta peltoalasta (tässä raportissa käyttämämme aineisto on kerätty näiden ELY-keskusten alueelta, joiden peltoala on 42 % Suomen peltoalasta). Laskenta-alueet olivat kokonaisuudessaan suunnilleen kolmanneksen suurempia kuin pelkkä peltoala, sillä myös mautilojen ja muun asutuksen pihapiirit, peltoaukeiden sisäiset pienet saarekkeet ja metsän reunavyöhykkeet kuuluivat niihin (Tiainen ym. 2008, 2010c). Metsän puolella alueet on rajattu kuhunkin peltoaukeaan liittyvien kyyhky- ja räkätirtasreviirien mukaan.

Kannanmuutosindeksit laskettiin loglinearisella mallinnuksella käyttäen TRIM-ohjelmistoa (Pannekoek & van Strien 2006). Lajikohtaiset indeksit lasketaan vuosi \times paikka -matriisista, jossa voi olla puuttuvia tietoja. Indekseistä muodostetaan indikaattori laskemalla geometrinen keskiarvo (Gregory ym. 2005). Ohjelmisto laskee muun muassa vuosittaisen kannanmuutosindeksin keskivirheineen. Ohjelmisto antaa myös arvion esimerkiksi koko jakson muutoksen merkitsevyydestä ja nousun/laskun suuruusluokan (poikkeamana tilanteesta, jossa ei ole muutosta). Trendi on epävarma silloin, kun keskimääräistä vuosittaista muutosta osoittava trendikerroin ei ole tilastollisesti merkitsevä (t-testi, H_0 : trendikerroin = 1 [ei kannanmuutosta]) ja keskiarvon keskivirhe (SE) on suuri. Trendi on vakaa, kun vuosittainen muutos (trendikerroin) on pieni ja trendikertoimen keskivirhe (SE) on pieni. Tilastollisesti merkitsevä kannanmuutos luokitellaan voimakkuudeltaan kohtalaiseksi tai suureksi (voimakas tai jyrkkä) riippuen trendikertoimen suuruudesta. Trendikertoimella voidaan johtaa kokonaiskannanmuutos halutunpituiselle aikavälille. Kannanmuutosta arvioimme trendikertoimella, joka keskiarvoistaa koko jakson vuotuiset muutokset. Laskimme indikaattorin koko lajistolle sekä pienemmille lajiryhmille, joita muodostimme erilaisin perustein.

3.7.3.4 Uudet tulokset

Laskenta-aineiston 49 lajista on raportointivaiheeseen mennessä yli 131 000 reviiriä alueilta, jotka ovat mukana kannanmuutos- ja indikaattoritarkasteluissa (taulukko 3.7.3-1). Laskenta-aineisto käsittää myös vesi- ja lokkilinnut, mutta niitä ei ole sisällytetty tähän raporttiin.

Linnusto maatalousympäristön muutoksen yleisindikaattorina

Kannanmuutokset

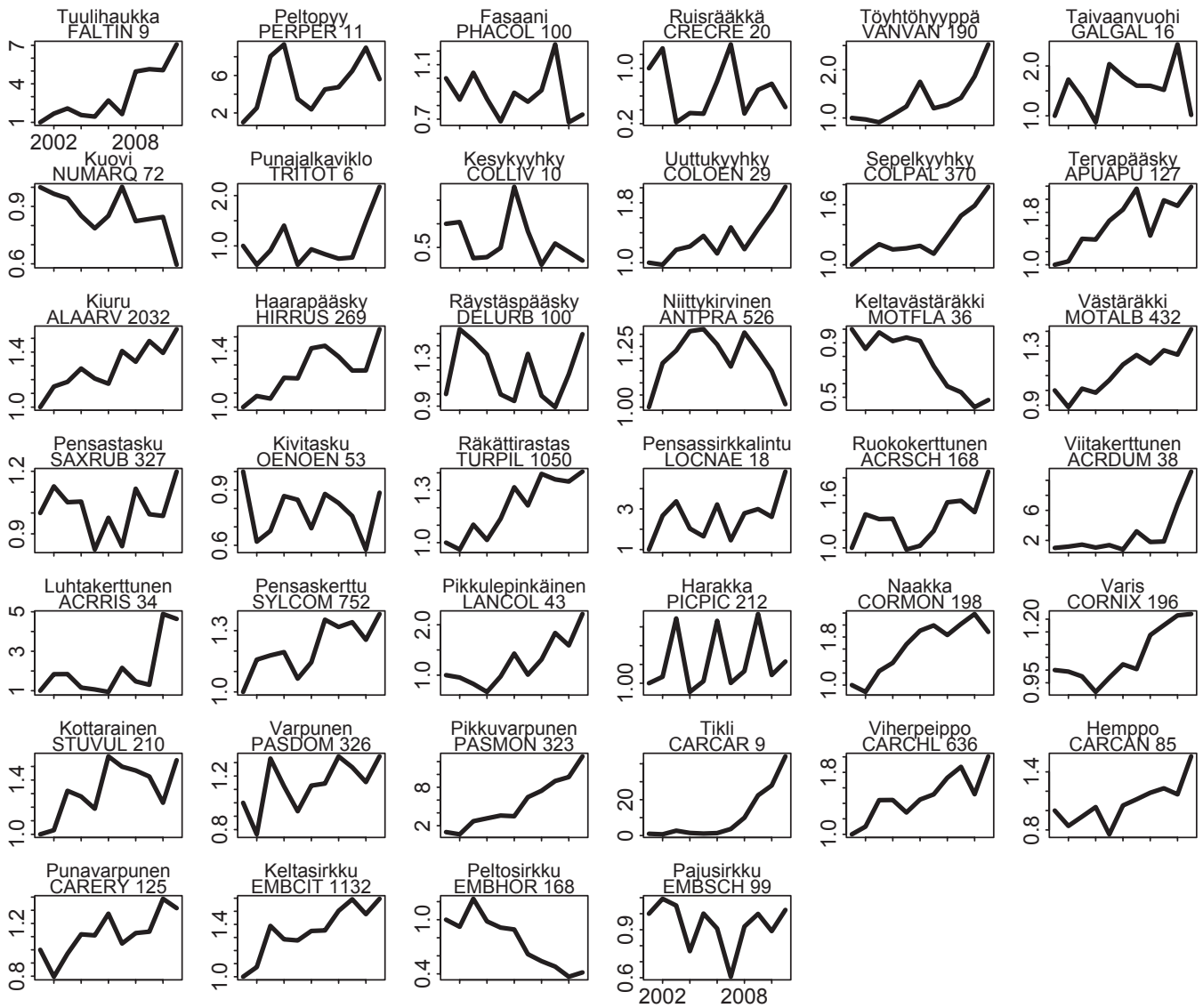
40 runsaimman lajin kannanmuutoksia analysoitiin TRIM:llä (taulukko 3.7.3-2). Kymmenen harvalukuisimman lajin kokonaisreviirimäärät olivat enimmillään 34 eivätkä riittäviä mielekkäiden mallien muodostamiseksi. Lajeista, joille malli oli mahdollista

muodostaa, kuuden kokonaisreviirimäärät olivat keskimäärin 6–20/vuosi; muiden lajien aineisto oli selvästi suurempi (kuva 3.7.3-2).

Mallinnetuista 40 lajista kolme väheni merkitsevästi (vuosittainen muutoskerroin < 1). Peltosirkun kanta väheni jyrkästi, 68 prosenttia, mikä oli jatkoa lajin pitkäaikaiselle ja voimakkaalle vähentymiselle. Väheneminen näkyy maastossa vanhojen hyvien peltosirkkualueiden vähittäisenä autioitumisena (Vepsäläinen ym. 2005a). Väheneminen näyttää olevan tutkimusalueemme itä- ja pohjoisosissa voimakkaampaa kuin lännessä; esimerkiksi Pukkilan–Orimattilan alueella oli v. 2002 89 reviiriä ja vuonna 2011 enää 19 (-79 %). Keltavästäräkki väheni 54 prosenttia ja isokuovi 26 prosenttia. Keltavästäräkki on hävinnyt lähes kaikilta laskenta-alueilta.

Kahdenkymmenenviiden lajin kannanmuutos oli tilastollisesti merkitsevästi runsastuva. Ainakin tervapääskyn, kiurun, pensaskertun ja keltasirkun kohdalla pidämme tulosta kuitenkin aikasarjan alun osalta epävarmana. On mahdollista, että ainakin vuoden 2001 ja osalla näistä myös vuoden 2002 laskentatulosta on aliarvio johtuen vähemmistä laskentakerroista (2001) ja siitä, että uudet laskijat eivät ole vielä riittävän rutinoituja (2001 ja 2002). Nämä lajit ovat kuitenkin runsastuneet riippumatta siitä, ovatko kaksi ensimmäistä vuotta mukana tai eivät. Punajalkaviklon kahden viimeisen vuoden voimakas runsastuminen liittyy siihen, että muutaman laskenta-alueen tavallista pitkäkestoisempi tulva ilmeisesti houkutteli useita pareja asettumaan paikoille, missä normaalisti on ollut vain joku yksittäinen pari. Uuttukyyhkyen loppunousu johtuu mukana olevien laskenta-alueiden pienestä määrästä ja niillä tapahtuneista pienten populaatioiden muutoksista, jotka TRIM-mallinnuksessa kertautuvat muualle. Kuuden lajin trendi oli tilastollisesti epävarma, ja kuuden lajin kanta oli muuttumaton. Näistä niittykirvinen kuuluu lajeihin, joiden kanta on mahdollisesti (ja tässä tapauksessa jopa todennäköisesti) aliarvioitu kahtena ensimmäisenä vuotena. Kahden viimeisen vuoden pudotus aiheuttaa sen, että sen kanta on kokonaisuudessaan pienentynyt, jos kaksi ensimmäistä vuotta jätetään huomiotta.

Miten erilaiset kannanmuutokset jakautuvat ekologisten ryhmien mukaan (taulukko 3.7.3-3)? Ainoat vähentyneet lajit ovat avoimen maatalousympäristön lajeja, joista kaksi talvehtii Afrikassa ja yksi Euroopassa. Mahdollisesti vähentyneidenkin luokassa ei ole kuin yksi reunalaji. Reunalajien joukossa runsastuneiden lajien osuus on suurempi kuin avoimen ympäristön lajien joukossa, mutta avoimenkin ympäristön lajeista yli puolet on runsastunut tai mahdollisesti runsastunut.



Kuva 3.7.3-2. Maatalousympäristön 40 runsaimman lajin (vesilinnut eivät mukana) kannanmuutosindeksit vuosina 2001–11. Perusvuodeksi on asetettu 2001, jonka indeksia merkitään luvulla 1. Muiden vuosien indeksien arvot ilmaisevat suoraan, kuinka moninkertainen kanta on perusvuoteen verrattuna. Lajinimien yhteydessä olevat luvut ilmaisevat aineiston suuruuden (11 vuoden keskiarvo). Sepelkyyhky, tervapääskyn, kiurun, niittykirvisen, pensaskertun ja keltasirkun kannanmuutosindeksit on menetelmällisistä syistä mahdollisesti aliarvioitu 2001 tai 2001 ja 2002. Laskenta-aineisto käsittää myös seuraavat lajit (suluissa reviiimäärä), mutta niitä ei mallinnettu pienen aineiston vuoksi: sarvipöllö (34), hiirihaukka (30), viitasirkkalintu (28), viiriäinen (13), turkinkyhky (11), suopöllö (9), pikkutylli (6), sinisuohaukka (2), isolepinkäinen (2) ja niittysuohaukka (1).

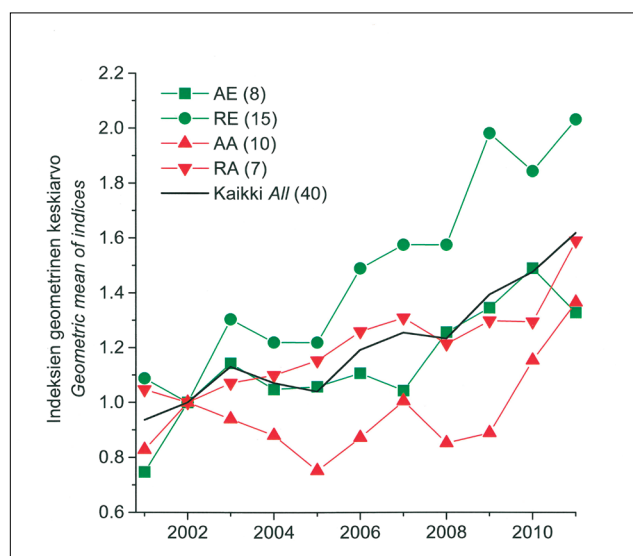
Taulukko 3.7.3-2. Eteläsuomalaisen maatalousympäristön 40 pesimälintulajin kannanmuutokset vuosina 2001–11 TRIM-analyysin perusteella (otoskoot kuvassa 3.7.3-2). Tilastolliset merkitsevyydet (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$) on testattu t-testillä (H_0 : muutoskerroin₂₀₀₁₋₁₁ = 1,00). TRIM luokittelee trendit niiden voimakkuuden ja vuosivaihtelua kuvastavan keskivirheen perusteella ottaen aineiston suuruuden huomioon. Muutokset ovat multiplikaatiivisia (eli yhdentoista vuoden mittaisen jakson kokonaismuutos = indeksi⁽¹¹⁻¹⁾). Niittykirvisen todellinen kannanmuutos on väheneminen, jos kahden ensimmäisen vuoden aineisto jätetään lajin kohdalla huomiotta (ks. teksti). Ekologista ryhmittelyä maisema-alueella ja talvehtimisalueiden mukaan käytetään indikaattorin muodostamisessa (kuva 3.7.3-3).

Laji	Ekologinen ryhmä	Vuosittainen muutos \pm SE	Kokonaismuutos 2001–11	Trendi
Peltosirkku <i>Emberiza hortulana</i>	AA	0,893 \pm 0,012 **	0,32	Jyrkkä väheneminen
Kesykyhky <i>Columba livia</i>	RE	0,913 \pm 0,063	0,40	Epävarma
Keltavästäräkki <i>Motacilla flava</i>	AA	0,925 \pm 0,025 **	0,46	Kohtalainen väheneminen
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>	AE	0,970 \pm 0,009 **	0,74	Kohtalainen väheneminen
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>	RE	0,986 \pm 0,019	0,87	Epävarma
Ruisräikkä <i>Crex crex</i>	AA	0,987 \pm 0,036	0,88	Epävarma
Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	AE	0,991 \pm 0,013	0,91	Ei muutosta
Räystäspääsky <i>Delichon urbicum</i>	RA	0,992 \pm 0,020	0,93	Ei muutosta
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>	RA	0,994 \pm 0,015	0,95	Ei muutosta
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	AE	0,998 \pm 0,007	0,98	Ei muutosta
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>	AA	1,003 \pm 0,003	1,03	Ei muutosta
Harakka <i>Pica pica</i>	RE	1,004 \pm 0,008	1,04	Ei muutosta
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>	AA	1,025 \pm 0,006 **	1,29	Kohtalainen runsastuminen
Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	AE	1,026 \pm 0,038	1,29	Epävarma
Varis <i>Corvus corone cornix</i>	RE	1,026 \pm 0,007 **	1,29	Kohtalainen runsastuminen
Varpunen <i>Passer domesticus</i>	RE	1,033 \pm 0,011 **	1,38	Kohtalainen runsastuminen
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>	RE	1,034 \pm 0,010 **	1,39	Kohtalainen runsastuminen
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>	RA	1,035 \pm 0,009 **	1,41	Kohtalainen runsastuminen
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>	AE	1,036 \pm 0,005 **	1,43	Kohtalainen runsastuminen
Punavarpunen <i>Carpodacus erythrinus</i>	RA	1,037 \pm 0,014 **	1,44	Kohtalainen runsastuminen
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	AA	1,038 \pm 0,013 **	1,45	Kohtalainen runsastuminen
Hemppo <i>Carduelis cannabina</i>	RE	1,038 \pm 0,017 *	1,46	Kohtalainen runsastuminen
Västäräkki <i>Motacilla alba</i>	RA	1,040 \pm 0,005 **	1,48	Kohtalainen runsastuminen
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>	RE	1,041 \pm 0,004 **	1,49	Kohtalainen runsastuminen
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>	RE	1,041 \pm 0,009 **	1,49	Kohtalainen runsastuminen
Sepelkyhky <i>Columba palumbus</i>	RE	1,048 \pm 0,006 **	1,60	Kohtalainen runsastuminen
Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>	AA	1,055 \pm 0,056	1,71	Epävarma
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>	RE	1,057 \pm 0,007 **	1,74	Kohtalainen runsastuminen
Uuttukyyhky <i>Columba oenas</i>	RE	1,060 \pm 0,028 *	1,79	Kohtalainen runsastuminen
Tervapääsky <i>Apus apus</i>	RA	1,072 \pm 0,016 **	2,01	Kohtalainen runsastuminen
Pensassirkkalintu <i>Locustella naevia</i>	AA	1,075 \pm 0,046	2,06	Epävarma
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	AE	1,084 \pm 0,013 *	2,24	Voimakas runsastuminen
Naakka <i>Corvus monedula</i>	RE	1,085 \pm 0,012 **	2,27	Voimakas runsastuminen
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	RA	1,093 \pm 0,020 *	2,44	Voimakas runsastuminen
Luhtakerttunen <i>Acrocephalus palustris</i>	AA	1,112 \pm 0,039 **	2,90	Kohtalainen runsastuminen
Peltopyy <i>Perdix perdix</i>	AE	1,115 \pm 0,050 *	2,96	Kohtalainen runsastuminen
Tuulihaukka <i>Falco tinnunculus</i>	AE	1,192 \pm 0,043 **	5,80	Voimakas runsastuminen
Viitakerttunen <i>Acrocephalus dumetorum</i>	AA	1,219 \pm 0,035 **	7,22	Voimakas runsastuminen
Pikkuvarpunen <i>Passer montanus</i>	RE	1,307 \pm 0,016 **	14,52	Voimakas runsastuminen
Tikli <i>Carduelis carduelis</i>	RE	1,507 \pm 0,096 **	60,37	Voimakas runsastuminen

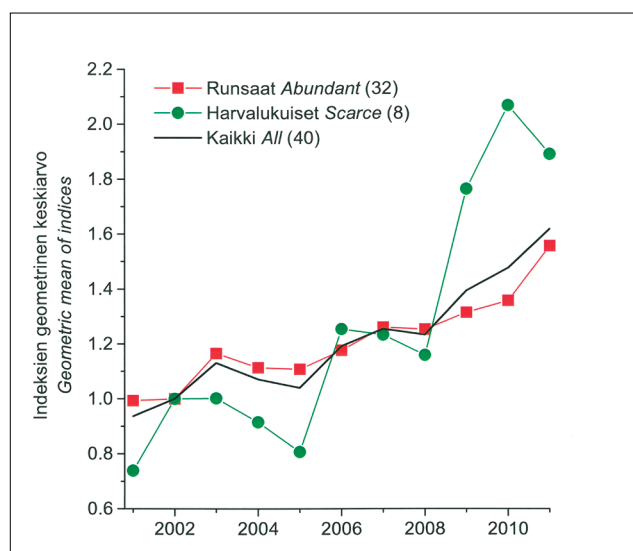
Taulukko 3.7.3-3. Lajien jakautuminen (suluissa %-osuus ekologisen ryhmän lajeista) ekologisen ryhmittelyn ja trendiluokkien perusteella (aineisto taulukosta 3.7.3-2, jossa myös ekologisten ryhmien tunnusten selitykset).

Ekologinen ryhmä	Runsastuminen	Mahdollinen runsastuminen	Ei muutosta	Mahdollinen väheneminen	Väheneminen
RE	12 (80)		1 (7)	2 (13)	
AE	4 (50)	1 (13)	1 (13)	1 ¹ (13)	1 (13)
RA	5 (71)		2 (29)		
AA	4 (40)	2 (20)	1 (10)	1 (10)	2 (20)

¹ Niittykirvinen on siirretty luokasta ei-muutosta mahdollisesti vähenevien luokkaan, koska sen kanta on mahdollisesti aliarvioitu vuonna 2001 ja ehkä myös 2002.



Kuva 3.7.3-3. Maatalousympäristön lintuindikaattori. Lajien luokittelu ekologisiin ryhmiin maisema-alueitasolla ja talvehtimisalueiden mukaan: Euroopassa talvehtivat avoimen ympäristön lajit (AE) ja reuna-alueilla (metsä, asutus) pesivät peltolajit (RE) sekä Afrikassa talvehtivat avoimen ympäristön lajit (AA) ja reuna-alueilla (metsä, asutus) pesivät peltolajit (RA). Ryhmiin kuuluvien lajien lukumäärä suluissa.



Kuva 3.7.3-4. Lajien luokittelu runsauden perusteella (runsaiden lajien keskimääräinen vuosittainen reviiirimäärä aineistossa > 20, harvalukuisten ≤ 20). Suluissa lajimäärä.

Indikaattori

Kaikki 40 lajia käsittävä indikaattori oli nouseva (kuva 3.7.3-3). Perusvuodeksi on asetettu 2002 menetelmissä esitettyjen laskentatehokkuuteen liittyvien syiden vuoksi. Vuoden 2011 indeksi-arvo on 1,62-kertainen vuoteen 2002 verrattuna. Jos perusvuodeksi olisi valittu 2003, jolloin kaikki laskijat ovat jo kokeneita, nousu olisi 1,43-kertainen. Ekologisista ryhmistä Euroopassa talvehtivat reunalajit runsastuivat keskimäärin suunnilleen kaksinkertaisiksi, muut ryhmät suunnilleen 1,5-kertaisesti. Afrikassa talvehtivien avoimen ympäristön lajien trendi ei osoittanut suuntausta vuoteen 2009, mutta sen jälkeen se on noussut voimakkaasti. Tämä johtuu ennen muuta pensassirkkalinna ja kerttusten runsastumisista (kuva 3.7.3-2).

Yksi lintuindikaattorin ideoista on, että lajeja ei painoteta mitenkään, vaan kaikilla on sama merkitys esimerkiksi runsaudesta riippumatta, koska luonnon monimuotoisuuden kannalta harvalukuiset lajit ovat yhtä arvokkaita kuin runsaat lajit (Gregory & van Strien 2010). Harvalukuisilla lajeilla pienikin absoluuttinen reviirimäärän lisäys on suhteellisesti paljon suurempi kuin samansuuruisen lisäys runsaalla lajilla. Koko linnuston muutoksen mittaamisen kannalta harvalukuisilla lajeilla voi olla liikaa painoarvoa. Harvalukuiset lajit ovat myös alttiita satunnais- ja virhevaihtelulle, jos ne esiintyvät vain muutamilla alueilla ja laskenta-alueita on jonain vuonna vain muutama. Siksi laskimme indikaattoriarvot erikseen harvalukuisille (reviirejä ≤ 20) ja runsaslukuisille lajeille (reviirejä > 20).

Harvalukuiset lajit ovatkin runsastuneet runsaita lajeja selvästi enemmän (kuva 3.7.3-4). Harvalukuisten lajien voimakas nousu viimeisinä vuosina johtuu ennen muuta tiklistä, jonka vuosittainen reviirimäärä on keskimäärin vain yhdeksän. Runsaat lajit runsastuivat 1,5-kertaisesti.

Linnusto eri peltokasvustoissa ja muissa maatalousympäristön habitaateissa

Ympäristöohjelman vaikuttavuuden arvioinnin kannalta on oleellista tietää, miten linnusto on jakautunut maatalousympäristöön. Ympäristöohjelman toimenpiteet kohdistuvat eri tavoin maatalousympäristön eri osiin, ja siten niiden voidaan odottaa vaikuttavan eri tavoin eri lajeihin ja koko linnuston monimuotoisuuteen. Sen takia selvitimme seuraavaksi, miten eri pienympäristöjen ja kasvustotyyppien linnustoa voidaan luonnehtia. Kutsumme näitä pienympäristöjä ja kasvustoja habitaateiksi.

Aineisto habitaattikohtaisia tarkasteluja varten koostettiin vuosilta 2009–11 siten, että kukin alue on mukana vain kertaalleen. Lähtökohtana pidettiin vuotta 2010, mutta joiltakin alueilta olivat vuosien 2009 tai 2011 lintuaineistot laaja-alaisemmin valmiina; joitakin alueista ei ole laskettukaan enää vuoden 2009 jälkeen. Habitaattianalyyseissä on mukana Ahvenanmaan vuonna 2011 maaseudun kehittämisohjelman vaikutusten arviointia

varten kerätty aineisto (Tiainen ym. 2012a). Ahvenanmaalta aineistoon tulee kaksi vähälukuista lajia, meriharakka ja tylli, joita ei ole Manner-Suomen aineistossa.

Habitaattiluokat sekä niiden yhteenlasketut pinta-alat ja osuudet on koottu taulukkoon 3.7.3-4. Laskenta-alueiden vallitsevin habitaattityyppi oli kevätilja, jonka osuus oli yli 42 prosenttia koko laskenta-alueesta; siitä kuudesosa oli suorakylvön piirissä. Toiseksi suurin osuus oli nurmilla ja peltolaitumella, jotka yhdessä muodostivat 15 prosenttia. Kaksisirkkaisten keväällä kylvettävien tai istutettavien kasvien osuus oli lähes 12 prosenttia, mistä suorakylvön (lähinnä rypsi) osuus oli kevätiljojen tapaan kuudesosa. Peltoviljelyn ulkopuolella olevien avoalueiden yhteenlaskettu osuus oli 10 prosenttia. Luonnonhoitopeltojen osuus oli vain 4,4 prosenttia (5,2 % peltojen ja luonnonhoitopellon yhteenlasketusta pinta-alasta). Metsän osalta on huomattava, että sen raja on tehty laskennan piirissä olevien lintujen reiviiripisteiden perusteella ja että metsä yleensä jatkuu rajauksen takanakin. Lisäksi on huomattava, että metsä käsittää hyvin erilaisia ympäristöjä hakkuuaukoista varttuneeseen ja usein sangen tiheäänkin puustoon.

Laskenta-alueiden linnuston kokonaistiheys oli 270 reviiriä/km², josta avoimen ympäristön lajit muodostivat 40 prosenttia (109 reviiriä/km²) ja reunalajit 60 prosenttia (160 reviiriä/km²). Habitaattikohtaiseen tarkasteluun lintureviirit poimittiin niiden paikkatietokantaan tallennettujen keskipisteiden perusteella. Asutus, joka käsittää maatilojen pihapiirit ja talouskeskukset sekä viljelymaisemassa sijaitsevat omakotitalot ja pikkukylät, sekä pienet, enimmillään suunnilleen hehtaarin kokoiset metsäsaarekkeet muodostavat maatalousympäristön runsaslinnustoisimman habitaatin (Asutus, saareke; kokonaistiheys 1264 reviiriä/km²; kuva 5). Reunalajit muodostivat 91 prosenttia asutuksen ja saarekkeiden linnuston tiheydestä. Metsän puolella kokonaistiheys oli 754 reviiriä/km², mistä reunalajit muodostivat 94 prosenttia. On muistettava, että laskentamme kohdistuu ainoastaan lajistoon, jonka olemme edellä kuvatuin kriteerein lukeneet kuuluvaksi maatalousympäristöön. Niin asutuksen piirissä, saarekkeissa kuin metsässäkin pesii runsaasti varsinaisia metsälajeja (esimerkiksi peippo, tiaiset, siepot, kertut, pajulintu, rastaat, punarinta), jotka nostavat näiden habitaattien kaikki linnut käsittävää tiheyttä huomattavasti (vrt. Hiron ym. 2013c).

Taulukko 3.7.3-4. Analyseissä käytetty habitaattiluokittelu. Luokkaa seuraava koodi on seuraava: S = sulkeutunut ympäristö, A = avoin ympäristö, joka ei ole peltoviljelyn piirissä, P = avoin ympäristö, joka on peltoviljelyn piirissä. Luonnonhoitopelto luokiteltiin A:ksi, koska se on määräaikaisesti sopimuksenmukaisesti poissa viljelystä.

Luokka		Kuvaus	Yhteispinta-ala ha %	
Asutus, saareke	S	Maatilan pihapiiri ja talouskeskus, erillinen maatalousrakennus reunuksineen, yksittäistalo tai pieni kylä pihapiireineen peltomaisemassa, alle hehtaarin suuruinen metsä- ja pensaikkosaareke	693	7,0
Metsä	S	Laskenta-alueeseen on rajattu metsän reunavyöhyke, joka voi olla hakkuuaukea, vesakko, kasvatusmetsikkö tai hakkuukypsä metsikkö	841	8,5
Oja, joki	A	Oja tai joki pientareineen (peltolohkolta ojan tai joen yli vastakkaisen peltolohkon reunaan)	223	2,2
Niitty, laiduntamaton	A	Niitty, jota ei hoidettu (laiduntamalla), (ei rantaniitty)	52	0,5
Luonnonlaidun	A	Laiduntamalla hoidettu niitty (ei rantaniitty), pysyvä laidun, avoin hakamaa (Ahvenanmaalla)	73	0,7
Viljelemätön, pensoittunut	A	Viljelystä poistettu pitkäaikainen kesanto tai hylätty pelto, joka pensoittunut, mutta ei metsittynyt	56	0,6
Rantalaidun	A	Rantalaidun, kosteikkoniitty	57	0,6
Viljelemätön, ei pensoittunut	A	Viljelystä poistettu pitkäaikainen kesanto, joka ei pensoittunut	86	0,9
Luonnonhoitopelto	A	Luonnonhoitopelto	436	4,4
Sänkikesanto	P	Kesanto, joka sängellä laskentojen aikana	104	1,0
Syysvilja	P	Ruis, vehnä	362	3,6
Öljy- ja valkuaiskasvi, suorakylvö	P	Yleensä rypsi, suorakylvö todettu laskentojen yhteydessä	183	1,8
Peltolaidun	P	Peltolaidun, joka on osa tilan nurmiviljelykiertoa	180	1,8
Nurmi	P	Nurmi, heinä	1324	13,3
Kevätvilja, suorakylvö	P	Kevätviljalohko, suorakylvö todettu laskentojen yhteydessä	741	7,5
Syysrypsi	P	Syysrypsi tai -rapsi	71	0,7
Kevätvilja	P	Ohra, kevätvehnä, kaura, seosvilja, vihantavilja, tattari	3456	34,8
Öljy- ja valkuaiskasvi	P	Rypsi, rapsi, härkäpapu, herne, peruna, sokerijuurikas	968	9,8
Ruovikko	A	Peltoihin välittömästi liittyvä ruovikko	20	0,2

Kaikkien avointen ympäristöjen (A ja P taulukossa 3.7.3-4) keskitiheys oli 145 reviiä/km², mistä avoimen ympäristön lajit muodostivat 83 prosenttia (119 reviiä/km²). Eri habitaattien välillä oli suuria kokonaistihyyseroja (kuva 3.7.3-5). Viljellyillä pelloilla tiheydet vaihtelivat öljy- ja valkuaiskasvien 78 reviiä/km² syysviljojen 142 reviiä/km², mistä avoimen ympäristön lajien osuus vaihteli 87–95 prosenttia (nurmilaitumilla kuitenkin vain 78 %). Sänkikesannoilla tiheys oli 174 reviiä/km² ja luonnonhoitopelloilla 182 reviiä/km², mistä avoimen ympäristön lajien osuudet olivat 90 ja 83 prosenttia.

Rantalaitumilla ja kuivemilla luonnonlaitumilla kokonaistihyys olivat 452 ja 563 reviiä/km². Hoitamattomilla niityillä kokonaistihyys oli huomattavasti suurempi, 649 reviiä/km². Rantalaitumilla, joita aineistossa oli vain Ahvenanmaalta, avoimen ympäristön lajien osuus oli 79 prosenttia. Luonnonlaitumilla avoimen ympäristön lajien osuus oli 48 prosenttia, kun se hoitamattomilla niityillä oli 78 prosenttia.

Tulosta tarkastellessa on syytä huomata, että reviiä tulkituihin keskipisteisiin perustuva tarkastelu ei anna täysin luotettavaa

kuvaa eri habitaattien tärkeydestä lintujen kannalta. Keskipisteet on määritelty lähinnä laulupaikoista ja reviirikäyttäytymisestä kertyneiden havaintojen perusteella, mutta pesintä ja ravinnon hankinta voi tapahtua muilla habitaateilla. Siten esimerkiksi peltolaitumet ovat tärkeitä ruokailuympäristöjä, vaikka useimmat lajit eivät voi pesiä niillä suojaavan kasvillisuuden puutteen ja laiduntavien eläinten aiheuttaman häiriön takia. Parempi ja yksityiskohtaisempi kuva lajien habitaatinvalinnasta tulee muodostumaan analyysissä, jossa habitaattijakaumat perustuvat reviirikeskusteiden ympärille muodostetuista reviirikokoa vastaavien bufferialojen aineistoon.

Viljelystä poistetut tai tilapäisesti viljelemättömät pellot olivat linnustoltaan kesantoja parempia. Pensoittuneina niiden kokonaistiheys oli samaa luokkaa kuin luonnonlaitumilla. Ojien ja jokivarsien tiheydet olivat suurimpia kaikista avoimen ympäristön habitaateista.

Lajikohtaisesti, kun asutus, saarekkeet ja metsä jätetään tarkastelun ulkopuolelle, maksimitiheytensä saavutti 4–9 lajia kussakin avoimen ympäristön habitaattiluokassa lukuun ottamatta pensoittumatonta viljelystä poistettua (kaksi lajia), luonnonhoitopeltoa (ei yhtään lajia) ja ruovikkoa (yksi laji).

Peltohabitaateilla yksi laji saavutti suurimman tiheytensä sänki-kesannolla (viiriäinen), yksi syysviljalla (kiuru) yksi öljykasveilla (tylli Ahvenanmaalla), mutta muilla habitaateilla ei yksikään laji. Yhteenvetona habitaattitarkastelusta voidaan todeta, että lintutiheydet olivat suurimmat viljelyn ulkopuolella olevilla habitaateilla, joiden osuus on vain 10 prosenttia laskenta-alueista (12 % A- ja P-alueista).

Yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksen arviointi

Muutamien ympäristöohjelman toimenpiteiden vaikutusta linnustoon voidaan tarkastella erillisinä. Kesantojen, nurmipeitteisyyden, ojien ja suojakaistojen, luomuviljelyn ja maisemarakenteen vaikutuksista on jo aiemmin julkaistu monimuuttujaiseen mallinnukseen perustuvia arviointeja (Piha ym. 2003, 2007a, b, Vepsäläinen 2005a, b, 2010). Tässä keskitytään uudempiin tuloksiin.

Pientareet ja suojakaistat

Pientareet ja suojakaistat oli edellisellä kaudella perustuen toimenpide, mutta nykyisellä kaudella se kuuluu täydentäviin ehtoihin. Toimenpiteen linnustovaikutus liittyy viljelemättömän elinympäristön määrään. Aiemmin on kiurun elinympäristömallinnuksessa osoitettu, että pientareilla ja suojakaistoilla on runsautta lisäävä vaikutus (Piha ym. 2003).

Ojien ja jokien osuus laskenta-alueista oli 2,2 prosenttia, mikä käsitti vesialan lisäksi niiden pientareet (taulukko 4). Niiden linnustollinen merkitys on paljon suurempi, sillä reviiritiheys oli

niillä kaikista avoimen ympäristön habitaateista suurin (kuva 3.7.3-5). Avoimessa ympäristössä ainoastaan reunalajien tiheys luonnonlaitumilla ja pensoittuneilla viljelystä poistetuilla pelloilla oli suurempi kuin ojien ja jokien varsilla. Pensaikoilla on erityisen suuri merkitys ojanvarsien linnustolle, mutta pensoittuneisuuden vaikutusta emme tutkineet erikseen.

Kesannot ja luonnonhoitopellot

Kesannointi oli ensimmäisen ympäristöohjelman (1995–99), mutta ei toisen (2000–06) toimenpide. Kolmannessa ohjelmassa kasvipeitteinen kesanto oli vuoteen 2007 CAP-velvoite, joka mitoitettiin vuosittain noin 10 prosentiksi peltoalasta. Kesannointi on luonnonhoitopeltojen muodossa vuodesta 2009 ollut perustuen valinnainen toimenpide.

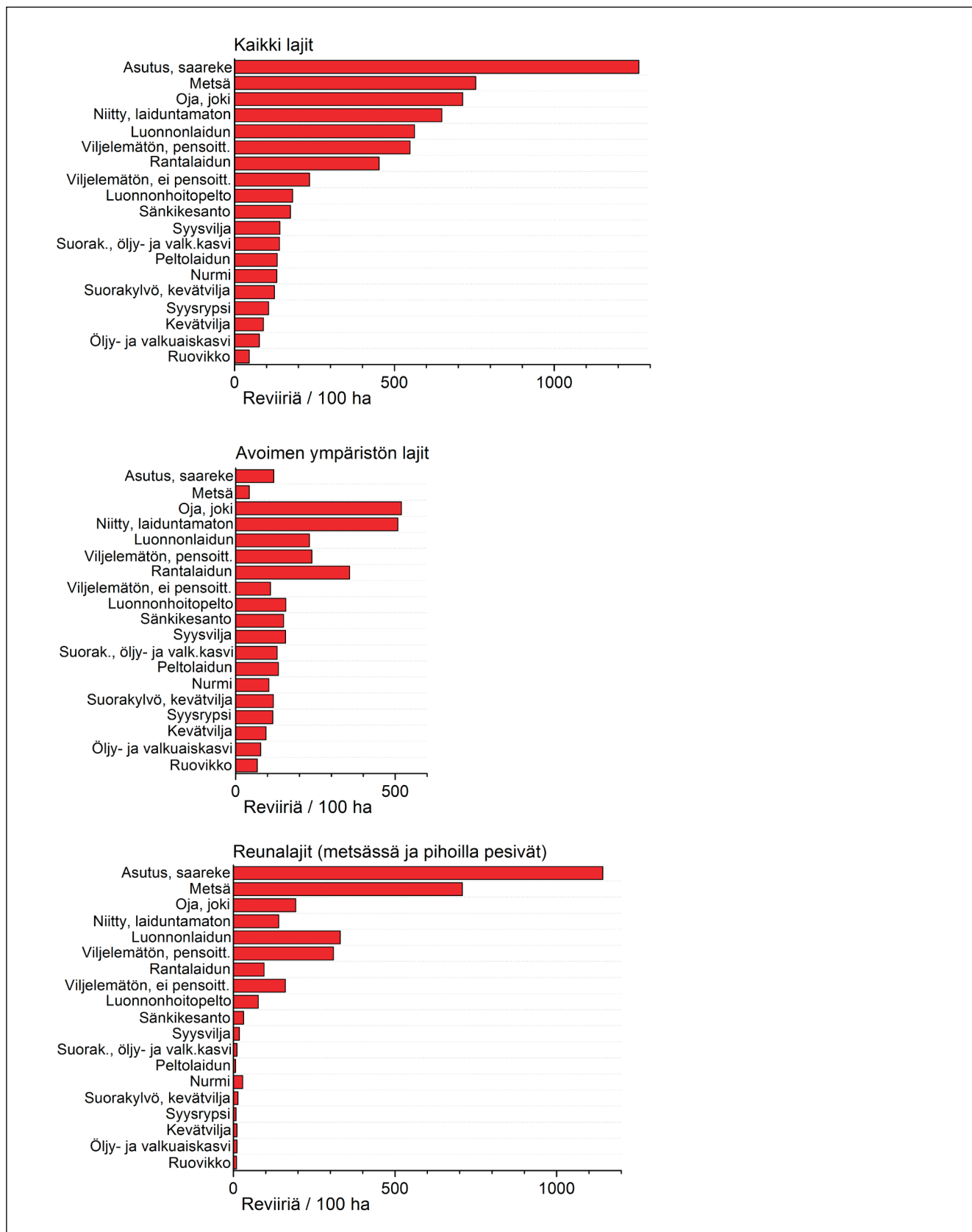
Toistaiseksi ainoa meillä tehty suoraan kesantojen merkityksestä avoimen peltoalueen linnustolle mitannut tutkimus on Herzon ym. (2011, ks. myös esim. Henderson ym. 2000, Flade ym. 2006). Se toteutettiin vertailemalla kymmenen tyypillisen avoimen pellon lintulajin yhteistä lajimäärää sekä runsautta sellaisten sadan metrin säteisten ympyräkoealojen kesken, jotka oli muodostettu kesantolohkon keskipisteen ympärille ja vastaavankokoisen kevätiljalohkon keskipisteen ympärille (kuva 3.7.3-6). Kevätviljakoealalla ei saanut olla kesantoa. Molempien koealatyypin sijoittelu tehtiin siten, että ne eivät rajoittuneet metsän tai piha-alueiden reunoihin. Aineisto koostettiin vuosilta 2001, 2005 ja 2006, joten kyseessä olivat CAP-kesannot.

Tulos oli selkeä: lajimäärä oli kesantokoealoilla 1,25–1,38-kertainen verrattuna kevätiljakoealoihin ja kokonaisreviirimäärä vastaavasti 1,60–2,05-kertainen (kuva 3.7.3-6). Mallinnuksessa kontrolloitiin koealoille osuneiden lohkojen koon vaikutus; yksinään sillä ei ollut merkitystä.

Vuosien 2009–11 aineistossa kesannot olivat luonnonhoitopeltoja (taulukko 3.7.3-4). Habitaattianalyysissä mukana olleiden 20 avoimen peltoympäristön lajin kokonaistiheys oli luonnonhoitopelloilla 151,4 paria/km², kun se oli kevätiljapelloilla 83,7 paria/km², ero oli siis 1,8-kertainen. Ainoastaan työttöhyypän tiheys oli kevätiljapelloilla merkittävästi suurempi (8,2 paria/km²) kuin luonnonhoitopelloilla (5,5 paria/km²). Huomionarvoista on, että sänkikesannoilla kaikkien lajien ja avoimen ympäristön lajien tiheydet olivat jokseenkin samanlaisia kuin luonnonhoitopelloilla (kuva 3.7.3-5). Pitkäaikaisten kesantojen kaltaiset viljelemättömät (hylätyt) pellot olivat niin pensoittuneina kuin pensoittumattominakin vähintään luonnonhoitopeltojen veroisia, mutta molempien pinta-ala oli hyvin pieni ja kokonaistiheys alttiimpi virhevaihtelulle kuin luonnonhoitopeltojen.

Monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen: Avo-ojitus

Sarkaojitus ei suoraan liity mihinkään ympäristöohjelman toimenpiteeseen, mutta se on yksi monimuotoisuuteen liittyvistä



Kuva 3.7.3-5. Maatalousympäristön pesimälinnuston tiheydet habitaattiluokittain vuosien 2009–11 aineiston perusteella (kukin laskenta-alue vain yhdeltä vuodelta mukana analyysissä).

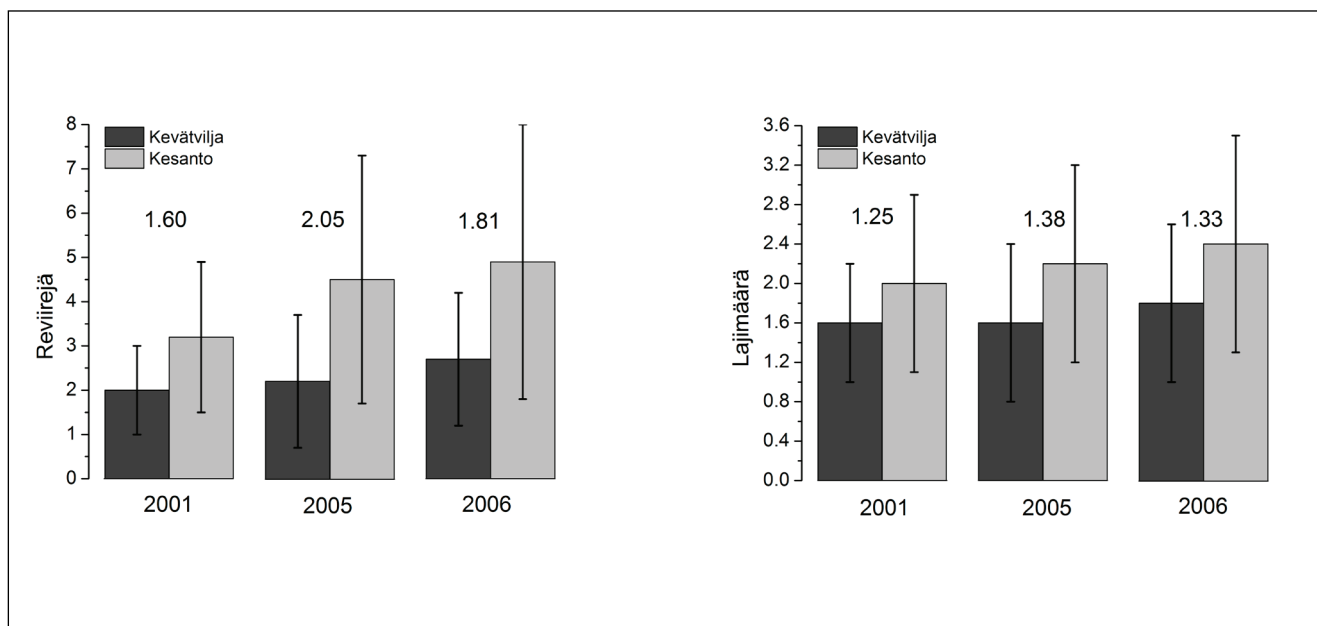
maisemarakenteen piirteistä. Sarkaojitettu peltolohko ei ole yhtä tehokkaassa käytössä kuin salaojitettu. Sarkaojitetulla loholla avoimet ojat ja niiden pientareet vievät suunnilleen 5–10 prosenttia pinta-alasta; tämä on siten viljelyn ulkopuolella olevaa puoliluonnontilaista elinympäristöä. Monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen on erityistukitoimenpide, mutta se kuului edellisellä kaudella myös perustoimenpiteisiin; sen kaltaisia vaatimuksia on myös täydentävissä ehdoissa.

Sarka- eli avo-ojituksen linnustovaikutuksen tutkimiseksi tunnistettiin ensin vuosien 2002–09 laskenta-aineistosta (mukana myös Pohjanmaa ja Pohjois-Karjala) avo-ojitetut lohkot, joita oli yhteensä 129. Samoilta laskenta-alueilta valittiin yhtä monta salaojitettua peltolohkoa, joiden koko ja suhde metsän reunaan vastasi avo-ojitettuja lohkoja (tilastollinen vertailu osoitti, että otosten välillä ei ollut eroja). Tutkittujen lohkojen yhteispinta-ala oli 957 ha. Eri vuosina tutkittujen avo-ojitettujen lohkojen lukumäärä vaihteli välillä 36–114 (2007 ainoastaan 9) ja salaojitettujen 31–112. Lohkot luokiteltiin viljellyiksi ja ruuhomaisiksi (yleensä kesantoja).

Ainoastaan kiuru ($n = 2\,277$) ja niittykirvinen ($n = 1\,021$) olivat analyysin kannalta riittävän runsaslukuisia tutkituilla peltolohkoilla. Kuivatustapa ei vaikuttanut kiurun runsauteen, mutta ruuhomaisilla kiurutiheys oli merkittävästi suurempi kuin viljellyillä pelloilla. Kuivatustapa vaikutti kannanmuutokseen: kiuru

runsastui tutkimusvuosien aikana avo-ojitetuilla lohkoilla, mutta kanta oli vakaa salaojitetuilla lohkoilla. Niittykirvisellä kuivatustavalla oli merkitystä niin kannanmuutoksessa kuin tiheydenkin kannalta. Sen tiheys oli avo-ojitetuilla lohkoilla paljon suurempi kuin salaojitetuilla, ja se runsastui avo-ojitetuilla lohkoilla, mutta salaojitetuilla lohkoilla havaittiin vähenevä suuntaus, joka ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Molemmilla lajeilla tutkimusalueen maantieteellisellä sijainnilla oli merkitystä: runsaus väheni pohjoiseen ja itään päin. Myös metsän reunan läheisyys vaikutti runsautta alentavasti. Kummallakaan lajilla kasvustotyyppin ja kuivatustavan yhdysvaikutus ei ollut merkitsevä.

Avo-ojitettujen peltolohkojen tarkkaa määrää laskenta-alueilla ei ole arvioitu, mutta kun vuosien 2002–09 otos käsitti yhteensä noin 460 ha avo-ojitettuja peltolohkoja, on se hyvin pieni osa samoina vuosina tutkituista pelloista (taulukko 3.7.3-1 sekä Tiainen ym. 2010c, 2012b). Avo-ojituksen vaikutuksesta linnustoon on ennestään olemassa vain kaksi tutkimusta, joiden tulokset ovat samanlaisia kuin meillä: lintujen runsaus on suurempi avo-ojitetuilla kuin salaojitetuilla pelloilla ja kannan vähenemistilanteessa väheneminen on pienempää avo- kuin salaojitetuilla pelloilla (Haukioja ym. 1985, Mehtälä ym. 1985). Haukioja ym. (1985) havaitsivat myös, että tutkimuksessa mukana olleiden seitsemän avomaalajin pesimistulos oli parempi avo- kuin salaojitetuilla pelloilla.



Kuva 3.7.3-6. Kymmenen tyypillisen avopeltolinnun laji- ja reviiirimäärien (keskiarvo \pm SD) erot 3,14 hehtaarin ympäräkoelajoilla, jotka oli muodostettu kesantolohkojen ja kevätiljalohkojen keskipisteiden ympärille (kevätiljakoealalla ei saanut olla yhtään kesantoa). Koealojen lukumäärät olivat 165 ja 164 vuonna 2001, 206 ja 204 vuonna 2005 ja 142 ja 140 vuonna 2006. Pylväiden päällä olevat luvut ilmaisevat suhdetta kesanto/kevätilja.

Taulukko 3.7.3-5. Ympyräkoealojen linnuston ja habitaattien keskimääräiset tunnusluvut alueittain. Diversiteettiin laskemiseen on käytetty Shannonin indeksiä $-\sum p_i \ln p_i$, jossa p_i on i:nnen lajin tai habitaattiluokan osuus kaikista lajeista tai kaikkien habitaattiluokkien yhteispinta-alasta.

	Ahvenanmaa	Lounais-Suomi	Uusimaa	Etelä-Häme	Koko alue
Reviirejä	14,7	12,9	11,6	6,5	11,8
Lajeja	4,5	4,2	4,5	3,5	4,3
Lintudiversiteetti	1,073	1,041	1,173	1,001	1,096
Viljelykasvien lukumäärä	3,3	2,7	2,4	1,9	2,5
Habitaattidiversiteetti	0,837	0,634	0,562	0,466	0,605
Avointen ympäristöjen osuus	78,1	86,4	85,3	80,5	84,4
Viljeltyjen peltojen osuus	66,6	77,1	75,8	68,1	74,5
Koealoja	78	276	328	86	768

Viljelyn monipuolisuuden vaikutus

Viljelyn monipuolistaminen kuuluu lisätoimenpiteisiin. Varsinaisen monipuolistamisen (monipuolisuuden muutoksen) vaikutusta ei tutkittu, mutta monipuolisuuden vaikutusta oli mahdollista tutkia, sillä siinä on runsaasti alueellista vaihtelua.

Viljelyn monipuolisuuden vaikutuksen tutkimiseksi tehtiin vuosien 2009–11 otanta, jossa laskenta-alueille sijoitettiin maksimaalisen monta ympyräkoealaa käyttäen 200 m sädettä (koealan pinta-ala 12,5 ha). Koealat olivat toisensa poissulkevia ja vähintään puoliksi avoimessa maatalousympäristössä. Lisäksi niiden keskipisteen tuli sijaita avoimessa ympäristössä. Yhteensä koealoja muodostettiin 768; valtaosa niistä sijaitsi Lounais-Suomessa ja Uudellamaalla (mukaan lukien läntisimmän Kymenlaakson kaksi tutkimusaluetta; taulukko 3.7.3-5). Koealojen sisältä laskettiin taulukossa 3.7.3-4 esitetyn luokituksen mukaisesti viljelykasvikohaiset pinta-alat. Mallinnuksessa käytettiin selittävänä tekijänä koealan viljelykasvien lukumäärää ja diversiteettiä (luokka P taulukossa 3.7.3-4).

Sekä avointen ympäristöjen että peltojen osuus koealojen koko alasta oli Lounais-Suomessa ja Uudellamaalla suurempi kuin Etelä-Hämeessä ja Ahvenanmaalla (taulukko 3.7.3-5). Viljeltyjen kasvien lukumäärä oli selvästi Ahvenanmaalla suurempi ja Etelä-Hämeessä pienempi kuin muilla alueilla. Viljelykasvien osuuksien perusteella laskettu habitaattidiversiteetti vaihteli alueiden kesken viljelykasvien lukumäärän mukaisesti.

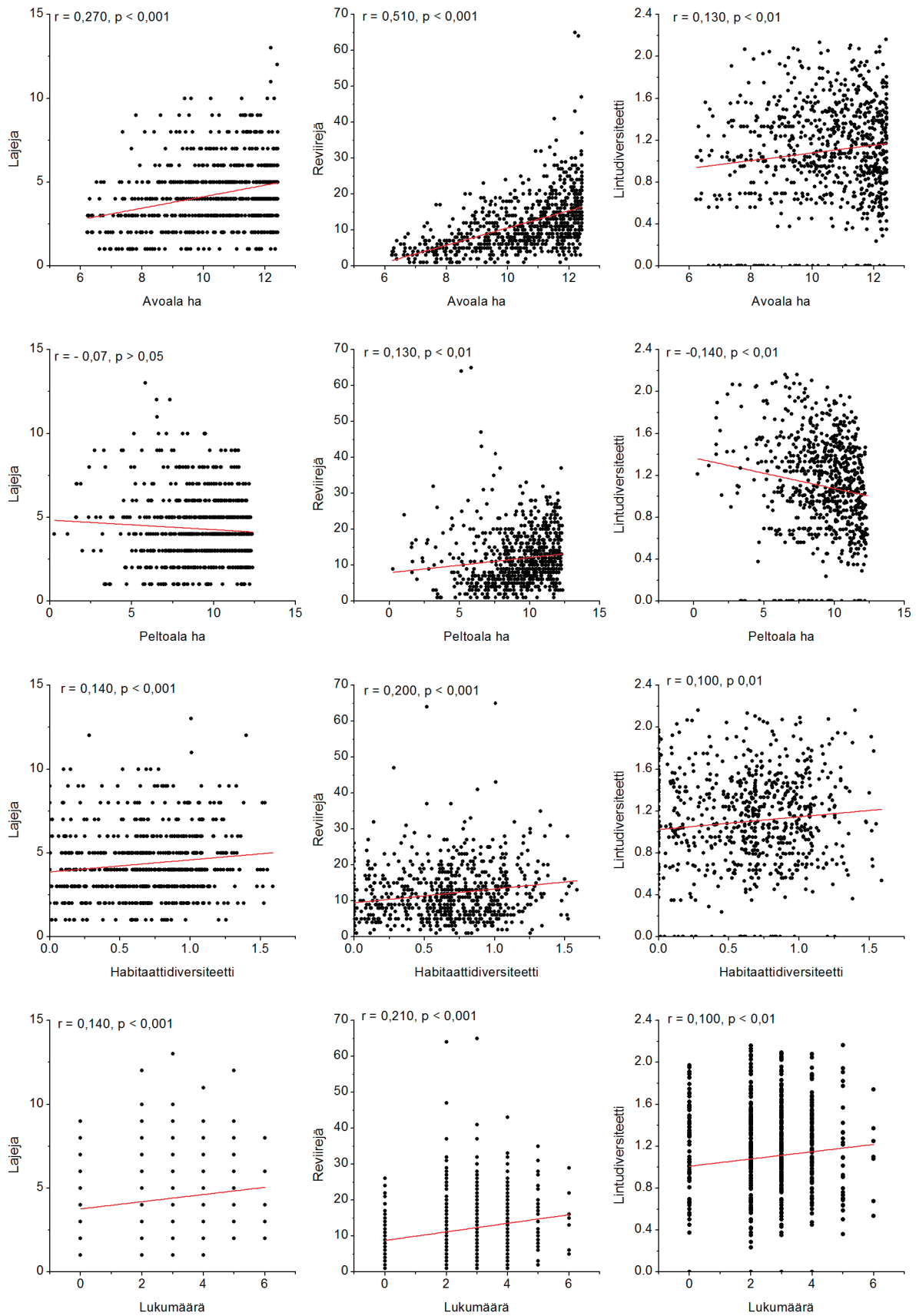
Lintuaineisto muodostettiin avoimen ympäristön lajeista, joita oli kaksikymmentä (taulukko 3.7.3-2). Lintutiheydet (reviirimäärät) olivat Ahvenanmaalla selvästi muita alueita suuremmat, mutta linnuston diversiteetti oli Uudellamaalla korkein (taulukko 3.7.3-5). Etelä-Hämeessä linnusto oli köyhin niin reviirimäärällä kuin diversiteetilläkin mitattuna.

Linnuston ja habitaatin suhdetta on alustavasti tutkittu yhden selittävän muuttujan lineaariregressioanalyysillä, joissa selitettävänä muuttujana oli lajimäärä, reviirien lukumäärä

sekä lintudiversiteetti ja selittävinä tekijöinä koealalla olevan avoimen ympäristön pinta-ala, viljeltyjen peltojen pinta-ala, viljeltyjen kasvien pinta-alaosuuksista laskettu habitaattidiversiteetti sekä viljelykasvien lukumäärä, kun viljelykasvit on luokiteltu taulukon 3.7.3-4 mukaisesti. Kahdestatoista analyysistä kymmenen oli tilastollisesti merkitseviä (kuva 3.7.3-7). Peltoalan ja lintudiversiteetin suhde oli negatiivinen, kaikki muut suhteet olivat positiivisia, mikä antaa viitteitä siitä, että viljelyn monipuolisuudella on merkitystä avoimen ympäristön lintulajeille. Selitysteet olivat erittäin alhaisia, vaikka melkein kaikkien lintu- ja habitaattimuuttujien välillä oli merkitsevä korrelaatio. Taulukon 3.7.3-5 perusteella on odotettavissa, että alueellisuuden huomioon ottaminen tulee parantamaan selitysteiteitä. Ennestään tiedetään, että maisemarakenteella on merkittävä vaikutus lintujen esiintymiseen ja runsauteen (Piha ym. 2007b, c, Tiainen & Seimola 2010, Vepsäläinen ym. 2010), joten on odotettavissa, että tulevaisuuden analyyseissä, joissa on mukana koealan keskipisteen etäisyys metsän reunasta ja muita maisemarakennetekijöitä, tulos on merkitsevempi kuin nyt esitetystä hyvin alustavassa analyysissä.

Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys

Toimenpiteessä on kaksi vaihtoehtoa, 30 prosentin ja 50 prosentin kasvipeitteisyys. Ne kuuluvat perustuen valinnaisiin toimenpiteisiin ja jompikumpi niistä on ollut sangen suosittu toimenpide; 9,3 prosenttia laskenta-alueista kuului toimenpiteen piiriin (kevätiljat 7,5 % ja öljy- ja valkuaiskasvit 1,8; taulukko 3.7.3-4). Suorakylvetyillä pelloilla lintujen kokonaistiheys oli syysviljan ja nurmen veroinen (kuva 3.7.3-5). Ero syntyy avoimen ympäristön lajeista, sillä reunalajien tiheydet olivat suorakylvetyillä pelloilla alhaisemmat kuin kyntäen muokkaamalla viljellyillä pelloilla; tosin niiden tiheydet olivat äärimmäisen alhaisia muokkaustavasta riippumatta. Suorakylvetyillä kevätiljapelloilla avoimen ympäristön lajin kokonaistiheys oli 1,48-kertainen ja öljy- ja valkuaiskasvipelloilla 1,98-kertainen verrattuna vastaaviin kyntämällä viljeltyihin peltoihin.



Kuva 3.7.3-7. Alustava analyysi linnustoa ja habitaattia kuvastavien tunnuslukujen välisestä suhteesta 768:n 200 metrin säteellä muodostetun ympyräkoelan aineistossa (ks. taulukko 3.7.3-5).

Yksittäisistä lajeista erityisesti kiurun, niittykirvisen ja taivaanvuohen tiheydet olivat suorakylvetyillä pelloilla korkeammat kuin kyntäen muokatuilla viljellyillä pelloilla, kasvilajista riippumatta. Ruisrääkän, ruokokertusen ja pajusirkun tiheydet olivat korkeammat suorakylvetyillä kevätiljoilla kuin kyntäen muokatuilla pelloilla, ja vastaavasti isokuovin, pensastaskun ja pensaskertun tiheydet olivat korkeampia suorakylvetyillä öljy- ja valkuaiskasvipelloilla kuin kyntäen muokatuilla. Peltopyyn tiheys oli muokatuilla kevätiljapelloilla korkeampi kuin suorakylvetyillä, mutta öljy- ja valkuaiskasveilla se oli korkeampi suorakylvetyillä pelloilla. Töyhtöhyppä oli kiurun jälkeen toiseksi runsain laji kevätilja- sekä öljy- ja valkuaiskasvipelloilla, mutta sen tiheyksissä ei ollut eroa muokkaustapojen välillä.

Niittyjen hoito

Useimmat tutkimusalueilla sijaitsevat niityt ovat pieniä, eikä niillä siksi ole merkitystä linnuston kannalta (keskimääräinen varpuslintureviiri on suunnilleen yksi hehtaari, joten pienille niityille ei yksinkertaisesti mahdu kovin montaa reviiriä). Laajoja niittyalueita oli laskenta-alueillamme ainoastaan Perttelissä Uskelanjoen ja sen sivuhaarojen varsilla, Someron Rekijoen ja siihen laskevien purojen varrella sekä Jokioisten Loimijoen ja Jänhijoen ja niiden sivupurojen varsilla sekä Ahvenanmaalla, joka ei varsinaisesti kuulu MYTVAS-seurantojen piiriin. Ainoat rantalaitumet olivat laskennan piirissä Ahvenanmaalla. Niiden merkitys oli suuri erityisesti kahlaajille. Taivaanvuohen, meriharakan, isokuovin, punajalkaviklon ja töyhtöhyppän tiheydet olivat rantalaitumilla suuremmat kuin millään muulla habitaatilla.

Muut tutkitut niittyalueet olivat pääosin kuivia tai tuoreita, usein voimakkaasti viettäviä notkojen rinteitä, joskin Loimijoen varrelta aineistoon osuu myös kosteita niittyjä. Niittyjen kokonaisala oli pieni (taulukko 3.7.3-1), mutta laiduntamattomien ja laidunnettujen niittyjen välinen vertailu oli mahdollista. Linnuston kokonaistiheys oli laiduntamattomilla niityillä 1,15-kertainen verrattuna laidunnettuihin. Reunalajien tiheys oli 2,35-kertainen laidunnetuilla verrattuna laiduntamattomiin, mutta avoimen ympäristön lajien 2,20-kertainen laiduntamattomilla verrattuna laidunnettuihin. Ainoastaan avoimen ympäristön lajien tarkastelu on tässä kiinnostavaa, sillä reunalajit pesivät puissa ja pensaissa joko niityillä tai sen reunoilla. Avomaalajit sen sijaan ovat riippuvaisia niityn heinä- ja ruohokasvillisuudesta. Niistä viidentoista lajin tiheydet olivat suurempia laiduntamattomilla kuin laidunnetuilla ja kahden tiheydet laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla niityillä (kolmea kuvan 3.7.3-5 analyysissä mukana olevaa lajia, viiriäistä, meriharakkaa ja tylliä, ei tavattu tarkastelluilla niityillä). Laiduntamattomien niittyjen erityislajina voidaan pitää pensassirkkalintua, jonka tiheys oli siellä 53,7 reviiriä/km², kun se oli 4,5–5,5 reviiriä/km² laidunnetuilla niityillä, pensoittuneilla viljelystä poistetuilla pelloilla ja ojanvarsilla, 2,9 reviiriä/km² sänkikesannoilla, 1,4 reviiriä/km² luonnonhoitopelloilla ja alle 1 reviiriä/km² muilla habitaateilla (keskiarvo kaikilla laskenta-alueilla 0,7 reviiriä/km²).



Kuva 3.7.3-8. Laiduntamattomilla kuivilla tai tuoreilla niityillä oli avoimen ympäristön lajien tiheys 2,2-kertainen verrattuna laidunnettuihin. Kuva: Juha Tiainen

Taulukko 3.7.3-6. Laskennoissa 2001–13 havaittujen lajien suojelustatus; mukana myös vesilinnut, joita tarkastellaan tässä raportissa ainoastaan kokonaisarviointin yhteydessä. Sarakkeessa Liite I:llä merkityt lajit kuuluvat lintudirektiivin liitteeseen I. 2000 ja 2010 viittaavat näinä vuosina valmistuneisiin Suomen uhanalaisten lajien luetteluihin (Rassi ym. 2001, Mikkola-Roos ym. 2010). SPEC (Species of European Conservation Concern) esittää BirdLife Internationalin (2004) arvion lajien suojelutarpeesta Euroopassa. ETS (European Threat Status) on BirdLife Internationalin (2004) kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) kriteereillä laatima arvio lajien uhanalaisuudesta euroopanlaajuisesti; Suomen uhanalaisarviot on tehty samoilla kriteereillä. Trendi on taulukon 3.7.3-2 mukainen, mutta on huomattava, että viime vuosien kovat talvet ovat muuttaneet kuvaa joidenkin lajien kohdalla; lisäksi on huomattava, että trendi koskee ainoastaan eteläsuomalaista maatalousympäristöä; muualla maassa ja muissa ympäristöissä, jotka voivat olla lajin pääympäristöjä, trendi voi olla toisenlainen. Sarakkeissa AES-merkitys esitetään asiantuntija-arvio siitä, onko maatalouden ympäristöohjelmalla ollut merkitystä suojelustatuksen ylläpidolle tai parantamiselle tai trendille sekä mikä ympäristötukitoimenpide on voinut olla merkittävä lajin kannalta.

Laji	Liite	2000 ¹	2010 ¹	SPEC ²	ETS ³	Trendi ⁴	AES-merkitys ⁵	
Haapana <i>Anas penelope</i>					S		+?	Ko
Tavi <i>Anas crecca</i>					(S)		+	Ko
Sinisorsa <i>Anas platyrhynchos</i>					(S)		+	Ko
Telkkä <i>Bucephala clangula</i>					(S)		+	Ko
Sinisuohaukka <i>Circus cyaneus</i>		VU	NT	3	H		?	Lh
Niittysuohaukka <i>Circus pygargus</i>		EN	EN		S		?	Lh
Hiirihaukka <i>Buteo buteo</i>		LC	VU		S	↓	?	Lh, Sv
Tuulihaukka <i>Falco tinnunculus</i>		NT	LC	3	D	↑	+	Lh, Sv
Peltopyy <i>Perdix perdix</i>		NT	LC	3	VU	↑	+	Lh, Sv
Viiriäinen <i>Coturnix coturnix</i>		RE	EN	3	(H)	↑	+?	Lh, Sä
Fasaani <i>Phasianus colchicus</i>					(S)	↓?	?	Lh
Ruisräikkä <i>Crex crex</i>	I	NT	LC	1	H	↓?	+	Lh, Sv
Pikkutylli <i>Charadrius dubius</i>					(S)	-	?	
Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>				2	VU	↑	+	Sä, Lu, Sk, Ra
Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>				3	(D)	?	+?	Ra
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>				2	D	↓	+?	Lh, Sä, Ra, Mo
Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>		LC	NT	2	D	?	?	Ra
Kesykyhky <i>Columba livia</i>					(S)	?	?	Sä
Uuttukyhky <i>Columba oenas</i>					S	↑	+	Sä
Sepelkyhky <i>Columba palumbus</i>					S	↑	?	Sä
Turkinkyhky <i>Streptopelia decaocto</i>					S	-	?	
Sarvipöllö <i>Asio otus</i>					(S)	-	+?	Lh, Sv
Suopöllö <i>Asio flammeus</i>				3	(H)	-	+?	Lh, Sv
Tervapääsky <i>Apus apus</i>					(S)	↑	?	

¹ Uhanalaisuusluokat: RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmällä pidettävä (luokka ei ole uhanalainen), LC = elinvoimainen.

² SPEC-luokat: 1 = maailmanlaajuisesti uhanalainen, 2 = lajin levinneisyyden painopiste Euroopassa ja suojelustatus on huolestuttava, 3 = lajin levinneisyyden painopiste ei ole Euroopassa, mutta suojelustatus Euroopassa on huolestuttava.

³ ETS-luokat: EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, D = vähenevä, H = kanta vähentynyt pieneksi (depleted), S = turvattu, () = status on alustava.

⁴ Symbolit: ↓ = vähenevä, ↑ = runsastuva, ? = epävarma, ± = ei muutosta, - = ei tietoa

⁵ Symbolit: + = merkityksellinen, +? = mahdollisesti merkityksellinen, ? = ei tietoa. Oj = suojakaistat (oja, piennar), LaN = kuivan tai tuoreen niityn hoito laiduntamalla, Ra = rantaniityn hoito, Lh = luonnonhoitopelto, Sä = sänkikesanto, Sk = kasvipeitteisyys ja suorakylvö, Lu = Luomu, Ko = kosteikko, Mo = viljelyn monipuolisuus.

jatkuu seuraavalla sivulla

Taulukko 3.7.3-6 jatkuu

Laji	Liite	2000 ¹	2010 ¹	SPEC ²	ETS ³	Trendi ⁴	AES-merkitys ⁵
Kiuru <i>Alauda arvensis</i>				3	(H)	↑	+ Sk, Sä, Lh, Sv, Oj
Haarapääsky <i>Hirundo rustica</i>				3	H	↑	?
Räystäspääsky <i>Delichon urbicum</i>				3	(D)	±?	?
Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>		LC	NT		(S)	±?	+ Oj, Lh
Keltävästäräkki <i>Motacilla flava</i>		LC	VU		(S)	↓	?
Västäräkki <i>Motacilla alba</i>					S	↑	? Sä
Pensastasku <i>Saxicola rubetra</i>		NT	LC		(S)	±	+ Lh, Sä
Kivitasku <i>Oenanthe oenanthe</i>		NT	VU	3	(D)	±	? LaN
Räkättirastas <i>Turdus pilaris</i>					(S)	↑	?
Pensassirkkalintu <i>Locustella naevia</i>					(S)	↑	+ Lh, Oj
Viitasirkkalintu <i>L. fluviatilis</i>					(S)	-	-?
Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>					S	↑	+? Oj, Ko
Viitakerkkunen <i>A. dumetorum</i>					S	↑	+? Oj
Luhtakerkkunen <i>A. palustris</i>					(S)	↑	+? Oj
Pensaskerttu <i>Sylvia communis</i>					S	↑	+? Oj
Pikkulepinkäinen <i>Lanius collurio</i>	I	NT	LC		(H)	↑	?
Isolepinkäinen <i>Lanius excubitor</i>		NT	LC	3	(H)	-	? Lh
Harakka <i>Pica pica</i>					S	±	?
Naakka <i>Corvus monedula</i>				3	(S)	↑	?
Varis <i>Corvus corone cornix</i>					S	↑	?
Kottarainen <i>Sturnus vulgaris</i>		NT	LC	3	D	↑	? LaN
Varpunen <i>Passer domesticus</i>		NT	LC	3	D	↑	?
Pikkuvarpunen <i>Passer montanus</i>				3	(D)	↑	?
Viherpeippo <i>Carduelis chloris</i>					S	↑	? Sä
Tikli <i>Carduelis carduelis</i>					S	↑	? Sä
Hemppo <i>Carduelis cannabina</i>				2	D	↑	+? Sä
Punavarpunen <i>Carpodacus erythrinus</i>		LC	NT		(S)	↑	?
Keltasirkku <i>Emberiza citrinella</i>					(S)	↑	? Sä
Peltosirkku <i>Emberiza hortulana</i>	I	VU	EN	2	(H)	↓	? Lu, Sä
Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>					S	±	+? Oj, Ko

¹ Uhanalaisuusluokat: RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmällä pidettävä (luokka ei ole uhanalainen), LC = elinvoimainen.

² SPEC-luokat: 1 = maailmanlaajuisesti uhanalainen, 2 = lajin levinneisyyden painopiste Euroopassa ja suojelustatus on huolehduttava, 3 = lajin levinneisyyden painopiste ei ole Euroopassa, mutta suojelustatus Euroopassa on huolehduttava.

³ ETS-luokat: EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, D = vähenevä, H = kanta vähentynyt pieneksi (depleted), S = turvattu, () = status on alustava.

⁴ Symbolit: ↓ = vähenevä, ↑ = runsastuva, ? = epävarma, ± = ei muutosta, - = ei tietoa

⁵ Symbolit: + = merkityksellinen, +? = mahdollisesti merkityksellinen, ? = ei tietoa. Oj = suojakaistat (oja, piennar), LaN = kuivan tai tuoreen niityn hoito laiduntamalla, Ra = rantaniityn hoito, Lh = luonnonhoitopelto, Sä = sänkikesanto, Sk = kasvipeitteisyys ja suorakylvö, Lu = Luomu, Ko = kosteikko, Mo = viljelyn monipuolisuus.

Taulukko 3.7.3-7. Suomessa vuosina 2001 ja 2010 uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi arvioidut lajit, joita ei tavattu tämän raportin laskennoissa, jotka hyödyntävät maatalousympäristöä pesimis- tai muutoinaikaisena ruokailu- tai levähdysympäristönä ja joiden kantoihin maatalouden ympäristöohjelma voi vaikuttaa. Trendit perustuvat muualta peräisin olevaan aineistoon. Sarakeotsikoiden selitteet ja viitteet taulukossa 3.7.3-6.

Laji	Liite	2001 ¹	2010 ¹	SPEC ²	ETS ³	Trendi ⁴	AES-merkitys ⁵	
Metsähanhi <i>Anser fabalis</i>		NT	NT		S	↓	+	Sk
Kiljuhanhi <i>Anser erythropus</i>	I	CR	CR	1	EN		+	Ra
Mehiläishaukka <i>Pernis apivorus</i>	I	NT	VU		(S)	↓		
Haarahaukka <i>Milvus migrans</i>	I	EN	CR	2	D			
Kiljukotka <i>Aquila clanga</i>	I	RE	CR	1	EN			
Lapinsirri <i>Calidris temminckii</i>		VU	VU		(S)		+	Ra
Suosirri <i>Calidris alpina schinzii</i>	I	CR	CR	3	(H)		+	Ra
Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	I	NT	EN	2	(D)	↓		
Heinäkurppa <i>Gallinago media</i>	I	RE	CR	1	D		+	Lh
Mustapyrstökuiiri <i>Limosa limosa</i>		EN	EN	2	VU		+	Ra, Lh
Naurulokki <i>Larus ridibundus</i>		VU	NT		(S)		+	Sk, Mo
Turturikyhyky <i>Streptopelia turtur</i>		VU	CR	3	D	↓		
Käenpiika <i>Jynx torquilla</i>		VU	NT	3	(D)		+	LaN
Sitruunavästäräkki <i>Motacilla citreola</i>			VU		(S)		+	Ra
Pikkukultarinta <i>Hippolais caligata</i>			VU		(S)			
Kultasirkku <i>Emberiza aureola</i>		CR	CR	1	D	↓		

3.7.3.5 Tulosten tarkastelu

Maatalouden ympäristöohjelman yhtenä tavoitteena on hoitaa luonnon monimuotoisuutta, linnusto mukaan lukien. Yksi EU:n tavoitteista on pysäyttää luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen unionin alueella vuoteen 2020 mennessä. Maatalousympäristön luonnon kannalta ainoa työkalu, jolla 2020-tavoitteeseen voidaan aktiivisesti pyrkiä, on ympäristöohjelma. Vaikka ympäristötuki onkin keskeinen työkalu, Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön toimintaohjelma 2013–2020 tunnistaa myös erilaisia muita toimintatapoja, joilla monimuotoisuustavoitteisiin pyritään (Anon. 2013).

Emme tiedä, miten EU tulee arvioimaan onnistumistaan tavoitteensa toteutumisessa. Kysymyksiä on ainakin kaksi: millä monimuotoisuutta ja sen kehitystä mitataan sekä millä alueellisella tasolla (lisäksi tulee tietysti kysymys siitä, mikä ajankohta edustaa lähtötasoa)? Me arvioimme ympäristöohjelman vaikuttavuutta kolmella tasolla: lintureviiritaso (100 ja 200 metrin säteiset ympyräkoelat), Etelä-Suomen maatalousympäristö sekä koko maa (uhanalaiset lajit). Mahdollisia tasoja olisivat olleet myös maatila, peltoaukea ja Etelä-Suomen osa-alueet (esim. Tiainen ym. 2010d, 2012a).

Monimuotoisuutta mitataan yleensä diversiteetti-indekseillä. Kaksi yleisesti käytettyä ovat lajimäärä, joka painottaa jokaista lajia runsaudesta riippumatta samalla tavalla, ja Shannonin indeksi (Shannon–Wienerin indeksi), joka käyttää hyväkseen lajien välisiä runsaussuhteita ja painottaa runsaita lajeja enemmän

kuin harvalukuisia. (Käytimme molempia tutkiessamme viljelyn monipuolisuuden vaikutusta linnustoon.) Pienessä aineistossa lajimäärä on riippuvainen otoskoosta; lajimäärä kasvaa asymp-toottisesti kohti alueen todellista lajimäärää otoskoon kasvaessa. Tarkastelimme Ahvenanmaa-raportissamme eri habitaattien lajimäärää ottaen niiden pinta-alasuhteet huomioon (Tiainen ym. 2012a). Tällöin oli ilmeistä, että kesantojen, rantalaitumien, niittyjen, piha-alueiden, pensaikkojen ja hakojen lajimäärä oli suurempi kuin viljapeltojen, kaksisirkkaisten (peruna, sokerijuurikas, rypsi ja rapsi) sekä nurmien lajimäärä. Tämän tutkimuksen aineistosta ei toistaiseksi ole laskettu habitaattikohtaisia diversiteetti-indeksejä (lajimäärää tai Shannonin indeksiä).

Linnuston monimuotoisuus riippuu siitä, miten monet lajit löytävät itselleen kelvollista elinympäristöä ja kuinka paljon. Menneinä vuosikymmeninä maatalousympäristömme linnuston kehitys oli kahtalaista: useimmat aiemmin runsaat lajit taantuivat, mutta samaan aikaan aiemmin vähälukuiset lajit runsastuivat ja monet uudet lajit asettuivat maatalousympäristöön ja runsastuivat (Tiainen ym. 1985, 2004b). Muutosten syyt liittyivät maatalouden rakennemuutoksen ja tehostumisen aiheuttamiin elinympäristömuutoksiin, jotka käsittivät sekä elinympäristömenetyksiä ja elinympäristöjen laadun heikkenemistä että uusien pienympäristöjen syntymistä ja laajenemista (Tiainen 2004, ks. myös Donald ym. 2001, 2006). Ympäristöohjelman toimenpiteiden toivotaan lisäävän hyvien elinympäristöjen määrää mahdollisimman monelle lajille.

Elinympäristöjen ja ilmaston merkitys linnuston muutoksessa

Tuloksemme osoittavat, että 2000-luvun aikana maatalousympäristön linnusto on kehittynyt suotuisasti. Suurin osa lajeista on runsastunut, ja merkittävästi vähentyneitä lajeja on vain kolme. Kehityksen taustalla voi olla aiempien elinympäristömenetysten kompensoituminen, uusien elinympäristöjen syntyminen ja laajeneminen edelleen, elinympäristöjen laadun paraneminen tai muutokset talvehtimisalueilla tai muuttoreittien varrella, jotka kaikki voivat olla seurausta ihmisen toiminnasta tai ilmastonmuutoksesta. Toisaalta on huomattava, että seurantajaksomme loppui 2011, jolloin jo oli viitteitä ainakin joidenkin Euroopassa talvehtivien lajien kannan kasvun loppumisesta ja jopa käänntymisestä väheneväksi. Ankarat talvet edelsivät myös vuosien 2012 ja 2013 pesimäkausia, ja niiden aineistot, joita ei tässä raportissa ole vielä käytetty, tuntuvat vahvistavan päätelmää.

Ilmastonmuutos voi vaikuttaa lintukantoihin monella tavoin (esim. Lehikoinen 2009), mutta omat tuloksemme antavat aihetta vain kahden aspektin pohdintaan. Euroopassa talvehtivat lajit ovat menestyneet Afrikassa talvehtivia lajeja paremmin (kuva 3.7.3-3). Eron selitys saattaa piillä leudoissa talvissa, jotka ovat olleet vallitsevina 2000-luvulla. Aineiston kaksi viimeistä talvea olivat erityisen kylmiä koko Euroopassa. Jos hypoteesi pitää paikkansa, olisi sellaisten lajien pitänyt vähentyä, jotka käyttävät talvikaudella ravinnokseen selkärangattomia eläimiä. Tällaisia ovat töyhtöhyppä, taivaanvuohi, isokuuvi ja niittykirvinen; muut syövät siemeniä, hedelmiä tai pikkunisäkkäitä tai ovat kaikkiruokaisia. Voidaan olettaa, että kahlaajat kärsivät maan pinnan jääytymisestä vain vähän, sillä ne kykenevät jatkaamaan muuttoa vielä talvenkin aikana leudommille alueille ja vuorovesirannikoille, jotka eivät jäädy (esim. Cramp ym. 1983). Niittykirvinen väheni neljänneksellä vuosina 2010 ja 2011 (kuva 3.7.3-2), mikä sopii yhteen talvihypoteesin kanssa. Talvehtimisalueiden talviaikaisilla sääoloilla on merkitystä kiurun ja ehkä muidenkin lajien kannanvaihteluille (Piha ym. 2007a).

Toinen ilmastonmuutoksen seuraus, joka on merkittävä maatalousympäristön lintujen kannalta, on kylvötoiden aikaistuminen. Kevättöissä viljeltävillä pelloilla pesivien lintujen varhaiset pesät tuhoutuvat. Linnut tekevät uuden pesän, jos ensimmäisen tuhoutuminen on tapahtunut riittävän varhain. Esimerkiksi töyhtöhyppällä kriittinen ajankohta on suunnilleen toukokuun kahdennäkymmenennen päivän tienoilla; jos pesä tuhoutuu tämän jälkeen, linnut luopuvat pesinnästä. Nykyään ainakin Etelä-Suomessa kevättyöt ajoittuvat harvoin näin myöhäisiksi. Useimmat lintulajit munivat varhain pesimäkauden alkuvaiheessa suurempia pesyeitä kuin myöhemmin. Siten myös varhain tuhoutuneen uusintapesän munaluku on suurempi kuin myöhään tuhoutuneen. Keväiden lämpenemisen lisäksi myös yleistynyt suorakylvö on aikaistanut kevättöitä, sillä kyntämättömät pellot kantavat työkoneita hieman varhemmin kuin kynnetty.

Esittämämme lintuindikaattori osoittaa, että maatalousympäristö on ilmeisesti kokonaisuudessaan muuttunut linnuston kannalta suotuisammaksi; emme kuitenkaan toistaiseksi pysty jyvittämään

muutoksen syitä elinympäristömuutoksen ja ilmastonmuutoksen kesken. Vaikka maatalousympäristön yleismuutos olisikin ollut suotuisa, eivät kaikki lajit ole siitä kuitenkaan hyötäneet. Elinympäristössä yhä tapahtuu samaan aikaan epäsuotuisia muutoksia, joista jotkut lajit kärsivät. Maisemarakenteella on hallitseva rooli selitettäessä linnuston runsautta ja jakautumista maatalousympäristöön. Peltoaukean koko ja avaruus sekä metsänreunan läheisyys vaikuttavat eri tavoin reunalajeihin ja avoimen ympäristön lajeihin ja eri tavoin näihin ryhmiinkin kuuluviin lajeihin (Vepsäläinen ym. 2010, tämä tutkimus). Myös pienipiirteisemmät maiseman rakenne- ja ominaisuuspiirteet vaikuttavat lajien esiintymiskuvaan peltoaukean sisällä niin erikseen kuin yhdysvaikutuksessa toistensa kanssa (Piha ym. 2003, Tiainen ym. 2004a ja julkaisematon, Vepsäläinen ym. 2005a, b, 2007, 2009, Marja ym. 2013).

Toimenpidekohtainen tarkastelu

Ympäristöohjelman yksittäisten toimenpiteiden vaikuttavuuden analyysi on vaativa tehtävä siksi, että sen tulisi tapahtua ottaen huomioon maisemakokonaisuus. Olemme jo aiemmin nykyisen ohjelmakauden aikana julkaisseet analyysit kesanto-, luomuja kosteikkotoimenpiteen vaikuttavuudesta (Piha ym. 2007b, Tiainen ym. 2008, Herzon ym. 2011), mitä Keränen ym. (2012) eivät ole ottaneet huomioon esittäessään, että (esimerkkinä linnut) tutkimuksessa ei vastattaisi kysymykseen yksittäisten toimenpiteiden vaikuttavuudesta. Uutena analyysinä olemme tarkastelleet maiseman- ja monimuotoisuuden hoito-toimenpiteeseen liittyvää kysymystä avo-ojien merkityksestä (Marja ym. 2013) sekä tässä raportissa verranneet tiheyserojen kautta useiden yksittäisten toimenpiteiden vaikuttavuutta. Meillä ei ole ollut mahdollisuutta toteuttaa syvällisempiä, mallinnukseen pohjautuvia tarkasteluja, vaikka aineistomme antaa siihen mahdollisuuden.

Olemme koonneet alustavan asiantuntija-arviomme ympäristöohjelman toimenpiteiden vaikuttavuudesta yksittäisten lajien kannalta taulukkoihin 3.7.3-6 ja 3.7.3-7. Ne perustuvat tässä raportissa ja aiemmin esittämiimme tuloksiin sekä muualla julkaistuun ekologiseen tietämykseen. Taulukossa 3.7.3-6 ovat tämän raportin lajit sekä runsaimmat vesilintulajit aikaisemman raporttimme (Tiainen ym. 2010) ja julkaisemattoman aineiston nojalla. Taulukossa 3.7.3-7 ovat sellaiset maatalousympäristön pesimälajit sekä maatalousympäristöä pesimäajan ulkopuolella käyttävät lajit, jotka on luokiteltu Suomen Punaisissa kirjoissa 2000 tai 2010 uhanalaisiksi tai silmällä pidettäväksi (Rassi ym. 2001, Mikkola-Roos ym. 2010).

Kesannot ovat aiemmin nousseet kaikissa linnuston runsautta selittävässä mallinuksissa yhdeksi tärkeimmistä selittävästä tekijöistä (Piha ym. 2007a, b, c, Vepsäläinen ym. 2010, Herzon ym. 2011). Vuoteen 2007 CAP-kesantojen ja sen jälkeen luonnonhoitopeltojen on arvioitu olleen merkittävin yksittäinen linnuston kehitykseen suotuisasti vaikuttava tekijä (Tiainen ym. 2007b, 2008a, 2011). Jo aiemmin on todettu vuonna 1969

alkaneen pellonvaraustoiminnan, joka oli Suomen ensimmäinen laajamittainen kesannointiohjelma, merkittävästi kompensoineen lypsykarjatalouden vähenemisestä johtuneita elinympäristömenetyksiä (Tiainen & Pakkala 2000, 2001, Tiainen ym. 2004b). Peltopyyn runsastuminen 1980-luvun aallonpohjasta on liitetty kesannointiin (mutta ei ainoana tekijänä; Tiainen ym. 2010a). Kokeellisesti perustamalla luonnonhoitopeltoja tasaisesti koko laajan peltoaukean kaikkiin osuus on peltopyyn kantaa saatu kasvatettua lyhyessä ajassa huomattavasti (Mykrä 2009).

Pientareet ja suojavyöhykkeet sekä sarkaojat pientareineen tarjoavat samanlaista kasvillisuutta kuin entiset CAP-kesannot sekä nurmikasveilla perustetut luonnonhoitopellot. Niiden merkitys linnuille on siinä, että ne tarjoavat suojaavaa kasvillisuutta pesinnälle ja ravintoa. Niin kesannot kuin pientareet ja suojavyöhykkeetkin tarjoavat elinympäristöä ja lähtöalueen selkärangattomille eläimille ja pikkunisäkkäille, joiden runsaus pellolla saattaa romahtaa viljely- ja sadonkorjuutöiden vuoksi useammankin kerran kasvukauden kuluessa (Tscharrntke ym. 2005, Bianchi ym. 2006, Gilbert ym. 2013). Kesantotyyppiset habitaatit ovat pikkunisäkkäiden tärkeintä elinympäristöä maatalousympäristössä (Norrdahl 1995). Tietoa pikkunisäkkäiden kantojen muutoksista viime vuosikymmenten ajalta ei ole olemassa, mutta tuulihaukan runsastuminen viittaa runsastumiseen. Myyrien liikkeistä tiedetään, että ne hakevat enemmän ravintoa pelloilta ja ylittävät useammin peltoja kapeilta pientareilta kuin leveämmiltä suojavyöhykkeiltä, joilla ne taas pysyttelevät paremmin korkean heinän suojassa (Yletyinen & Norrdahl 2008). Kaikki pikkunisäkkäitä syövät petolinnut, niin haukat kuin pöllötkin, hyötyvät pikkunisäkkäiden elinympäristön runsastumisesta. Luonnonhoitopeltojen lisäksi sänkikesannoilla oli merkitystä erityisesti kiurulle ja viiriaiselle.

Puolet avoimen ympäristön lintulajeista hyötyi (tiheyseron perusteella) talviaikaisesta kasvipeitteisyydestä, joka viljeltävillä pelloilla yleensä johtaa keväällä kylvettävien kasvien suorakylvöön. Suorakylvössä siemen pistetään maahan tai lautasäkeellä tehtyyn viiltoon tai maan pintaa enintään äestetään kevyesti lannoitteiden levityksen ja kylvön yhteydessä. Luonnon monimuotoisuuden kannalta kasvipeitteisyystoimenpiteillä on kolmenlainen merkitys. Kyntämättä viljely jättää maaperän syvemmät kerrokset koskemattomiksi, ja sen seurauksena pellon maanalainen osaekosysteemi pääsee kehittymään häiriintymättömästi. Silloin maaperäeliöstö runsastuu, muun muassa lierot runsastuvat pitkään kyntämättömillä pelloilla monikertaisesti (Alakukku ym. 2004, Nuutinen & Nieminen 2004, Nuutinen 2011). Paitsi että lierot hoitavat maaperää, ne tarjoavat runsaan ravintovaran monille lintulajeille, etenkin isokuoville, lokeille ja rastaille. Kyntämättömyys johtaa myös siihen, että monet rikkakasvilajit runsastuvat, kun niiden siementä ei käännetä maan sisään. Periaatteessa siemeniä, versoja ja selkärangattomia eläimiä on tarjolla enemmän ravinnoksi, mutta rikkakasvien runsastuminen on johtanut herbisidien käytön lisääntymiseen (Salonen ym. 2013).

Viljelyn monipuolisuuden vaikutus linnustoon (kuva 3.7.3-7) liittyy siihen, että eri kasvustojen välillä on fenologisia eroja pesimäsuojan ja ravinnon tarjonnassa. Ajalliset erot voivat johtua toukotöiden ajoituseroista, eri kasvilajien kasvuunlähdon nopeuseroista ja kemiallisen torjunnan ajoituseroista. Esimerkiksi rukiilla, ohralla ja perunalla on toukokuun lopulla ja kesäkuun alussa runsaasti maakiitäjäisiä, enemmän kuin kesannoilla, nurmilla tai laitumilla, mutta niiden määrät romahtavat kesäkuun lopulle ja heinäkuun alkupuolelle; syyskuun alussa niitä on jälleen runsaasti ohralla, mutta myös sokerijuurikkaalla, joka oli maakiitäjäisten suhteen sangen autio ympäristö kasvukauden alkupuolella (Kinnunen & Tiainen 1999, Tiainen ym. julkaisematon). Kasvustojen väliset erot tarjoavat linnuille mahdollisuuden etsiä ravintoa kulloinkin antoisimmasta habitaatista. Toisenlaisen habitaatin löytyminen riippuu myös maisemarakenteesta, siitä kuinka suuria lohkot ovat suhteessa lajin reviiirikokoon. De Jong (2012) osoitti, miten isokuovi hyötyi viljelyn monipuolisuudesta: toukokuussa kuovit ruokailivat pääasiassa nurmilla ja laitumilla, mutta peltojen kuivuessa nurmet ja laitumet kovettuivat ja kuovit siirtyivät pehmeämmille kevätiljapelloille. Isokuovi ruokailee työntämällä pitkän nokkansa maan sisään ja etsii lieroja ja muita eläimiä tunnustelemalla.

Niityt ovat Suomen luonnon monimuotoisuuden hoidossa keskeisellä sijalla, koska niiden uhanalaisten kasvien ja selkärangattomien eläinten lajimäärät ovat suuria. Linnuistamme yksikään laji ei ole riippuvainen kuivista tai tuoreista niityistä, mutta monet hyötyvät niistä. Suurin osa niityistä on nykyään niin pienialaisia, että niille ei edes kovin montaa lintureviiriä mahdu. Suurperhosten tavoin niitylintulajit hyötyvät siitä, että niityä ei hoideta, vaan sen kasvillisuus on korkeiden ruohojen vallitsema; yksittäiset pensaat lisäävät niityn arvoa elinympäristönä. Laajoilla hoitamattomilla jokivarsiniittyalueilla Varsinais-Suomessa lintutiheydet olivat tässä tutkimuksessa olleista avoimen ympäristön habitaateista oja- ja jokivarsien ohella kaikkein korkeimmat (kuva 3.7.3-5). Laiduntamattomista niityistä hyötyivät erityisesti peltopyy, ruisräikkä, niitykirvinen, keltavästäräkki, pensastasku, pensassirkkalintu, pensaskerttu, punavarpunen ja peltosirkku. Erityisesti maassamme sangen vähälukuisen pensassirkkalinnun esiintyminen laiduntamattomilla niityillä oli huomionarvoista, sillä sen tiheys oli siellä peräti 54 paria/km². Laiduntamalla hoidetuista niityistä hyötyivät korkeiden tiheyksien perusteella eniten varis, kottarainen, viherpeippo ja hemppo. Viimeksi mainitut lajit sekä punavarpunen pesivät hoidetuilla niityillä, vain jos niillä kasvaa yksittäisiä puita ja pensaita.

Monet kahlaajat hyötyvät laajoista avoimista rantaniityistä; maamme etelänsuosirrit ja lapinsirrit ovat täysin ja mustapyrstökuirit merkittävästi niistä riippuvaisia. Rantaniityt eivät säily avoimina ja kahlaajille kelvollisina ilman hoitoa (Rönkä 2006, Pakanen ym. 2011, Pessa & Timonen 2013). Pohjois-Pohjanmaalla merenrantaniityjen hoito laiduntamalla toteutetaan kokonaan maatalouden erityisympäristötuella; laiduntamisen lisäksi merenrantaniityjä hoidetaan vähäisemmässä määrin myös niittämällä, jonka kustannuksista suunnitteen kolmannes katetaan maatalouden erityisympäristötuella (J. Pessa, kirj.).

MYTVAS-alueilla ei hoidettuja rantaniittyjä ollut lainkaan, mutta Ahvenanmaalla nimenomaan kahlaajat hyötyivät niistä. Kahlaajien lisäksi kiljuhanhi hyötyy, kun merenrantaniittyjä hoidetaan laiduntamalla (Markkola ym. 2003, Niemelä 2009).

Tässä raportissa ei ole käsitelty luomuviljelyn ja kosteikkojen merkitystä linnustolle, koska niitä ei ole toistaiseksi arvioitu uudemman aineiston valossa. Taulukoissa 3.7.3-6 ja 3.7.3-7 on kuitenkin arvioitu niiden merkitystä edellisellä ohjelmakaudella tehtyjen tutkimusten valossa (Piha ym. 2007b, Tiainen ym. 2008a, 2010a).

Suojelunäkökohtia

EU on asettanut tavoitteeksensa pysäyttää luonnon monimuotoisuuden väheneminen vuoteen 2020 mennessä. Puitteet tavoitteeseen pyrkimiselle määrittää lintudirektiivi eli luonnonvaraisten lintujen suojelusta (79/409/ETY) annettu direktiivi, jonka yleisenä tavoitteena on luonnonvaraisten lintulajien suojelu, hoitaminen ja sääntely. Lintudirektiivin tärkeimmät suojeluvuorotteet liittyvät sen liitteen I mukaisiin erityistä suojelua edellyttäviin lintulajeihin, kosteikkoalueiden suojeluun ja ylipäättään kaikkien lintulajien elinympäristöjen suojeluun. Jokaisen jäsenmaan on ylläpidettävä suotuisa suojelutaso erityisten suojelualueiden eli SPA-alueiden (Special Protection Area) tai kannanhoitosuunnitelmien (Management Plan tai Species Action Plan) avulla. Olemme esittäneet yhteenvedon maatalousympäristömme lajien suotuisan suojelun tasosta niiden kansallisen ja eurooppalaisen uhanalaisuuden perusteella taulukoissa 3.7.3-6 ja 3.7.3-7. Suomessa ei ole perustettu SPA-alueita maatalousympäristöön, mutta vähäisiä määriä maatalousympäristöä kuuluu joihinkin SPA-alueisiin (Suomen maaraportti lintudirektiivin toteutuksesta 2013), joten tärkeimmiksi työkaluiksi 2020-tavoitteen ja lintudirektiivin velvoitteiden toteuttamiseksi maatalousympäristössä jäävät maatalouden ympäristöohjelma sekä kannanhoitosuunnitelmat.

Uhanalaisista lajeista useimmat ovat niin vähälukuisia, että niistä ei kerry riittävästi kannanseuranta-aineistoa pesimälintulaskentojen avulla. Laskennoissamme tavatuista vuosien 2000 tai 2010 uhanalaisista tai silmällä pidettävistä lajeista (Rassi ym. 2000, Mikkola-Roos ym. 2010) kolmestatoista kertyi aineistoa riittävästi kannanmuutoksen mallintamiseen, viidestä ei. Mallinnetuista lajeista uhanalaisuusstatus oli seitsemän kohdalla parantunut arviointien välillä; yksikään niistä ei ollut enää uhanalainen vuonna 2010 (taulukko 3.7.3-6). Näistä viiden lajin kanta oli seurantojemme mukaan runsastunut, kahden lajin kohdalla tulos oli epävarma. Kuuden mallinnetun lajin uhanalaisuusstatus oli heikentynyt. Niistä kaksi oli seurantamme perusteella vähentynyt, yksi oli vakaa, yksi trendinsä suhteen epävarma, yksi mahdollisesti vähentynyt ja yksi mahdollisesti vakaa. Ei ole täysin selvää, mitä niiden hyväksi voitaisiin tehdä, mutta niistä niittykirvinen hyötyy avo-ojituksen säilymisestä sekä laiduntamattomista niityistä, luonnonhoitopelloista ja viljelystä poistuneista, avoimina säilyneistä pelloista. Punajalkaviklo

hyötyy rantalaiduntamisesta, kivitasku kuivempien niittyjen hoidosta. Punavarpunen hyötyy avoimesta niittymäisestä ympäristöstä, jossa on pensaita. Peltosirkku hyötyy luomuviljelystä ja sänkikesannoista, mutta erityisesti sen kohdalla oikeita hoitotoimia ei vielä tunneta. Keltävästäräkki punajalkaviklon ja monien ei-uhanalaisten lajien tavoin kärsii karjanlaidunnuksen vähenemisestä.

Ensisijaisesti luonnonhoitopellot, mutta myös laajat suojavyöhykkeet voivat edesauttaa taulukon 6 harvalukuisten, vuonna 2010 uhanalaisiksi arvioitujen suohaukkojen ja hiirihaukan suojelua. Ne kaikki ovat erikoistuneet pikkujyrsijöiden saalistukseen. Lisäksi suohaukat pesivät maassa ja eritoten niittysuohaukka maatalousympäristössä, missä pesintä voi onnistua ainoastaan, kun pesimärauha taataan. Niittysuohaukan pesintä tuhoutuu, jos pellon korjuu tai niitto ajoittuvat heinäkuulle. Luonnonhoitopelto on sänkikesannon ohella myös viiriäisen ilmeisin pesimäympäristö meillä. Aiemmin hävinneeksi luokiteltu viiriäinen on palautunut elämistöömme, mutta pesintöjä on onnistuttu varmistamaan ainoastaan yksi (Luonnon- ja riistanhoitosäätiö 2012). Viiriäisiä kuitenkin todennäköisesti pesii maassamme vuosittain nykyään useita kymmeniä tai jopa satoja pareja. Viiriäinen saapuu meille melko myöhään, yleensä vasta kesäkuussa, ja sen mukaisesti myös sen pesintäaika on myöhäinen. Varhainen niitto on erittäin suuri riski viiriäisen pesinnälle. (Myös peltopyyn tai ruisrääkän kohdalla riski tuhoutumiselle on suuri, jos niittoajankohta on varhainen.)

Taulukon 3.7.3-7 kolmentoista uhanalaisen ja kolmen silmällä pidettävän lajin kohdalla tärkeimmät maatalousympäristön hoitotoimet kohdistuvat rantalaitumiin, joiden hoidosta hyötyy viisi lajia. Talviaikainen kasvipeitteisyys ja suorakylvö hyödyttävät keväällä ja syksyllä läpimuuttavia hanhia ja joutsenia, mukaan lukien silmällä pidettävä metsähanhemme. Heinäkurppa luokiteltiin aiemmin kadonneeksi, mutta se on palautunut elämistöömme. Sen elinympäristön muodostavat kosteahkot niityt, joita voidaan hoitaa joko niittyinä tai luonnonhoitopeltoina; erityisesti suojeltavana lajina heinäkurpan hyväksi voidaan toteuttaa voimakkaampiakin toimenpiteitä. Lajeista ainakin naurulokki hyötyy toimenpiteistä, joiden seurauksena lierot runsastuvat. Käenpiika puolestaan hyötyy paahteisten niitty-ympäristöjen hoidosta, koska se on erikoistunut syömään maanpinnan alla pesiviä muurahaisia (erityisesti *Lasius* ja *Tetramorium* spp.). Muiden taulukon 3.7.3-7 lajien kantojen hoitamiseksi maatalouden ympäristöohjelman avulla on vähän keinoja.

EU on laatinut peltopyylle, viiriäiselle, työttöhyypälle, isokuoville, heinäkurpalle, turturikyhykylle ja kiurulle kannanhoitosuunnitelmat (Species Action Plan heinäkurpalle, muille lajeille Management Plan). Lintudirektiiviraportoinnin yhteydessä joulukuussa 2013 Suomi on joutunut lajikohtaisesti kertomaan, onko se ottanut suunnitelman käyttöön, tai laatinut oman suunnitelman. Suomi vastasi kaikkien lajien kohdalla, että maatalouden ympäristöohjelman tietyt toimenpiteet toteuttavat suojelutoimia, vaikka kannanhoitosuunnitelmia ei olekaan laadittu peltopyytä lukuun ottamatta (MMM 2007). Komissio ei kysynyt toimien

vaikuttavuutta. On ilmeistä, että seuraavan lintudirektiivira-portoinnin yhteydessä on esitettävä konkreettisemmin, miten lajeja on suojeltu.

Politiikkatoimien uhkia linnuston monimuotoisuudelle

Maatalousympäristön linnuston monimuotoisuuden suojelun kannalta on ongelmallista, että meillä ei ole esitetty selkeitä tavoitteita, millaiseen monimuotoisuuden tilaan pyritään. Valtioneuvoston vuonna 2007 hyväksymän luonnon monimuotoisuusstrategian mukaan kaikessa valtion toiminnassa tulisi arvioida vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen (toimialavastuu; Heikkinen 2007). Valtioneuvoston 20.12.2012 hyväksymän toimintaohjelman tavoitteet ovat samanlaisia (Anon. 2012). Aina monimuotoisuusvaikutuksia ei suinkaan arvioida esimerkiksi maatalousympäristössä.

Maatalousluonnon ja sen osana myös linnuston monimuotoisuuden pitkäaikainen köyhtymiskehitys on johtunut maisemarakenteen yksinkertaistumisesta tilojen maankäytön tehostuessa ja viljelyn keskittyessä harvempiin kasvilajeihin sekä tuotannon yksipuolistumisesta kotieläintalouden keskittyessä yhä suurempiin ja harvempiin yksikköihin. Nämä suuntaukset jatkuvat yhä maatalouspolitiikan tavoitteiden mukaisesti. Jätinavettainvestoinnit johtavat siihen, että lypsykarjaa on entistä harvemmissa paikoissa, eikä karja käy enää laitumella syömässä (nuorkarjaa lukuun ottamatta). Kiinteistöinfrastruktuuria koskevilla tuilla toteutetaan muun muassa peltoilujärjestelyjä, jotka tuhoavat pysyvästi ojanvarsihabitaaatin, kasvattavat peltolohkokokoa ja lisäävät etäisyyksiä pellon ulkopuoliseen habitaaattiin kaikissa tilanteissa. MMM (2012: 43) näkee, että vaikutus rajoittuisi ojanvarsipensaikkojen vähenemiseen. Peltoilujärjestelyt yksinkertaistavat maisemarakennetta, joka on merkittävimpiä linnuston monimuotoisuuteen vaikuttavia tekijöitä (Piha ym. 2007b, c, Vepsäläinen ym. 2010, Hiron ym. 2013b).

Linnuston monimuotoisuuden kannalta ongelmallisia ovat ympäristötuen ehdot, joiden mukaan tukea ei voida maksaa, jos jotain hoitotoimenpidettä ei tehdä. Tämä voi johtaa siihen, että hoitovelvoitteen takia monimuotoisuutta vähennetään tuhoamalla tärkeitä elinympäristön piirteitä tai ominaisuuksia tai koko elinympäristö. Myös tulkinta siitä, että pelloilla (pientareilla, suojavyöhykkeillä, kesannoilla) ei saa kasvaa pensaita, on tuhoisa. Esimerkiksi uhanalainen pikkukultarinta (taulukko 3.7.3-7) pesii juuri matala- ja harvapensaikkoisella kesantotyyppisellä habitaa-tilla, ja monet muutkin lajit, muun muassa silmällä pidettäväksi luokiteltu punavarpenen hyötyvät vähäisestä pensaisuu-desta. Vain jonkun kasvukauden kasvaneen pensasvesaikon ei pitäisi tulkita merkitsevän sitä, että pelto on hylätty, kun vesakon kontrollointi on kuitenkin sangen yksinkertaista.

Maatalouden ympäristöohjelma ei tunnista uhanalaisten lajien elinympäristöjen hoitotarpeita. Suomi on laatinut ainoastaan peltopyyllä kannanhoitosuunnitelman niistä lajeista, joille EU on sellaisen laatinut ja odottaa jäsenmaidenkin laativan. Pelto-

pyyn kannanhoitosuunnitelmassa lähdetään monen toimenpi-teen kohdalla siitä, että maatalouden ympäristötukia voidaan käyttää elinympäristöjen hoidossa. Maatalouden ympäristötuki nähdään keskeisenä työkaluna maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuden hoidossa esimerkiksi valtioneuvoston vuonna 2012 hyväksymässä toimintaohjelmassa (Anon. 2013).

Ristiriitaiset käsitykset maatalousympäristön linnuston kehityksestä

Esittämämme lintuindikaattori antaa suotuisan kuvan maatalousympäristön linnuston kehityksestä 2000-luvulla. Luonnontila.fi-sivustolla esitetään Luonnontieteellisen keskusmuseon aineis-toon perustuva indikaattori, joka antaa paljon lohduttomamman kuvan (ks. myös Laaksonen & Lehikoinen 2013, Väisänen & Lehikoinen 2013).

Tiainen ym. (2014) tutkivat, mistä indikaattorien antaman kuvan ero johtuu. Museon aineistosta karsittiin se osa, joka tulee MYT-VAS-alueen ulkopuolelta. Lisäksi karsittiin pistelaskenta-aineisto, koska se aiheutti ylimääräistä virhevaihtelua; poikkeuksena oli peltosirkku, jonka linjalaskenta-aineisto ei olisi yksinään ollut riittävä analysoitavaksi. Tuloksena oli, että yleisindikaattorit eroavat vain vähän toisistaan, ja erot voivat suurelta osin johtua pelkästään jäljelle jäävistä alueellisista eroista. Lajikohtaiset erot olivat vähäisiä työtyhyppää ja pikkulepinkäistä lukuun ottamatta. Molemmilla lähestymistavoilla (kartoitus- vs. linjalaskenta) on hyvät ja huonot puolensa.

Johtopäätöksenä oli, että maatalousympäristön indikaattoria on syytä kehittää niin, että sekä alueellinen kattavuus että erikokoisten peltoaukeiden edustavuus on entistä parempi. Molemmissa aineistonkeruumenetelmissä on vahvuutensa ja heikkoutensa. Runsaimpien lajien osalta linjalaskenta on tehokas ja luotettava menetelmä, mutta harvalukuisista lajeista sillä ei välttämättä saada riittävää aineistoa kuvaamaan kannankehitystä. Tästä on konkreettisenä esimerkkinä voimakkaasti taantuva peltosirkku, joka voi lähivuosina olla liian harvalukuinen linjalaskentamenetelmällä seurattavaksi (valtakunnalliset vuosittaiset yksilömäärät laskennoissa 2010 31, 2011 29, 2012 17). Harvalukuisten lajien indikaattoriarvo voi kuitenkin olla hyvin suuri. Kartoitusmenetelmä sopii kaikille lajeille hyvin, ja erityisesti harvalukuisilla lajeilla täsmäalueiden kartointi voi olla ainoa tapa saada analysointiin riittävän suuria aineistoja.

Kartoitusmenetelmä on hyvin työläs, ja siksi kartoitettavien kohteiden määrä on aina resurssikysymys. Vaativuutensa takia kartointi ei käy yleiseksi harrastajavoimin toteutettavan seurantahankkeen menetelmäksi. Käytettyyn työaikaan nähden linjalaskennan pääsaralta kertyy suunnilleen yhtä runsaasti havaintoja kuin kartoittamalla; koko tutkimussaralta havaintoja kertyy linjalaskennassa 4–5-kertaisesti, mutta ne eivät kaikki tule maatalousympäristöstä ja maatalousympäristön lajien havaintoja kertyy kaukaa metsässäkin kulkevalle linjan osalle.

Yleisen kannanmuutosseurannan kannalta molemmilla menetelmillä kerätyt aineistot ovat toistensa veroisia, mutta havaintojen sijainnin tarkkuudessa ja niihin liitettävissä olevalla muulla tiedolla on eroa. Kartoittamalla saadaan paikkatietoaineistoa, jossa reviiripisteet ovat kytkettävissä muuhun tietoon, kuten elinympäristön laatuun. Myös linjalaskennassa havainnot olisi mahdollista kerätä pääsaralta ja lähellä kulkureittiä olevalta apusaran osalta paikkatietona, mutta koska havainnointi perustuu lyhyeen ohimenevään hetkeen, paikannuksiin sisältyy enemmän virhevaihtelua kuin kartoitettaessa.

Indikaattoreihin liittyy kysymys siitä, mihin aineistoa halutaan käyttää. Linnuston yleisen kehityksen seuraamiseksi linjalaskentoihin perustuva indikaattori on sovelias. Vakiolinjaverkoston etuna on myös, että se kattaa koko Suomen mukaan lukien muun muassa Pohjanmaan laajat peltoaukeat, jotka tähänastisissa kartoituslaskennoissa ovat jääneet vähemmälle huomiolle. Linjojen tietoja on kuitenkin vaikeampi kytkeä ympäristössä tapahtuviin muutoksiin, sillä laskentojen yhteydessä kerätään vain hyvin karkeaa tietoa peltojen käytön muutoksista tai muista maatalousympäristön kehitystä kuvaavista seikoista. Kartoitusaineisto on reviiriakohtaista paikkatietoa, joka voidaan kytkeä muutoksiin, joita vuosittaiset viljelypäätökset, tilojen muut maankäyttöön liittyvät muutokset, tuotantosuuntaan tai -tapaan liittyvät muutokset, maatalouspolitiikan muutokset tai maatalouspoliittisten ohjelmien, kuten maatalouden ympäristöohjelman muutokset aiheuttavat. Kartoittamalla on kerätty käyttökelpoista aineistoa yli 40 lajista, minkä ansiosta aineisto on riittävä joustavalle, kulloisenkin kysymyksen ratkaisua vastaavan indikaattorin muotoilulle. Kartoitusaineisto antaa mahdollisuuden niin aikasarja- kuin tilanneanalyysillekin. Esimerkkeinä jälkimmäisistä Piha ym. (2007a, b), Herzon ym. (2011) ja Marja ym. (2013) tutkivat nurmipeitteisyyden, luomuviljelyn, kesantojen ja sarkaojituksen merkitystä linnuille, mikä ei ole mahdollista kuin kartoitustyyppisellä aineistolla. On ainoastaan resurssikysymys, ettei maatalousympäristön linnuston seuranta voitaisi toteuttaa kartoituslaskennalla koko Suomessa.

3.7.3.6 Johtopäätökset

Maatalouden ympäristöohjelmalla (ja osin siitä nykyisellä ohjelmakaudella hyvin viljelykäytäntöihin ja täydentäviin ehtoihin siirretyillä toimenpiteillä) on ollut ilmeisiä hyviä ominaisuuksia maatalousympäristön linnuston monimuotoisuuden säilyttämisen ja parantamisen kannalta. Muutamat perus- ja lisätoimenpiteet ovat olleet vaikuttavia koko eteläisen Suomen avoimen maatalousympäristön lajien kantojen kehityksen kannalta. Näitä ovat olleet luonnonhoitopellot (ja niitä edeltäneet CAP-kesannot), pientareet ja suojakaistat (nykyään täydentävissä ehdoissa) sekä suorakylvöön johtavat talviaikainen 30 prosentin kasvipeitteisyys ja tehostettu talviaikainen 50 prosentin kasvipeitteisyys. Näiden lisäksi tärkeitä koko alueella vaikuttavia elinympäristöpiirteitä ovat avoimena säilyvät viljelyn ulkopuoliset pellot niin pensaattomina kuin pensoittuneinakin, mutta ne eivät ole ympäristötuen piirissä.

Myös muutamat erityistukitoimet ovat olleet linnustolle hyödyllisiä, etenkin luomuviljely, kosteikkojen perustaminen ja perinnebiotooppien (niittyjen) hoito. Vain muutamien lajien on voitu osoittaa hyötyvän luomuviljelystä; suurimmat hyödyt tulisivat laajoilla tehokkaan maankäytön monokulttuurialueilla, missä meillä ei luomutiloja juurikaan ole. Kosteikkojen hyöty riippuu niiden koosta ja topografiasta. Pienistä kosteikoista hyötyvät lähinnä tavallisimmat sorsamme ja muutama varpuslintulaji, mutta laajat hyvin muotoillut kosteikot voivat tarjota elinympäristöä vaativallekin lajistolle ja olla linnustoltaan hyvin monipuolisia. Niittyjen hoidosta on kahtalaisia kokemuksia. Laajojen rantaniittyjen hoito on hyödyllistä kahlaajille ja hanhille. Laajat kuivat ja tuoreet niityt hyödyttävät hoidettuina vain muutamia lajeja, mutta hoitamattomina ne ovat hyvin runsaslinnustoisia. Hyvin pienialaisilla, alle 1–2 hehtaarin niityillä ei ole merkitystä linnuille, koska niillä on tilaa vain muutamille reviireille.

Kaikki lintulajit eivät ole hyötäneet ympäristöohjelmasta, tai ainakaan ympäristöohjelman toimenpiteet eivät ole pysäyttäneet niiden epäsuotuisaa kannankehitystä. Ympäristötukea tulisi kehittää ja maatalouden käytäntöjä tarkastella entistäkin paremmin linnuston elinympäristöjen suojelulähtöisen hoidon näkökulmasta.

3.7.3.7 Toimenpidesuosituksukset

Maatalousympäristön linnustosta kerätty aineisto on määrältään ja laadultaan sellainen, että sen avulla voidaan tutkia nyt esitettyä huomattavasti syvällisemmin ja monipuolisemmin maatalouden, maatalouspolitiikan ja ympäristötuen vaikutuksia linnustoon. Tässä raportissa ei ole tutkittu linnuston monimuotoisuseroja maatilojen kesken. Tilojen erilaiset tuotantosuunnat (kasvinviljely, kotieläintalous), viljelyjärjestelmät (esimerkiksi viljelykierrot) ja viljelymenetelmät (luomu ja tavanomainen) sekä erot maankäytössä (esimerkiksi viljelemättömät aukeat alueet, kosteikot, reunavyöhykkeet) synnyttävät elinympäristöeroja, joiden perusteella myös linnustossa on eroja. Tilojen erilaisuuden analyysillä voidaan etsiä käytäntöjä, joiden avulla monipuolista linnustoa voidaan suosia. Viljelykierrot ja kasvinvuorottelu liittyvät myös suoraan EU:n maatalouden viherryttämisvelvoitettiin, joiden vaikutuksia aineistollamme on mahdollista tutkia (vaikutusten tutkimus ei ole enää mahdollista sen jälkeen, kun viherryttäminen koskee kaikkia tiloja eikä vertailukohtaa enää ole olemassa). Monimuotoisuus vaihtelee alueellisesti; siksi sen tarkastelu on tehtävä erilaisilla mittakaavatasoilla.

Edellisellä ohjelmakaudella toteutettu vertailu luomutilojen ja tavanomaisten tilojen kesken tehtiin tilanteessa, jossa luomu oli vasta yleistymässä, eikä hyvien koeasetelmien muotoilu ollut helppoa. Silti jo silloin näytti siltä, että monien lajien kohdalla maisemarakenteen vaikutukset ovat tuotantomenetelmää merkittävämpiä (Piha ym. 2007b, Tiainen ym. 2008b). Esimerkiksi Bengtssonin ym. (2005) meta-analyysi osoittaa, että luomulla olisi luonnon monimuotoisuuden kannalta suurin merkitys

laajoilla yhtenäisillä monokulttuuriviljelyalueilla. Meillä luomun luonnolle tuomat edut saattavat olla Lounais-Suomen laajoilla viljelyaukeilla merkittävämpiä kuin pienipiirteisemmän maiseman alueilla. Olisi suotavaa, että luomua voitaisiin edistää erityisesti lounaisessa Suomessa ja samalla tutkia sen vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuteen.

Maatalouden ympäristötukea ja maatalouspolitiikkaa tulisi tarkastella luonnon ja linnuston monimuotoisuuden hoidon näkökulmasta: miten tuotannon kehittäminen ja luonnonarvot voidaan paremmin sovittaa yhteen ja mitä luonnonarvojen hyväksi voidaan tehdä nykyistä paremmin tuotantoedellytysten kärsimättä. Samalla tulisi myös tarkastella, mitä maatalouspoliittisia mahdollisuuksia on olemassa uhanalaisten lajien suojelemiseksi. Ympäristötukea tulee jatkossakin kohdentaa koko maatalousympäristöä koskeviin toimiin, jotka hyödyttävät linnustoa. Toimien vaikutuksia tulisi tutkia ravintoketju- ja ekosysteeminäkökulmasta: miten esimerkiksi maaperäosaekosysteemi muuttuu ja hyödyttää linnustoa? Kasvinsuojelun vaikutuksia lintujen ravintorikkakasvien runsauteen on jo tutkittu (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008, 2011), mutta suoraa yhteyttä linnustoon ei ole toistaiseksi tutkittu.

Ympäristötukea tulisi käyttää siten tehokkaasti, että maatalousympäristön kosteikkojen määrä ja luonnonmukainen valtaojien hoito (Näreaho ym. 2008) yleistyisivät. Tässä raportissa ei erikseen uudemmalla aineistolla tutkittu kosteikkotoimenpiteen vaikuttavuutta, mutta väliraportissa julkaistu edellisen ohjelmakauden raportti osoitti, että tavalliset vesilinnut hyötyvät jo pienialaisista kosteikoista ja isommilla kosteikoille muodostuu sangen monimuotoinen kosteikkolinnusto, jossa on myös uhanalaisia lajeja.

Kirjallisuus

Alakukku, L., Turtola, E., Ventelä, A.-M., Nuutinen, V., Aura, E. & Uusitalo, R. 2004. Suorakylvön soveltuvuus käytännön vesien-suojelutyöhön: esiselvitys. Pyhäjärvi-instituutin julkaisu. Sarja A 28. Eura Print Oy, Eura. 92 s.

Anon. 2013. Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön toimintaohjelma 2013–2020. Ympäristöministeriö, Helsinki. www.ymp.fi, 102 s.

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.

Bianchi, F. J. J. A., Booij, C., J. H. & Tscharntke, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. Royal Soc. B* 273: 1715–1727.

BirdLife International 2004. Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series 12. Cambridge, UK.

Cramp, S. ym. 1983. The birds of the western Palearctic. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* 268: 25–29.

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. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 189–196.

Flade, M., Plachter, H., Schmidt, R. & Werner, A. (toim.) 2006. Nature conservation in agricultural ecosystems. Results of the Schorfheide-Chorin research project. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

Gilbert, S., Norrdahl, K., Tuomisto, H., Söderman, G., Rinne, V. & Huusela-Veistola, E. 2013. Reverse influence of riparian buffer width on herbivorous and predatory Heteropteran assemblages. Teoksessa: Gilbert, S., Herbivory in riparian buffers of agricultural landscapes in SW Finland. Väitöskirja, Annales Universitatis Turkuensis AII: 279..

Gregory, R.D. & van Strien, A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9: 3–22.

Gregory, R. D., van Strien, A. J., Voříšek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 269–288.

Gregory, R. D., Voříšek, P., Noble, D. G., van Strien, A. J., Klvařová, A., Eaton, M., Gmelig Meyling, A. W., Joys, A., Foppen, R. P. B. & Burfield, I. J. 2010. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18: S223–S244.

Haukioja, M., Kalinainen, P. & Nuotio, K. 1985. Maatalouden vaikutus peltolinnustoon. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A34. Ympäristöministeriö, Helsinki.

Heikkinen, I. (toim.) 2007. Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön strategia ja toimintaohjelma 2006–2016. Suomen ympäristö 35/2007, 162 s.

- Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J. & Vickery, J., 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37: 335–347.
- Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2011. Importance of set-aside for birds in Finland: an impact assessment and mitigation solutions. *Agriculture, Ecology and Environment* 143: 3–7.
- Hiron, M., Berg, Å. & Pärt, T. 2012. Do skylarks prefer autumn sown cereals? Effects of agricultural land use, region and time in the breeding season on density. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 150: 82–90.
- Hiron, M. Berg, Å., Berggren, Å., Eggers, S. & Pärt, T. 2013a. Linking large-scale patterns in species diversity to heterogeneity of crop and non-crop cover in agricultural landscapes. Teoksessa: Hiron, M., From fields to landscapes: Effects of agricultural land use and landscape heterogeneity on farmland birds. Doctoral Thesis No. 2013: 89. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*.
- Hiron, M. Berg, Å., Eggers, S., Josefsson, J. & Pärt, T. 2013b. Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 176: 9–116.
- Hiron, M. Berg, Å., Eggers, S. & Pärt, T. 2013c. Are farmsteads over-looked biodiversity hotspots in intensive agricultural ecosystems? *Biological Conservation* 159: 332–342.
- Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2008. Arable weeds as indicators of agricultural intensity – a case study from Finland. *Biological Conservation* 141: 2857–2864.
- Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2011. Impact of seed mixture and mowing on food abundance for farmland birds in set-asides. – *Agriculture, Ecology and Ecosystems* 143: 20–27.
- de Jong, A. 2012. Seasonal shift of foraging habitat among farmland breeding Eurasian curlews. *Ornis Norvegica* 35: 23–27.
- de Jong, A., Sjöberg, K. & Yu, J. 2011. Modelling foraging habitat use by spring-staging waterfowl. Teoksessa de Jong, A., Temporal patterns of foraging by birds in mosaic agricultural landscapes. Licentiate Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Keränen, R., Pyykkönen, P., Ponnikas, J., Huuskonen, I., Kytölä, L., Arovuori, A., Korhonen, S. & Ruottinen, V. 2012. Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013. Arviointiraportti vuodelta 2011. Raportti. Suomen Aluetutkimus Finnish Regional Research FAR.
- Kinnunen, H. & Tiainen, J. 1999. Carabid distribution in a farmland mosaic – the effect of patch type and location. *Annales Zoologici Fennici* 36: 149–158.
- Laaksonen, T. & Lehikoinen, A. 2013. Population trends in boreal birds: Continuing declines in agricultural, northern, and long-distance migrant species. *Biological Conservation* 168: 99–107.
- Lehikoinen, A. 2009. Climate forcing on avian life history. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Luonnon- ja riistanhoitosäätiö 2012. Viiriäinen pesi Kainastolla. Uutiskirje 8.10.2012 (www.luontojariista.fi).
- Marja, R., Herzon, I., Rintala, J., Tiainen, J. & Seimola, T. 2013. Type of agricultural drainage modifies the value of fields for farmland birds. *Agriculture, Ecology and Environment* 165: 184–189.
- Markkola, J., Niemelä, M. & Rytönen, S. 2003. Diet selection of Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* at a spring staging area. *Ecography* 26: 705–714.
- Mehtälä, J., Pakkala, T. & Halenius, P. 1985. Peltolinut Vantaan Keimolassa ja Seutulassa 1973 ja 1984. *Lintumies* 20: 182–186.
- Mikkola-Roos, M., Tiainen, J., Below, A., Hario, M., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Lehtiniemi, T., Rajasärkkä, A., Valkama, J. & Väisänen, R. A. 2010. Linnut Aves. Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ss.123–134.
- MMM 2007. Suomen peltopyykannan hoitosuunnitelma. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu 10/2007, 82 s.
- MMM 2012. Maa- ja metsätalousministeriön toimialan tukien ympäristövaikutukset. Verkkojulkaisu 3/2012, www.mmm.fi.
- Mykrä, S. 2009. Peltopyy palkitsee luonnonhoitajan. *Jahti* 43(4): 8–10.
- Niemelä, M. 2009. Biotic interactions and vegetation management on coastal meadows. Väitöskirja, *Acta Universitatis Ouluensis A* 529.
- Norrdahl, K. 1995. Population cycles in northern small mammals. *Biological Reviews* 70: 621–637.
- Nuutinen, V. & Nieminen, M. 2004. Lierot suorakylvetyssä maassa. Maataloustieteen Päivät 2004, www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura.
- Nuutinen, V. 2011. Peltomaan lierot. Esitelmä 22.6.2011. http://luomu.fi/tietoverkko/wp-content/uploads/2011/08/Nuutinen_V_Peltomaan_lierot_110622.pdf.
- Näreaho, T., Jormola, J., Laitinen, L. & Sarvilinna, A. 2006. Maatalousalueiden perattujen purojen luonnonmukainen kunnossapito. *Suomen ympäristö* 52/2006.

- Pakanen, V.-M., Luukkonen, A. & Koivula, K. 2011. Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity Conservation* 20: 2057–2073.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. J. 2006. TRIM 3 Manual. Trends and Indices for Monitoring Data. Research paper no. 0102. CBS Voorburg, The Netherlands: Statistics Netherlands.
- Pessa, J. & Timonen, S. 2013. Mustapyrstökuirin esiintyminen ja kannankehitys Suomessa. *Linnut-vuosikirja* 2012: 4–15.
- 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 habitat to population dynamics of a migratory farmland songbird. *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.
- 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.
- Rassi, P., Alanen, A., Knerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rönkä, A. 2006. Dynamics, genetic structure and viability of a small and declining Temminck's Stint (*Calidris temminckii*) population. Väitöskirja, *Acta Universitatis Ouluensis A* 465.
- Salonen, J., Hyvönen, T., Kaseva, J. & Jalli, H. 2013. Impact of changed cropping practices on weed occurrence in spring cereals in Finland – a comparison of surveys in 1997–1999 and 2007–2009. *Weed Research* 53: 110–120.
- 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 Publishing, Helsinki.
- Tiainen, J. 2013: Are birds the best indicators for farmland: from monitoring to ecological understanding. – Quo vadis, farmland biodiversity? Outcomes of the Baltic Sea Regional Conference, 14–15 November, 2012, Tartu, Estonia. Agricultural Research Centre, Saku, Estonia, pp. 33–34.
- 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., 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. 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: 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 Publishing, Helsinki.
- Tiainen, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2007a. Kesantojen merkitys pesimälinnustolle. Teoksessa: Salonen, J., Kesitalo, 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., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Rintala, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2008a. Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristöohjelmakaudella 2000–06. Teoksessa Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006*. Suomen ympäristö 4/2008: 90–109.
- Tiainen, J., Ekroos, J., Piha, M., Rintala, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2008b. Luomuviljelyn vaikutus maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuteen. Teoksessa Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006*. Suomen ympäristö 4/2008: 126–137.

- Tiainen, J., Pitkänen, J., Rintala, J. & Seimola, T. 2010a. Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle. Teoksessa Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. MMM:n julkaisu 1/2010: 90–94.
- Tiainen, J., Rintala, J. & Seimola, T. 2010b. Peltopyynn viimeaikaiset esiintymisen ja runsauden muutokset Suomessa. Linnut-vuosikirja 2009: 60–63.
- Tiainen, J. & Seimola, T. 2010. Suurten eteläsuomalaisten peltoalueiden pesimälintujen tiheydet. Linnut-vuosikirja 2009: 146–151.
- Tiainen, J., Seimola, T. & Rintala, J. 2010c. Pesimälinnusto. Teoksessa Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. MMM:n julkaisu 1/2010: 66–74.
- Tiainen, J., Seimola, T. & Rintala, J. 2010d. Uudenmaan maatalousympäristön linnusto. Teoksessa: Solonen, T., Lehikoinen, A. & Lammi, E. (toim.), Uudenmaan linnusto, ss. 62–79.
- Tiainen, J., Seimola, T., Holmström, H. & Rintala, J. 2012a. Ahvenanmaan maatalousympäristön linnusto 2002 ja 2011. Linnut-vuosikirja 2011:4 8–57.
- Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012b. Maatalousympäristön linnuston muutos Suomessa 2001–2011. Linnut-vuosikirja 2011: 38–47.
- Tiainen, J., Lehikoinen, A. & Piha, M. 2014. Eroavatko kartoitus- ja linjalaskennoista johdetut maatalousympäristön indikaattorit toisistaan? Linnut-vuosikirja 2013: painossa.
- Tscharntke, T., Rand, T. A. & Bianchi, F. J. J. A. 2005. The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop–noncrop interface. *Annales Zoologici Fennici* 42: 421–432.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005a. 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. & 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. 2007. The importance of breeding-groups on territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Annales Zoologici Fennici* 44: 8–19.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2009. Investigation into the reasons for the population collapse of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) in Finland. In: Bernardy, P. (ed.), *Ökologie und Schutz des Ortolans (Emberiza hortulana) in Europa*. Proc. 4th International Ortolan Bunting Symposium (Hitzacker, Germany). *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 45: 35–41.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010. Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287–305.
- Väisänen, R. A. & Lehikoinen, A. 2013. Suomen maalinnuston pesimäkannan vaihtelut vuosina 1975–2012. Linnut-vuosikirja 2012: 62–81.
- Yletyinen, S. & Norrdahl, K. 2008. Habitat use of voles (*Microtus agrestis*) in wide and narrow buffer zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 194–200.

3.7.4 Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle

Henna Kettunen (SYKE), Janne Heliölä (SYKE), Joona Lehtomäki (Helsingin yliopisto) ja Mikko Kuussaari (SYKE)
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

3.7.4.1 Tausta

Maisemarakenteella tarkoitetaan maiseman jakautumista erillisiin elinympäristölaikkuihin ja näiden laikkujen keskinäistä järjestäytymistä. Monimuotoisessa maatalousmaisemassa erilaiset elinympäristöt, kuten viljellyt pellot, ojanpientareet, metsäsaarekkeet ja niityt, vaihtelevat mosaikkimaisen pienipiirteisesti. Monimuotoisuuden aste heijastaa maiseman ekologista tilaa: rakenteellisesti monimuotoinen maisema tarjoaa elintilan monimuotoiselle eliölajistolle (Tscharntke ym. 2005, 2012). Maatalousluonnon monimuotoisuudelle tärkeitä maisemapiirteitä ovat etenkin avoimet ja puoliavoimet viljelemättömät ympäristöt ja niistä erityisesti laajat niittyverkostot (Kivinen ym. 2006).

Osassa Eurooppaa maataloustuotanto jatkaa tehostumistaan, toisaalla taas maatalous taantuu. Molemmat kehityskulut johtavat maatalousalueiden maisemarakenteen yksinkertaistumiseen (Jongman 2002, Hooftman & Bullock 2012). Maankäytön muutokset heijastuvat ekologiin toimintoihin ja edelleen lajiston monimuotoisuuteen. Sopivien elinympäristöjen väheneminen, elinympäristölaikkujen pirstoutuminen ja laikkujen välisten etäisyyksien kasvaminen vähentävät lukuisten eliölajien elintilaa. Maatalousluonnon monimuotoisuuden on havaittu vähentyneen viime vuosina niin Suomessa kuin myös muualla Euroopassa (Tiainen ym. 2004, Stoate ym. 2009, Rassi ym. 2010, Kleijn ym. 2011).

Eri eliölajit reagoivat eri nopeudella muutoksiin maiseman rakenteessa. Esimerkiksi lajin elinkierron pituus vaikuttaa siihen, kuinka nopeasti elintilan supistuminen näkyy lajin populaatio-koossa. Elintilan kutistuminen paikallisesti ei välttämättä johda heti lajin häviämiseen maisemasta, vaikka pitkällä aikavälillä laji ei enää kykenisikään paikalla selviytymään. Tällaista viivästynyttä sukupuuttoa kutsutaan sukupuuttovelaksi. Sukupuuttovelka asettaa haasteen maankäytön lajistovaikutusten arvioinnille, koska sitä on vaikea havaita niin kauan, kun laji ei ole vielä hävinnyt (Kuussaari ym. 2009). Sukupuuttovelkaa on havaittu erityisesti lajeilla, joiden sukupolvikierto on hidaskuten monilla niittykasveilla. Ruotsissa ja Virossa tehdyissä tutkimuksissa havaittiin, että niittykasvien esiintymistä kyettiin selittämään paljon paremmin tutkimusalueiden 100–200 vuotta aiemmalla kuin nykyisellä maisemarakenteella (Lindborg & Eriksson 2004, Helm ym. 2006). Useiden Euroopan maiden niittyaineistoihin perustuneessa tutkimuksessa sukupuuttovelkaa havaittiin melko pitkäikäisillä niittykasveilla, mutta ei vuosittain uuden sukupolven tuottavilla ja nopeammin maisemamuutoksiin reagoivilla päiväperhosilla (Krauss ym. 2010).

3.7.4.2 Tavoitteet

Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli seurata niin sanotun satunnaisruutututkimuksen otanta-alueiden maisemarakenteen muutoksia. Päähuomio oli vuosien 1990 ja 2010 välillä tapahtuneissa muutoksissa. Lisäksi alla raportoidaan tuloksia maisemarakenteen pidemmän aikajänteen muutoksista samoilla alueilla perustuen 1900-luvun alun ja 1960-luvun kartta-aineistoihin. Lopuksi tarkastellaan eri ajankohtien maisemarakenteen yhteyttä niittyjen kasvi- ja perhoslajiston monimuotoisuuteen Manner-Suomessa ja Ahvenanmaalla. Tavoitteena oli selvittää, minkä ajankohdan maisemarakente selittää parhaiten vuonna 2010 havaittua niittyjä suosivien kasvi- ja perhoslajien monimuotoisuuden vaihtelua. Tässä yhteydessä esitellään lyhyesti myös Ekroosin ym. (2010) tuloksia maatalouden maankäytön tehostumisen vaikutuksista perhoskantoihin.

3.7.4.3 Aineisto ja menetelmät

Maisemarakente ja sen muutokset 1990–2010

Maatalousalueiden maisemarakenteen ja sen muutosten seurannassa käytetty lähestymistapa ja menetelmät on kuvattu perusteellisesti MYTVAS 2 -hankkeen väliraportissa (Luoto ym. 2004). Tutkimusasetelma käsittää 58 neliökilometrin kokoista tutkimusruutua, jotka jakautuvat neljälle maantieteelliselle suuralueelle (Etelä-Suomi 15, Lounais-Suomi 17, Pohjanmaa 15 ja Itä-Suomi 11 ruutua). Kullakin tutkimusruudulla kasvien ja perhosten esiintymistä inventoitiin kahdella osaneljänneksellä (ks. raportin osaluvut 3.7.1 ja 3.7.2).

Koko tutkimusruudun maisemarakente analysoitiin ilmakuvien tai maastohavaintojen pohjalta, ja maisemassa esiintyvät elinympäristöt jaoteltiin seitsemään pääluokkaan (taulukko 3.7.4-1). Tässä luokituksessa maatalousmaat jaettiin kahteen luokkaan: viljeltyihin peltoihin ja avoimiin viljelemättömiin elinympäristöihin, jotka sisälsivät erilaiset niityt, pitkäaikaiset kesannot ja hylätyt pellot, hakamaat sekä peltotiet. On huomattava, että ilmakuvissa erottuvat pitkäaikaiset kesannot tai hylätyt pellot eivät vastaa mitään tiettyä maatalouden tukijärjestelmien maankäyttöluokkaa. Tähän luokkaan sisältyi myös luonnonhoitopeltojen tukea saaneita pitkäikäisiä nurmikesantoja. Pääosa sekä luonnonhoitopelloista että viljelemättömistä pelloista sijoittui kuitenkin tässä tarkastelussa viljeltyihin peltoihin, koska ne eivät olleet ilmakuvista luotettavasti erotettavissa viljellyistä pelloista. Pääluokkaan pientareet kuuluivat sekä varsinaiset pientareet että niihin liittyvät ojat. Asutusalueisiin sisältyivät asuinrakennukset pihapiireineen sekä ladot ja niiden ympäristöt. Muut rakennetut alueet, kuten teollisuus- ja varastorakennukset pihoinen sekä tiet sisältyivät luokkaan infrastruktuuri. Metsämaahan sisältyivät varttuneiden metsien lisäksi hakkuuaukeat, taimikot, pensaikot, suot, puu- ja pensasryhmät sekä metsitettyt pellot ja niityt. Vesistöiksi tulkittiin kaikki oja suuremmat vesielementit.

Maisemarakennetta tarkasteltiin kolmessa aikapisteessä: 1990-luvun alussa (ilmakuvat vuosilta 1988–1993), vuonna 2005 (maastotarkistukset kesällä 2005) ja vuonna 2010 (ilmakuvat 2009–2011 ja osalla ruuduista maastotarkistukset syksyllä 2011). Muutostulkinnassa selvitettiin maisemarakenteen muutoksia aikaväleillä 1990–2005, 1990–2010 ja 2005–2010. Muutostulkinta-analyysi tehtiin sekä neliökilometriruutujen että otantalohkot sisältävien kahden neljännesosaruudun tasolla. Lajistolle tärkeimpien avointen viljelemättömien elinympäristötyyppien tarkempi analyysi tehtiin vain viimeksi mainitulla aineistolla. Näihin analyysihin otettiin mukaan vain 50 neliökilometrin ja 100 neljännesneliökilometrin ruutua, koska kahdeksalta tutkimusruudulta ei ollut käytettävissä ilmakuvia 1990-luvun alun tilanteesta. Vertailukelpoisuuden vuoksi tulokset maisemarakenteen muutoksista raportoidaan alla samalla tavalla kuin kahdessa aiemmassa raportissa (Luoto ym. 2004, Kivinen ym. 2008). Toinen syy tähän on se, että Kivinen ym. (2008) raportoivat vuoden 2005 osalta osittain virheellisiä lukuja, jotka on alla esitettävissä taulukoissa korjattu.

Maisemarakenteen pitkän aikavälin muutokset ja niiden vaikutus lajiston monimuotoisuuteen

Viime vuosikymmenten aikana tapahtuneiden maisemamuutosten ohella tarkasteltiin maisemarakenteen pidemmän aikajänteen muutoksia 1900-luvun alusta lähtien. Tässä aineistona käytettiin yhteensä 24 tutkimusruutua Etelä-Suomen ja Lounais-Suomen suuralueilta sekä lisäksi kymmentä vastaavalla tavalla tutkittua aluetta Ahvenanmaalta (ks. Schulman ym. 2005). Tarkastelussa käytetyt historialliset maankäyttötiedot pohjautuivat keskimäärin 1900-luvun alun tilannetta vastaaviin ns. senaatin karttoihin ja osin samalta ajalta peräisin oleviin venäläisiin topografikarttoihin. Näiden ohella hyödynnettiin vuoden 1960 peruskarttoja. Näin ollen kaikilta 34 tutkimusalueelta oli käytettävissä maankäyttötietoa neljästä aikapisteestä: noin vuosilta 1900, 1960 ja 1990 sekä vuodelta 2010. Pohjanmaan ja Itä-Suomen tutkimusalueet jouduttiin rajaamaan tarkastelun ulkopuolelle, koska niiltä ei ollut saatavilla riittävän tarkkoja karttoja 1900-luvun alusta.

Historiallisten kartta-aineistojen osalta tutkimusalueilla esiintyvät elinympäristöluokat digitointiin kuten ilmakuvatulkinnassa, mutta karttojen alhaisemmasta erottelukyvystä johtuen tarkasteltavia elinympäristöluokkia oli nyt vain kolme: pelto-, metsä- ja niittymaa. Näistä laskettiin kullekin tutkimusalueelle prosentteipitävyydet erikseen koko neliökilometriruudulta sekä lajisto-otannat sisältäviltä neljännesosaruuduilta. Vertailun mahdollistamiseksi myös vuosien 1990, 2005 ja 2010 maisemarakenneara-aineistoista laskettiin tätä karkeampaa elinympäristöluokittelua vastaavat peittävydet. Vuoden 1960 peruskartoilta ei pystytty luotettavasti selvittämään metsän peittävyttä, joten tämä tieto jäi puuttumaan.

Maisemarakenteen vaikutusta lajistolliseen monimuotoisuuteen tarkasteltiin vertaamalla toisiinsa tietoja maisemarakenteen

muutoksista sekä niittyjen kasvi- ja perhoslajien lajimääristä 2010. Vertailun vuoksi tarkasteluun otettiin mukaan myös molempien eliöryhmien yhteislajimäärä. Ahvenanmaa otettiin tarkasteluun mukaan useasta syystä. Ahvenanmaalta on kerätty aineistoa kasvien ja perhosten esiintymisestä ja maisemarakenteesta täsmälleen samalla tavoin kuin Manner-Suomen MYTVAS-alueilta (Schulman ym. 2005, Sandholm ym. 2012). Toiseksi Ahvenanmaalta oli käytettävissä vastaava historiallinen maankäyttöaineisto kuin mantereelta. Tämän lisäksi maatalouden maankäyttö on tehostunut Ahvenanmaalla hitaammin kuin mantereella, minkä seurauksena alueen maatalousluento on säilynyt keskimäärin monimuotoisempana. Tämän takia Ahvenanmaa toi aineistoon lisää laadullista vaihtelua sekä lajistollisen monimuotoisuuden että maisemarakenteen suhteen.

Tilastollisten analyysien tavoitteena oli selvittää, minkä vertailutavan ajankohdan maisemarakenne korreloi parhaiten niittyjä suosivien kasvi- ja perhoslajien nykyisten lajimäärien kanssa. Pearsonin korrelaatiokertoimet ja niiden tilastolliset merkittävyydet laskettiin erikseen kunkin tarkasteluvuoden (1900, 1960, 2000 ja 2010) maankäyttöaineistoa käyttäen. Korrelaatiot laskettiin erikseen viljellyn pellon ja niityn pinta-alan sekä kunkin lajimäärämuuttujan (päiväperhosten ja kasvien niitylajien- ja kokonaislajimäärä) välille. Niittyjen pinta-alaan laskettiin sekä kovan maan kuivat ja tuoreet niityt että kosteat rantaniityt.

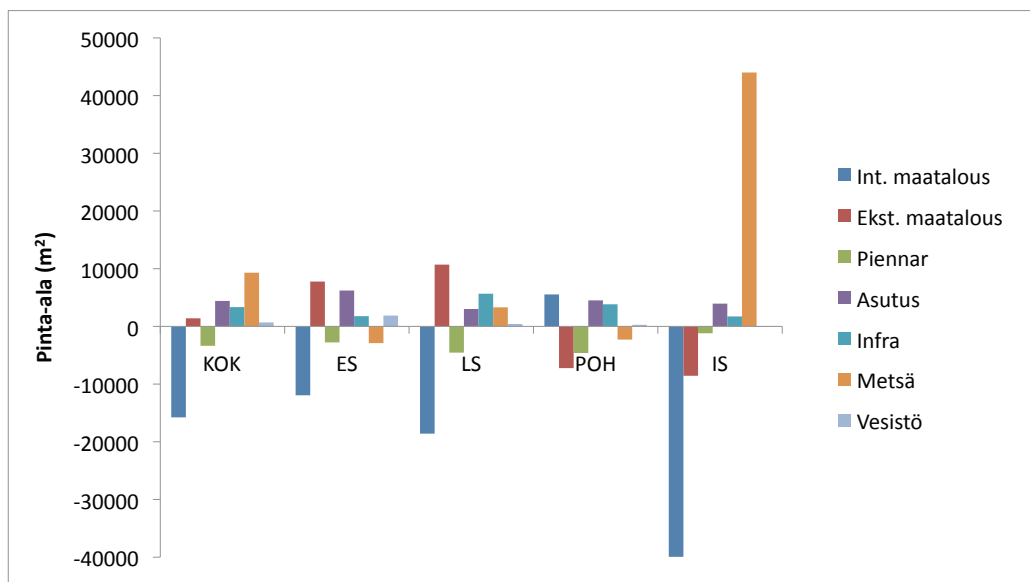
Erillisessä tietolaatikossa raportoidaan lyhyesti perusteellisemmän, jo julkaistun tutkimuksen tuloksia maankäytön tehostamisen vaikutuksista perhoskantoihin. Tämän tutkimuksen menetelmät on selostettu yksityiskohtaisesti alkuperäisjulkaisussa (Ekroos ym. 2010).

3.7.4.4 Uudet MYTVAS-tulokset

Tutkimusalueiden maisemarakenne 2010

Elinympäristöluokkien osuudet neliökilometrin tutkimusalueilla vuonna 2010 on esitetty kuvassa 3.7.4-1 ja taulukossa 3.7.4-1. Elinympäristöluokkien runsausjärjestys vaihteli vain vähän maantieteellisten suuralueiden välillä, mutta suuresti yksittäisten tutkimusruutujen välillä. Tutkimusalueiden runsain elinympäristötyyppi oli viljelty pelto (46 %), jonka osuus oli suurin kaikilla muilla suuralueilla paitsi Itä-Suomessa, missä runsain elinympäristö oli metsämaa (60 %). Toiseksi runsain elinympäristö koko aineistossa oli metsämaa (41 %) selvällä erolla avoimeen viljelemättömään maatalousmaahan (4 %). Avoimiin viljelemättömiin maatalousmaihin kuuluvat niityt ja hakamaat olivat runsaimpia Etelä-Suomessa ja Lounais-Suomessa ja harvinaisimpia Pohjanmaalla. On kuitenkin huomattava, että käytössä olevia ja hylättyjä niittyjä tai hakamaita ei ollut mahdollista erottaa toisistaan ilmakuvien perusteella.

Elinympäristötyyppien runsausjärjestys neljännesosaruuduilla oli hyvin samankaltainen kuin edellä (taulukko 3.7.4-2). Viljellyn



Kuva 3.7.4-1. Elinympäristöluokkien suhteelliset osuudet neliökilometriruuduilla koko aineistossa ja eri suuralueilla. KOK = koko maa, ES = Etelä-Suomi, LS = Lounais-Suomi, POH = Pohjanmaa, IS = Itä-Suomi.

peltomaan osuus oli kuitenkin yleisesti korkeampi neljännesosa-ruuduilla, koska lajotannat kohdistettiin niille neljänneksille, joissa avointen elinympäristöjen osuus oli korkea.

Elinympäristöjen vaihtelun mittakaavaa kuvaava keskimääräinen laikkukoko oli neliökilometrin ruuduilla suurin Etelä-Suomessa (0,78 ha) ja pienin Pohjanmaalla (0,49 ha), kun taas pientareiden keskimääräinen yhteispituus tutkimusruudulla oli suurin Pohjanmaalla (12 km) ja pienin Itä-Suomessa (8 km). Maiseman rakenteellinen monimuotoisuus oli suurimmillaan Etelä-Suomessa (Shannonin-Wienerin indeksi 1,07) ja alhaisin Itä-Suomessa (1,00). Laikkukoon ja pientareiden pituuden jakauma oli samanlainen myös neljännesosaruutujen tasolla (taulukko 3.7.4-3). Maiseman rakenteellinen monimuotoisuus kuitenkin erosi mittakaavatasojen välillä siten, että neljännesruuduilla arvot olivat korkeimpia Pohjanmaalla (1,03) ja matalimpia Etelä-Suomessa (0,91).

Maisemarakenteen muutokset neliökilometrin ruuduilla 1990–2010

Suurimmat suhteelliset muutokset tapahtuivat rakennetun ympäristön eli infrastruktuurin osuudessa, joka kasvoi koko aineistossa neljänneksellä (taulukko 3.7.4-1). Teiden ja teollisuusalueiden määrä lisääntyi erityisesti tarkasteluvälillä 2005–2010. Koko tarkastelujaksolla muutos oli suurin Lounais-Suomessa ja vähäisin Etelä-Suomessa.

Pinta-alallisesti suurimmat muutokset tapahtuivat viljellyn peltomaan määrässä (kuva 3.7.4-2). Viljelysmaa väheni eniten Itä-Suomessa, kun taas Pohjanmaalla sen osuus jopa hieman kasvoi (kuva 3.7.4-3). Viljellyn peltomaan lasku ajoittui ensimmäiselle tarkasteluvälille 1990–2005. Sitä vastoin aikavälillä 2005–2010

viljellyn peltomaan määrä kääntyi hienoiseen nousuun muilla suuralueilla paitsi Lounais-Suomessa. Viljellyn peltomaan väheneminen johtui pääasiassa peltojen metsittämisestä Itä-Suomessa, mikä näkyy vastaavasti metsämaan osuuden kasvuna (kuva 3.7.4-3).

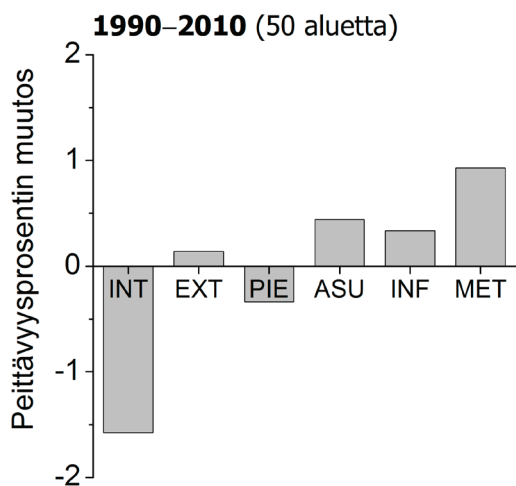
Avoimen viljelemättömän maatalousmaan määrä kasvoi hieman koko aineistossa 1990–2010 (taulukko 3.7.4-1, kuva 3.7.4-2). Kasvu kuitenkin painottui Lounais-Suomeen, kun samaan aikaan Itä-Suomessa ja Pohjanmaalla avointen viljelemättömien elinympäristöjen määrä laski. Havaittu kasvu selittyi tilapäisesti hylättyjen peltojen lisääntymisellä 1990–2005. Sen sijaan tarkasteluvälillä 2005–2010 avointen viljelemättömien alueiden määrä laski, kun näitä hylättyjä peltoja otettiin takaisin viljelyyn. Eliölajeille tärkeiden niittyjen ja hakamaiden osuus lisääntyi hieman, ja tämä muutos ajoittui vuosille 2005–2010. Pitkän aikavälin kehitys kuitenkin vaihteli suuresti eri suuralueiden välillä: Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla niittyjen ja hakamaiden ala kasvoi, kun taas Lounais-Suomessa ja Itä-Suomessa se väheni. Niittyjen ja hakamaiden ristiriitaiset trendit saattavat johtua myös ongelmista ilmakuivilta tehdyissä muutostulkinnoissa.

Pientareet vähenivät tutkimusalueilla systemaattisesti koko tarkastelujakson ajan (taulukko 3.7.4-1, kuva 3.7.4-3). Kehitys oli samansuuntaista ja tasaista kaikilla suuralueilla ja tarkastelluilla aikaväleillä. Tämä selittyy ennen kaikkea edelleen jatkuvilla peltojen salaojituksilla. Myös piennarten yhteispituus väheni vastaavasti. Samaan aikaan asutusalueiden määrä kasvoi ja ohitti pientareiden pinta-alan jo vuonna 2005. Asutusalueet laajenivat eniten Etelä-Suomessa ja vähiten Lounais-Suomessa. Metsäpinta-ala kasvoi hieman koko aineistossa johtuen peltojen metsittämisestä Itä-Suomessa. Vesistöjä oli aineistossa niukasti, ja niiden peittävyudessa tapahtui muutoksia vain muutamilla yksittäisillä tutkimusalueilla.

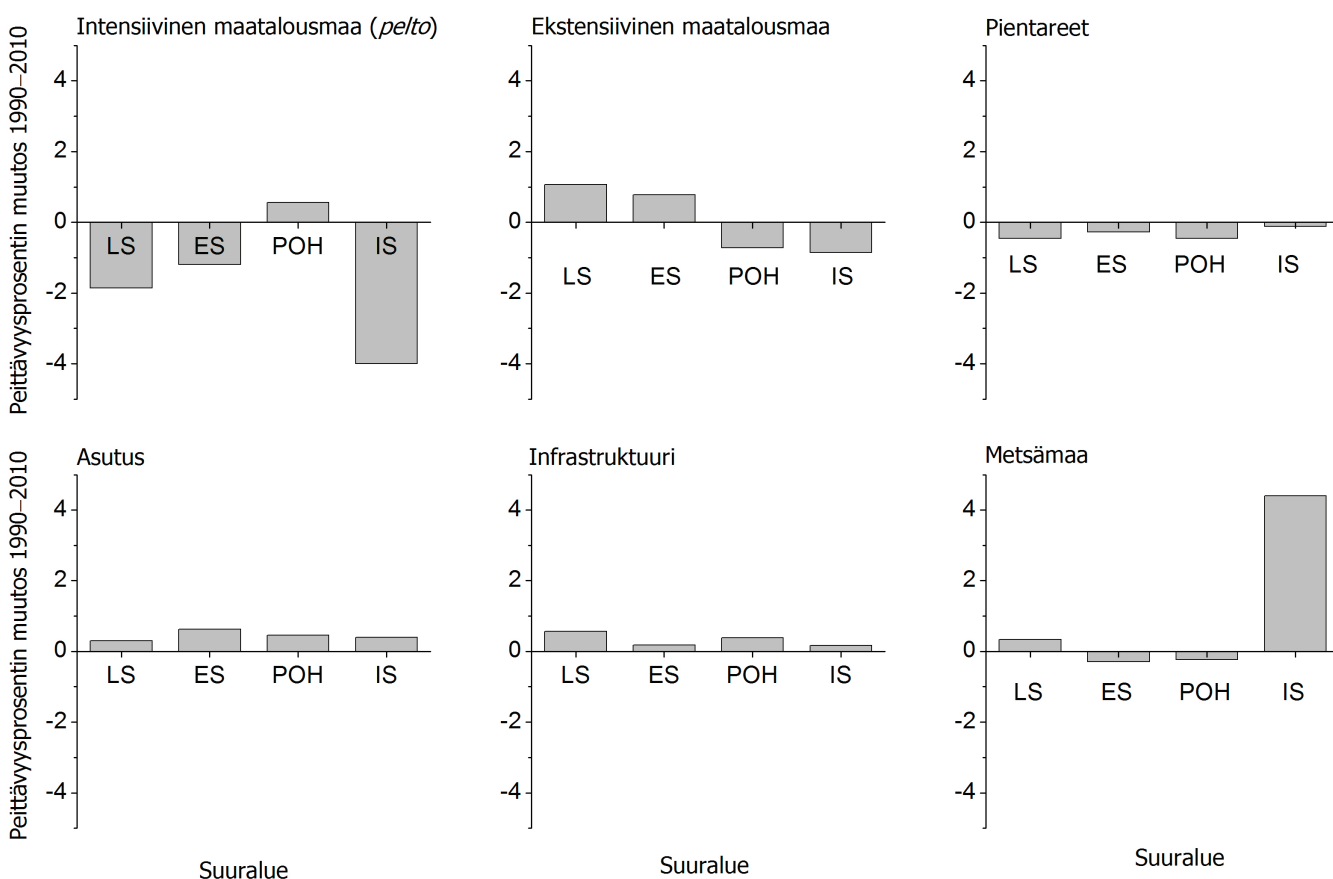
Taulukko 3.7.4-1. Elinympäristöluokkien prosenttipeittävydet ja muita maisemanrakenteen monimuotoisuuden tunnuslukuja 1990-luvun alussa, vuonna 2005 ja vuonna 2010 sekä peittävyksien suhteelliset muutokset kolmena eri ajanjaksona tarkasteltuna neliökilometrin ruuduissa (n = 50) eri suuralueilla. Huomaa, että Kivisen ym. (2008) esittämät vastaavat luvut olivat osin virheellisiä, mistä johtuen tässä esitetyt luvut ja tulkinnot poikkeavat joiltain osin kyseisen raportin tiedoista. Intensiivinen maatalousmaa = viljelty pelto, ekstensiivinen maatalousmaa = avoin viljelemätön maatalousmaa.

Suuralue ja elinympäristö	Elinympäristön peittävyys (%)			Peittävyden muutos (%)		
	1990-luvun alku	2005	2010	1990-l. alku vs. 2005	1990-l. alku vs. 2010	2005 vs. 2010
Etelä-Suomi						
Intensiivinen maatalous	52,4	50,9	51,3	-2,9	-2,3	+0,7
Ekstensiivinen maatalous	4,3	5,4	5,0	+25,4	+18,2	-5,7
- Niityt ja hakamaa	1,9	2,4	2,5	+26,0	+31,9	+4,7
Piennar	2,6	2,4	2,3	-8,3	-10,7	-2,6
Asutus	2,6	2,9	3,2	+13,4	+24,3	+9,6
Infrastruktuuri	1,4	1,5	1,5	+7,6	+13,0	+5,1
Metsä	36,5	36,6	36,2	+0,3	-0,8	-1,1
Vesistö	0,2	0,3	0,4	+39,1	+79,9	+29,3
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,72	0,71	0,70			
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	9,54	8,17	8,02			
Shannonin-Wienerin indeksi	1,04	1,07	1,07			
Lounais-Suomi						
Intensiivinen maatalous	60,2	58,6	58,4	-2,8	-3,1	-0,3
Ekstensiivinen maatalous	3,0	4,2	4,1	+39,3	+35,4	-2,8
- Niityt ja hakamaa	2,2	2,0	2,0	-7,2	-10,2	-3,2
Piennar	3,4	3,0	2,9	-11,3	-13,4	-2,4
Asutus	3,3	3,7	3,6	+11,1	+9,2	-1,8
Infrastruktuuri	1,2	1,3	1,8	+6,8	+45,8	+36,5
Metsä	28,2	28,6	28,5	+1,4	+1,2	-0,2
Vesistö	0,6	0,6	0,7	+1,3	+6,5	+5,0
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,51	0,51	0,52			
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	12,93	11,02	10,40			
Shannonin-Wienerin indeksi	0,98	1,04	1,03			
Pohjanmaa						
Intensiivinen maatalous	42,6	42,4	43,1	-0,3	+1,3	+1,6
Ekstensiivinen maatalous	4,1	3,6	3,4	-12,0	-17,5	-6,2
- Niityt ja hakamaa	0,5	0,6	0,6	+14,8	+28,6	+12,1
Piennar	4,1	3,9	3,6	-4,5	-11,3	-7,1
Asutus	3,4	3,8	3,8	+13,1	+13,4	+0,3
Infrastruktuuri	1,7	1,8	2,0	+9,6	+23,2	+12,4
Metsä	44,0	44,2	43,8	+0,4	-0,5	-0,9
Vesistö	0,2	0,2	0,3	+6,4	+11,8	+5,1
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,44	0,44	0,45			
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	14,42	12,94	11,86			
Shannonin-Wienerin indeksi	1,06	1,06	1,18			

Suuralue ja elinympäristö	Elinympäristön peittävyys (%)			Peittävyyden muutos (%)		
	1990-luvun alku	2005	2010	1990-l. alku vs. 2005	1990-l. alku vs. 2010	2005 vs. 2010
Intensiivinen maatalous	32,3	27,3	28,3	-15,6	-12,4	+3,8
Ekstensiivinen maatalous	4,0	5,0	3,2	+24,6	-21,3	-36,9
- Niityt ja hakamaa	1,0	0,6	0,9	-40,9	-10,7	+50,9
Piennar	2,1	2,0	2,0	-4,1	-5,6	-1,6
Asutus	2,2	2,4	2,6	+6,0	+17,7	+11,0
Infrastruktuuri	1,1	1,3	1,3	+11,2	+15,1	+3,5
Metsä	55,5	59,3	59,9	+7,0	+7,9	+0,9
Vesistö	2,7	2,7	2,7	+0,2	+0,2	+0,0
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,63	0,59	0,57			
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	9,03	8,40	7,96			
Shannonin-Wienerin indeksi	1,02	1,03	1,00			
Koko maa (50 km²)						
Intensiivinen maatalous	47,8	45,8	46,2	-4,2	-3,3	+0,9
Ekstensiivinen maatalous	3,8	4,5	4,0	+18,7	+3,7	-12,6
- Niityt ja hakamaa	1,4	1,5	1,5	+1,0	+7,3	+6,2
Piennar	3,1	2,8	2,7	-7,4	-10,9	-3,9
Asutus	2,9	3,2	3,3	+11,4	+15,3	+3,6
Infrastruktuuri	1,3	1,5	1,7	+8,6	+24,8	+14,9
Metsä	40,2	41,2	41,1	+2,6	+2,3	-0,3
Vesistö	0,9	0,9	1,0	+3,5	+7,6	+4,0
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,55	0,55	0,55			
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	11,55	10,16	9,60			
Shannonin-Wienerin indeksi	1,02	1,05	1,04			



Kuva 3.7.4-2. Eri elinympäristöluokkien peittävyysprosenttien absoluuttiset muutokset neliökilometritasolla koko aineistossa vuosina 1990–2010. INT = viljelty pello, EXT = avoin viljelemätön maatalousmaa, PIE = piennar, ASU = asuinalueet, INF = muu rakennettu alue ja tiet, MET = metsämaa.



Kuva 3.7.4-3. Elinympäristöluokkien peittävyysprosenttien absoluuttiset muutokset neliökilometritasolla eri suuralueilla 1990–2010. ES = Etelä-Suomi, LS = Lounais-Suomi, POH = Pohjanmaa, IS = Itä-Suomi.

Taulukko 3.7.4-2. Eri elinympäristöluokkien keskimääräiset prosenttipeittävyydet ja peittävyksien suhteelliset muutokset kolmena ajanjaksona 1990-luvun alusta vuoteen 2010 neljännesneliökilometrin osaruuduilla (n = 100) eri suuralueilla. Huomaa, että Kivisen ym. (2008) esittämät luvut olivat osin virheellisiä, mistä johtuen tässä esitetyt luvut ja tulkinnat poikkeavat joiltain osin kyseisen raportin tiedoista. Intensiivinen maatalousmaa = viljelty pelto, eksteniivinen maatalousmaa = avoin viljelemätön maatalousmaa.

Suuralue ja elinympäristö	Elinympäristön peittävyys (%)			Peittävyyden muutos (%)		
	1990-luvun alku	2005	2010	1990-l. alku vs. 2005	1990-l. alku vs. 2010	2005 vs. 2010
Etelä-Suomi (650 ha)						
Intensiivinen maatalous	63,0	61,1	61,8	-3,0	-1,9	+1,1
Eksteniivinen maatalous	5,6	7,3	6,2	+29,7	+9,1	-15,9
- Niityt ja hakamaa	3,1	3,2	3,4	+3,0	+9,7	+6,6
Piennar	3,5	3,2	3,1	-9,1	-11,6	-2,7
Asutus	3,0	3,0	3,3	+1,2	+10,6	+9,3
Infrastrukturi	1,7	1,8	1,9	+6,5	+8,7	+2,1
Metsä	22,8	23,0	23,2	+0,9	+1,6	+0,7
Vesistö	0,3	0,5	0,5	+61,3	+86,8	+15,8
Lounais-Suomi (700 ha)						
Intensiivinen maatalous	64,5	62,0	62,6	-3,9	-2,9	+1,1
Eksteniivinen maatalous	4,0	5,4	5,1	+35,1	+28,4	-5,0
- Niityt ja hakamaa	2,8	2,7	2,6	-4,3	-5,6	-1,4
Piennar	3,8	4,1	3,1	+6,6	-19,6	-24,5
Asutus	3,2	3,3	3,3	+5,1	+4,9	-0,2
Infrastrukturi	1,2	1,3	1,9	+9,3	+54,0	+40,9
Metsä	22,8	23,3	23,4	+2,6	+2,9	+0,3
Vesistö	0,6	0,6	0,6	+1,1	+3,6	+2,5
Pohjanmaa (600 ha)						
Intensiivinen maatalous	50,0	49,9	50,7	-0,1	+1,4	+1,5
Eksteniivinen maatalous	6,2	5,3	4,2	-14,4	-31,7	-20,2
- Niityt ja hakamaa	0,8	0,6	0,6	-15,4	-20,1	-5,5
Piennar	4,9	4,5	4,2	-8,1	-15,0	-7,5
Asutus	3,5	3,8	4,0	+8,1	+14,0	+5,4
Infrastrukturi	1,7	1,7	1,9	+1,4	+11,2	+9,7
Metsä	33,5	34,5	34,8	+3,0	+3,9	+0,9
Vesistö	0,2	0,2	0,2	+16,4	+3,3	-11,2
Itä-Suomi (550 ha)						
Intensiivinen maatalous	40,0	37,0	37,2	-7,5	-7,0	+0,6
Eksteniivinen maatalous	4,4	3,5	2,4	-20,8	-44,2	-29,5
- Niityt ja hakamaa	1,1	0,6	1,1	-41,6	-0,3	+70,7
Piennar	2,5	2,4	2,3	-3,4	-6,1	-2,9
Asutus	2,7	2,8	3,1	+4,2	+15,2	+10,5
Infrastrukturi	1,3	1,5	1,5	+13,8	+15,3	+1,3
Metsä	47,3	51,0	51,6	+7,8	+9,0	+1,1
Vesistö	1,9	1,9	1,9	+1,3	+0,4	-0,9

Taulukko 3.7.4-3. Eräiden eliölajiston kannalta tärkeiden elinympäristöjen prosenttipeittävydet tai lukumäärät sekä maisemarakenneindeksien arvot neljännesneliökilometrin osaruuduilla (n = 100) noin vuonna 1990 sekä vuosina 2005 ja 2010. Huomaa, että Kivisen ym. (2008) esittämät luvut olivat osin virheellisiä, mistä johtuen tässä esitetyt luvut ja tulkinnat poikkeavat joiltain osin kyseisen raportin tiedoista.

Suuralue ja elinympäristö	Elinympäristön peittävyys (%)		
	1990-luvun alku	2005	2010
Etelä-Suomi			
Niitty/Kostea rantaniitty	2,0	1,8	2,2
Hakamaa	1,1	1,3	1,1
Hylätty pelto/kesanto	2,4	4,0	2,6
Metsitetty/metsittynyt pelto	0,0	0,2	0,4
Pensaikko	0,4	0,6	0,7
Puu- ja pensasryhmä (lkm/neljännes)	1,5	2,1	1,9
Lato (lkm/neljännes)	1,0	1,0	1,0
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,59	0,57	0,57
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	3,11	2,67	2,61
Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksi	0,89	0,92	0,91
Lounais-Suomi			
Niitty/Kostea rantaniitty (%)	2,6	2,5	2,5
Hakamaa (%)	0,2	0,1	0,1
Hylätty pelto/kesanto (%)	1,0	2,6	2,3
Metsitetty/metsittynyt pelto (%)	0,0	0,4	0,5
Pensaikko (%)	0,1	0,2	0,2
Puu- ja pensasryhmä (lkm/neljännes)	3,8	4,9	4,5
Lato (lkm/neljännes)	1,1	1,1	1,0
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,45	0,44	0,45
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	3,77	3,08	2,81
Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksi	0,89	0,93	0,92
Pohjanmaa			
Niitty/Kostea rantaniitty (%)	0,5	0,6	0,4
Hakamaa (%)	0,3	0,1	0,2
Hylätty pelto/kesanto (%)	5,3	4,4	3,4
Metsitetty/metsittynyt pelto (%)	1,7	0,5	0,8
Pensaikko (%)	0,9	1,2	1,3
Puu- ja pensasryhmä (lkm/neljännes)	1,6	1,8	2,0
Lato (lkm/neljännes)	2,1	1,4	1,3
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,34	0,34	0,35
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	4,51	4,01	3,66
Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksi	1,05	1,03	1,03
Itä-Suomi			
Niitty/Kostea rantaniitty (%)	0,8	0,5	0,8
Hakamaa (%)	0,3	0,2	0,3
Hylätty pelto/kesanto (%)	3,2	2,7	1,3
Metsitetty/metsittynyt pelto (%)	0,5	3,1	3,6
Pensaikko (%)	0,5	0,6	0,7
Puu- ja pensasryhmä (lkm/neljännes)	1,7	2,0	2,0
Lato (lkm/neljännes)	1,2	1,2	1,3
Keskimääräinen laikkukoko (ha)	0,54	0,49	0,47
Pientareiden yhteispituus / ruutu (km)	2,50	2,37	2,23
Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksi	1,03	1,01	0,98

Maiseman monimuotoisuutta kuvaava Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksi kohosi hiukan Etelä-Suomessa, Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Itä-Suomessa maiseman monimuotoisuus laski lievästi. Elinympäristölaikkujen keskimääräinen koko ei käytännössä muuttunut paitsi Itä-Suomessa, jossa laikkukoko hiukan laski.

Maisemarakenteen muutokset neljännesaruuduilla 1990–2010

Maisemarakenteen muutokset neljännesaruuduilla olivat hyvin samansuuntaisia kuin edellä esitetyt tulokset. Viljelyn maatalousmaan osuus laski eniten Itä-Suomessa ja kasvoi ainoastaan Pohjanmaalla (taulukko 3.7.4-2). Avoimen viljelemättömän maatalousmaan määrä kasvoi Etelä-Suomessa sekä Lounais-Suomessa, mutta laski voimakkaasti Pohjanmaalla sekä Itä-Suomessa. Pientareet vähenivät kaikilla suuralueilla, eniten Lounais-Suomessa ja vähiten Itä-Suomessa. Asutuksen ja metsämaan pinta-alat kasvoivat eniten Itä-Suomessa. Infrastruktuurin määrä kasvoi voimakkaimmin Lounais-Suomessa.

Neljännesaruutujen osalta aineisto analysoitiin myös edellistä tarkempaa elinympäristöluokittelua käyttäen. Näin haluttiin eritellä eräiden lajistollisen monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeiden elinympäristöjen määrät ja niiden muutokset tutkimusalueilla. Tuoreiden sekä kosteiden niittyjen pinta-alat eivät merkittävästi muuttuneet seurantajakson aikana (taulukko 3.7.4-3). Niittyala väheni ajanjaksolla 1990–2005, mutta kääntyi sen jälkeen osalla suuralueista jopa nousuun. Myös hakamaiden määrät kasvoivat vuoden 2005 jälkeen muilla suuralueilla paitsi Etelä-Suomessa. Tilapäisesti hylättyjen peltojen pinta-alat kehittyivät eri tavoin eri suuralueilla: Etelä-Suomessa ja Lounais-Suomessa niiden määrä ensin kasvoi ja sitten laski, kun taas Pohjanmaalla ja Itä-Suomessa niiden määrä laski koko tarkastelujakson ajan.

Peltoja metsitettiin kaikkialla paitsi Pohjanmaalla, missä metsitettyjen peltojen pinta-ala oli suurimmillaan 1990-luvun alussa ja on sen jälkeen laskenut. Eniten peltoja on metsitetty Itä-Suomessa. Pensaikkoja oli eniten Pohjanmaalla, ja niiden pinta-ala kasvoi kaikilla suuralueilla. Pensoittumista tapahtui etenkin pientareilla ja hylätyillä pelloilla. Latojen (ja muiden yksittäisten maatalousrakennusten) määrä väheni Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla, pysyi ennallaan Etelä-Suomessa ja kasvoi hiukan Itä-Suomessa.

3.7.4.5 Pitkän aikavälin maisemamuutokset

Tarkasteltaessa maisemamuutoksia pidemmällä aikavälillä 1990–2010 havaittiin odotetusti suuria muutoksia maankäytössä kaikilla kolmella suuralueella, Lounais- ja Etelä-Suomessa sekä Ahvenanmaalla. Peltomaan, niityn ja metsämaan keskimääräiset peittävyudet neliökilometrin tutkimusruuduissa eri ajankohtina on esitetty taulukossa 3.7.4-4. Lisäksi peittävyudet kasvi- ja perhoslajien osalta tutkituissa neljännesneliökilometrin ruuduissa on esitetty kuvassa 3.7.4-4. Tutkitulla ajanjaksolla viljellyn pellon pinta-ala kasvoi erityisen voimakkaasti Etelä-Suomessa ja melko voimakkaasti Lounais-Suomessa, kun taas Ahvenanmaalla peltopinta-alassa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia (taulukko 3.7.4-4). Syynä eroon pellon määrän kasvussa Etelä- ja Lounais-Suomen välillä lienee se, että maatalouden maankäyttö tehostui Lounais-Suomessa aiemmin kuin Etelä-Suomen tutkimusalueilla. Tähän viittaa se, että pellon prosentuaalinen osuus pinta-alasta oli Lounais-Suomessa 1990-luvun alussa lähes puolet suurempi (38 %) kuin Etelä-Suomessa (21 %). 1960-luvulle tultaessa alueiden välinen ero oli kuitenkin tasoittunut siten, että molemmilla alueilla keskimäärin 50–60 prosenttia tutkimusalueiden pinta-alasta oli raivattu pelloksi. Ahvenanmaan tutkimusalueilla viljeltyä peltoa oli vuonna 2010 saman verran (29 %) kuin 1990-luvun alussa (28 %; taulukko 3.7.4-4).

Taulukko 3.7.4-4. Peltomaan, niityn ja metsämaan prosentuaaliset peittävyudet sekä niiden muutokset ajanjaksolla 1990–2010 Etelä- ja Lounais-Suomessa sekä Ahvenanmaalla tutkituissa neliökilometrin tutkimusruuduissa (n = 34).

Suuralue ja elinympäristöt	Elinympäristön peittävyys (%)					Muutos (%) 1990 vs. 2005
	1990	1960	1990	2000	2010	
Etelä-Suomi (n = 11)						
Pelto	21,1	54,1	52,5	52,7	51,3	+143,1 %
Niitty	12,0	1,4	1,3	1,3	1,5	-87,5 %
Metsä	42,0	-	28,9	32,6	36,2	-13,9 %
Lounais-Suomi (n = 13)						
Pelto	38,2	60,4	60,2	56,7	58,4	+52,9 %
Niitty	9,5	2,5	2,1	2,0	2,0	-78,9 %
Metsä	27,2	-	22,3	17,9	28,5	+4,8 %
Ahvenanmaa (n = 10)						
Pelto	28,2	32,4	-	28,9	29,0	+2,8 %
Niitty	11,0	9,1	-	3,9	3,7	-66,4 %
Metsä	36,7	-	-	33,8	45,7	+24,5 %

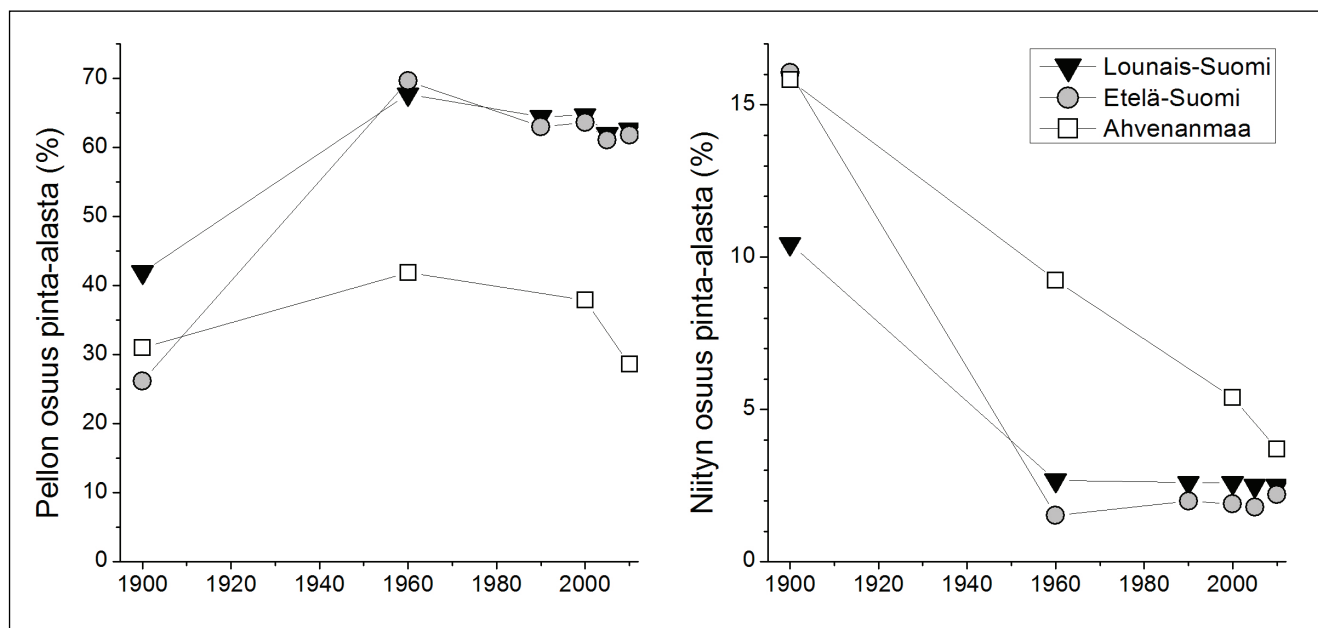
Niittyjen pinta-ala väheni 1900-luvulla huomattavasti kaikilla suuralueilla, mutta Manner-Suomessa maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta kielteinen kehitys oli selvästi nopeampaa ja voimakkaampaa kuin Ahvenanmaalla (taulukko 3.7.4-4). Viime vuosisadan alussa niittyjen keskimääräinen peittävyys tutkimusalueilla oli luokkaa 10 prosenttia kaikilla kolmella suuralueella (keskiarvon vaihteluväli 9,5–12 %). Manner-Suomessa maatalous tehostui kuitenkin voimakkaasti siten, että 1960-luvulle tultaessa niittyjen keskimääräinen peittävyys oli pudonnut noin viidennekseen aiemmasta, keskimäärin 1–2 prosenttiin maa-alasta. Samaan aikaan Ahvenanmaalla niittyjen keskimääräinen peittävyys laski vain hieman, 11 prosentista 9 prosenttiin (taulukko 3.7.4-4). On mielenkiintoista havaita, että Lounais- ja Etelä-Suomen tutkituilla alueilla niittyjen määrä ei ole enää merkittävästi vähentynyt vuoden 1960 karttatarkastelun jälkeen. Näillä molemmilla suuralueilla niittyjen keskimääräinen peittävyys on vuosina 1990–2010 pysytellyt 1–2 prosentin tasolla neliökilometrin tutkimusalueilla. Ahvenanmaalla niittyjen väheneminen käynnistyi myöhemmin kuin Manner-Suomessa. Voimakkain väheneminen tapahtui vasta vuosien 1960 ja 2000 välillä, jolloin niittyjen peittävyys putosi alle puoleen aiemmasta. Viimeisten 10 vuoden aikana niittyjen pinta-ala on jatkanut vähenemistään Ahvenanmaalla siten, että nykyisin siellä on niittyjä enää keskimäärin noin puolet enemmän kuin Manner-Suomessa (taulukko 3.7.4-4, kuva 3.7.4-4).

Eliölaajien osalta tutkittujen neljännesneliökilometriruutujen aineistossa näkyvät samat kehityslinjat kuin koko tutkimusruutujen tasolla (kuva 3.7.4-4). Tämä aineisto painottuu neliökilometrin

tutkimusruutujen maatalousvaltaisimpiin osiin alueille, joilla on eniten peltoa ja perinteisesti myös eniten avointa viljelemätöntä elinympäristöä. Tämän takia niittyjen määrän väheneminen on ollut näillä neljännesruuduilla voimakkaampaa kuin koko neliökilometrin ruutujen aineistossa. Niittyjen väheneminen on ollut keskimäärin voimakkainta Etelä-Suomen Uudellemaalle painottuvilla neljännesruuduilla, joilla niittyjen peittävyys on pudonnut 86,3 prosenttia, viime vuosisadan alun 16,1 prosentista 2,2 prosenttiin vuonna 2010. On huomattava, että Lounais-Suomen keskimääräisiä niittymääriä tässä tarkastelussa kasvattaa kolmen tutkimusruudun sijoittuminen Rekijoen latva-alueen laajan niittykeskittymän alueelle.

3.7.4.6 Maisemarakenteen suhde lajistolliseen monimuotoisuuteen

Kahdesta tutkitusta maisemarakenneuuttujasta viljellyn pellon pinta-ala korreloi negatiivisesti sekä kasvien että perhosten molempien lajimäärämuuttujien kanssa (taulukko 3.7.4-5). Korrelaatio oli voimakkain (korrelaatiokerroin $r = -0.58$) kasvien kokonaislajimäärän ja vuoden 1960 peltopinta-alan kanssa, mutta lähes yhtä vahva vuoden 2000 peltopinta-alan kanssa. Niittykasvien lajimäärä korreloi voimakkaimmin vuoden 2000 peltopinta-alan kanssa ($r = -0.55$, kuva 3.7.4-5), mutta lähes yhtä voimakkaasti vuoden 1960 peltopinta-alan kanssa. Myös perhosilla korrelaatio peltopinta-alan kanssa oli voimakkain kokonaislajimäärän (-0.44) ja hieman heikompi niitylajimäärän (-0.31) osalta. Molemmilla perhosmuuttujilla korrelaatio oli



Kuva 3.7.4-4. Peltomaan ja niityn peittävyys (%) kehitys kolmella maantieteellisellä alueella ajanjaksolla 1900–2010. Tarkastelu perustuu samoihin neljännesneliökilometrin ruutuihin (n = 66), joilta on tutkittu kasvien ja perhosten esiintymistä.

Taulukko 3.7.4-5. Kasvien ja perhosten vuonna 2010 maastossa mitattujen lajimäärien korrelaatiot (Pearson) suhteessa viljellyn pellon ja niityn pinta-alaan eri ajankohtina Etelä- ja Lounais-Suomessa sekä Ahvenanmaalla tutkituissa neljännesneliökilometrin ruuduissa (n = 66). Voimakkaimmin tilastollisesti merkitsevästi lajimäärän kanssa korreloivan vuoden tulokset on lihavoitu.

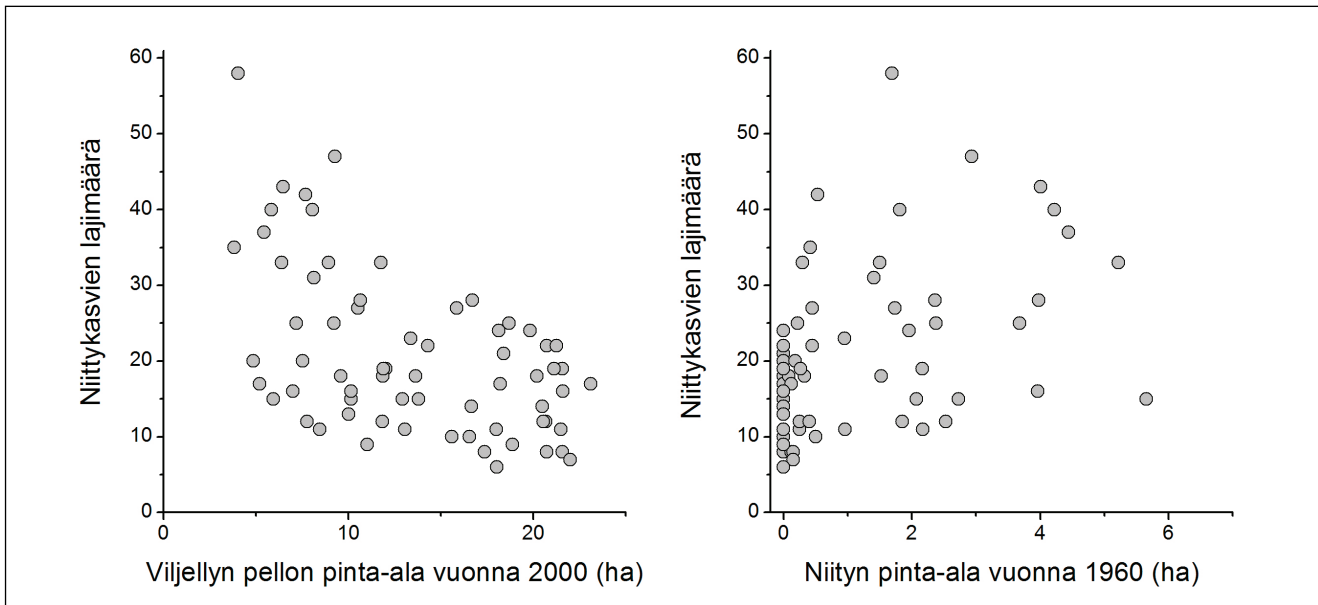
Maankäyttöluokka	Ajanjakso	Niittykasvien lajimäärä		Kasvien kokonaislajimäärä	
		Korrelaatiokerroin	P-arvo	Korrelaatiokerroin	P-arvo
Pelto	1900	-0,1594	0,2012	-0,3497	0,0040
	1960	-0,5389	<0,0001	-0,5875	<0,0001
	2000	-0,5495	<0,0001	-0,5827	<0,0001
	2010	-0,5072	<0,0001	-0,5304	<0,0001
Niitty	1900	-0,1023	0,4139	-0,1226	0,3266
	1960	0,4602	0,0001	0,3394	0,0005
	2000	0,3734	0,0020	0,1764	0,1565
	2010	0,3407	0,0051	0,1347	0,2807
Maankäyttöluokka	Ajanjakso	Niityperhosten lajimäärä		Perhosten kokonaislajimäärä	
		Korrelaatiokerroin	P-arvo	Korrelaatiokerroin	P-arvo
Pelto	1900	-0,0830	0,5074	-0,1973	0,1123
	1960	-0,2876	0,0192	-0,4369	0,0002
	2000	-0,3102	0,0112	-0,4448	0,0002
	2010	-0,3002	0,0143	-0,4167	0,0005
Niitty	1900	-0,1536	0,2183	-0,2147	0,0834
	1960	0,0431	0,7313	-0,0410	0,7440
	2000	0,1045	0,4035	-0,0489	0,6967
	2010	0,1759	0,1577	-0,0198	0,8745

voimakkain vuoden 2000 ja hieman heikompi vuosien 1960 ja 2010 peltopinta-alan kanssa. Tietolaatikossa 1 esitetään tuloksia pohjautuen perusteellisempaan tutkimukseen viljellyn pellon pinta-alan vaikutuksista perhosten monimuotoisuuteen (Ekroos ym. 2010).

Erytinen mielenkiinto kohdistui lajimäärien korrelaatioon niityn pinta-alan kanssa. Tässä suhteessa kasvit ja perhoset erosivat odotetulla tavalla toisistaan (taulukko 3.7.4-5). Niityn pinta-ala korreloi positiivisesti ja tilastollisesti merkitsevästi kasvien mutta ei perhosten lajimäärämuuttujien kanssa. Toiseksi, historiallinen niityjen pinta-ala vuodelta 1960 korreloi voimakkaammin kasvien kuin perhosten lajimäärämuuttujien kanssa, ja odotetusti korrelaatio oli myös voimakkaampi niitykasveilla kuin kasvien kokonaislajimäärällä (niitykasvit $r = +0,46$, kuva 3.7.4-5; kaikki kasvit $r = +0,34$). Tämä korrelaatio oli selvästi vahvempi kuin korrelaatio vuosien 2000 ja 2010 niityn pinta-alan kanssa. Kasvilajimäärän korrelaatiokertoimet pienenevät vuoden 1960 jälkeen siten, että korrelaatio vuoden 2010 niityn pinta-alan kanssa oli pienempi kuin vuoden 2000 niityn pinta-alan kanssa. Tulokset viittaavat siihen, että kasvien lajimäärä reagoi niityjen vähenemiseen pitkällä aikavälillä. Niityperhosten lajimäärän korrelaatiokertoimet niityn pinta-alan kanssa voimistuivat siirryttäessä kohti nykypäivää (v. 2010), mutta ne eivät olleet

tilastollisesti merkitseviä. Tämä viittaa siihen, että perhoset reagoivat maisemarakenteen muutoksiin selvästi nopeammin kuin kasvit ja ilman merkittävää aikaviivettä.

Taulukon 3.7.4-5 tulokset perustuvat niityjen pinta-alaan, jossa on mukana kovan maan kuivien ja tuoreiden niityjen lisäksi myös kosteat rantaniityt. Kosteat niityt olivat melko harvinaisia Manner-Suomen tutkimusalueilla, mutta Ahvenanmaalla niitä oli monella tutkimusruudulla. Korrelaatiotulokset pysyivät laadullisesti hyvin samanlaisina, kun korrelaatiot laskettiin ilman kosteita rantaniittyjä vuosille 2000 ja 2010 (näitä tuloksia ei ole esitetty taulukossa 3.7.4-5). Rantaniityjen vaikutus korrelaatiokertoimiin kuitenkin erosi hieman kasvien ja perhosten välillä. Kasvilajimäärien korrelaatiot niitypinta-alan kanssa voimistuivat hieman, kun rantaniityt jätettiin pois niitypinta-alasta. Sitä vastoin perhosten lajimäärien korrelaatiot olivat lievästi heikompia, kun rantaniityt eivät olleet pinta-alassa mukana.



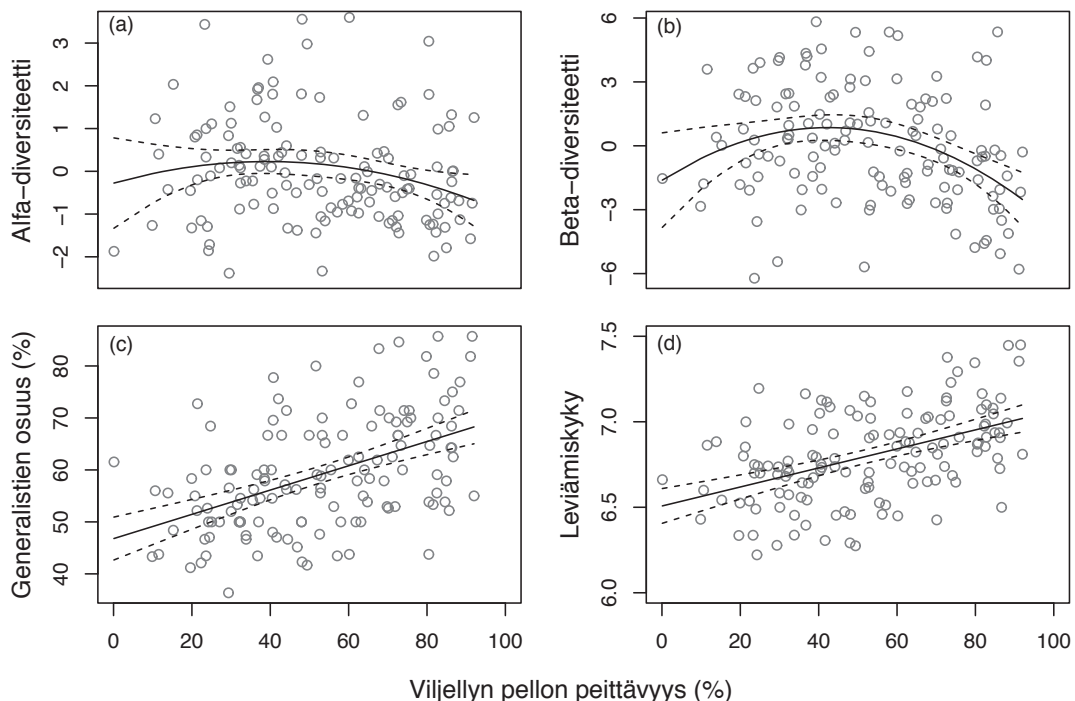
Kuva 3.7.4-5. Vuonna 2010 havaitun niittykasvien lajimäärän suhde viljellyn pellon pinta-alaan vuonna 2000 ja niittyjen pinta-alaan vuonna 1960 Etelä- ja Lounais-Suomessa sekä Ahvenanmaalla tutkituissa neljännesnelökilometrin ruuduissa (n = 66).

Maatalouden tehostuminen on yksipuolistanut perhoslajistoa

Ekroos ym. (2010) tutkivat maatalouden maankäytön tehostumisen vaikutusta päiväperhoslajistoon 114:lla MYTVAS-tutkimuksen neljännesneliökilometrin ruudulla sekä 20:llä vastaavasti tutkitulla alueella Ahvenanmaalla. Tulokset osoittivat selvällä tavalla kasvavan viljelyalan kielteiset vaikutukset perhoslajistoon. Perhoslajiston monimuotoisuus oli sitä alhaisempi, mitä suuremman osan viljeltyt pellot peittivät alueen pinta-alasta. Sekä paikallinen alfa-diversiteetti (yhdellä havaintopaikalla tavattu päiväperhosten lajimäärä) että saman peltoaukean eri havaintopaikkojen välisiä lajikoostumuksen eroja heijasteleva beta-diversiteetti olivat pienempiä alueilla, joilla viljeltyjen peltojen osuus oli suurin (kuva 3.7.4-6). Lajistollisen monimuotoisuuden väheneminen kiihtyi, kun peltojen osuus ylitti 60 prosenttia maisemasta (kuva 3.7.4-6). Peltojen osuuden kasvaessa perhosille tärkeiden elinympäristöjen, kuten niittyjen, pientareiden ja avointen metsänreunojen osuudet vastaavasti vähenivät. Lajimäärien laskun ohella havaittiin myös perhoslajiston yksipuolistuvan voimakkaasti maankäytön tehostuessa.

Eriyisen herkkiä tehostuvan maankäytön kielteisille vaikutuksille olivat elinympäristönsä suhteen vaateliaat ja heikosti liikkuvat perhoslajit (kuva 3.7.4-6). Herkimpien lajien häviäminen oli huomattavasti yksipuolistanut esimerkiksi Lounais-Suomen ja Uudenmaan voimaperäisesti viljeltyjen alueiden lajistoa. Näiden alueiden jäljellä olevilla pellonpientareilla elää enää pieni joukko vähään tyytyväisiä perhoslajeja, kuten nokkos-, neito- ja lanttuperhosia. Perhoslajiston säilymisessä oli selviä eroja Suomen eri osien välillä. Herkimpien lajien laajamittaista häviämistä ei havaittu alueilla, joilla peltojen osuus maisemasta oli edelleen alle 50 prosenttia. Perhoslajisto oli säilynyt monipuolisena etenkin Ahvenanmaalla, jossa on säilynyt poikkeuksellisen paljon perinteisen maatalouden luomia elinympäristöjä kuten niittyjä, pientareita ja hakamaita.

Huomionarvoista tuloksissa on se, että tehostuva maankäyttö ei ollut pelkästään vähentänyt maatalousalueiden keskimääräisiä lajimääriä, vaan se oli myös johtanut perhoslajiston yksipuolistumiseen, kun paikkojen välistä erilaisuutta luoneet harvinaiset ja vaateliaat lajit olivat hävinneet laajoilta alueilta.



Kuva 3.7.4-6. (a) Päiväperhosten alfa- ja (b) beta-diversiteetin sekä (c) elinympäristöltään vaatimattomien generalistien ja (d) -leviämiskyvyltään hyvien lajien osuuden suhde viljellyn pellon peittävyteen neljännesneliökilometrin tutkimusalueilla Lounais-, Etelä- ja Itä-Suomessa sekä Pohjanmaalla ja Ahvenanmaalla (n = 134). Viljelyalan kasvaessa perhosten lajistollinen monimuotoisuus vähenee ja elinympäristöltään vaatimattomien ja leviämiskyvyltään hyvien lajien osuus päiväperhosyhteisöstä kasvaa.

3.7.4.7 Tulosten tarkastelu

Satunnaisruutututkimuksen tutkimusalueiden maisemarakenteen kehitystä on seurattu jo 20 vuoden ajan vuosina 1990–2010. Lisäksi osalta alueista tiedot maisemarakenteen kehityksestä saatiin kerättyä huomattavasti pidemmältä ajalta noin vuosilta 1900 ja 1960. Tulokset osoittavat, että maatalousluonnon kannalta suurimmat muutokset maatalousmaisemissamme tapahtuivat Etelä- ja Lounais-Suomessa jo ennen vuotta 1960, ja Ahvenanmaalla joitakin vuosikymmeniä myöhemmin ja astetta lievempinä kuin Manner-Suomessa. Maatalousluonnon kannalta merkittävin kielteinen muutos oli luonnonniittyjen laajamittainen muuttaminen viljellyiksi pelloiksi.

Viimeisten 20 vuoden aikana tapahtuneet muutokset viljellyn pellon ja niittyjen pinta-aloissa ovat olleet varsin pieniä, etenkin aiempiin suuriin muutoksiin verrattuna. Seurantatulosten perusteella Manner-Suomessa maatalouden ympäristötukijärjestelmän olemassa olon aikana (vuodesta 1995 lähtien) pellon ja niityn pinta-aloissa ei keskimäärin ole tapahtunut juurikaan muutoksia. Ainoastaan Itä-Suomen tutkimusalueilla viljellyn pellon pinta-ala on jonkin verran vähentynyt. Luonnon monimuotoisuudelle hyödyllisten viljelemättömien kesantojenkaan pinta-alassa ei ole 20 viime vuoden aikana tapahtunut merkittävää systemaattista muutosta siitä huolimatta, että yksittäisillä tutkimusalueilla niiden määrä on vaihdellut suuresti. Selkein ympäristötuen aikana jatkunut luonnon monimuotoisuuden kannalta haitallinen kehityskulku on oijen ja viljelemättömien pellonpientareiden pinta-alan tasainen väheneminen kaikilla seurantatutkimuksen suuralueilla. Kehityksen taustalla on pitkään vaikuttanut paine entistä suurempaan tehokkuuteen viljelyssä ja siitä seurannut tarve kasvattaa peltojen lohkokokoa salaojituksilla ja reunoja oikomalla.

Nyt tehdyt korrelaatiotarkastelut sekä aiemmat MYTVAS-tutkimukset ovat osoittaneet maiseman monimuotoisuuden ja erityisesti avointen viljelemättömien maatalouselinympäristöjen suuren merkityksen lajistolliselle monimuotoisuudelle (Kivinen ym. 2006, Ekroos ym. 2010, Ekroos & Kuussaari 2010). Jäljellä olevat pienetkin niittylaikut ovat tärkeitä monille elinympäristöltään vaateliaille ja leviämiskyvyltään heikoille lajeille (Ekroos & Kuussaari 2010). Kaikkein voimakkaimmin viljellyiltä, peltovaltaisimmilta maatalousalueiltamme nämä monet aiemmin yleiset lajit ovat jo hävinneet ja jäljelle on jäänyt pienehkö joukko tavallisilla pellonpientareilla lisääntymään kykeneviä lajeja. On todennäköistä, että nämäkin lajit kärsivät yhä jatkuvasta pientareiden vähenemisestä. Peltojen lohkokoon kasvu ja pientareiden väheneminen vaikeuttavat myös monien lajien leviämistä maatalousalueiden sisällä. Eräillä neljännesneliökilometrin kokoisilla MYTVAS-tutkimusalueilla pientareiden määrä on käynyt jo niin vähiin, että kymmenen 50 metrin mittaisen tutkimuslohkon mahdollistaminen tutkimusalueen peltojen reunoille on käynyt vaikeaksi.

Monilta MYTVAS-tutkimusalueilta käyttöön saadut historialliset maankäyttöaineistot mahdollistivat ensimmäistä ker-

taa tarkastelun siitä, minkä ajanjakson maankäyttötiedoilla voidaan parhaiten selittää putkilokasvien ja päiväperhosten nykyistä lajistollista monimuotoisuutta. Yksinkertaisen korrelaatiotarkastelun tulokset viittaavat siihen, että kasvit reagoivat huomattavasti päiväperhosia hitaammin maisemarakenteen muutoksiin. Viidenkymmenen vuoden takainen maisemarakenne selitti nykyistä maisemarakennetta huomattavasti paremmin niitykasvien sekä kaikkien kasvien vuonna 2010 havaittuja lajimääriä neljännesneliökilometrin kokoisilla tutkimusalueilla. Sitä vastoin päiväperhosilla korrelaatiot maankäyttömuuttujiin olivat voimakkaimmillaan nykyisen tai kymmenen vuotta aieman maankäytön kanssa.

Tulokset viittaavat siihen, että kasvien lajistollinen monimuotoisuus ei ole ehtinyt vielä saavuttaa tasapainoa muuttuneen ympäristönsä kanssa, ja että kasvilajistolla on todennäköisesti vielä maksamatonta sukupuuttovelkaa suomalaisissa maatalousmaisemissa. Perhosilla sukupolvikierto on paljon nopeampi kuin monilla kasvilajeilla, minkä takia on ymmärrettävää, että ne reagoivat ympäristömuutoksiin varsin lyhyellä viiveellä. Nyt saadut tulokset sopivat hyvin yhteen niittyajiston sukupuuttovelasta aiemmin Ruotsissa (Lindborg & Eriksson 2004, Cousins 2009), Virossa (Helm ym. 2006) ja muualla Euroopassa (Krauss ym. 2010) saatuihin tuloksiin.

Korrelaatiotuloksissa oli hieman yllättävää, että perhosilla ei havaittu lainkaan tilastollisesti merkitsevää suhdetta niittyjen pinta-alaan. Tuloksen taustalla saattaa olla se, että tutkimusalueilla niittyjen pinta-alat ovat jo liian pieniä, jotta niillä voisi olla suurta tilastollista selitysarvoa perhosten lajimäärälle. Tarkemmat perhoslajiston koostumukseen paneutuneet tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että maisematasolla niittyajilla on usein suuri merkitys alueen vähälukuisille vaateliaille ja leviämiskyvyltään heikoille lajeille (Ekroos ym. 2010, Ekroos & Kuussaari 2010).

Jatkossa tarvetta olisi perusteellisemmalle analyysille historiallisen maisemarakenteen vaikutuksista nykyiseen lajistoon. Toinen jatkotutkimuksia kaipaava aihe on metsäalueiden ja niiden reunojen merkitys avoimen maatalousympäristön lajistolle. Useat Suomessa ja Ruotsissa tehdyt viimeaikaiset tutkimukset (Kuussaari ym. 2007, Öckinger ym. 2012a, 2012b, Berg ym. 2011, Korpela ym. 2013, 2014) ovat korostaneet metsäalueiden myönteistä merkitystä lajiston monimuotoisuudelle maatalousalueilla. Näyttää siltä, että avoimilla viljelemättömillä alueilla on suurin merkitys maatalousluonnon monimuotoisuudelle silloin, kun ne sijaitsevat lähellä metsänreunaa. Satunnaisruutututkimuksessa kerätyt seuranta-aineistot tarjoavat erinomaista aineistoa metsän merkityksen tarkemmalle analyysille.

3.7.4.8 Johtopäätökset

Satunnaisruutututkimuksen osana tehty maisemarakenteen dokumentointi ja maisemamuutosten seuranta ovat tuottaneet tärkeää tietoa eri maatalouselinympäristöjen määrästä, kehi-

tyssuunnista ja merkityksestä maatalousluonnolle Suomessa. Pitkällä aikavälillä maatalousalueidemme maisemarakenne on muuttunut suuresti viljelyn peltoalan kasvaessa ja niittyjen pinta-alan vähentyessä. Viimeisten 20 vuoden aikana muutokset ovat olleet melko vähäisiä, mutta paineet viljelyn tehostamiseen ovat edelleen vähentäneet oijen ja pientareiden määriä. Pitkän aikavälin suuret maisemamuutokset ovat luonnollisesti heijastuneet eliölajistoon, mikä on näkynyt monien maatalousympäristön lajien uhanalaistumisena (Rassi ym. 2010). Lyhytikäiset lajit, kuten hyönteiset, ovat jo ehdineet reagoida elinympäristönsä muutoksiin. Sitä vastoin pitkäikäisillä lajeilla, kuten monilla niittykasveilla, sopeutuminen vuosikymmenien takaisin maisemarakenteen muutoksiin on yhä käynnissä.

MYTVAS-tutkimuksessa tehtyjen lajistoseurantojen tärkein tulos on ollut se, ettei minkään lajiryhmän monimuotoisuudessa havaittu suuria muutoksia. Samalla tutkimukset ovat tuottaneet paljon hyödyllistä tietoa eri elinympäristöjen merkityksestä näiden eliöryhmien monimuotoisuudelle. Harvalukuisten perinnebiotooppien ohella tavallisilla maatiloilla on havaittu esiintyvän kolmenlaisia erityisen merkittäviä monimuotoisuuskohteita:

(i) Erityisesti on korostunut jäljellä olevien niittylaikkujen suuri merkitys lajistolle. Tärkeä niitä koskeva huomio on se, että ne ovat usein pienialaisia ja viljelijän silmissä arvottomia joutomaita. Tämän vuoksi ne ovat jääneet pois käytöstä tai pysyneet aina viljelyn ulkopuolella. Huolimatta suurista luontoarvoistaan ne ovat usein jääneet myös maatalouden ympäristötuen ulkopuolelle, ja ovat sen takia jatkuvassa vaarassa hävitä, mikäli niille keksitään jotain hyötykäyttöä.

(ii) Toinen useimmiten ympäristötuen ulkopuolella pysynyt monimuotoisuudelle tärkeä elinympäristötyyppi on avoimet viljelemättömät kaistaleet aurinkoisissa pellon ja metsänreunoissa. Lämpimän pienilmaston ansiosta tällaisilla paikoilla voi olla erittäin monipuolinen kasvi- ja hyönteislajisto. Näitä alueita ei kuitenkaan oteta erityisesti huomioon maatalouden ympäristötuessa.

(iii) Kaikkein tärkeimpiä lajistollisen monimuotoisuuden keskitymiä tavallisilla maatalousalueilla ovat pitkään (>10 v) viljelyn ulkopuolella olleet kesantopellot ja hylätyt pellot. Niiden kasvilisuus on usein kehittynyt niittymäiseksi, ja kohtalaisen suuren pinta-alansa ansiosta niille on usein ajan myötä muodostunut monien niittykasvien ja -perhosten elinvoimaisia kantoja. Nykyisen ympäristötukijärjestelmän valitettava epäkohta on ollut se, että tällaisia arvokohteita ei aina ole voitu hyväksyä tukea saaviksi luonnonhoitopelloiksi. Tällöin lajistoltaan arvokas kohde saatetaan perustaa uudelleen tavallisella nurmiseoksella, jolloin sen luontoarvot tuhoutuvat. Tällaiset esimerkit heikentävät monimuotoisuuden edistämistä kiinnostuneiden viljelijöiden uskoa ympäristötukijärjestelmään ja kertovat surullisella tavalla siitä, miten maatalouden ympäristötukea on yrityksistä huolimatta vaikea saada palvelemaan yhtä sen päätaivoitteista, maatalousluonnon monimuotoisuuden edistämistä.

3.7.4.9 Toimenpidesuosituksukset

Maatalousmaiseman rakenteen merkityksestä luonnon monimuotoisuudelle on kertynyt runsaasti tutkimustietoa. Sen perusteella voidaan antaa useita käytännön toimenpidesuosituksia:

- Harvinaisten perinnebiotooppien ohella erityisen suuri merkitys maatalousluonnolle on tavallisilla maatalousalueilla jäljellä olevilla pienilläkin niittykaikuilla, avointa viljelemättömää elinympäristöä sisältävillä aurinkoisilla metsän ja pellon reuna-alueilla sekä yhä suuremmissa määrin pitkään viljelyn ulkopuolella olleilla ja niittymäisiksi kehittyneillä kesannoilla ja hylätyillä pelloilla. Toimia näiden luontokohteiden säilyttämiseksi tulisi tehostaa.
- Monilla alueilla maatalouden maankäytön tehostuminen on jo johtanut eliölajiston köyhtymiseen ja yksipuolistumiseen. Tällöin uhattuna ovat myös biodiversiteetin tarjoamat ekosysteemipalvelut, kuten pölytys ja biologinen torjunta. Ympäristötuki tarjoaa useita toimenpiteitä näiden menetysten kompensoimiseen, mutta tehokkaimmat keinot pitäisi saada nykyistä laajempaan käyttöön. Tulisi pyrkiä siihen, että salaojitukset ja muut peltolohkojärjestelyt eivät vähentäisi maatalon avoimen viljelemättömän alueen pinta-alaa, vaan samalla perustettaisiin korvaavia pitkäikäisiä luonnonhoitopelloja sekä monimuotoisuuskaistoja peltojen reuna-alueille.
- Maksuton tilaneuvonta on toimiva keino tunnistaa maatalon arvokkaat luontokohteet ja kohdentaa ympäristötuen toimenpiteet otollisille paikoille. Oikealla sijoittelulla voidaan merkittävästi tehostaa toimenpiteillä saavutettavia luontovaikutuksia.
- Maisemarakenteen luontovaikutuksiin liittyy yhä tärkeitä tutkimustarpeita. Esimerkiksi toimenpiteiden sijoittamisen merkitystä suhteessa metsäalueisiin ja niiden reunoihin sekä historiallisen maankäytön merkitystä nykyiselle lajiston monimuotoisuudelle tulisi selvittää aiempaa perusteellisemmin. Maisemamuutosten seurannalle on tarvetta myös jatkossa, mutta muutosten hitauden takia olisi riittävää toistaa seuranta esimerkiksi 10 vuoden välein.

Kirjallisuus

Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R. & Söderström, B. 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation* 144: 2819–2831.

Cousins, S.A.O. 2009. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science* 20: 3–7.

Ekroos, J. & Kuussaari, M. 2012. Landscape context affects the relationship between local and landscape species richness of butterflies in semi-natural habitats. *Ecography* 35: 232–238.

- Ekroos, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 459–467.
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Hooftman, D.A.P. & Bullock, J.M. 2012. Mapping to inform conservation: a case study of changes in semi-natural habitats and their connectivity over 70 years. *Biological Conservation* 145: 30–38.
- 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.
- Kivinen, S., Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M., Helenius, J. & Härjämäki, K. 2008. Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 112–127.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharntke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26: 474–481.
- Korpela, E.-L., Hyvönen, T. & Kuussaari, M. 2014. Logging in boreal field-forest ecotones promotes flower-visiting insect diversity and modifies insect community composition. *Käsikirjoitus, tarjottu julkaistavaksi*.
- Korpela, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S. & Kuussaari, M. 2013. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179: 18–24.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Ockinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13: 597–605.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M. & Pöyry, J. 2007. Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 366–376.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Luoto, M., Ikävalko, J., Kivinen S. & Kuussaari, M. 2004: Maatalousmaiseman rakenne ja sen merkitys lajiston monimuotoisuudelle. 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. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 120–140.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus –Punainen kirja 2010. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 685 s.
- Sandholm, L., Heliölä, J., Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012. Utvecklingen av naturens mångfald i jordbruksmiljön på Åland 2002–2011. Projektets slutrapport 9.3.2012. Ålandsk utredningsserie 2012: 1.
- Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.) 2005. Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. Suomen ympäristö 734. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 213 s.
- Stoate, C., Baldi, A., Boatman, N.D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy & L., Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Lurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., Van der Putten, W.H. & Westphal, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661–685.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.) 2004. Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki. 366 s.

Öckinger, E., Bergman, K.O., Franzen, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I. & Bommarco, R. 2012b. The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27: 121–131.

Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N.E. & Bommarco, R. 2012a. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography* 35: 259–267.

3.8 Maatilan monimuotoisuuskartoitus

Janne Heliölä (SYKE) ja Mikko Kuussaari (SYKE)
janne.heliola@ymparisto.fi

3.8.1 Tausta

Maatilan luonnon monimuotoisuuskartoitus otettiin käyttöön ympäristöohjelmakaudelle 2007–2013 uutena pakollisena perustoimenpiteenä kaikille ympäristötukeen sitoutuneille maataloille. Monimuotoisuuskartoituksen tavoitteena on parantaa viljelijöiden tietoisuutta omalta maatilalta löytyvistä merkittävistä luontokohteista ja edistää siten niiden säilyttämistä. Kartoituksen laatimisesta on annettu yksityiskohtaiset ohjeet (MMM 2007), ja sitä varten on kehitetty valmis lomakepohja. Viljelijöiden on tullut laatia kartoitus toisen sitoumusvuoden loppuun mennessä. Tehty kartoitus on pitänyt säilyttää tilalla ja esittää pyydettyä tukivalvontojen yhteydessä.

Taulukossa 3.8-1 on vertailtu kasvien, perhosten ja lintujen laji- ja yksilömäärien vaihtelua eräissä luontoarvoiltaan keskeisimmässä maatalousalueiden elinympäristöissä. Myös Heliölä & Kuussaari (2012) tekivät vastaavankaltaisen tarkastelun. Merkittävimpiä niistä ovat perinnebiotoopit, eli erilaiset niityt sekä avoimet ja puustoiset luonnonlaitumet. Perinnebiotoopeilla esiintyy runsaasti uhanalaista lajistoa (Rassi ym. 2010), ja ne ovat myös luontotyyppinä uhanalaisia (Raunio ym. 2010). Hoidon, eli niiton tai laidunnuksen, päätyttyä perinnebiotooppien luontoarvot yleensä heikentyvät nopeasti säilyen pisimpään kuivilla tai kallioisilla kohteilla. Valtakunnallisessa inventoinnissa 1990-luvulla arvokkaita perinnebiotooppeja löydettiin enää 20 000 hehtaaria (Vainio ym. 2001).

Varsinaisten perinnebiotooppien ohella myös niitä vähempiarvoisten avointen niitty- ja joutomaalaikkujen määrät ovat vähentyneet maatalousalueilla (Kivinen ym. 2006; raportin luku 3.7.4). Niittyjen huetessa erilaisten korvaavien elinympäristöjen, kuten monilajisten pientareiden, metsänreunojen ja metsäsaarekkeiden merkitys eliölajistolle on yhä suurempi. Esimerkiksi päiväperhosten osalta valoisat, puoliavoimet metsänreunat voivat olla monimuotoisuudeltaan jopa niittyjen tasoa (Schulman ym. 2005). Näiden ohella erilaisilla pitkään muokkaamatta säilyneillä viherkesannoilla, nurmilla ja luonnonhoitopelloilla on suurta arvoa sekä linnuille (Herzon ym. 2011), kasveille (Herzon ym. 2012) että pölyttäjille (Hyvönen ym. 2010). Sekä luontaiset että perustetut pienkosteikot ovat lisäksi luontoarvoiltaan merkittäviä etenkin alueilla, joilla luonnonvesistöjä on niukasti (ks. Heliölä ym. 2010; Tiainen ym. 2010).

Edellä mainitut luontotyypit on huomioitu kattavasti luonnon monimuotoisuuskartoituksen ohjeistuksessa (MMM 2007). Niiden lisäksi ohjeissa on huomioitu muitakin kohteita, joilla on ensisijaisesti maisemallista, kulttuurihistoriallista tai riis-tanhoidollista arvoa. Tällaisia ovat esimerkiksi vanhat ladot,

Taulukko 3.8-1. Maatalousalueiden luontoarvoiltaan merkittäviä elinympäristöjä sekä taustakirjallisuuden perusteella johdetut yleisarviot niiden suhteellisesta merkityksestä luonnon monimuotoisuudelle.

Eliöryhmä	Putkilokasvit			Päiväperhoset				Linnut	Yleisarvio
Mittari	Lajimäärä			Lajimäärä		Yksilötiheys		Reviiritiheys	
Tietolähde*	a	b	c	d	b	d	b	e	
Luonnonlaitumet	27,4	53,4	31,2	-	6,7	-	14,0	266	++++
Hylätyt niityt	25,1	41,9	35,5	9,3	8,9	33,0	24,8	-	+++
Metsänreunat	28,1	38,1	-	7,3	9,3	25,0	29,3	-	+...++
Pellonpientareet	21,4	27,8	28,2	6,3	5,6	21,2	17,6	-	+
Viherkesannot	-	-	27,1**	4,5	-	12,2	-	219	+...++
Maisemapellot	-	-	22,8	-	-	-	-	-	(+)
Riistapellot	-	-	20,7	-	-	-	-	-	(+)
Pihapiirit ja ladot	-	-	-	-	-	-	-	838	(++)

* a: Jauni & Helenius 2008, b: Schulman ym. 2005, c: Herzon ym. 2012, d: Vaittinen 2004, e: Tiainen ym. 2012.

** Luonnonhoitopeltoja.

puukujanteet, kiviaidat sekä maisema- ja riistapellot. Nämä kohteet ovat viljelijän kannalta helppoja tunnistaa, mutta niiden merkitys luonnon monimuotoisuudelle on yleensä yllä mainittuja rajatumpi.

3.8.2 Tavoitteet

Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli selvittää, minkä sisältöisiä ja miten kattavia viljelijöiden laatimat monimuotoisuuskartoitukset ovat olleet. Tätä varten kartoitusten sisällöstä kerättiin otostietoa sekä haastattelututkimuksen että tilakäyntien avulla. Tulosten avulla pyrittiin selvittämään, onko luontotyyppien tunnistamisessa ollut puutteita tai onko kartoituksiin toistuvasti merkitty sellaisia kohteita tai luontotyyppisiä, joiden rajaamista ei voi pitää mielekkäänä. Lopullisena päämääränä oli arvioida toimenpiteen vaikuttavuutta ja siihen liittyviä ongelmakohtia sekä kehittämistarpeita.

3.8.3 Aineisto ja menetelmät

Selvitys perustui kolmeen eri tietoaaineistoon, joista kaksi kerättiin osana MYTVAS 3 -hanketta. Lisäksi työssä hyödynnettiin Maatilan luontoarvojen mittaaminen -hankkeessa (MALMI; Heliölä & Kuussaari 2012) kerättyjä inventointiaineistoja.

Työ toteutettiin kolmessa vaiheessa siten, että ensin (a) niin sanottuun haastattelututkimukseen osallistuneilta maanviljelijöiltä (ks. raportin luku 3.1; n=185) tiedusteltiin yleisellä tasolla, millaisia luontokohteita he olivat kirjanneet omaan monimuotoisuuskartoitukseensa. Haastattelututkimuksen avulla pyrittiin saamaan alueellisesti kattava yleiskuva viljelijöiden rajaamista erilaisista monimuotoisuuskohdeista melko suurelta määrältä

maatiloja. Samalla viljelijöiltä tiedusteltiin lupaa luontoasiantuntijan myöhempään maastokäyntiin tilalla. Seuraavassa vaiheessa (b) luontoasiantuntijan oli tarkoitus tehdä nämä maastokäynnit, joiden tavoitteena oli kirjata muistiin yksityiskohtaiset tiedot viljelijän omasta kartoituksesta sekä inventoida kartoituksen vertailuaineistoksi tiedot maatilan luontokohteiden esiintymisestä.

Tarkempi maastaselvitys oli suunniteltu tehtäväksi vähintään parillakymmenellä haastattelututkimukseen osallistuneista maatiloista. Tähän ei kuitenkaan pystytty, sillä vastanneista viljelijöistä vain seitsemän (7 %) salli maastokäynnin. Heikko tulos selittynee ainakin osin eräiden haastattelijoiden kielteisellä suhtautumisella monimuotoisuuskartoitukseen ja yleisemminkin maatalouden luonnonsuojelua kohtaan (J. Grönroos, suullinen tieto).

Edellä mainittujen aineistojen lisäksi työssä hyödynnettiin (c) MALMI-tutkimushankkeessa vuosina 2010–2011 Uudenmaan, Pohjois-Pohjanmaan ja Pirkanmaan alueilta kerättyjä vastaavia inventointiaineistoja maatilojen arvokkaista luontokohteista. Tutkimuksessa inventoitiin yhteensä 113 maatilaa, joista valtaosalta (n=78) saatiin kerättyä samalla myös tieto monimuotoisuuskartoituksen sisällöstä tai sen puuttumisesta. Inventoinneissa selvitettiin tiettyjen luontoarvoiltaan merkittäviksi tiedettyjen elinympäristöjen määrät kultakin maatilalta (Heliölä & Kuussaari 2012).

MYTVAS-haastattelututkimuksessa mukana olleiden maatilojen inventoinnit tehtiin samoilla periaatteilla kuin MALMI-hankkeessa, minkä ansiosta hankkeiden tietoaaineistot olivat keskenään vertailukelpoisia. Käytetty arvokkaiden elinympäristöjen luokittelu ei vastannut täysin monimuotoisuuskartoituksen ohjeita (MMM 2007), sillä edellä mainituista syistä johtuen vanhat ladot ja rakennelmat sekä riista- ja maisemapellot jätettiin huomiotta.

Tämän vuoksi viljelijän ja asiantuntijan laatimat kartoitukset olivat vertailtavissa vain siltä osin kuin niiden ympäristöluokitukset ovat yhteneviä.

MALMI-hankkeen tutkimusotos painottui vahvasti perinnebiotooppien hoidon sekä luonnon- ja maisemanhoidon erityistukia saaviin maataloihin, joita oli yhteensä 50 (64 %; ks. Heliölä & Kuussaari 2012). Näitä erityistukia saavat maatilat ovat yleensä luontoarvoiltaan tavanomaisesta poikkeavia, joten tulosten yhteydessä niitä käsiteltiin osittain omana ryhmänään. Muut hankkeessa inventoidut maatilat olivat erityistukien ulkopuolella. Maastossa viljelijöiden kanssa käytyjen kymmenien keskusteluiden aikana kävi ilmeiseksi, että monimuotoisuuskartoituksen keskeisimmät ongelmakohdat eivät ole luonteeltaan teknisiä vaan inhimillisiä. Tutkimuksessa ei selvitetty systemaattisesti viljelijöiden asenteita tai mielipiteitä, mutta keskustelujen aikana tehdyistä havainnoista esitetään silti alla lyhyt yhteenveto, sillä sen katsottiin auttavan tulosten tulkinnassa ja johtopäätösten tekemisessä.

3.8.4 Tulokset

Haastattelututkimus viljelijöille

Haastattelututkimus toteutettiin keväällä 2011 Lepsämänjoen, Yläneenjoen ja Lestijoen valuma-alueilla (ks. raportin luku 3.1). Yhteensä 106 maanviljelijää (57 %) vastasi ainakin jossain laajuudessa monimuotoisuuskartoitukseen liittyviin kysymyksiin. Tuloksia tulkittaessa on huomattava, että kyselyssä pyydettiin valitsemaan kartoitukseen kirjattuja luontokohteita kiinteältä valintalistalta, jota viljelijä ei voinut itse täydentää. Tulokset eivät siis välttämättä anna kattavaa kuvaa siitä, millaisia kohteita viljelijät olivat kartoituksiinsa kirjanneet. Tästä saatiin edustavampi kuva maatilakäyntien yhteydessä.

Tarjotuista vaihtoehdoista viljelijät kertoivat kirjanneensa monimuotoisuuskartoitukseen yleisimmin monilajisia pientareita, metsänreunoja tai saarekkeita sekä puroja tai kosteikkoja (taulukko 3.8-2). Niitä löytyi noin neljännekseltä vastanneista. Ympäristötuen erityistukialueita oli noin joka seitsemännellä vastaajalla, mikä on selvästi keskimääräistä enemmän. Voidaan epäillä, että vastaajiksi oli valikoitunut tavanomaista ympäristömyönteisempiä viljelijöitä. Joka kymmenes viljelijä ilmoitti kirjanneensa kartoitukseen riista-, niitty- tai maisemaluonnonhoitopeltoja. Luonnonlaitumia, pysyviä laitumia ja hylättyjä niittyjä tai -peltoja oli maininnut vain 2–8 prosenttia vastanneista.

Erillisessä kysymyskohdassa noin viidennes vastaajista ilmoitti, että kartoitukseen on kirjattu vain hoidetut viljelemättömät pelot (sisältäen luonnonhoitopellot) ja/tai erityistuen sopimusalueet (taulukko 3.8-2). Näiden kohteiden kirjaamista voidaan pitää ohjeistuksen edellyttämänä miniminä, jonka lisäksi useimmilta maataloilta löytyy joitain muitakin huomionarvoisia kohteita. Keskeisin havainto oli kuitenkin se, että lähes viidennes vastaajista ilmoitti suoraan, ettei kartoitusta ole tehty (taulukko 3.8-2). On lisäksi luultavaa, että kartoituksen tekemättä jättäneiden osuus oli tätäkin suurempi niillä, jotka eivät vastanneet kysymyskohtaan.

Puutteet monimuotoisuuskartoituksen laatimisessa

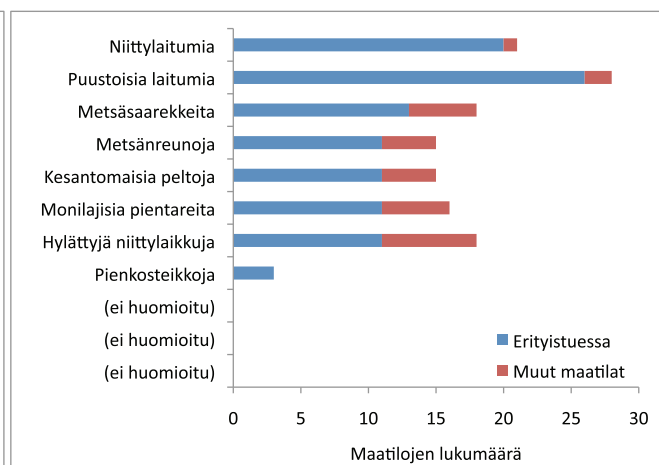
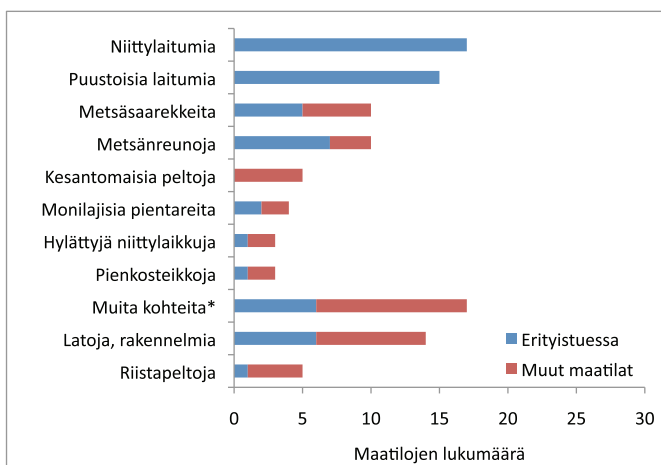
Yhteensä 55 maatilalta saatiin käyttöön tiedot sekä viljelijän omasta kartoituksesta että asiantuntijan maastossa rajaamista arvokkaista luontokohteista. Näistä 48 sisältyi MALMI-hankkeen ja loput seitsemän edellä kuvatus haastattelututkimuksen otokseen (Yläneenjoki 5, Lepsämänjoki 2 maatilaa; taulukko 3.8-3). Tämän lisäksi MALMI-hankkeen viljelijöistä 18 (23 %) kieltäytyi paljastamasta kartoituksensa sisältöä ja 12 (15 %) totesi suoraan, ettei kartoitusta ole tehty.

Taulukko 3.8-2. Haastattelututkimukseen vastanneiden viljelijöiden ilmoittamat luontokohteet. Kyselyssä käytettiin kiinteää valintalistaa, johon pyydettiin merkitsemään oman tilan monimuotoisuuskartoitukseen kirjatut luontotyypit. HVP = hoidettu viljelemätön pelto, sisältäen luonnonhoitopellot.

Valuma-alue	Lepsämänjoki	Yläneenjoki	Lestijoki	Yhteensä, kpl	Osuus, %
Vastanneita viljelijöitä	24	25	57	106	100
Ilmoitetut luontokohteet					
Monilajisia pientareita	4	19	9	32	30
Metsänreunoja/saarekkeita	0	14	15	29	27
Puroja/kosteikkoja	4	6	15	25	24
Erytistukialueita	4	5	8	17	16
Luonnonhoitopeltoja	2	2	7	11	10
Muita luonnonlaitumia	1	3	5	9	8
Pysyviä laitumia	1	0	1	2	2
Käyttämättömiä peltoja tai niittyjä	0	0	2	2	2
Vain HVP tai erityistukialueet	6	11	3	20	19
Kartoitus tekemättä	7	7	10	24	23

Taulukko 3.8-3. Yhteenveto hankkeessa käytetyistä tietoaineistoista. Monimuotoisuuskartoituksen sisältöä selvitettiin yhteensä 85 maatilalta, joista 78 inventoitiin MALMI-hankkeessa ja loput tässä hankkeessa.

Monimuotoisuuskartoitus	Maatiloja yhteensä	ELY-keskus			Erytystuessa	Muut maatilat
		UUS	POP	PIR		
On tehty ja tiedot saatiin	48+7	21	10	17	37	11+7
Ei luovuta tietoja	18	1	16	1	3	15
Ei ole tehty	12	4	6	2	10	2
Yhteensä	78+7	26	32	20	50	28+7



Kuva 3.8-1a Viljelijän oman sekä 3.8-1b asiantuntijan laatiman luontokartoituksen sisältöjen vertailua. Aineistona 51 maastossa inventoitua maatilaa, joilta saatiin tiedot myös monimuotoisuuskartoituksesta (erityistuen maatilat n=34, muut maatilat n=17). * Muut kohteet on eritelty tarkemmin tekstissä.

Uudellamaalla ja Pirkanmaalla lähes kaikki otoksen viljelijät olivat tehneet kartoituksen ja suostuivat myös luovuttamaan siitä tietoja (taulukko 3.8-3). Pohjois-Pohjanmaalla suhtautuminen oli varauksellisempaa, sillä puolet viljelijöistä piti kartoituksensa salassa ja viidennes kertoi suoraan, ettei sitä ole tehty. Hieman yllättäen kartoitus oli tekemättä myös joka viidennellä perinbiotooppien hoidon tai luonnon ja maiseman edistämisen erityistukea saaneista viljelijöistä, vaikka heille sen laatiminen olisi ollut kaikkein yksinkertaisinta. On kuitenkin huomattava, että erityistukien ulkopuolella olleista viljelijöistä yli puolet kieltäytyi luovuttamasta tietoja kartoituksesta (taulukko 3.8-3). On todennäköistä, että heidän joukossaan kartoituksen tekemättä jättäneiden osuus oli vieläkin suurempi.

Inventoidut maatilat

Viljelijät olivat kirjanneet omiin kartoituksiinsa enimmäkseen yhdeksää ja keskimäärin noin kahta erilaista luontotyyppiä. Lähes puolet (44 %) erityistukien piirissä olleista (ET-) viljelijöistä ei ollut merkinnyt kartoitukseen muuta kuin erityistukialueensa. Erytystukien ulkopuolisia, yleensä luontoarvoiltaan tavanomaisempia maatiloja inventoitiin yhteensä 35 (taulukko 3.8-3).

Näistä kolmellatoista (37 %) ei esiintynyt mitään tavanomaisesta poikkeavia luontokohteita. Sitä vastoin kaikilta ET-maailoilta löydettiin jotain huomionarvoisia kohteita.

ET-viljelijät olivat yleisimmin merkinneet kartoitukseen erityistukea saavat luontokohteensa (kuva 3.8-1a). Muiden viljelijöiden kartoituksissa ei esiintynyt luonnonlaitumia lainkaan. He olivat useimmin maininneet vanhoja latoja, riisiä tai muita rakennelmia, joita esiintyi yleisesti myös ET-viljelijöillä. Monimuotoisia metsäsaarekkeita ja reunavyöhykkeitä oli melko laajalti sekä ET- että muiden viljelijöiden kartoituksissa. Sitä vastoin monilajisia, pitkään muokkaamatta olleita nurmia (usein luonnonhoitopeltoja) tai riistapeltoja olivat maininneet lähes yksinomaan muut viljelijät. Monilajisia pientareita, hylättyjä niitty laikkuja tai pienkosteikkoja esiintyi vain muutaman viljelijän kartoituksessa. Tältä osin tulokset olivat siis paljolti erilaisia kuin haastattelututkimuksessa (taulukko 3.8-2).

Edellä lueteltujen lisäksi kuvassa 3.8-1a mainittuihin ”muihin kohteisiin” sisältyi kookkaita yksittäispuita (viidellä maatilalla), suojavaikkeitä (4), lehtometsiä (3), yksittäiskiviä tai kivikasvoja (3), puukujanteita (3) ja kastelu- tai saostusaltaita (2) sekä yksi lähteikko, kaakkurilampi ja metsän ympäröimä sähkölinja.

Kuvassa 3.8-1b on esitetty edellisen vertailukohtaksi asiantuntijan löytämien arvokkaiden elinympäristöjen määrät järjestettynä edellisen kuvaajan tavoin. Avoimet ja puustoiset luonnonlaitumet olivat tässäkin ET-mautilojen luontotyypeistä yleisimpiä. Toisin kuin viljelijöiden omista kartoituksissa, noin joka kolmannelta ET-mautilalta löytyi erityistukialueiden lisäksi myös muita huomionarvoisia luontokohteita, kuten hylättyjä niittyjä tai monimuotoisia pientareita, metsänreunoja, saarekkeitä tai kesantopeltoja.

Erilaisia luonnonlaitumia löytyi inventoinneissa muutamilta erityistukien ulkopuolisiltakin mautiloilta (kuva 3.8-1b). Näillä mautiloilla yleisimpiä luontokohteita olivat hylätyt niityt tai pakettipellot sekä monimuotoiset pientareet ja metsäsaarekkeet. Asiantuntijan havaintoihin verrattuna viljelijän omasta kartoituksesta puuttui useimmiten hylättyjä niitylaikkuja sekä monimuotoisia piennaralueita. Etenkin entisten laidun- ja pihaniittyjen vähäisyys viljelijän kartoituksissa oli merkittävä puute, sillä ne ovat luontoarvoiltaan hyvin merkittäviä (ks. taulukko 3.8-1).

Monimuotoisten pientareiden ja metsänreunojen tunnistaminen on useimmiten hankalaa ilman auttavaa kasvilajiston tuntemusta. Monesti pientareen monimuotoisuus näyttikin tarkoittavan viljelijälle lähinnä marjovien tai kukkivien kasvien suurta määrää. Eräs viljelijä oli kirjannut kartoitukseensa ääriään myöten vadelman peittämän sarkaojan, toinen taas pari vuotta aiemmin glyfosaatilla myrkyttäneensä tienpientareen, jolla heinien hävittyä kukki nyt runsaasti muutamia yleisiä kukkakasveja. Näiden tulkintaongelmien vuoksi tuntuu selvältä, etteivät viljelijät pysty itse tunnistamaan pientareiden luontoarvoja kovinkaan luotettavasti.

Jotkin viljelijät olivat kirjanneet kartoitukseen vuokrateltoon rajautuvia, vuokranantajan maalla olevia luontokohteita, kuten puukujanteita, niitylaikkuja ja reunakaistoja. Mukaan oli päätyntä myös yksittäisiä metsäluonnon kohteita, kuten lehtomet-siköitä, kaakkurilampi, sähkölinja ja kelomänty. Rajatut kohteet olivat kuitenkin pääsääntöisesti annetun ohjeistuksen mukaisia ja selkeät väärinkäsitykset yksittäistapauksia.

Havaintoja viljelijöiden suhtautumisesta monimuotoisuus-kartoitukseen

Maastotöiden yhteydessä pääkirjoittajalla sekä kahdella muulla maastotyöläisellä oli tilaisuus keskustella vapaamuotoisesti mautilan monimuotoisuus-kartoitukseen liittyvistä kysymyksistä useiden kymmenien viljelijöiden kanssa. Käydyistä keskusteluista ei tehty kattavia muistiinpanoja, joten alla esitetty pohdinta kuvastaa vain niiden pohjalta muodostuneita kokonaisvaikutelmia. Keskeisin havainto keskusteluista oli, että viljelijöiden välillä oli suurta vaihtelua suhtautumisessa monimuotoisuus-kartoitukseen, ja näkemysten ääripää olivat kaukana toisistaan. Tavatut viljelijät olivat jaoteltavissa karkeasti ottaen seuraaviin neljään pääryhmään:

- Kiinnostuneet viljelijät olivat aidosti innostuneita kartoituksesta ja olivat myös selvästi panostaneet sen laatimiseen. Oman mautilan arvokkaat luontokohteet olivat heille tärkeitä, ja niistä haluttiin pitää huolta, kuten oli tehty jo aiemminkin. Tähän osaryhmistä pienimpään luetuilla viljelijöillä oli useimmiten erityistukisopimus perinnebiotoopin tai muun luontokohteen hoitamisesta, mikä osoitti että heillä on henkilökohtaista halua panostaa luontoon ja maisemaan. Tehdyt kartoitukset olivat yleensä laadukkaita, joskus jopa tarpeettoman yksityiskohtaisia. Eräs karjatilallinen kertoikin tarkastajan päivitelleen hänen kartoituksensa nähtyään, että "alkää nyt vallan itseänne repikö".
- Neutraalit viljelijät suhtautuivat kartoitukseen lähinnä huvittuneesti, pitäen sitä melko yhdentekevänä. Useimmat heistä olivat kuitenkin vastuuntuntoisesti täyttäneet lomakkeen ja suostuivat sen myös pyydettyä näyttämään. Tähän ryhmään kuului eniten viljelijöitä. Kartoitukseen oli yleensä kirjattu ohjeita noudattaen muutama yksittäiskohde, ei kuitenkaan kattavasti koko tilan alueelta. Moni tunnollinen viljelijä harmitteli aivan perustellusti sitä, ettei tavanomaiselta kasvinviljelytilalta useinkaan löydy mitään erityisiä luontokohteita. Eräs oli myös huolissaan siitä, pitäisikö kartoitusta päivittää sitä mukaa kun esimerkiksi riista- tai luonnonhoitopeltoja siirretään lohkolta toiselle.
- Välinpitämättömät viljelijät olivat tuotantokeskeisiä eikä kartoitus kiinnostanut heitä suuntaan tai toiseen. Tuotantoon liittymätön lomake koettiin lähinnä kiusanteoksi, ja eräs viljelijä totesikin kysyttäessä yksikantaan, että "ei meillä sitä hömppäpaperia täytetty ole". Moni tähän ryhmään kuuluneista viljelijöistä kieltäytyi näyttämästä kartoitustaan – luultavasti usein siksi, ettei sitä oltu muistettu tai viitsitty täyttää.
- Epäluuloiset viljelijät suhtautuivat kartoitukseen selkeän kielteisesti. Osa heistä suorastaan pelkäsi kartoitusta epäillen, että siihen kirjatuille kohteille määrätään jatkossa hävittämiskielto, vastikkeeton ylläpitovelvoite tai ne suoras-taan "viedään Naturaan". Tämä oli myös todennäköinen syy siihen, että useimmat heistä kieltäytyivät näyttämästä kartoitustaan. Maatalouden tiukentuneet tukiehdot ja ympäristönormit ärsyttivät heitä yleisemminkin.

Analysoidessaan ensimmäisen maatalouden ympäristötuki-järjestelmän (1995–1999) toimeenpanoa Soini & Tuuri (2000) jaottelivat viljelijöitä erilaisiin asennetyyppeihin sen perusteella, miten he suhtautuivat tukijärjestelmän tuomiin ympäristönormeihin ja -vaatimuksiin. Yllä hahmotellut viljelijäryhmät vastaavat pääpiirteissään heidän kuvaamia asennetyyppejä "ympäristöaktiivit", "konservatiivit", "tuotanto-orientoituneet" ja "ympäristönihilistit". Viljelijöiden asennetyypit näyttäisivät siis pysyneen ennallaan. Olisi kuitenkin kiinnostavaa tietää, onko tyyppien suhteellisissa osuuksissa tapahtunut muutoksia.

3.8.5 Johtopäätökset

Yksittäisten luontotyyppien osalta selvityksen keskeiset havainnot ja johtopäätökset on koottu taulukkoon 3.8-4. Useimmat luontotyypit olivat silti aineistossa liian harvalukuisia salliakseen luotettavien yleistysten tekemisen.

Maatilan monimuotoisuuskartoitus muistuttaa tavoitteiltaan suuresti ensimmäisellä ohjelmakaudella (1995–1999) pakollista maatilan ympäristönhoito-ohjelmaa. Soinin & Tuurin (2000) mukaan ympäristönhoito-ohjelmaa pidettiin tuolloin hyvänä tapana viedä ympäristöasiasia maataloille, mutta ohjelman laadintaan koettiin sisältyneen paljon epäkohtia. Näitä epäkohtia ei aikanaan tarkemmin raportoitu, kuten ei myöskään perusteluja toimenpiteestä luopumiseen siirryttäessä seuraavalle ohjelmakaudelle. Oletettavasti ne olivat kuitenkin paljolti samankaltaisia kuin monimuotoisuuskartoituksenkin kohdalla.

Tulosten perusteella monimuotoisuuskartoitus puuttui ainakin 15–25 prosentilta tutkimukseen osallistuneista maanviljelijöistä. Osuus voi olla suurempikin, sillä moni viljelijä ei halunnut kommentoida kartoituksensa sisältöä mitenkään. Tähän liittyen olisi kiinnostavaa tietää, missä määrin tilavalvonnoissa on annettu monimuotoisuuskartoitukseen liittyviä huomautuksia tai sanktioita.

Monimuotoisuutta edistäviä erityistukisopimuksia tehneet viljelijät eivät useinkaan olleet merkinneet kartoitukseen muuta kuin sopimusalueensa. Viljelijälle itselleen nämä alueet ovat joka tapauksessa tuttuja, joten se ei tuo hänelle mitään lisäarvoa. Vi-

ranomainen taas voi tarvittaessa hankkia tiedon sopimusalueista toisaaltakin, joten sopimus- ja lohkonumeroiden kopioiminen kartoituslomakkeelle ei palvele kenenkään etua.

Yli kolmannekselta erityistukien ulkopuolisista, luontoarvoiltaan tavanomaisempina pidettävistä maataloista ei löydetty inventoinneissa mitään merkittäviä elinympäristöjä. Aineisto ei riitä kovin luotettaviin yleistyksiin, mutta on selvää että vastaavanlaisia maataloja on maassamme paljon. Tällaisissa tapauksissa moni viljelijä kokenee kartoituksen täyttämisen turhauttavaksi tai suorastaan turhaksi. Olisi silti tärkeää, että erilaisten neuvonta- ja viranomaiskäyntien yhteydessä näiltäkin maataloilta pyrittäisiin tunnistamaan kehittämiskelpoisia luontokohteita ja tarjoamaan niiden hoitamiseen sekä toimintamalleja että rahoituskanavia, useimmiten ympäristötuen erityistukia.

3.8.6 Toimenpidesuosituksukset

Maatilan monimuotoisuuskartoituksesta ollaan näillä näkymin luopumassa seuraavalle ohjelmakaudelle (2014–2020) siirryttäessä. Tämän selvityksen perusteella päätöstä voi pitää oikeana, sillä kartoitus oli jäänyt monesti tekemättä, ja myös sen sisällössä oli usein puutteita. Keskeisin syy havaittuihin ongelmiin lienee se, ettei toimenpide onnistunut saavuttamaan viljelijöiden laajamittaista hyväksyntää ja arvostusta. Näyttääkin selvältä, että suora tilakäynneillä tehtävä neuvonta on edelleen keskeisin keino maatilan luontokohteiden ja niiden hoitomahdollisuuksien tunnistamiseksi.

Taulukko 3.8-4. Maatilan monimuotoisuuskartoitukseen merkittäväksi suositellut kohteet tai luontotyypit (MMM 2007) sekä inventoinneissa tehtyjä havaintoja kustakin.

Luontotyyppi tai -kohde	Havainnot viljelijän tekemistä kartoituksista
Monimuotoisuutta edistävät erityistukisopimusalueet	Joskus puuttuivat; usein kartoitukseen ei oltu kirjattu mitään muita luontokohteita.
Riista- ja maisemapellot	Yleisesti kirjattu kartoituksiin.
Hoidetut viljelemättömät pellot	Yleisesti kirjattu kartoituksiin.
Viljelemättömät pellot	Maastossa eivät useinkaan erotettavissa edellisistä.
Pysyvät laitumet	Ei selvitetty. Sisältynevät usein erityistukialueisiin.
Hylätyt niityt	Kirjattu puutteellisesti, joskin myös aidosti vähälukuisia.
Pellon- ja tienpientareet	Kirjattu puutteellisesti, ja tunnistamisessa vaikeuksia.
Reunavyöhykkeet, saarekkeet	Kirjattu puutteellisesti, ja tunnistamisessa vaikeuksia.
Puukujanteet	Harvinaisia, mutta hyvin tunnistettuja. Usein laadultaan vaatimattomia.
Vanhat ladot	Yleisesti kirjattuja, mutta pääosin laadultaan vaatimattomia lautalatoja.
Kiviaidat	Aineistossa vain yksi; yleisemmin suuria yksittäiskiviä tai kivikasoja.
Kosteikot	Vähälukuisia; vahvasti muokattuja kastelu- tai saostusaltaita.
Purot	Ei lainkaan tutkimusotoksessa.
Lähteet	Erittäin vähälukuisia, aineistossa vain yksi kohde.
Muut monimuotoisuuskohteet	Vähälukuisia; usein metsäluonnon kohteita.

Maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden yleissuunnittelu (Heikkilä 2002) on käytössä olevista keinoista ehkä tehokkain tapa viedä tietoa maatalan merkittävistä luontokohteista suoraan viljelijöille. Yleissuunnittelun merkitystä vähentää kuitenkin sen suppeahko toteutus, sillä vuoteen 2007 mennessä suunnitelmia oli laadittu vasta 43 (Härjämäki & Kaljonen 2007). Härjämäki & Kaljonen (2007) korostivat myös yleissuunnitelman valmistumisen jälkeen tehtävän jälkihoidon merkitystä. Pelkkä yleissuunnitelma ei useinkaan johda toimintaan, vaan viljelijä tarvitsee sen jälkeen vielä herättelyä ja muistuttamista, jotta suunnitelmaan rajatuille kohteille saadaan syntymään esimerkiksi erityistukihakemus.

Tilannetta voitaisiin parantaa nykyisestä myös ottamalla laajempaan käyttöön TEHO Plus -hankkeessa (www.ymparisto.fi/tehoplus) kehitetty toimintamalli maatalan ympäristökäsikirjan laatimiseksi. Tilakohtainen ympäristökäsikirja perustuu asiantuntijan tilakäynteihin sekä paikkatietotarkasteluihin. Vesien- ja luonnonsuojelun kannalta oleellisten kohteiden tunnistamisen ohella käsikirjassa ehdotetaan myös konkreettisia kehittämistoimia ja rahoituskeinoja niiden toteuttamiseen. Tämän vuoksi ympäristökäsikirjaa voi pitää potentiaaliselta vaikuttavuudeltaan selvästi parempana kuin maatalan monimuotoisuuskartoitusta. Yksi vaihtoehto olisi myös työstää eteenpäin TEHO Plus -hankkeessa kehitettyjä paikkatietomenetelmiä maatalan ympäristökohteiden tunnistamiseksi ja soveltaa niitä lopulta laajamittaisesti maatalojen ympäristösuunnittelun työkaluna, kuten Lillunen & Koskinen (2012) ovat ehdottaneet.

Kirjallisuus

Heikkilä, M. (toim.) 2002. Maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden yleissuunnitteluopas. Suomen ympäristö 591. Helsinki: Ympäristöministeriö. 58 s.

Heliölä, J., Heikkilä, S. & Kuussaari, M. 2010. Erityistuella perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 79–90.

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2012. HNV-seurainta-indikaattorin testaaminen maastoaineistoilla. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatalan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 26/2012. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 55–72.

Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2011. Importance of set-asides for breeding of open farmland birds in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 3–7.

Herzon, I., Toivonen, M., Kankaanpää, O., Mäkinen, T., Delasalle, M., Le Barh, C., Swiderski, C. & Helenius, J. 2012. Luonnonhoi-

topeltojen ympäristöhyödyt. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatalan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 26/2012. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 9–40.

Hyvönen, T., Huusela-Veistola, E., Kuussaari, M. & Alanen, E.-L. 2010. Viherkesantojen luontovaikutukset. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) –Väliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010. s. 105–114.

Härjämäki, K. & Kaljonen, M. 2007. Niityltä kartalle ja käytäntöön – maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden yleissuunnittelun vaikuttavuus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 6/2007. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 97 s.

Jauni, M. & Helenius, J. 2008. Putkilokasvien monimuotoisuus maatalousalueilla 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. s. 23–49.

Kivinen, S., Luoto, S., 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.

Lillunen, A. & Koskinen, J. 2012. Paikkatietoaineistojen hyödyntäminen maatalouden ympäristönsuojelussa. PowerPoint -esitys. Ympäristötuen kehittäminen, Tietojärjestelmät –alatyöryhmä, 28.2.2012. Viitattu 14.3.2013. Saatavissa internetistä: www.ymparisto.fi/tehoplus > Tietolaari.

MMM 2007. Ohje maatalan luonnon monimuotoisuuskartoitukseen. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 16 s. Viitattu 16.10.2013. Saatavissa internetistä: www.suomi.fi/lomakkeet.

Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus –Punainen kirja 2010. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 685 s.

Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 264 s.

Schulman, A., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (toim.) 2005. Ahvenanmaan maatalousluonnon monimuotoisuus ja maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointi. Suomen ympäristö 734. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 213 s.

Soini, K. & Tuuri, H. 2000. Maatalouden ympäristötukijärjestelmän (1995–1999) toimeenpano. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja, sarja A:89. Jyväskylä: Maatalouden tutkimuskeskus. 73 s.

Tiainen, J., Pitkänen, J., Rintala, J. & Seimola, T. 2010. Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väiliraportti. MMM:n julkaisuja 1/2010: s. 90–94.

Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012. Fåglar. Teoksessa: Sandholm, L., Heliölä, J. & Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. Utvecklingen av naturens mångfald i jordbruksmiljön på Åland 2002-2011. Åländsk utredningsserie 2012:1. s. 76–88.

Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.

Vaittinen, M. 2004. Maatalousalueiden eri elinympäristöjen merkitys päiväaktiivisten suurperhosten monimuotoisuudelle. Pro gradu -tutkielma, Joensuun yliopisto.

3.9 Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle

Pihla Sillanpää (Turun yliopisto), Reija Hietala (Turun yliopisto), Tapio Heikkilä (ympäristöministeriö), Eija Pouta (MTT), Katriina Soini (MTT), Marja Uusitalo (MTT), Timo Hurme (MTT)
pihla.sillanpaa@utu.fi

Tausta

Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle on suoraa jatkoa MYTVAS 1:n ja 2:n osahankkeelle Visuaalinen maisemaseuranta. Tässä osahankkeessa kehitettiin valokuvausmenetelmä ensisijaisesti viljelymaisemien ja perinnebiotooppien dokumentointiin ja niillä tapahtuvien maisemamuutosten seurantaan. Eri puolella maata on 13 viljelymaisemien tutkimusaluetta, ja niiltä valituilta kuvauspisteiltä on otettu valokuvia systemaattisesti; kattavat kuvaukset on tehty vuosina 1996 (tällöin 10 tutkimusaluetta), 2000, 2005 ja 2010. Valokuvausmenetelmän kehittämistyön myötä vuodesta 2000 lähtien kuvauksissa on siirrytty käyttämään panoraamakameraa ja mustavalkofilmin asemesta väriä. Perinnebiotooppien tutkimusalueita on 48 tuoretta niittyä Uudellamaalla ja Pirkanmaalla; kattavat kuvaukset on tehty niillä 2001 (kaikki niityt) sekä Uudellamaalla 2006 ja 2011 sekä Pirkanmaalla 2007 ja 2012. (Heikkilä 2007a, 2007b ja 2008). Visuaalisen maisemaseurannan koko kuva-aineisto on sijoitettu MTT:n arkistoon Jokioissa.

Vuosina 1996 ja 2000 otettujen kuvien perusteella tehtiin analyysi viljelymaisemien muutoksista, jotka jaoteltiin palautuvaan vaihteluun ja varsinaisiin maisemamuutoksiin (Heikkilä 2007 a). Samaa aineistoa käytettiin lähtökohtana Tyrväisen ja Silvennoisen (2004 ja 2005) maisemien arvostustutkimuksessa, jossa tehtiin selkoa maisemamuutosten herättämisestä käsityksistä. Vuoden 1996 valokuvia oli jo aiemmin käytetty kuvamanipulaatioiden pohja-aineistona ympäristötuen maisemavaikutuksia käsittelevässä tutkimuksessa (Hietala-Koivu ym. 1999a ja 1999b, Tahvanainen ym. 2002).

Visuaalisen maisemaseurannan valokuvausmenetelmä ja tulokset on esitelty Eurooppalaisen maisemasopimuksen edellyttämänä keskinäisen tiedonvaihdon hankkeena Euroopan neuvoston työkokouksessa (Heikkilä 2009). Valokuvausmenetelmää on tämän johdosta alettu soveltaa käyttöön muutamissa maisemaseurantahankkeissa, esimerkiksi Ranskassa ja Hollannissa. Kotimaassa metsähallitus on ottanut menetelmän käyttöön kunnostettavien perinnebiotooppikohteiden seurannassa (Raatikainen 2009). Maisemaseurannan kuva-aineistosta on laadittu valokuvanäyttelyitä, joista viimeisin 'Muutos maisemassa' oli esillä vuonna 2009 valokuvagalleria Hippolytessä Helsingissä ja Suomen maatalousmuseo Sarkassa Loimaalla sekä vuonna 2010 ympäristöministeriössä. Visuaalista maisemaseurannaa on esitelty useaan otteeseen sanoma- ja aikakauslehdissä sekä sähköisessä mediassa. Visuaalisen maisemaseurannan kuva-aineistoja on

lisäksi hyödynnetty keväällä 2014 julkaistavalla verkkosivustolla (www.muuttuvamaalaismaisema.fi). Sivuston päätavoitteena on lisätä kansalaisten tietoisuutta maaseutumaisemien tilasta ja viimeaikaisista muutoksista.

Tavoitteet

Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle -osahankkeella on kolme päätavoitetta: kaikki tutkimusalueet kattavat toisintokuvaukset, kuva-aineistosta tehtävä soveltava tutkimus sekä kuva-aineiston yleistajuinen hyödyntäminen. Kuva-aineiston karttuminen uusien kuvauskertojen myötä auttaa syventämään käsitystä maisemamuutosten mekanismeista ja samalla se avaa uusia mahdollisuuksia tutkimushankkeille ja -yhteistyölle sekä kotimaassa että ulkomailla.

Tässä MYTVAS 3 -osahankkeessa oli tavoitteena toteuttaa kaksi erillistä visuaalisen maisemaseurannan kuva-aineistoa hyödyntävää tutkimusosiota: 1. Viljelymaisemien ja niittyjen kuva-analyysi ja 2. Kansalaiskysely.

Viljelymaisemien ja niittyjen kuva-analyysi-tutkimusosiossa tavoitteena oli selvittää, minkälaisia muutoksia visuaalisen maisemaseurannan kuvapareista on havaittavissa. Lisäksi tavoitteena oli selvittää viljely- ja niittymaisemien osalta, miten ympäristötukijärjestelmä havaitaan kuvista ja miten se vaikuttaa maisemaan. Kansalaiskysely-tutkimusosiossa tavoitteena oli tutkia, miten kansalaiset kokevat maisemamuutoksen. Kansalaisten maisemakokemuksia tutkittiin viiden maisematyyppin osalta pohjautuen vuosien 2000 ja 2007/2010 valokuva-aineistoihin (Kuva 1). Lisäksi tutkimuksessa pyrittiin saamaan tietoa siitä, mitkä maatalouteen liittyvät maiseman ominaisuudet yhdistyvät maisemakokemuksen miellyttävyyteen. Samalla pyrittiin kehittämään maisema-arviointiin skaalaa, jonka avulla maisemakokemuksen eri ulottuvuuksia saadaan mitattua kyselytutkimuksella. Valokuvien sää- ja sävyvaihtelu otettiin huomioon vertaamalla arvioita mustavalkokuvista ja värikuvista. Näin saatiin tietoa valokuvatekniikan vaikutuksesta maiseman arvottamiseen.

Kirjallisuus

Heikkilä, T. 2007a: Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Teksti. 232 s. Musta Taide & Taideteollinen korkeakoulu.

Heikkilä, T. 2007b: Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Kuvat. Visual Monitoring of Finnish Landscapes. Musta Taide & Taideteollinen korkeakoulu. 160 s.

Heikkilä, T. 2008: Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta 1996–2006. Teoksessa Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. &

Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen Ympäristö 4/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 176–181

Heikkilä, T. 2009: Visual monitoring of the landscapes. Teoksessa: Proceedings of Seventh meeting of the Workshops of the Council of Europe for the implementation of the European Landscape Convention, Piestany, Slovak Republic 24–25 April 2008. Council of Europe. s. 29–39

Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L. & Helenius, J. 1999a: Visuaalinen maisema maatalouden ympäristöohjelman vaikuttavuuden seurannassa. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja A 50. 27 s. + liite

Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L. & Helenius, J. 1999b: A visual landscape in monitoring of the Finnish agrienvironmental programme. Teoksessa: Proceedings of the Seminar. How Can Agricultural Statistics Meet Environmental Information Needs. Statistics Denmark, European Environment Agency & Eurostat, Copenhagen. s. 76–84

Raatikainen, K. 2009 (toim.): Perinnebiotooppien seurantaohje. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 117. Vantaa. 109 s. Tahvanainen, L., M. Ihalainen, R. Hietala-Koivu, O. Kolehmainen, L. Tyrväinen, I. Nousiainen & J. Helenius 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(3): 213–227.

Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2004: Ympäristötuen vaikutukset visuaaliseen maisemaan. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu R. & Heliölä, J. (toim.) Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimuksen tulokset 2000–2003. Suomen Ympäristö 709. s. 153–169.

Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2005: Voiko viljelymaiseman laatua mitata. Teoksessa: Sepänmaa, Yrjö & Liisa Heikkilä-Palo (toim.) Pellossa perihopeat. Maahenki, Helsinki. s. 227–233

3.9.1 Viljelymaisemien ja niittyjen kuva-analyysi

Pihla Sillanpää (Turun yliopisto), Reija Hietala (Turun yliopisto),
Tapio Heikkilä (ympäristöministeriö)
pihla.sillanpaa@utu.fi

3.9.1.1 Aineisto ja menetelmät

Aineisto

Visuaalisen maisemaseurannan kuva-aineistoa käytetään tutkimuksessa sekä viljely- että niittymaisemien osalta. Viljelymaisemien osalta tarkastelussa ovat kaikkien 13 tutkimusalueen kuvat vuosilta 2000, 2005 ja 2010 kaikkiin pääilmansuuntiin siltä osin kuin niitä on saatavilla. Kuvauspisteet on valittu kohteilta karttapohjan perusteella niin, että vähintään kolmeen pääilmansuuntaan on peltomaisemaa. Visuaalisen maisemaseurannan kuvapareja vertailtiin vuosilta 2000/2005, 2005/2010 ja 2000/2010, jolloin kuvapareja muodostui yhteensä noin 1300.

Niittyaineiston osalta tutkimuksessa hyödynnetään Visuaalisen maisemaseurannan kuva-aineistoa sekä Pirkanmaalta että Uudeltamaalta. Tarkastelussa on 48 tuoreen niityn kuvat Uudeltamaalta kuvausvuosilta 2001, 2006 ja 2011 sekä Pirkanmaalta vuosilta 2001, 2007 ja 2012. Kuvauspisteet sijoittuvat niitylle MYTVAS-perinnebiotooppien seurantarauuden (50 x 50 m) kulmapisteisiin ja kuvaussuunnat ovat sekä kohti seuraavaa kulmaa että vastakkaista kulmaa. Niittymaisemien kuvapareja muodostui yhteensä noin 800.

Aineistona käytetään visuaalisen maisemaseurannan kuvien lisäksi paikkatietopohjaista peruskarttaa (Maanmittauslaitos, 2005) ja peruslohkorekisteriä sekä pellonkäyttötietoja lohkoittain (Tike/ MMM 2000, 2005 ja 2010) sekä Analyysi Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmästä ja sen kehittämisestä (Mytvana) -hankkeen (2005–2007) tutkimustuloksia, erityisesti hankkeessa arvioitujen ympäristötuen maisemavaikuttavuuksista (Grönroos ym. 2007). Luku perustuu opinnäytetyöhön (Sillanpää 2014)

Menetelmä 1: Yleispiirteinen muutosanalyysi

Yleispiirteinen muutosanalyysi siitä, mitä muutoksia kuva-alalta on kokonaisuudessaan havaittavissa, tehtiin sekä viljelymaisema- että niittykuvapareille. Yleispiirteisen muutosanalyysin kuvaparivertailussa huomioitiin, mitä muutoksia kuva-alalla on tapahtunut siirryttäessä vanhemman kuvan maisemasta uudempaan. Muutoksen analysointi perustuu Heikkilän (2007) tekemään viljelymaisemien analysointiin vuoden 1996 ja 2000 kuvapareista. Heikkilän menetelmää kehitettiin tässä työssä edelleen niin, että on hyödynnetty erottelua silmiinpistävän ja tarkempaa tarkastelua vaatiman muutoksen välillä, vaikka tarkasteluluokkia on muutettu. Vertailussa huomioitiin kaikkien muutosten lisäksi erityisesti maiseman avoimuudessa ja viljely- tai niittyalassa tapahtuneet muutokset. Muutokset jaoteltiin koskemaan rakentamista, metsätaloutta, umpeenkasvua, maiseman avautu-

mista, tiestöä, karjaa/laiduntamista sekä muita muutoksia. Jos kuvaparissa ei ollut havaittavissa minkäänlaista muutosta, vaan tilanne on pysynyt samanlaisena, kuvaparin kohdalle merkittiin "ei havaittavaa muutosta". Muutokset jaoteltiin lisäksi yleisiin muutoksiin sekä erityisesti viljely-/niittyalaan tai -maisemaan vaikuttaviin muutoksiin.

Menetelmä 2: Ympäristötuen visuaalinen vaikuttavuus

Tarkasteltaessa ympäristötuen vaikutuksia visuaaliseen maisemaan yleispiirteisen muutosanalyysin tuloksia verrattiin peltolohkojen ympäristötukitietoihin. Viljelymaisemien osalta visuaalisen maisemaseurannan kuvauspisteet sijoitettiin karttapohjalle, minkä jälkeen visuaalisesti tarkastelemalla valittiin kultakin tutkimusalueelta kuvauspiste, jonka kuvauskulmat sisältävät mahdollisimman paljon peltoalaa. Toinen kuvauspiste kyseiseltä alueelta valittiin lisäämällä ensimmäisen tarkastellun kuvauspisteen järjestyslukuun arvo viisi ja valitsemalla uuden luvun osoittama kuvauspiste. Näin tutkimukseen saatiin mukaan sekä harkitusti valittu kuvauspiste että satunnainen kuvauspiste.

Niittymaisemien osalta tarkasteluun otettiin kaikki kuvauskohteet. Kuvaparien niittyala analysointiin kuuden kategorian mukaisesti: pysynyt entisellään, kasvanut voimakkaasti umpeen, otettu muuhun käyttöön, puita ja pensaita raivattu, aluskasvillisuus niukentunut ja aluskasvillisuus runsastunut. Tämän jälkeen saman seurantarauuden kuvaparien arvoista laskettiin jokaiselle niitylle keskiarvo edellisen luokittelun mukaisesti.

Kuvauspiste sijoitettiin paikkatieto-ohjelman avulla karttapohjalle ja peltolohkorekisteritietoon. Viljelymaisemien kuvauspisteiden ympärille muodostettiin säteeltään 50 metrin kokoinen puskuri ja niittykuvauspisteiden ympärille puolestaan 25 metrin säteinen puskuri. Puskurien alueelle ulottuvat peltolohkot otettiin mukaan tarkempaan tarkasteluun. Kuvia ja karttapohjaa vertailemalla tarkasteltiin, mitkä peltolohkot näkyvät kyseisen kuvan kuva-alassa. Peltolohkorekisterin avulla selvitettiin, mitä toimenpiteitä kyseiselle alalle on ilmoitettu ja miten ne näkyvät kuvissa. Toimenpiteiden vaikutus maisemaan perustuu Mytvana-hankkeessa (Grönroos ym. 2007) tehtyyn ympäristötukitoimenpiteiden visuaalisen maisemavaikuttavuuden arviointiin.

Perustoimenpiteiden osalta tarkasteltiin seuraavia toimenpiteitä: pientareet ja suojakaistat ja luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen sekä rakennusympäristön siisteys ja hoidettavuus. Lisätoimenpiteiden kohdalla huomioitiin katteen käyttö rikkakasvien torjunnassa, katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla, kerääjäkasvien viljely, tuotantoeläimien hyvinvoinnin edistäminen sekä maatilalan monimuotoisuuskohteet. Suosituimpia ja visuaalisesti myös merkittävimpiä lisätoimenpiteitä – talviaikainen kasvipeitteisyys tai tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys – (Grönroos ym. 2007) ei voitu ottaa huomioon tässä tutkimuksessa, sillä kuva-aineiston on kuvattu kesäaikaan. Erytistukisopimuksista huomioitiin suojavyöhykkeiden perustaminen ja hoito, luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen, luonnonmukainen tuotanto sekä perinnebiotooppien hoito.

Erityistukitoimenpiteiden merkitys tarkastelussa korostui erityisesti niittymaisemien osalta, missä tutkittiin perinnebiotooppituen hoitosopimusten vaikutusta niityn hoitoon.

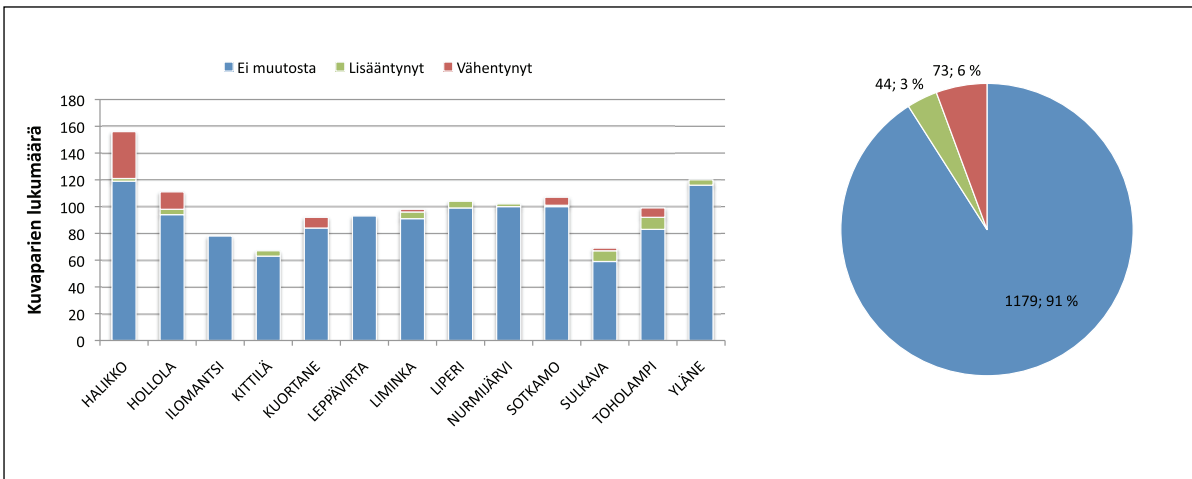
3.9.1.2 Uudet MYTVAS 3 -tulokset

Visuaalisen maisemaseurannan kuvaparien yleispiirteinen muutosanalyysi

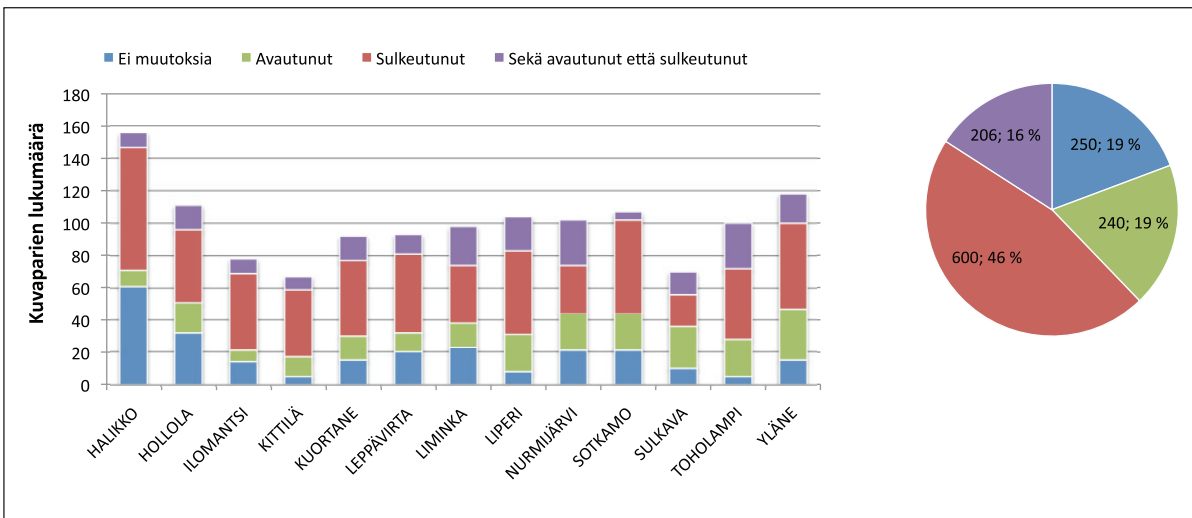
Viljelymaisemien osalta 1298 analysoidusta kuvaparista yhteensä 1179 (91 %) kuvaparissa ei ollut havaittavissa muutosta viljelyalan suhteen (kuva 3.9.1-1). Yhteensä 73 (6 %) kuvaparissa viljelyala oli vähentynyt joko silmiinpistävästi tai tarkemmin tarkasteltuna, kun taas viljelyalan lisääntymistä oli tapahtunut 44 (3 %) kuvaparissa. Kaikista tutkimusalueista viljelyalassa oli tapahtunut joko vähentymistä tai lisääntymistä 11 tutkimusalu-

eella kuvaparien osalta, sillä ainoastaan Ilomantsin ja Leppävirran tutkimusalueilla viljelyalan suhteen ei ollut havaittavissa muutosta kuvapareissa.

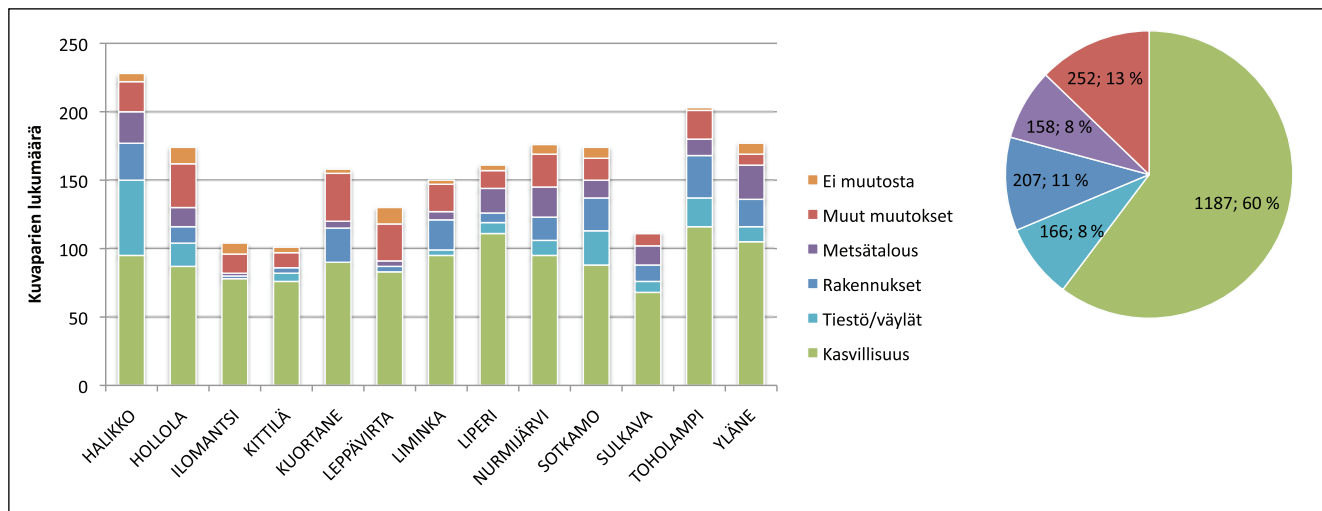
Viljelymaisemista 1296 analysoidusta kuvaparista maiseman avautumisessa / sulkeutuneisuudessa oli tapahtunut muutosta 1061 (81 %) kuvaparissa, joten 250 (19 %) kuvaparissa tilanne oli pysynyt ennallaan kuvien välillä (kuva 3.9.1-2). 600 (46 %) kuvaparissa maisema oli sulkeutunut siirryttäessä aiemmasta kuvasta jälkimmäiseen. Vastaava luku avautumisen osalta on 240 (19 %) kuvaparia. 206 (16 %) kuvaparissa muutosta oli tapahtunut saman kuva-alan alueella sekä sulkeutuneisuutena että avautumisena. Näistä 101:ssä (8 %) sulkeutuneisuus tuli avautumista selvemmin esiin, kun taas 105 (8 %) kuvaparissa avautuminen oli selvemmin havaittavissa. Maisema on sulkeutunut enemmän kuin avautunut kaikilla muilla paikkakunnilla paitsi Sulkavan tutkimusalueella. Sulkeutumiseen vaikuttavista tekijöistä merkittävin on pensaiden kasvaminen.



Kuva 3.9.1-1 Viljelyalan havaittu muutos kuvaparien välillä (2000/2005, 2005/2010 ja 2000/2010) tutkimusalueilla.



Kuva 3.9.1-2 Viljelymaisemien kuva-alalta havaittu avoimuus/sulkeutuneisuus kuvaparien välillä (2000/2005, 2005/2010 ja 2000/2010) tutkimusalueilla.



Kuva 3.9.1-3 Viljelymaisemakuvaparien (2000/2005, 2005/2010 ja 2000/2010) kuva-alalta havaittavat muutokset jaoteltuna tutkimusalueittain.

Viljelymaisemakuvaparien kuva-alalta havaittavista muutoksista 1187 (60 % kaikista muutoksista) liittyi kasvillisuuteen (kuva 3.9.1-3). Tiestöön ja väyliin liittyviä muutoksia oli 166 (8 %) kuvaparissa. Kuvapareista 207:ssä (10 %) oli havaittavissa rakennuksia koskevia muutoksia. Metsätalouden harjoittamisen muutoksia oli nähtävissä 158 (8 %) kuvaparissa. Lisäksi muita muutoksia oli 252 kuvaparissa (12 % muutoksista). Samassa kuvaparissa saattoi esiintyä useammanlaisia muutoksia. 78 kuvaparissa ei ollut havaittavissa muutoksia.

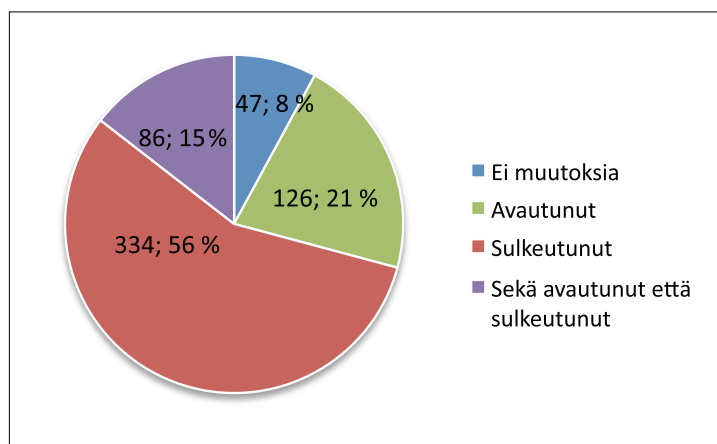
Niittymaisemien kuvaparivertailussa 8 prosentilla kuvapareista maisema pysyi avoimuuden suhteen ennallaan (kuva 3.9.1-4). 21 prosentilla oli havaittavissa kuva-alan maiseman avautumista ja 56 prosentilla sulkeutumista. 15 prosentilla kuvapareista samalla kuva-alalla on havaittavissa sekä maiseman avautumista että sulkeutumista.

Niittymaisemakuvien kuva-alalta havaittavista muutoksista 615 (82 %) koski kasvillisuutta (kuva 3.9.1-5). Tiestöön ja väyliin liittyviä muutoksia oli havaittavissa kahdessa (alle 1 %) kuvaparissa ja rakennuksiin liittyviä muutoksia 11 (2 %) kuvaparissa.

Muita muutoksia oli 119 (16 %). Samassa kuvaparissa saattoi esiintyä useammanlaisia muutoksia. Yhteensä 25 kuvaparissa ei havaittu muutoksia.

Seurantaruujujen niittyjen muutoksia kuvapareista tarkasteltaessa Uudellamaalla 67 prosenttia niityistä pysyi pääsääntöisesti entisellään (kuva 3.9.1-6). Niityistä 8 prosenttia kasvoi voimakkaasti umpeen ja 12 prosenttia oli otettu muuhun käyttöön. Aluskasvillisuus oli runsastunut 13 prosentilla niityistä. Pensaiden ja puiden raivaamista tai aluskasvillisuuden niukentumista ei havaittu seurantaruujuilla.

Seurantaruujujen niittyjen muutoksia kuvapareista tarkasteltaessa Pirkanmaalla 71 prosenttia niityistä pysyi pääsääntöisesti entisellään (kuva 3.9.1-6). Niityistä 8 prosenttia kasvoi voimakkaasti umpeen ja 4 prosenttia oli otettu muuhun käyttöön. 4 prosentilla niityistä pensaita ja puita oli raivattu. Aluskasvillisuus oli runsastunut 13 prosentilla niityistä. Aluskasvillisuuden niukentumista ei havaittu seurantaruujuilla.



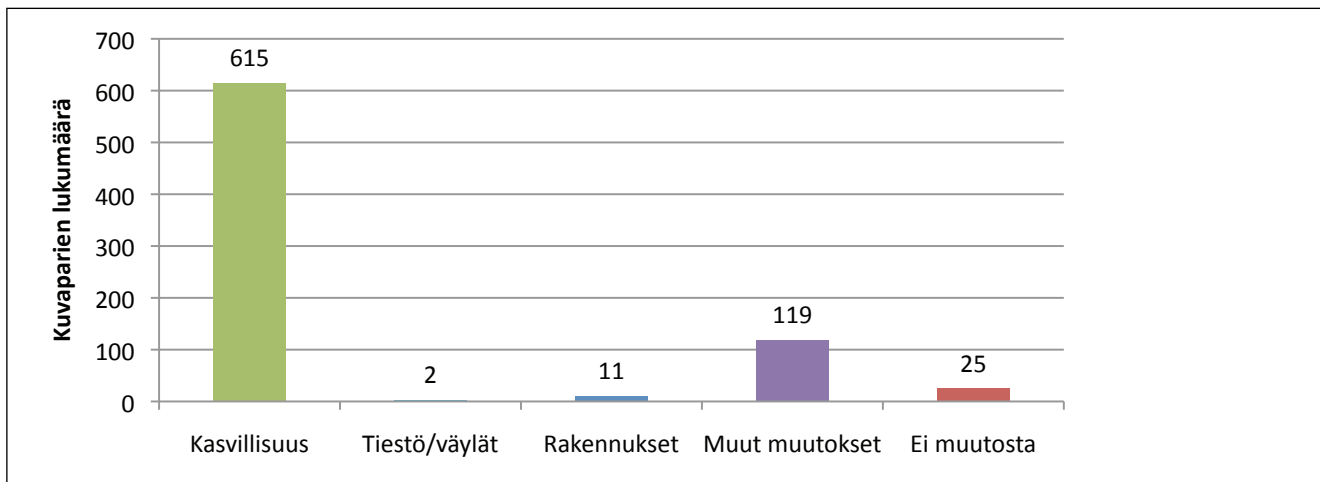
Kuva 3.9.1-4: Niittymaisemien kuva-alan avautuminen/sulkeutuminen kuvapareissa tarkasteluväillä (Uusimaa 2001/2006, 2006/2011 ja 2001/2011 sekä Pirkanmaa 2001/2007, 2007/2012 ja 2001/2012).

Kuvapari 1. Halikon kuvissa viljelyala on vähentynyt vuosien 2000 (a) ja 2010 (b) välillä tiestön ja rakentamisen myötä. Kuvaaja Oiva Hakala/Visuaalinen maisemaseuranta.

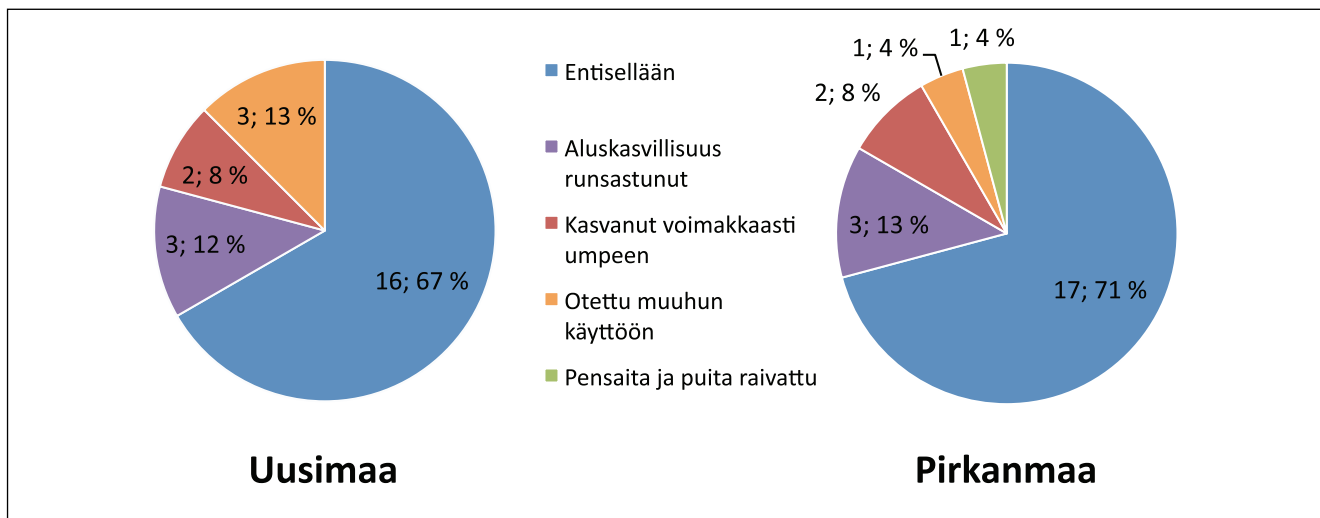


Kuvapari 2. Kuvissa maisema sulkeutunut Liperissä pensaiden ja puiden kasvun myötä vuosien 2000 (a) 2010 (b) väillä. Kuvaajana Oiva Hakala/Visuaalinen maisemaseuranta.





Kuva 3.9.1-5: Niittymaisemakuvien kuva-alalta havaittavat muutokset muutoksen tyyppin mukaisesti tarkasteluvälillä (Uusimaa 2001/2006, 2006/2011 ja 2001/2011 sekä Pirkanmaa 2001/2007, 2007/2012 ja 2001/2012).



Kuva 3.9.1-6 Niittyjen seurantaruuutujen muutokset Uudellamaalla (kuvaparit 2001/2006, 2006/2011 ja 2001/2011) ja Pirkanmaalla (kuvaparit 2001/2007, 2007/2012 ja 2001/2012) esitettyinä kuvaparien lukumäärinä sekä suhteellisina osuuksina ko. aineistosta.

Kuvapari 3. Esimerkki muuhun käyttöön otetusta niitystä Uudeltamaalta. Nuutinmäki, Mäntsälä 2001 (a) ja 2006 (b). Kuvaajina Tapio Heikkilä ja Martina Motzbäuchel/ Visuaalinen maisemaseuranta.



Kuvapari 4. Esimerkki voimakkaasti umpeen kasvaneesta niitystä Pirkanmaalta. Niinimäki, Vesilahti 2001 (a) ja 2012 (b). Kuvaajina Tapio Heikkilä ja Martina Motzbäuchel/ Visuaalinen maisemaseuranta.



Visuaalisen maisemaseurannan kuvista havaittujen muutosten kytkeminen ympäristötuen vaikutuksiin

Ympäristötuen piirissä olevat peltolohkot ovat pysyneet pääsääntöisesti viljeltyinä ja viljelymaisemat avoimina, kun taas ympäristötukeen kuulumattomia peltoalueita on pensoittunut tai metsittyä. Perustoimenpiteisiin kuuluvien pientareiden ja suojakaistojen tilaa ei kyetty arvioimaan kuva-aineiston avulla. Rakennusympäristön siisteys ja hoidettavuus eivät pääsääntöisesti ole arvioitavissa kuvista, mutta kuvissa, joissa arvioitava rakennusympäristöä esiintyy, se on pysynyt siistinä ja hoidettuna. Tarkasteltavien kuvien alueella olevilla peltolohkoilla ei joko ollut lisätoimenpiteitä, joilla olisi maisemallista merkittävyyttä tai niiden vaikutus ei ollut havaittavissa kuvista. Viljelymaisemakuvista havaittavien peltolohkojen alueella olivat erityistukimuotoina suojavyöhykkeet, maiseman kehittäminen ja hoito sekä luonnonmukainen tuotanto.

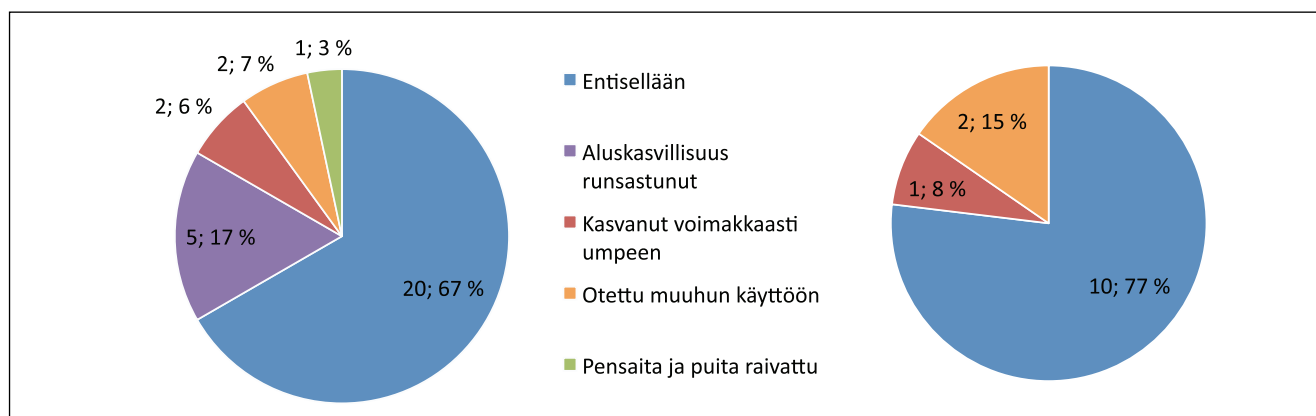
Kuva-aineistosta oli kuitenkin kuva-aloilta havaittavissa vain luomutuotannossa olevan peltolohkon rikkakasvien määrä verrattuna myöhempään tilanteeseen, jolloin tuota erityistukisopimusta lohkoilla ei ollut.

Niittymaisemien seurantarauuduista 30 sijoittui lohkoja, jotka olivat ympäristötuen piirissä (kuva 3.9.1-7). Näistä kahdelle sijoittui lisäksi lohkoja, joilla oli koko tarkastelujakson erityistukitoimenpide (perinnebiotooppi). Näiden lisäksi viidellä ympäristötukeen kuuluvalla niityllä oli ajoittain myös erityistukitoimenpiteenä joko perinnebiotooppituki tai luomusopimus. Seurantarauuduista 20 (67 %) oli pysynyt pääsääntöisesti entisellään. Kaksi (6 %) kasvoi voimakkaasti umpeen ja kahden (6 %) alueella oli niittyä otettu ainakin osittain muuhun käyttöön, toinen viljelyalaksi ja toinen pihapiiriksi. Lisäksi yhdellä (3 %) puita ja pensaita oli raivattu ja viidellä (17 %) aluskasvillisuus runsastunut.

Niityistä 13 sijoittui alueelle, jossa ei ole ympäristötuen piiriin kuuluvia alueita (kuva 3.9.1-8). Näistä 10 (77 %) oli pysynyt entisellään. Lisäksi yksi (8 %) oli kasvanut voimakkaasti umpeen ja kaksi (15 %) otettu ainakin osittain muuhun käyttöön, toinen pihapiiriin ja toinen tiealaksi. Lopuilla viidellä seurantarauudella oli tapahtunut vaihtelua sen suhteen kuuluiko alue ympäristötuen piiriin (perinnebiotooppituen kanssa tai ilman). Näistä 3 oli pysynyt pääsääntöisesti entisellään, yksi kasvanut voimakkaasti umpeen ja kahdessa aluskasvillisuus oli runsastunut. Tuloksissa tulee huomioida, että analysointi perustuu niityn lähtötilanteeseen (ensimmäinen kuvauskerta) eikä niityn ihanteelliseen hoitotilanteeseen. Lisäksi analysoinnin yhteydessä ei ole huomioitu yksittäisten kasvilajien merkitystä niityn hoitotilanteen kannalta.

3.9.1.3 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Ympäristötuen piirissä olevat peltolohkot ovat pysyneet viljeltyinä. Viljelyalan muutosten kohdalla merkittävää on, että kuvaparien perusteella suuressa osassa viljelyala on pysynyt ennallaan. Vain neljällä tutkimusalueella (Halikko, Hollola, Kuortane ja Sotkamo) useammassa kuvaparissa on arvioitavissa viljelyalan vähentymistä enemmän kuin viljellyn alan kasvua. Muilla tutkimusalueilla kuvapareissa viljelyala on pikemminkin lisääntynyt. Maiseman sulkeutuminen on ollut yleisempää, kun arvioidaan ovatko viljelymaisemat eli arvioitujen kuvaparien koko kuvanäkymät keskimäärin kehittyneet avoimemmiksi vai sulkeutuneemmaksi tutkimusajanjakson 2000–2010 aikana. Ainoastaan Sulkavan tutkimusalueella maisema on arvioitujen kuvaparien alalla enemmän avautunut kuin sulkeutunut. Huomattavaa on myös, että monissa kuvapareissa on tapahtunut sekä sulkeutuneisuutta että avautumista eli osa kuva-alasta on esimerkiksi pensoittunut, kun taas toisaalla samassa kuvassa on pensaita raivattu. Erityisesti peruslohkojen välisten ojen pohjien pensoittumisella on vaikutusta viljelymaiseman avoimuuteen.



3.9.1-7 Ympäristötuen piirissä olevien niittyjen seurantarauutujen tila ja 3.9.1-8 Ympäristötuen ulkopuolella olevien niittyjen seurantarauutujen tila

Niittymaisemienkin kohdalla kuva-alan sulkeutuminen on avautumista runsaampaa. Toisaalta, vaikka kuva-alan maisema on suurimmassa osassa kuvapareja sulkeutunut, seurantarauudun alueella oleva niitty ei kuitenkaan ole kasvanut kuin neljässä kohteessa voimakkaasti umpeen. Pääsääntöisesti niityt ovat pysyneet niittyalan suhteen entisellään. Niittyjä koskevan kuva-aineiston arvioinnissa ja tulkinnoissa tulee kuitenkin ottaa huomioon, että monella niityllä oli jo kuvausten ensimmäisellä kierroksella havaittavissa kasvillisuuden umpeenkasvua.

Visuaalisen maisemaseurannan kuvauspisteiltä kyetään seuraamaan viljellyn alan ja avoimen viljelymaiseman kehitystä. Huomioitavaa on kuitenkin, että mikäli pienialaisia erityistoimenpidekohteita ja niiden maisemavaikutuksia seurataan, olisi tällöin tarpeen perustaa lisäkuvauspisteitä kyseisille valikoiduille kohteille. Viljelymaisemien ja niittyjen muutoksia koskeva analyysi osoittaa, minkälaisia ilmiöitä ja asioita systemaattisesti kuvatusta valokuva-aineistosta on mahdollista tarkastella ja arvioida. Kaiken kaikkiaan valokuva-aineisto muodostaa kokonaisuutena luotettavan taltion suomalaisten viljelymaisemien ja niittyjen visuaalisesta tilasta 2000-luvun alussa. Aineistoa voidaan hyödyntää vastaisuudessa vuosikymmenten mittaan ilmenevien maisemamuutosten seurannassa.

3.9.1.4 Toimenpidesuosituksiset

Maisema-asioita tulisi jatkossakin huomioida ja korostaa ympäristötukijärjestelmän toimenpiteissä. Avoimen viljellyn alan ja niittyalan säilyttämiseksi on olennaista tukea monimuotoisen maatalouden harjoittamista maassamme niin taloudellisesti kuin viljelijöiden ympäristötietoisuutta lisäämällä. Visuaalisen maisemaseurannan tutkimusalueiden toisintokuvauksia on syytä jatkaa vastaisuudessakin. Joillakin tutkimusalueilla olisi tarpeen tehdä intensiiviseuranta kohdentamalla suuri joukko uusia kuvauspisteitä ympäristötuen eri toimenpiteiden mukaisille aloille. Näin saataisiin kattavampaa tietoa eri toimenpiteiden visuaalisista vaikutuksista sekä samalla olisi mahdollista kehittää ja tarkentaa valokuvien analyysimenetelmiä edelleen.

Kuvapari 5. Luonnonmukaisen tuotannon vaikutus visuaaliseen maisemaan. Vuonna 2000 otetussa kuvassa Luomu-sopimus voimassa (a). Vuonna 2005 otetussa kuvassa ei Luomu-sopimusta (b). Kuvaaja Tapio Heikkilä/ Visuaalinen maisemaseuranta.



Kirjallisuus

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. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 168 s.

Heikkilä, T. 2007a: Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Musta Taide & Taide-teollinen korkeakoulu. 232 s.

Sillanpää, Pihla. 2014. Visuaalisen maisemaseurannan avulla todennettavat maisemamuutokset ja valokuvausmenetelmän sovellusmahdollisuuksia. Pro gradu -tutkielma, Turun yliopisto, Turku. 83 s., 1 liites.

3.9.2 Kansalaisten kokemukset maisemamuutoksesta

Eija Pouta (MTT), Katriina Soini (MTT), Marja Uusitalo (MTT), Timo Hurme (MTT)
eija.pouta@mtt.fi

3.9.2.1 Aineisto ja menetelmä

Kyselytutkimus toteutettiin Internet-kyselynä Taloustutkimus Oy:n vastaajaneelissa 13.4.–20.4.2011. Kyselyyn mukaan kutsuttuja vastaajia oli 3016, joista vastasi 858, mikä tarkoitti 27 prosentin vastausosuutta. Lopulliseen aineistoon jätettiin 800 vastaajaa. Osa vanhimmista vastaajista poistettiin aineiston edustavuuden parantamiseksi.

Kyselylomakkeella arvioitiin neljää peltomaisemaa, joista esitettiin kuvat vuosilta 2000 ja 2010. Lisäksi arvioitavana oli yksi niittymaisema, joka oli kuvattu vuosina 2000 ja 2007. Puolelle vastaajista kuvat esitettiin mustavalkoisina ja puolelle värillisinä. Vastaajat arvioivat maisemia 11 mittarilla.

Faktorianalyysin avulla tarkasteltiin sitä, muodostavatko nämä yksitoista mittaria erilaisia maiseman miellyttävyyttä kuvaavia ulottuvuuksia. Faktorianalyysin mukaan maisemasta oli erotettavissa kolme miellyttävyyden ulottuvuutta. Ne nimettiin seuraavasti: "hoidettu yhtenäisyys", "historia ja monimuotoisuus" ja "luonnonmukaisuus". Maiseman ominaisuuksien vaikutusta näihin kolmeen ulottuvuuteen eli faktoriin ja summamuuttujaan eli "kokonaisu miellyttävyyteen", johon oli yhdistetty kaikki 11 skaalaa (Kuva 3.9.2-1), mallinnettiin lineaarisilla sekamalleilla.

Kullekin faktorille rakennettiin sen vaihtelua parhaiten selittävä malli, joissa merkitsevät kiinteät vaikutukset haettiin maiseman ominaisuuksien, vastaajan ominaisuuksien, vuosien ja kuvatekniikan vaikutuksista. Satunnaisvaikutuksina huomioitiin vastaaja- ja paikkakohtaiset tekijät. Tutkittavia maatalousmaiseman ominaisuuksia olivat vilja-, nurmikasvustot, karja, säilörehupaalit, maatalouden rakennukset ja maisemahäiriöt.

Taulukko 3.9.2-1 Lineaarilla sekamalla tulokset maisematekijöiden vaikutuksesta kokonaisu miellyttävyyteen.

Tekijä	Vaikutuksen suunta
Nurmet	+
Pensaat	+
Paalit	-
Häiriöt	-
Vuosi 2000/2001	-
Vuosi 2007/2010	+
Värikuva	-
Mustavalkokuva	+

3.9.2.2 Uudet MYTVAS 3 -tulokset

Useiden tekijöiden samanaikaista vaikutusta ilmentävien mallien pohjalta nähtiin, että kun muiden tekijöiden vaikutus vakioitiin, tutkimuksessa mukana olleiden maisemien kokonaisu miellyttävyyden oli muuttunut myönteiseen suuntaan vuodesta 2000 vuoteen 2007/2010. Viljapelto koettiin maisemallisesti heikommaksi vaihtoehdoksi kuin nurmet. Ojanvarsien pensaiden koettiin vaikuttavan maisemaan myönteisesti. Säilörehupaalit ja erilaiset maisemahäiriöt (risukat) heikensivät vaikutelmaa.

Maisematekijöiden vaikuttavuutta tarkasteltiin faktoreittain mallintaen ensin hoidettua yhtenäistä vaikutelmaa. Kun muiden tekijöiden vaikutus otettiin huomioon, maisema oli parantunut vuodesta 2000. Tällä ulottuvuudella, kuten yleisestikin, maisemaa paransivat ojanvarsien pensaat. Myös säilörehupaalien koettiin lisäävän hoidettua vaikutelmaa. Erilaiset maisemahäiriöt (risukat) heikensivät hoidettua ilmettä.

Tarkasteltaessa faktoreita "historia ja monimuotoisuus" ja "luonnonmukaisuus" maisema oli heikentynyt vuodesta 2000, kun muiden tekijöiden vaikutus oli vakioitu. Molempien faktoreiden suhteen selvät maatalouden merkit, kuten viljatuotanto ja karjatalous (karja ja säilörehu), heikensivät vastaajien arviota. Kaiken kaikkiaan maisema-arviot olivat myönteisempiä, kun vastaajille esitettiin mustavalkokuvat. Mustavalkokuvilla oli myönteinen vaikutus erityisesti moniulotteisuuteen ja luonnonmukaisuuteen.

Vastaajakohtaisista ominaisuuksista ikäryhmä vaikutti merkittävästi maisema-arviointeihin. Vanhimmat vastaajat painottivat hoidettua ilmettä, nuoremmat puolestaan luonnonmukaisuutta. Naiset arvioivat maisemia yleensä ottaen myönteisemmin kuin miehet. Myös koulutus vaikutti merkittävästi, vaikka vaikutuksella ei ollutkaan selvää suuntaa. Kaikkea maisema-arviointien vaihtelua ei saatu selitettyä maiseman tai vastaajan ominaisuuksilla, vaan myös kuvauspaikkaan ja vastaajan liittyvä satunnaisvaihtelu jäi merkitseväksi.

1: Vuosi 2000. Miellyttävyys: 38.58



2: Vuosi 2010. Miellyttävyys: 38.56



3: Vuosi 2000. Miellyttävyys: 37.89



4: Vuosi 2010. Miellyttävyys: 37.36



5: Vuosi 2000. Miellyttävyys: 39.01



6: Vuosi 2007. Miellyttävyys: 36.68



7: Vuosi 2000. Miellyttävyys: 35.54



8: Vuosi 2010. Miellyttävyys: 35.84



9: Vuosi 2000. Miellyttävyys: 34.79



10: Vuosi 2010. Miellyttävyys: 36.21



Kuva 3.9.2-1 Kyselyssä käytetyt valokuvat (värikuvaversio) ja maisemien kokonaismiellyttävyys (Asteikko: minimi 11 maksimi 55). Kuvat: Tapio Heikkilä ja Oiva Hakala / Visuaalinen maisemaseuranta.

3.9.2.3 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Tutkimuksessa käytettyjen viiden maiseman muutosten perusteella on kuitenkin vaikea arvioida ympäristötuen maisemavaikutuksia kokonaisuutena. Lisäksi tutkimus toi esiin, että maiseman miellyttävyys ei ole yksiulotteinen asia. Tässä tutkimuksessa havaittiin kolme maiseman miellyttävyuden ulottuvuutta. Yhdellä ulottuvuudella mitaten tapahtunut myönteinen muutos saattoi olla muita ulottuvuuksia tarkasteltaessa kielteinen.

Maiseman ominaisuuksista myönteisesti koettuja olivat eritoten ojanvarsien maisemaa jakavat pensaats. Kansalaisten näkökulmasta pensaatsot saattavat tuoda maisemaan kaivattua vaihtelua. Tämä maisemaominaisuus on sidoksissa peltolohkojen kokoon, joka on ollut viime vuosikymmeninä kasvamaan päin viljelyn laajaperäistymisen ja vuokraviljelyn lisääntymisen myötä. Toisaalta myös viljelykulttuuri on muuttunut, ja pensaikkojen poistoa ei pidetä välttämättä niin keskeisenä kuin aiemmin (Soini 2007). Ympäristötuen toimenpiteistä suojavyöhykkeiden perustaminen mahdollistaa myös ojanvarsien pensaats.

Selvien maatalouden merkien ei koettu lisäävän maiseman monimuotoisuutta tai luonnonmukaisuutta. Aiemmissä tutkimuksissa (Grammatikopoulou et al. 2012) kansalaisten on esimerkiksi todettu arvostavan laiduntavien eläinten läsnäoloa maisemassa. Se, että karjan mukanaolon maisemassa ei koettu lisäävän monimuotoisuutta tai luonnonmukaisuutta, voi liittyä lisääntyneeseen keskusteluun intensiivisen karjatalouden ympäristövaikutuksista.

Nurmikasvustot koettiin miellyttävämmiksi kuin viljakasvustot. Tässä tutkimuksessa nurmikasvustoja arvostettiin erityisesti luonnonmukaisuuden ja monimuotoisuuden näkökulmista. Toisaalta aiemmissä tutkimuksissa on todettu, että peltokasvuston lajistolla ei ole juurikaan vaikutusta maisema-arvostuksiin (Grammatikopoulou et al. 2012). Nurmen maisemavaikutuksella on merkitystä erityisesti alueellisesti nurmipinta-alan suhteellisen osuuden kasvaessa pohjoisessa ja alentuessa etelässä. Säilörehupaalien vaikutus maisemaan oli kahtalainen. Yhtäältä ne koettiin hoidetun maiseman merkeinä, mutta toisaalta ne heikensivät kokonaisvaikutelmaa, luonnonmukaisuutta ja historiallista ulottuvuutta.

Maatalouden ympäristötuen perustukseen sisältyvä velvollisuus pitää viljelymaisema avoimena ja hoidettuna, asuin- ja tuotantorakennusten ympäristöt siisteinä ja hoidettuina sekä ylläpitää maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä kohteita. Tutkimukseen pyrittiin valitsemaan kuvia, joissa esiintyi tyypillisiä maatalouden maisemamuutoksia. Maisemamuutoksia kuvattiin tutkimuksessa maisema-attribuuteilla, joiden vaikutusta maisemaan voitiin arvioida. Kaiken kaikkiaan kymmenen vuoden aikajänne ja käytetyt kuvaparit eivät kuitenkaan sisältäneet suuria maisemamuutoksia (esim. peltojen metsittymistä tai siirtymistä salaojiin) eivätkä näin mahdollistaneet niiden arvostamisen tutkimista. Joitakin viitteitä mahdollisista maisema-arvostusten muuttumisesta tutkimus kuitenkin antaa.

Näiden muutostrendien todentamiseksi ja mahdollisten uusien viljelykäytäntöjen maisemavaikutusten arvioimiseksi tarvitaan seuranta tutkimusta.

3.9.2.4 Toimenpidesuosituksukset

Maatalouden ympäristötukijärjestelmä on esimerkki maisemaa koskevista taloudellisista ohjauksenoista, jotka tukevat eurooppalaisen maisemayleissopimuksen toimeenpanoa. Eurooppalainen maisemayleissopimus luo tilausta tutkimukselle. Yleissopimus painottaa erityisesti kansalaisten näkemyksen huomioon ottamista. Sopimuksen mukaan jäsenvaltioissa tulee arvioida maisemia ottamalla huomioon väestön ja eri tahojen niille antama arvon. Eri tahojen maisema-arvostusten tutkiminen tuottaa tietoa päätöksenteon avuksi määriteltäessä maiseman laadullisia tavoitteita. Tiedon tuottamista varten tarvitaan systemaattista seurantaa, ja seurannan työvälineitä tulee kehittää.

Yleissopimuksen hengessä voidaankin pohtia, kuinka ympäristötukea tulisi kehittää maisema-arvostukset paremmin huomioidtavaksi. Tässä tutkimuksessa nousi erityisesti esille tarve kannustaa peltolohkoja jakavien puu- ja pensaskasvustojen perustamiseen. Ne tuovat visuaalista jännitettä ja vaihtelua rytmittämällä yhä suurenevia peltolohkoja. Yllätyksellisyys säilyy, kun kaikkea ei voi nähdä kertasilmäyksellä. Kasvustoilla on visuaalisen vaikutuksen lisäksi merkitystä myös joillekin eläin- ja kasvilajeille. Osittain tätä toimenpidettä voidaan toteuttaa suojavyöhykkeillä jo nykyisen ympäristötuen puitteissa.

Kirjallisuus

Grammatikopoulou, I., Pouta, E., Salmiovirta, M. & Soini, K. 2012. Heterogeneous preferences for agricultural landscape improvements in southern Finland. *Landscape and Urban Planning*, 107: 181–191.

Soini, K. 2007. Beyond the ecological hot spots : understanding local residents' perceptions of biodiversity of agricultural landscapes. Turun yliopiston julkaisuja. Sarja A 2 206: 102, 11, [100] p. Diss.: Turun yliopisto, 2007.

4. Erityistoimenpiteiden vaikutukset

Mikko Kuussaari (SYKE)
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Tämä MYTVAS-tutkimuksen osio jakautui kahteen vaiheeseen. Ensimmäisessä vaiheessa vuosina 2008–2009 kerättiin aineistoa ympäristötuen kosteikkojen, suojavyöhykkeiden ja kasvipeitteisten kesantojen biodiversiteettivaikutuksista, koska näiden toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen oli aiemmin niukasti tietoa. Näiden tutkimusten tulokset esiteltiin vuonna 2010 ilmestyneessä väliraportissa.

Hankkeen toisessa vaiheessa vuosina 2010–2013 tarkasteltiin kosteikkojen, suojavyöhykkeiden, kasvipeitteisten kesantojen sekä perinnebiotooppien hoidon vaikutuksia biodiversiteettiin ja ravinnekuormitukseen samanaikaisesti. Toisessa vaiheessa pääasiallisena lähestymistapana on kerätä yhteen jo olemassa olevia tutkimusaineistoja ja arvioida vaikutuksia integroidusti niiden pohjalta sekä SYKEN että MTT:n luonto- ja vesiasiantuntijoiden voimin. Lisäksi hankkeen toisessa vaiheessa arvioitiin ei-tuotannollisten investointien ja LEADER-toimintatavan merkitystä perinnebiotooppien hoidossa ja kosteikkojen perustamisessa. Integroidun tarkastelun sekä ei-tuotannollisten investointien ja LEADER-toimintatavan merkitystä arvioivien osuuksien tulokset raportoidaan alla luvuissa 4.1 ja 4.2.

4.1 Ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden integroitu tarkastelu

Mikko Kuussaari (SYKE), Janne Heliölä (SYKE), Jari Koskiaho (SYKE), Katri Rankinen (SYKE), Terho Hyvönen (MTT), Harri Lilja (MTT), Jaana Uusi-Kämppeä (MTT), Juha Tiainen (RKTL)
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

4.1.1 Tausta

Ympäristötuen vaikuttavuutta selvitetäessä mielenkiinto on tyypillisesti kohdistunut joko toimenpiteiden vesiensuojelu- tai monimuotoisuusvaikutuksiin (esim. Kuussaari ym. 2008, Turtola & Lemola 2008), mutta näkökulmia on harvoin yhdistetty. Ympäristötuen on kuitenkin useita toimenpiteitä, joilla tavoitellaan samanaikaisesti myönteisiä vaikutuksia sekä vesiensuojeluun että luonnon monimuotoisuuteen. Tällaisia toimenpiteitä ovat ensimmäisellä maaseudun kehittämisohjelmakaudella (1995–1999) ympäristötukeen sisältyneet kasvipeitteiset kesannot ja nykyiset luonnonhoitopellot (vuodesta 2009) sekä erityistuella perustetut suojavyöhykkeet ja kosteikot. Myös erityistukiin kuuluvalla perinnebiotooppien hoidolla on vaikutuksia sekä eliölajistoon että vesistöihin. Lisäksi varsinaisesti vesiensuo-

jelutarkoituksiin käyttöön otetuilla perustuen pakollisilla tai valinnaisilla toimenpiteillä pientareet ja suojakaistat, kevennetty muokkaus, peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys sekä peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys on vaikutuksia myös luonnon monimuotoisuuteen.

Edellisellä maaseudun kehittämisohjelmakaudella (2000–2006) toteutettu Mytvana-hanke pyrki korjaamaan tilannetta kokoomalla kattavasti tiedot eri ympäristötukitoimien vaikutuksista vesiin kohdistuvaan ravinnekuormitukseen, torjunta-ainekuormitukseen, ilmaan kohdistuviin päästöihin, maatalousluonnon monimuotoisuuteen, maaseutumaisemaan ja satoihin (Grönroos ym. 2007). Mytvana-raportin ilmestymisen jälkeen ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden vaikuttavuutta on tutkittu monissa uusissa tutkimuksissa, ja näiden avulla tietämyksen taso on oleellisesti kasvanut. Uudet tutkimukset sekä vuosille 2014–2020 suunnitellun seuraavan maaseudun kehittämisohjelmakauden valmistelutyö ovat nostaneet esiin myös eri toimenpiteiden toteutukseen liittyviä eri ympäristötavoitteiden välisiä ristiriitoja, joita aiemmissa tutkimuksissa ja katsauksissa ei juuri ole käsitelty. Niemelä (2012) on kuitenkin esitellyt monipuolisesti rantalaidunnuksesta aiheutuvia erilaisia ympäristövaikutuksia.

4.1.2 Tavoitteet

Tämän luvun tavoitteena on

- (i) Luoda päivitetty katsaus siihen, mitä tutkimusten perusteella tiedetään perustettujen kosteikkojen, suojavyöhykkeiden, kasvipeitteisten kesantojen sekä perinnebiotooppien hoidon vaikutuksista biodiversiteettiin ja ravinnekuormitukseen keskittyen Grönroosin ym. (2007) katsauksen julkaisemisen jälkeen kertyneeseen uuteen tietoon.
- (ii) Arvioida, miten tarkasteltavilla toimenpiteillä voidaan edistää maatalousluonnon monimuotoisuutta ja vesiensuojelua samanaikaisesti, ja toisaalta, mitä rajoitteita näiden kahden tavoitteen samanaikaiseen edistämiseen on.
- (iii) Tehdä yhteenveto tärkeimmistä tietoaukoista ja jatkoselvityksiä vaativista tutkimuskysymyksistä.

4.1.3 Tutkittujen toimenpiteiden vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja ravinnekuormitukseen

Tässä osuudessa esitetään yhteenvedot viimeaikaisista tutkimuksista ja nykyisestä tietämyksestämme kasvipeitteisten kesantojen ja luonnonhoitopeltojen, suojavyöhykkeiden, kosteikkojen sekä perinnebiotooppien hoidon ympäristövaikutuksista. Kunkin toimenpiteen osalta käsitellään ensin vaikutuksia maatalousluonnon monimuotoisuuteen ja sen jälkeen vesien-

Taulukko 4.1-1. Yhteenveto tarkasteltujen toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen ja ravinnekuormitukseen. Taulukossa käytetyt asteikot: Tietämyksen taso: hyvä, aika hyvä, kohtalainen, tyydyttävä/vähäinen. Vaikuttavuus keskimäärin ja parhaimmillaan: +++, ++, +, (+), 0, (-), -, --, ---

	Luonnon monimuotoisuus	Ravinnekuormitus
Kesannot ja luonnonhoitopellot		
Tietämyksen taso	Aika hyvä	Kohtalainen
Vaikuttavuus keskimäärin	+	+
Vaikuttavuus parhaimmillaan	+++	+++
Molempien tavoitteiden samanaikainen edistäminen	Keskimäärin vaikuttavuus vain kohtalaisen myönteinen, mutta tapauskohtaisesti vaikuttavuus vaihtelee molemmissa tavoitteissa nollassa tai jopa haitallisesta hyvin myönteiseen. Vesiensuojelun kannalta merkitystä erityisesti vesistöjen ja valtaojien varrella. Parhaimmillaan vaikutus molempiin tavoitteisiin hyvin myönteinen vanhoilla, vesistön varrelle perustetuille etelään avautuvilla jyrkillä nurmipelloilla.	
Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito		
Tietämyksen taso	Kohtalainen	Aika hyvä
Vaikuttavuus keskimäärin	+	++
Vaikuttavuus parhaimmillaan	++	+++
Molempien tavoitteiden samanaikainen edistäminen	Keskimäärin vaikuttavuus selvästi merkittävämpi ravinnekuormituksen vähentämisessä kuin monimuotoisuuden edistämässä. Parhaimmillaan vaikuttavuus pitkäikäisillä suojavyöhykkeillä vesiensuojelun osalta hyvä ja samanaikaisesti aika hyvä myös monimuotoisuuden edistämässä.	
Kosteikon perustaminen ja hoito		
Tietämyksen taso	Tyydyttävä/vähäinen	Aika hyvä
Vaikuttavuus keskimäärin	++	++
Vaikuttavuus parhaimmillaan	+++	+++
Molempien tavoitteiden samanaikainen edistäminen	Keskimäärin isot kosteikot palvelevat kohtalaisesti tai aika hyvin molempia ympäristötavoitteita, mutta pienet kosteikot palvelevat yleensä lähinnä monimuotoisuuden edistämistä. Poikkeuksena pienet valuma-alueet ja vesistöjen latvaosat, joilla pienikin kosteikko voi vaikuttaa merkittävästi molempiin ympäristötavoitteisiin silloin, kun sen pinta-ala on melko suuri suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen. Parhaimmillaan vaikuttavuus molempiin tavoitteisiin myönteinen suurilla rakenteeltaan monimuotoisilla kosteikoilla, joiden koko suuri suhteessa valuma-alueen pinta-alaan.	
Perinnebiotooppien hoito		
Tietämyksen taso	Hyvä	Tyydyttävä/vähäinen
Vaikuttavuus keskimäärin	++	-
Vaikuttavuus parhaimmillaan	+++	+
Molempien tavoitteiden samanaikainen edistäminen	Keskimäärin vaikuttavuus huomattavasti merkittävämpi monimuotoisuuden kuin vesiensuojelun edistämässä. Vesiensuojelun kannalta laidunnuksella merkitystä vain vesistöjen ja valtaojien varrella. Toisinaan laidunnuksella voi olla lievästi ravinnekuormitusta kasvattava vaikutus vesistön varrella. Parhaimmillaan vaikuttavuus voi olla monimuotoisuuden edistämisen osalta hyvä ja ravinnekuormituksen osaltakin kohtalainen, kun vesistön varren laidun on hyvin suunniteltu ja laidunnuspaine sopiva siten, että pääosa kasvillisuudesta tulee syödyksi kesän aikana.	

suojeluun. Molempien aihealueiden osalta esitellään, millä tavoin tietämyksen taso on parantunut Grönroosin ym. (2007) katsauksen jälkeen. Uudet kotimaiset tutkimukset esitellään lyhyesti keskittyen niiden keskeisimpiin tuloksiin. Ulkomaisia tutkimuksia ei yleensä käsitellä, mutta joissain tapauksissa mainitaan niistä kaikkein merkittävimmät. Jokaisen toimenpiteen kohdalla esitetään lopuksi yhteenveto sen vaikuttavuuden kannalta tärkeimmistä toteutustavoista. Taulukkoon 4.1-1 on koottu yhteenveto tarkasteltavien toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen ja ravinnekuormitukseen.

4.1.3.1 Viherkesannot ja luonnonhoitopellot

Kesannointi kuului toimenpiteenä ensimmäiseen kansalliseen maatalouden ympäristöohjelmaan vuosina 1995–1999, mutta ei toiseen eikä kolmanteenkaan sen kahtena ensimmäisenä vuotena. Vuosina 2000–2007 viljelijät olivat veloitettuja kesannoimaan noin 10 prosenttia peltoalastaan yhteisen maatalouspolitiikan mukaisena toimenpiteenä. EU aloitti CAP-kesannoinnin vuonna 1992 ja lakkautti sen vuonna 2008, minkä vuoksi meillä otettiin käyttöön uusi perustoimenpide, luonnonhoitopelto vuonna 2009. Toimenpide tarjoaa mahdollisuuden perustaa ympäristötuella neljänlaisia viherkesantoja: nurmi-, niittykasvi-, riista- ja maisemapeltoja, jotka eroavat toisistaan etenkin kylvöseoksen, mutta myös joidenkin muiden ominaisuuksiensa, kuten tyyppillisen keston osalta. Luonnonhoitopelto on muista perustoimenpiteistä poiketen valinnainen.

Vaikutukset maatalousluonnon monimuotoisuuteen

Uudet tutkimukset. Viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen merkitystä maatalousluonnon monimuotoisuudelle on tutkittu viime aikoina monipuolisesti. Tietämyksen taso aihepiiristä on kasvanut erittäin merkittävästi, sillä ennen nykyistä ympäristöohjelmakautta kesantojen luonnon monimuotoisuutta oli tutkittu niukasti (Grönroos ym. 2007). Kuitenkin kesantojen merkityksestä lintuyhteisön (Mehtälä ym. 1985, Haukioja ym. 1985, Tiainen ym. 2001, Piha ym. 2003), maakiitäjäisyhteisön (Kinnunen & Tiainen 1994, 1999, Kinnunen ym. 2001) ja rikkakasviyhteisön (Hyvönen ym. 2005) monimuotoisuudelle oli tutkittua tietoa olemassa jo aiemmalta ajalta.

Uudet tutkimukset ovat perustuneet laajoihin CAP-kesantojen ja luonnonhoitopeltojen otostutkimuksiin sekä laajamittaisiin kenttäkokeisiin ja niiden tulokset on julkaistu varsin perusteellisesti. Sekä lyhyt- että pitkäaikaisten viherkesantojen biodiversiteetti-vaikutuksia tutkittiin kenttäkokein MTT:n koepelloilla Jokioisissa ja Ypäjällä vuosina 2003–2008 (Huusela-Veistola 2007, Hyvönen 2007, Kuussaari ym. 2007, Salonen & Hyvönen 2007, Hyvönen ym. 2010, Kuussaari ym. 2011, Hyvönen & Huusela-Veistola 2011, Alanen ym. 2011). Näiden kokeiden tuloksia hyödynnettiin jo ennen niiden julkaisemista luonnonhoitopeltotoimenpiteen kehittämisessä ympäristötuen perustoimenpiteeksi. CAP-kesantojen merkitystä peltolinustolle tutkittiin vertaamalla

257 kesantopellolta vuosina 2001–2006 kerättyä aineistoa vastaavaan aineistoon kevätiljapelloilta (Herzon ym. 2011). Luonnonhoitopeltojen merkitystä kasvilajiston monimuotoisuudelle selvitettiin tutkimalla 229 erityyppistä luonnonhoitopeltoa Uudellamaalla, Pirkanmaalla ja Pohjois-Pohjanmaalla vuosina 2010–2011 (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013). Peltojen reuna-alueille kylvettävien monimuotoisuuskaistojen merkitystä pölyttäjähönteisille tutkittiin neljävuotisella kenttäkokeella Jokioisissa vuosina 2007–2010 (Korpela ym. 2013), sillä luonnonhoitopeltoja on mahdollista perustaa myös tällaisina kaistoina.

Uudet tulokset. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT) koepelloilla toteutetun kenttäkokeen tulokset osoittivat, että lyhytaikaisillakin viherkesannoilla on myönteinen merkitys kasvien ja pölyttäjähönteisten monimuotoisuudelle sekä lintujen siemenravinnon tuotolle (Hyvönen 2007, Kuussaari ym. 2011). Kaikki eliöryhmät hyötyivät tavallista heikommin kilpailevien heinien käytöstä kylvöseoksessa sekä kesannon perustamisesta ilman suojaviljaa. Muutokset tapahtuivat nopeammin vapaasti taimettumaan jätetyillä sänkikesannoilla kuin heinä-apilaseoksilla kylvetyillä viherkesannoilla. Pölyttäjähönteiset hyötyivät lisäksi siitä, että kesannointia jatkettiin vielä toisen kesän ajan. Pölyttäjähönteisistä lyhytaikaisista kesannoista hyötyivät etenkin nopeasti uudet elinympäristöt löytävät kimalaiset.

Kylvöseoksen merkitys pölyttäjähönteisille korostui myös pitkäaikaisten kesantojen kokeessa, sillä ne runsastuivat erityisen nopeasti kukkakasveja sisältäneillä seoksilla kylvetyillä koealueilla (Alanen ym. 2011). Erityisesti kimalaiset, jotka ovat merkittävimpiä luonnonvaraisia pölyttäjähönteisiämme, runsastuivat hyvin nopeasti kukkivia mesikasveja sisältäneillä koealoilla. Myös perhoset hyötyivät merkittävästi kylvetyistä kukkakasveista, mutta ne runsastuivat koealoilla vähitellen siten, että perhosten lajirunsaus kasvoi koko kokeen kuuden vuoden seurannan ajan. Seurannan viimeisinä vuosina myös vaateliaampia ja heikommin liikkuvia perhoslajeja onnistui asuttamaan kesantokoealueita. Vuosittain myöhään syksyllä tehdyn niiton (ilman niittojätteen korjuuta) myönteinen vaikutus pölyttäjähönteisiin tuli esiin vasta kokeen kahtena viimeisenä vuonna (Hyvönen ym. 2010).

Pitkäaikaisilla viherkesannoilla maaperän siemenpankista taimettuneiden kasvien lajimäärä oli suurempi tavallista heikommin kilpailevien heinien seoksella kylvetyillä alueilla, mutta kasvilajimäärä kasvoi hyvin hitaasti (Hyvönen ym. 2010). Niiton myönteinen vaikutus kasvilajimäärään tuli esiin kolmantena vuotena. Kokeessa mitattiin myös lintujen siemen- ja hönteisravinnon (luuteet, kaskaat, kärpäset, kovakuoriaiset, pistiäiset ja hämähäkit) määrän kehitystä erilaisilla koealueilla (Huusela-Veistola 2007, Hyvönen & Huusela-Veistola 2011). Siemenravinnon määrä oli korkeimmillaan ensimmäisenä vuotena ja korkeampi niitetyillä kuin niittämättömillä koealoilla. Hönteisravinnon kokonaismäärä ja eri eliöryhmien runsaus vaihtelivat huomattavasti vuosien välillä. Niittykasveja sisältävä siemenseos osoittautui hieman muita siemenseoksia paremmaksi ja niiton positiivinen vaikutus näkyi kahtena viimeisenä koevuotena.

Tietämystä viherkesantojen biodiversiteettivaikutuksista on lisäksi täydennetty tutkimalla peltojen reuna-alueille jätettäviä viherkaistoja. Tätä lähestyttiin kokeellisesti kylvämällä kukkakasveja viiden metrin levyisille monimuotoisuuskaistoille peltolohkojen reunoille (Korpela ym. 2013). Odotusten mukaisesti pölyttäjähönteisten yksilömäärät kasvoivat yleensä ottaen nopeammin peltojen reunoille sijoitetuilla kapeilla kukkakaistoilla kuin aiempien kesantotutkimusten koealueilla, jotka oli sijoitettu suurten peltoaukeiden keskiosiin. Perhosten ja kimalaisten lajimäärät kasvoivat kukkakaistoilla kolmen ensimmäisen vuoden ajan. Suojelun tarpeessa olevien perhoslajien yksilömäärät kasvoivat vielä neljäntenäkin vuonna etenkin sellaisilla alueilla, joilla ympäröivässä maisemassa oli runsaasti metsää (Korpela ym. 2013). Peltojen reunoille perustettavista kukkakaistoista on saatu myönteisiä kokemuksia peltoluonnon monimuotoisuuden edistämisessä myös useista muista Euroopan maista (Scheper ym. 2013).

Laajaan havainnointiin perustuvat otostutkimukset täydentävät hyödyllisesti kenttäkokeista saatuja tuloksia. Viherkesantojen suuri myönteinen merkitys peltolinnustolle on tiedostettu jo pitkään (esim. M. Piha ym. 2007a, b, Tiainen ym. 2007, Vepsäläinen ym. 2010), mutta Herzonin ym. (2011) tutkimus oli ensimmäinen, jossa selvitettiin nimenomaan kesantojen merkitystä peltolinnuille. CAP-kesannoilta kerättyyn aineistoon pohjautuva tutkimus osoitti, että kesantopelloilla pesii 25–40 prosenttia enemmän avoimen ympäristön peltolintulajeja ja 60–105 prosenttia enemmän lintupareja kuin vastaavanlaisilla peltoaukeilla sijaitsevilla viljapelloilla (ks. tarkemmin luku 3.7.3).

Luonnonhoitopeltojen merkitystä luonnon monimuotoisuudelle selvittäneessä otostutkimuksessa (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013) keskityttiin kasvilajiston monimuotoisuuteen. Erityyppisten luonnonhoitopeltojen kasvilajimäärä vaihteli suuresti. Kasvillisuudeltaan nuoret nurmipellot olivat yleensä hyvin lajikohtia, usein yhtä köyhiä kuin viherlannoitusnurmet, kun taas vanhoilla nurmipelloilla lajimäärä oli usein suuri ja parhaimmillaan samaa tasoa kuin luonnonniityillä. Neljästä valinnaisesta luonnonhoitopeltotyypistä lajimäärä oli keskimäärin suurin niittypelloilla. Kasvien lajimäärä kasvoi luonnonhoitopellon iän sekä kasvillisuuden korkeuden vaihtelun myötä ja myös peltolohkon koon ja samalla kasvaneen pellonsäisen kasvilajidiversiteetin myötä. Kasvilajimäärä korreloi negatiivisesti kasvillisuuden tiheyden ja korkeuden kanssa.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Eri tavoin perustetuilla kesannoilla ja luonnonhoitopelloilla voidaan monipuolisesti edistää maatalousluonnon monimuotoisuutta. Kesannon merkitys monimuotoisuudelle voi vaihdella lievästi myönteisestä erittäin myönteiseen ja siihen vaikuttavat ennen kaikkea kesannon perustamistapa, ikä ja hoitotapa. Useimpien eliöryhmien lajistollinen monimuotoisuus kasvaa kesannon iän kasvaessa, mutta peltolinnut hyötyvät merkittävästi myös lyhytaikaisista kesannoista, joilla tyypillisesti on runsaasti lintujen tarvitsemää siemenravintoa. Kylvämällä kesannoille myös kukkakasveja tarjotaan ravintoa pölyttäjähönteisille ja edistetään monipuolisen

kasvi- ja hyönteislajiston kehittymistä. Loppukesällä tehtävä niitto ja niitoksen pois korjaaminen edistävät monipuolisen kasvilajiston kehittymistä ja sitä kautta myös muun eliölajiston monipuolistumista.

Niiton ajankohta on kesannon biodiversiteettivaikutusten kannalta kriittinen tekijä, koska liian aikaisessa vaiheessa kesää tehty niitto voi kääntää kesannon luontovaikutukset jopa negatiiviseksi muodostamalla ekologisen ansan sinne lisääntymään asettuville linnuille ja hyönteisille. Yleensä kesantoja ei tulisi niittää ennen elokuun alkua tai ainakaan ennen heinäkuun puoltaväliä. Kesantopelloista on suurin hyöty luonnon monimuotoisuudelle alueilla, joilla puoliluonnontilaiset avoimet elinympäristöt ovat vähissä, kuten voimakkaasti kevätiljojen viljelyyn painottuneilla alueilla (Tscharncke ym. 2011).

Vaikutukset vesiensuojeluun

Monivuotisten nurmipeltojen vesiensuojelullisena tavoitteena on suojata pitkäaikaisesti pellon pintaa sade-, sulamis- ja valumavesien aiheuttamalta eroosiolta.

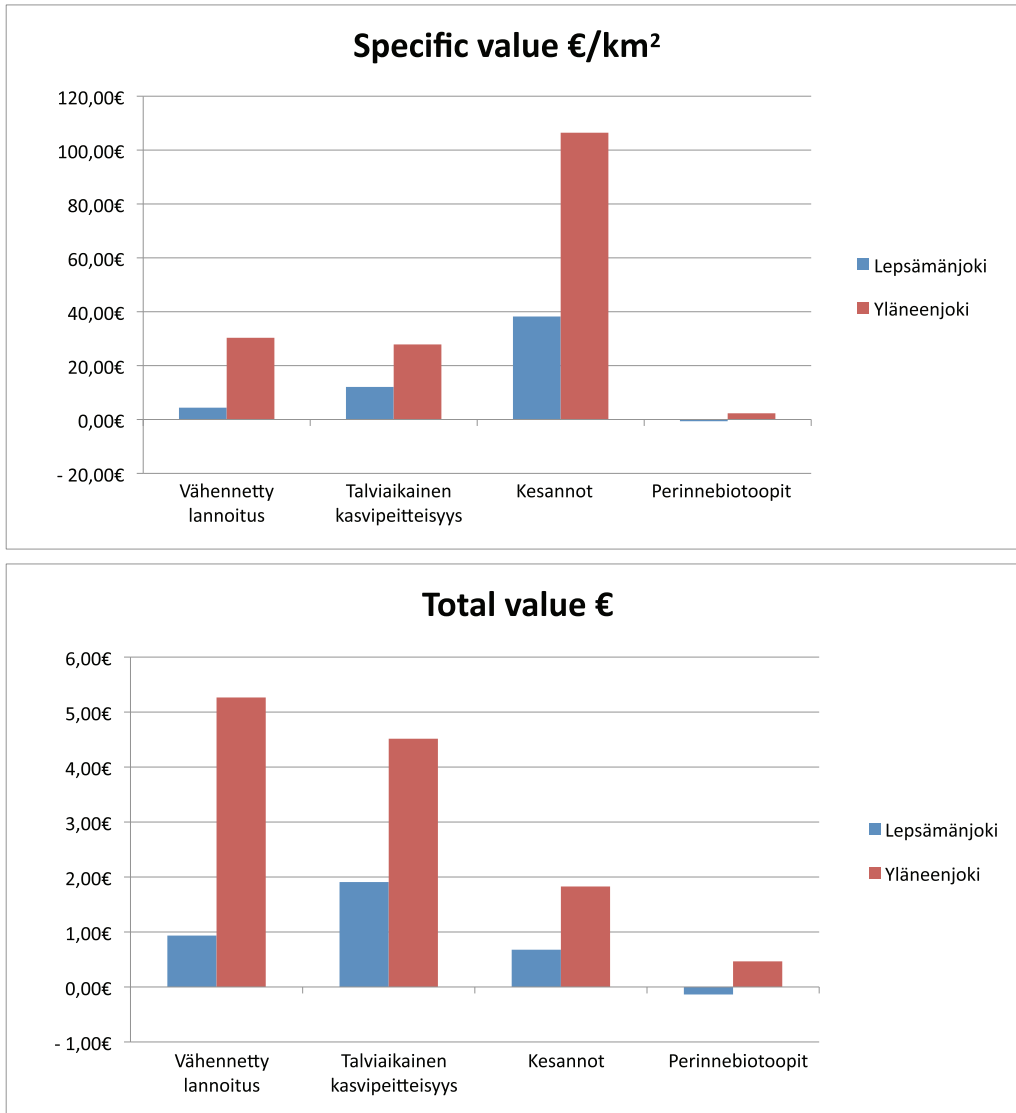
Uudet tutkimukset ja niiden tulokset. Koekentillä viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikutusta ravinnekuormitukseen on yleensä tutkittu osana normaalia viljelykiertoa. Salo ja Turto (2006) havaitsivat MTT:n koekentillä, että liukoisien typen huuhtouma lannoittamattomilta viherkesannoilta oli pieni, sillä kasvusto otti edelliseltä vuodelta maahan jääneen typen tehokkaasti. Lisäksi kasvipeitteen on havaittu suojaavan peltoja eroosiolta erityisesti leutojen talvien aikana (Puustinen ym. 2007a, Puustinen ym. 2010). Tämä vähentää eroosioainekseen sitoutuneen fosforin kulkeutumista pelloilta vesistöihin.

Viherkesantojen vaikutus pelloilta kulkeutuviin ravinteisiin näkyy myös jokivesistöjen ravinnekuormissa. MYTVAS 3 -hankkeen väliraportissa havaittiin selvä negatiivinen korrelaatio 20 Itämereen laskevan jokivaluma-alueen typpi- ja fosforikuorman ja valuma-alueen kesantoalan välillä (Rankinen ym. 2008).

Viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikutus jokivesistöjen ravinnekuormaan riippuu niiden sijainnista sekä valuma-alueella että viljelykierrossa, toisin sanoen siitä, minkä muun viljelykasvin ne korvaavat. Erityisesti karjatalousvaltaisella Yläneenjoen valuma-alueella viherkesantojen merkitys liukoisien typen vähentäjänä on suuri, kun se lasketaan kesantopinta-alaa kohden (kuva 4.1-1a). Vertailukohteena on kasvinviljelyalue Lepsämäinjoki.

Koska kesantojen osuus viljelyalasta näillä valuma-alueilla on suhteellisen pieni, niiden merkitys valuma-alueelta lähtevän liukoisien typen kuormituksen vähentämisessä jää kuitenkin pienemmäksi kuin muiden vesiensuojelutoimenpiteiden (Rankinen ym. 2013). Kuvassa 4.1-1b tehokkain toimenpide, eli vähennetty lannoitus (tyypitase 20–30 kg/ha kaikilla kasveilla) Yläneenjoella on saanut arvon yksi, ja muut toimenpiteet on suhteutettu tähän. Toimenpiteet ovat talviaikainen kasvipeitteisyys eli

Kuva 4.1-1. Eri vesiensuojelutoimenpiteiden normeerattu merkitys liukoisen typen kuormituksen vähentämiseen eri valuma-alueilla laskettuna a) toimenpidealaa kohden, ja b) koko valuma-alueelta tulevaa kuormitusta kohden.



sänkimuokkaus kaikilla kevätiljapelloilla, viherkesannoinnin lisääminen 10 prosentilla, perinnebiotooppien lisääminen 10 prosentilla.

Viherkesantoihin liittyy kuitenkin tiettyjä riskejä ravinnekuormituksen kasvamisesta. Jos viherkesantoja viljellään viherlannoituksen eli mukana on tyyppiä sitovia kasveja, voi liukoisen typen kuormitus sateisina vuosina kasvaa (Rankinen ym. 2008). Näin käy myös, jos kasvin tyyppiä käytön tehokkuus jää pieneksi. Tätä riskiä voidaan pienentää valitsemalla oikein typensitojakasvit sekä sovittamalla maahan jäävän tyyppiä määrää seuraavien kasvien tarpeisiin viljelykierrossa (Nykänen 2008, Känkänen 2010). Känkäsen mukaan (2010) italianraiheinän ja talvehtivan timotein seos sopii aluskasvina tilanteisiin, joissa on pelättävissä suuria tyyppiä huuhtoutumisesta aiheutuvia haittoja.

Luonnonhoitopeltojen ravinnehuuhtoumia on arvioitu MTT:n hankkeessa, jossa tutkittiin luonnonhoitopeltojen käyttöä bio-

kaasun tuotannossa, kasvustojen kuiva-ainesatoa ja ravinne-määriä sekä maan fosforipitoisuutta (Niemeläinen ym. 2012). Kasveille käyttökelpoisen fosforin pitoisuus maan pinnassa kasvoi lannoittamattomilla nurmilla. Syynä tähän on todennäköisesti se, että kasvien ottama fosfori jää biomassan mukana pellon pintaan, kun satoa ei korjata. Maahan sitoutunut fosfori saattaa vapautua myöhemmin ja kulkeutua sulamis- ja sadevesien mukana vesistöön.

Pakkasen rikkomista kasvisoluista vapautuu ravinteita, jotka voivat huuhtoutua sulamisvesien mukana (White 1973, Uusi-Kämpä ym. 2012). MTT selvitti laboratoriokokeessa fosforin ja tyyppiä huuhtoutumista erilaisilla hoidetuista ja eri-ikäisistä nurmi-kasvustoista, kun kasveja vuoronperään jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdeltiin vedellä (Yli-Heikkilä 2012). Käsitteillä havainnollistettiin pellon olosuhteita lumen sulaessa. Vuosittain niitetystä kasvustosta vapautui enemmän fosforia kuiva-ainetta kohti kuin vanhasta hoitamattomasta luonnonkasvustosta (taulukko 4.1-2).

Taulukko 4.1-2. Lannoittamattomien kasvustojen biomassassa sekä huuhtoutunut fosfori (P) ja typpi (N) kuiva-ainetta sekä pinta-alaa kohti jäätyamisen, sulamisen ja huuhtelun aikana.

Kasvustotyyppi	Biomassa (kg ha ⁻¹)	Huuhtoutunut P (mg g ⁻¹ ka)	Huuhtoutunut N (mg g ⁻¹ ka)	P-huuhtouma (kg ha ⁻¹)	N-huuhtouma (kg ha ⁻¹)
Lintupajun suojavyöhykkeet 2003					
Vanha niitetty heinä (niitos korjattu)	1100	1,8	1,4	2,0	1,5
Vanha niittämätön luonnonkasvusto	5100	1,0	0,6	5,1	3,1
Niittoajankohta 2011					
Kesäkuussa niitetty heinä	2900	2,5	2,3	7,4	6,7
Elokuun alussa niitetty heinä	1800	2,8	2,3	5,1	4,2
Kasvilajikoe 2012					
Apila	2200	2,9	3,0	6,4	6,6
Vuohenherne	4800	1,7	5,3	8,2	25
Sinimailanen	2200	0,7	4,0	1,5	8,8
Ruokohelpi	1100	1,9	3,6	2,1	4,0

Suuremman biomassansa takia hoitamaton luonnonkasvusto kuitenkin kuormitti lähivesiä enemmän kuin niitetty kasvusto. Myös niittoajankohdalla ja kesän sääolosuhteilla oli vaikutusta seuraavan kevään ravinnehuuhtoumiin. Elokuun alussa niitetyn nurmen kasvu jäi pienemmäksi ja siitä huuhtoutui vähemmän fosforia kuin kesäkuussa niitetystä nurmesta. Talveksi maan pinnalle jäävän biomassan tulisikin olla mahdollisimman pieni, jolloin huuhtoutumiselle alttiita ravinteita jää pellolle vähän (Yli-Heikkilä 2012). Suositeltavaa olisi niittää kasvustot heinä- elokuun vaihteessa.

Myös kasvilajien välillä oli eroja ravinnehuuhtoumissa (taulukko 4.1-2). Puna-apilasta vapautui eniten fosforia kuiva-ainetta kohti (2,9 mg g⁻¹ka) ja sinimailasesta vähiten (0,7 mg g⁻¹ka). Talveksi maan pinnalle jäävällä biomassalla oli suuri vaikutus kuormituksen määrään. Esimerkiksi vuohenherneestä vapautui fosforia 1,7 mg g⁻¹ka, mikä oli vähemmän kuin apilalla. Suuren kuiva-ainesadon (4800 kg ha⁻¹) takia vuohenherneen potentiaalinen fosforihuutouma oli 8 kg ha⁻¹ ja typpihuutouma 25 kg ha⁻¹. Puna-apilan sato oli syksyllä 2200 kg ha⁻¹, jolloin fosforia ja typpeä saattoi vapautua maksimissaan 7 kg ha⁻¹. Käytännössä vain osa kasvustosta vapautuneesta fosforista ja tpeestä päätyy vesistöön. Pakkasan lisäksi myös kuivuus ja rikkakasvien torjunta-aineet (mm. glyfosaatti) tuhoavat kasvisoluja, mistä seuraa huuhtoutumia (Uusitalo ym. 2007, Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010).

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Viherkesannot ja luonnonhoitopellot ovat tehokkaita menetelmiä ravinnekuormituksen vähentämiseen, kun lasketaan kuormitusmuutokset kesantopinta-alaa kohden. Viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen hoidossa kannattaa kuitenkin ottaa huomioon kasvibiomassan sitomien ravinteiden vapautuminen. Valuma-alueelta alapuolisiin vesistöihin lähtevään ravin-

nekuormitukseen vaikuttaa erityisesti toimenpiteen osuus ja sijainti valuma-alueella. Kun tarkastellaan kesantojen vaikutusta ravinnekuormituksen muutoksiin, vaikutusta on myös kesannon sijoittumisella ravinnekiertoon.

4.1.3.2 Suojavyöhykkeet

Vaikutukset maatalousluonnon monimuotoisuuteen

Uudet tutkimukset. Yli 15 metriä leveiden suojavyöhykkeiden perustamisella tähdätään ensisijaisesti vesiensuojeluvaiikutuksiin. Tämän takia suojavyöhykkeiden perustamis- ja hoitotapa sekä sijainti peltomaisemassa eivät yleensä ole biodiversiteetin edistämisen kannalta ihanteellisia. Suojavyöhykkeiden biodiversiteettivaikutuksiin keskittyneitä tutkimuksia on niukasti. MYTVAS 3 -hankkeen osana vuonna 2009 toteutettu 21 uusmaalaisen suojavyöhykkeen kasvi- ja perhoslajiston monimuotoisuuden tutkimus (Heliölä ym. 2010b) lienee ainoa Suomessa suoranaisesti suojavyöhykkeiden merkitystä luonnon monimuotoisuudelle selvittänyt kenttätutkimus. Se tuotti merkittävää uutta tietoa erityisesti eri-ikäisten suojavyöhykkeiden merkityksestä maatalousluonnon monimuotoisuudelle. Toisessa tuoreessa suojavyöhykkeiden monimuotoisuutta sivunneessa tutkimuksessa päätavoitteena oli arvioida suojavyöhykkeiden merkitystä viljelykasvien tuhojen estämiselle (Gilbert 2013). Myös kapeammilla suojakaistoilla ja viherkesannoilla tehtyjen tutkimusten tuloksia voidaan jossain määrin soveltaa suojavyöhykkeille.

Uudet tulokset. Uudellamaalla tehdyssä tutkimuksessa (Heliölä ym. 2010b) havaittiin, että suojavyöhykkeiden lajimäärät olivat keskimäärin alhaisempia kuin lajimäärät saman viljelyaukean tavanomaisilla pellonpientareilla. Suojavyöhykkeen iän myötä

lajimäärät kasvoivat saavuttaen viereisen ojanluiskan tason noin kymmenen vuoden kuluessa perustamisesta. Kasveilla lajimäärän kasvu tasaantui 10 vuoden jälkeen, mutta perhosilla laji- ja yksilömäärät kasvoivat vielä vanhemmillakin suojavyöhykkeillä. Sekä kasvien että perhosten osalta suojavyöhykkeillä tavatut lajit olivat kauttaaltaan tavanomaista maatalousympäristön lajistoa. Tutkituilla suojavyöhykkeillä niiton ajankohta vaihteli alkukesästä myöhäiseen syksyyn. Niittyperhosten laji- ja yksilömäärät olivat sitä suurempia, mitä myöhemmin niitto toteutettiin.

Gilbertin (2013) väitöskirjatutkimuksessa tutkittiin myyrien, luteiden ja kaskaiden esiintymistä suojavyöhykkeillä ja suojakaistoilla sekä niiden merkitystä viljelykasvien tuholaisina. Kasvinsyöjäluteiden määrät olivat alempia ja petoluteiden määrät suurempia leveillä suojavyöhykkeillä kuin kapeilla suojakaistoilla. Leveiden suojavyöhykkeiden havaittiin myös ehkäisevän myyrätuhoja viereisellä pellolla.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Nuorten suojavyöhykkeiden merkitys biodiversiteetille on yleensä pieni, eräitä lintulajeja lukuun ottamatta. Suojavyöhykkeiden arvo luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä kasvaa niiden iän myötä siten, että yli 10-vuotiaat suojavyöhykkeet ovat jo merkittäviä luonnon monimuotoisuudelle etenkin laajoilla, intensiivisesti viljellyillä peltoalueilla. Usein suojavyöhykkeitä niitetään keskellä kesää kesä-heinäkuussa, erityisesti tilanteissa, joissa niitos korjataan ja hyödynnetään karjan rehuna. Luonnon monimuotoisuuden edistämisen kannalta suositeltavinta olisi niittää suojavyöhyke vasta elokuun alussa, koska aikaisella niitolla on haitallinen vaikutus kukkakasvien ja erityisesti lintujen sekä hyönteisten lisääntymismenestykseen. Nurmimaiset, aikaisin kesällä niitetyt, hyvin matalakasvuiset suojavyöhykkeet ovat linnustollisesti köyhiä.

Vaikutukset vesien suojeleluun

Suojavyöhykkeillä voidaan vähentää eroosiota ja pellon ravinnekuormitusta monella eri tavalla. Vyöhykkeet ovat usein jyrkillä rinnealueilla, joissa monivuotinen kasvipeite pienentää eroosion syntymistä. Lannoitteen, lannan ja torjunta-aineiden levittäminen on kiellettyä suojavyöhykkeelle, joten niistä ei synny ravinne- ja torjunta-ainehuuhtoutumia kyseisellä alueella. Monivuotinen kasvillisuus hidastaa veden virtausta, jonka seurauksena maa-ainesta ja siihen sitoutuneita aineita ehtii laskeutua maan pintaan. Lisäksi valumavettä ja siinä olevia epäpuhtauksia suotautuu maahan, fosforia sitoutuu maapartikkelien pinnoille ja ravinteita tulee kasvien käyttöön.

Jos suojavyöhykkeen kyky pidättää ravinteita tai muita epäpuhtauksia ylittyy, niiden pidättyminen hidastuu tai loppuu kokonaan. Tällöin myös osa jo pidättyneistä aineista saattaa vapautua ja huuhtoutua valumaveden mukana. Typpeä ja muita vesiliukoisia yhdisteitä saattaa kulkeutua vyöhykkeellä salaojiin ja sitä kautta vesistöihin.

Uudet tutkimukset ja niiden tulokset. Erilaisia suojavyöhykkeitä on tutkittu MTT:n Lintupajun koekentällä Jokioisissa yli 20 vuoden ajan (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2014). Koealue on savimaata ja 10 metriä leveä suojavyöhyke on jyrkässä rinneessä. Kahdelta lohkolta puuttuu suojavyöhyke, jolloin jyrkkää rinnealuetta viljellään samalla tavalla kuin rinteen yläpuolella olevaa peltoa. Suojavyöhyke on joko niitetty nurmivyöhyke tai hoitamaton luonnonkasvivyöhyke. Suojavyöhykelohkojen pintavalumavesien määriä ja ravinnepitoisuuksia verrataan vastaaviin pitoisuuksiin viljeltäessä ilman suojavyöhykettä. Suojavyöhykkeen tarpeellisuutta on seurattu kyntömaalla, laiturilla ja suorakylvössä (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, 2014).

Taulukko 4.1-3. Vuosittainen pintavalunta, eroosio, partikkelifosfori (Part-P), liukoinen P (Liuk-P), kokonais-P (Kok-P) ja kokonaistyyppi (Kok-N) ilman suojavyöhykettä ja 10 m leveän nurmi- tai luonnonkasvivyöhykkeen kanssa viljeltäessä kynnetyä maata, suorakylvössä ja laiturilla.

Viljelytapa/ suojavyöhyke	Valunta (mm)	Eroosio (kg/ha)	Part-P (kg/ha)	Liuk-P (kg/ha)	Kok-P (kg/ha)	Kok-N (kg/ha)
Kyntö						
Ei suojak.	140	1100	0,87	0,15	1,02	6,5
Nurmik.	110	500	0,49	0,14	0,65	2,5
Luonnonk.	130	450	0,48	0,24	0,74	3,4
Suorakylvö						
Ei suojak.	130	460	0,54	0,25	0,79	2,0
Nurmik.	120	330	0,40	0,24	0,64	1,3
Luonnonk.	100	300	0,38	0,26	0,64	1,3
Laidun						
Ei suojak.	120	270	0,30	0,44	0,70	1,8
Nurmik.	110	240	0,27	0,36	0,61	1,5
Luonnonk.	100	230	0,32	0,28	0,56	1,5

Suojavyöhyke on tarpeellinen erityisesti silloin, kun maa kynnetään syksyllä ja muokataan kylvökuntoon keväällä. Kynnetty tai muokattu maa on erittäin herkkä eroosiolle. Lintupajussa kyntömaan eroosikuorma puolittui ja kokonaisfosforikuorma pieneni kolmanneksen 10 metriä leveään suojavyöhykkeen ansiosta (taulukko 4.1-3). Maa-ainekseen sitoutuneen fosforin määrä väheni yli 40 prosenttia, mutta liukoisen fosforin määrä pysyi samana tai jopa kasvoi suojavyöhykkeellä (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010, Uusi-Kämpä 2012). Suojavyöhykekasvuston niitto ja niitoksen poiskorjaaminen estivät liukoisen fosforin pitoisuuden kasvua. Myös kokonaistypikuorma puolittui suojavyöhykeruutujen pintavalunnassa, mutta osa tuestä saattoi huuhtoutua salaojiin (Uusi-Kämpä 2010).

Suorakylvössä eroosio on yleensä vähäistä, kun maata ei muokata ja maan pintaan jää eroosiolta suojaavaa kasviainesta. Lintupajun kentällä eroosio ja kokonaisfosforikuorma laskivat suorakylvössä samalle tasolle kuin ne olivat kynnetyllä maalla, jonka alareunassa oli suojavyöhyke. Päinvastoin kuin eroosio, liukoisen fosforin kuormitus kasvoi suorakylvössä, koska lannoite ja lanta jäivät maan pintakerrokseen. Liukoisen fosforin kuormitus olikin yhtä suuri kuin kyntömaalla, jonka alareunassa olevaa suojavyöhykettä ei niitetty. Suorakylvömaan alareunassa 10 metriä leveä suojavyöhyke vähensi eroosiota ja maa-aineksen mukana kulkeutuvan fosforin määrää parikymmentä prosenttia (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010).

Eroosio oli laitumella vähäisintä. Kokonaisfosforikuorma oli laitumella yhtä suuri, mutta laitumella liukoisen fosforin kuormitus suurempi kuin suorakylvössä (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010). Syynä suureen liukoisen fosforin kulkeumaan saattoi olla fosforin vapautuminen kasvimassasta sekä huuhtoutuminen lantakasoista lumen sulaaessa. Ennen kolmen vuoden laidunjakson alkua oli erittäin lämmin ja kuiva vuosi 2002, jolloin ei ollut lainkaan syysvaluntaa. Pysyvä lumipeite satoi syys-lokakuun vaihteessa. Seuraavana keväänä liukoisen fosforin kuormitus oli suuri (0,4–0,9 kg ha⁻¹) siitä huolimatta, että eläimet eivät olleet vielä laiduntaneet eikä fosforilannoitetta ollut annettu pintalevityksenä.

Suojavyöhykkeen laiduntaminen ei tilastollisesti lisännyt eroosiota tai fosforikuormitusta niittoon verrattuna (Uusi-Kämpä & Jauhiainen 2010). Lehmien laiduntaminen tiivisti maata, jonka seurauksena pintavalunta saattaa lisääntyä (Rasa & Eickhorst 2012). Sen vuoksi hiljattain perustettujen suojavyöhykkeiden laiduntamista tulisi välttää. Sen sijaan yli vuoden ikäisillä suojavyöhykkeillä voidaan laiduntaa eläimiä, kunhan laidunnuspaine on riittävän pieni. Juottopaikka ja mahdollinen kivennäisten syöttöpiste tulee järjestää suojavyöhykkeen yläreunaan mahdollisimman etäälle vesistöä. Juottopaikkaa voi myös siirtää välillä, jolloin samaa paikkaa ei kuormiteta jatkuvasti.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Suojavyöhykkeiden hoitaminen parantaa niiden tehoa vesiensuojelussa. Niitolla ja niitoksen poiskorjaamisella vähennetään ravinteiden määrää vyöhykkeellä. Niittoajankohdalla voidaan

myös vaikuttaa ravinnekuormitukseen. Suojavyöhykkeiden aikaisesta niitosta on hyötyä silloin, kun halutaan pienentää maan fosforipitoisuutta. Kukinta-aikaan maanpäällisen biomassan fosforimäärät ovat suurimmillaan (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Jos suojavyöhykkeen maaperästä halutaan poistaa fosforia, niin niitto olisi ajoitettava juhannuksen tienoille tai vähän sen jälkeen ja mahdollinen uusintaniitto heinä-elokuulle.

Niiton viivästyttäminen heinä-elokuun vaihteeseen saattaa olla sekä biodiversiteetin että vesiensuojelun kannalta hyödyllistä. Tällöin maanpäälliseen biomassaan jää talveksi vähemmän huuhtoutumiselle altista fosforia (Yli-Heikkilä 2012). On kuitenkin varottava niittämistä märissä oloissa, jolloin muodostuu helposti pyöränpainauksia, joita pitkin pellon valumavesiä virtaa ojiin. Lisäksi on huolehdittava, etteivät haitalliset rikkakasvit pääse siementämään ja levittäytymään suojavyöhykkeeltä viljelyalueelle.

4.1.3.3 Kosteikot

Vaikutukset maatalousluonnon monimuotoisuuteen

Uudet tutkimukset. Kosteikkoluonto on kärsinyt laajasti maatalouden maankäytön tehostumisesta, mutta maatalousalueille perustettujen kosteikkojen luontovaikutuksista on niukasti tutkimuksia. Pitkään on tiedetty, että suuret maatalousalueiden kosteikot ovat merkittäviä elinympäristöjä vesilinnuille (Puustinen ym. 2001). MYTVAS 3 -hankkeen osana kahdessa tutkimuksessa selvitettiin kosteikkojen merkitystä vesilinnuille (Tiainen ym. 2010) ja sudenkorennoille (Heliölä ym. 2010a). Vesilintuja kartoitettiin 16 perustetulla kosteikolla ja laskeutusaltaalla vuosina 2000 ja 2004 sekä lisäksi maatalousympäristön muuntyyppisillä kosteikoilla MYTVAS-pesimälintulaskentojen yhteydessä Etelä- ja Väli-Suomessa vuosina 2003–2006 (Pitkänen 2008, Tiainen ym. 2010). Kosteikkojen merkitystä sudenkorennoille selvitettiin tutkimalla Uudellemaalle perustetun 19 kosteikon lajistoa ja sudenkorentojen esiintymistä selittäviä ympäristötekijöitä (Heikkilä 2010, Heliölä ym. 2010a). Nämä tutkimukset tuottivat merkittävää uutta perustietoa perustettujen kosteikkojen merkityksestä vesilintujen pesimäympäristönä sekä erityisesti pienten kosteikkojen merkityksestä luonnon monimuotoisuudelle.

Uudet tulokset. Tiainen ym. (2010) tutkimuksen mukaan maatalousympäristön pienialaisilla vesialueilla, kuten jokien ja ojien varsilla ja erilaisilla altailla, on merkitystä etenkin sinisorsan, telkän, tavin ja haapanan pesimäalueina. Tulosten perusteella näiden lajien koko Suomen kannoista 5–10 prosenttia näyttäisi pesivän maatalousympäristössä. Perustetuilla kosteikoilla ja laskeutusaltailla tehtyjen laskentojen perusteella vesilintujen lajimäärä kasvaa voimakkaasti kosteikon koon kasvaessa, kun taas pienialaisten kosteikkojen merkitys vesilinnuille on suhteellisen vähäinen (Pitkänen 2008, Tiainen ym. 2010). Suurista kosteikoista hyötyvät myös useat vähälukuisemmat vesilintulajit ja lokkilinnut sekä muutamat kahlaaja- ja varpuslintulajit. Suuret

kosteikot ovat lisäksi merkittäviä muuttoaikaisia levähdys- ja ravinnonhankintapaikkoja lukuisille vesilintu- ja kahlaajalajeille.

Yhdeksällätoista Uudellemaalle perustetulla kosteikolla tehdyssä tutkimuksessa laskettiin yli 2000 sudenkorentoyksilöä 25 eri lajista (Heikkilä 2010, Heliölä ym. 2010a). Tutkimuksen merkittävin tulos oli se, että pienelläkin kosteikolla voi elää runsas ja monipuolinen sudenkorentolajisto. Sudenkorentojen lajimäärä ei korreloinut merkittävästi kosteikon koon kanssa. Perustetuilla kosteikoilla havaittiin selvästi enemmän sekä sudenkorentolajeja että -yksilöitä kuin niiden vertailuympäristöissä, läheisten valta- tai sarkaojien varsilla. Tämä osoittaa, että perustetut kosteikot lisäävät merkittävästi sudenkorentojen paikallista monimuotoisuutta verrattuna tilanteeseen, jossa tarjolla olisi vain erilaisia valta- tai sarkaojia.

Sudenkorentojen kannalta keskeisimpiä kosteikon ympäristökijöitä olivat pysyvä vesi sekä monipuolinen, puoliavoin vesi- ja rantakasvillisuus. Hyvän sudenkorentokosteikon ei tarvitse olla kovinkaan suuri, kunhan se on rakenteeltaan vaihteleva ja sisältää jonkin verran myös avointa vesipintaa. Korentomäärät olivat alhaisia tiheään rantakasvillisuuden vallitsemilla alueilla, joten kosteikon liiallista umpeenkasvua voidaan pitää niille haitallisena. Sudenkorentojen ohella kosteikoilla elää suuri määrä muitakin vesiympäristöön sidoksissa olevia selkärangattomia eläimiä, ja todennäköisesti monipuolinen sudenkorentolajisto indikoi myös muutoin lajistollisesti monimuotoista kosteikkoa. Ruotsalaisessa tutkimuksessa perustettujen monivaikutteisien kosteikkojen on havaittu kasvattavan selkärangattomien lajien diversiteettiä myös valuma-alueella (Thiere ym. 2009).

Sammakkoeläimet on yksi kaikkein eniten maatalouden tehostumisesta kärsinyt selkärangaskärsäryhmä. Henna Pihan Etelä-Suomen MYTVAS-alueilla vuosina 2000–2003 tekemä tutkimus osoitti pysyvien lammikoiden ja kosteikkojen suuren merkityksen sammakkoeläimille (Piha 2006). H. Piha ym. (2007) havaitsivat, että monimuotoinen maisemarakenne auttoi maatalousalueiden sammakkoeläinpopulaatioita selviytymään hengissä poikkeuksellisen kuivana kesänä.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Maatalouden ympäristötuella perustettavilla kosteikoilla voidaan monipuolisesti edistää maatalouden tehostumisesta kärsineen kosteikkoluonnon monimuotoisuutta. Suurilla kosteikoilla on erityisen suuri merkitys vesilinnuille sekä muille kosteikkojen lintulajeille, mutta pienialaisillakin kosteikoilla voi olla suuri merkitys monille pienemmille eliöille. Tällaisia ovat esimerkiksi sammakkoeläimet ja monet veteen sidoksissa olevat selkärangattomat eläimet kuten sudenkorennot. Kosteikon sisäinen vaihtelu veden syvydessä sekä ranta- ja vesikasvillisuuden tiheydessä ja laadussa tyypillisesti lisäävät kosteikon lajistollista monimuotoisuutta. Maatalousalueiden kosteikkoluonnon monimuotoisuuden edistämisen kannalta ei ole mielekäästä asettaa ympäristötuella perustettavalle monivaikutteiselle kosteikolle tiukkaa minimikokoa. Paikallistasolla pienetkin kosteikot voivat merkittävästi lisätä monimuotoisuutta etenkin peltovaltaisilla alueilla, joilla luontaisia vesistöjä on niukasti.

Vaikutukset vesiensuojeluun

Suomessa on mitattu maatalouden vesiensuojelua varten rakennettujen kosteikkojen ravinteidenpidätystehokkuutta 1990-luvun lopulta lähtien. Ympärivuotista seuranta käsin ja/tai automaattisin vesinäytteenotimin tehtiin vuosina 1996–1998 Rautalammilla sijaitsevalla laskeutusaltaalla ja vuosina 1998–2000 kahdella kosteikolla, jotka sijaitsevat Alastarossa ja Inkoossa. Kuitenkin ehkä intensiivisimmin seurattu kosteikko Suomessa on Vihdissä sijaitseva Hovin kosteikko, jonka vedenlaatuvaikutuksia mitattiin sekä automaattisten vesinäytteenotinten (ISCO™) että manuaalisen näytteenoton avulla jaksolla 1999–2002. Kiintoaineksen ja kokonaisfosforin pidättyminen tässä reilusti mitoitettussa kosteikossa (pinta-ala [0,6 ha] suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen 5 %) oli merkittävää (60–70 % tulevasta kuormituksesta) heti sen valmistumisen jälkeen. Muissa, valuma-alueisiinsa nähden niukemmin mitoitetuissa kosteikoissa pidättyminen oli vähäisempää ja tuloksista havaittiinkin selkeä riippuvuus kosteikon suhteellisen pinta-alan ja ainepoistumien välillä (Koskiahho ym. 2003). Näiden kotimaisten sekä pohjoismaisten ja pohjoisamerikkalaisten tulosten perusteella Puustinen ym. (2007b) kehittivät kosteikon fosforin- ja typenpoiston tehokkuudelle seuraavat kosteikon suhteellisesta koosta riippuvat ennusteyhtälöt (kuva 4.1-2):

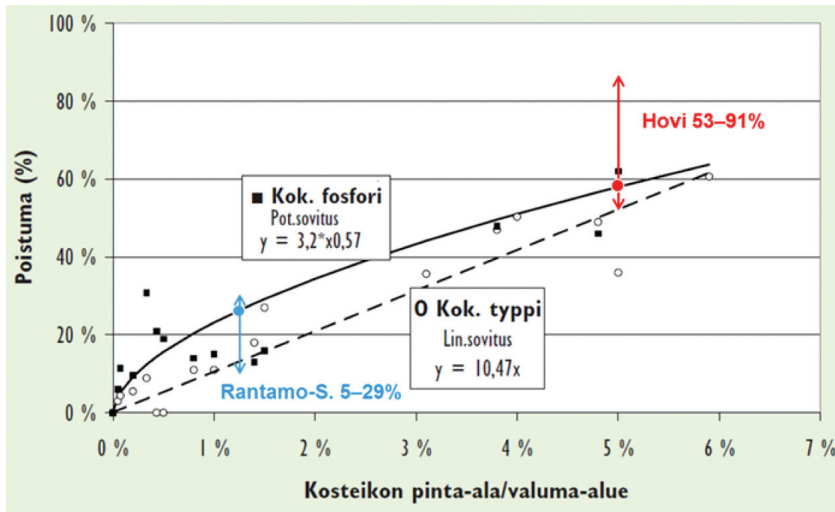
$$\text{Kokonais-P-poistuma-\%} = 3,2 \times a^{0.57}$$

$$\text{Kokonais-N-poistuma-\%} = 10,47 \times a$$

missä a = kosteikon koko suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen.

Uudet tutkimukset. Vuonna 2007 Hovissa otettiin käyttöön automaattinen seurantajärjestelmä jatkuvatoimisine vedenlaatuantureineen (s::can™). Vuonna 2009 lopulliseen muotoonsa valmistunutta, Tuusulanjärven länsirannalla sijaitsevaa Rantamo-Seittelin kosteikkoa (24 ha, suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen 1,3 %) on seurattu vastaavin automaattisin mitta-anturein vuodesta 2010 alkaen.

Uudet tulokset. Taulukossa 4.1-4 on esitetty uusimpia käytävissä olevia, osin vielä julkaisemattomia tuloksia Hovin ja Rantamo-Seittelin kosteikkojen automaattiseurannoista. Hovin tuloksista käy ilmi, että kosteikon kokonaisfosforin pidätyskyky on säilynyt samalla, lähes 70 prosentin tasolla kuin kosteikon valmistumisen jälkeen vuosituhannen vaihteessa. Mielenkiintoinen muutos uusissa mittauksissa havaittiin veteen liuenneiden ravinnejakeiden osalta (nitraatti ja vesinäytteiden perusteella myös fosfaatti). Näiden pidättyminen on n. kaksi kertaa korkeammalla (n. 50–70 %) tasolla kuin heti kosteikon perustamisen jälkeen vuosituhannen vaihteessa. Oletettavasti merkittävin syy parantuneeseen liuenneiden ravinnejakeiden pidätystulokseen on Hovin kosteikkoon muodostunut runsas kasvillisuus ja muu vuosien saatossa lisääntynyt biologinen aktiivisuus, mikä on kulluttanut runsaasti käyttökelpoisessa muodossa olleita ravinteita.



Kuva 4.1-2. Pohjoismaisissa ja yhdysvaltalaisissa kosteikoissa mitattuja kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipoistumia suhteessa kosteikkojen pinta-ala/valuma-alue-suhteisiin. Kuvassa on esitetty myös Hovissa 2007–2012 ja Rantamo-Seittelissä 2010–2013 tehtyjen automaattimittausten perusteella laskettujen vuotuisten kokonaisfosforinpoisto-tehokkuuksien vaihteluvälit (punainen ja sininen kaksoisnuoli) suhteessa mallin kosteikoille antamiin ennusteisiin (punainen ja sininen piste).

Rantamo-Seittelin kosteikossa kokonaisfosforin suhteellinen poistuma näyttäisi riippuvan valunnan suuruudesta siten, että vähävetisinä vuosina kosteikon toiminta on tehokkaampaa ja päinvastoin. Typen osalta vaikuttaa siltä, että alkuun heikko pidättyminen paranee Hovin tapaan kosteikon kasvillisuuden kehittyessä.

Hovin ja Rantamo-Seittelin kosteikkojen uudet tulokset myös vahvistivat käsitystä kosteikon suhteellisen koon merkityksestä suhteelliseen poistumaan. Edellä esitettyjen yhtälöiden mukaan ennusteet Hovin kosteikon kokonaisfosfori- ja -typpipoistumille ovat 58 ja 52 prosenttia ja Rantamo-Seittelille vastaavasti 27 ja 14 prosenttia, jotka mahtuvat taulukossa 4.1-4 esitettyjen vuotuisten ainepoistumien vaihteluväleihin (kuva 4.1-2).

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Taulukon 4.1-4 tulosten tarkastelussa kannattaa huomata, että pinta-alaltaan Hoviin verrattuna 40 kertaa suurempaan Rantamo-Seitteliin pidättyneet vuotuiset ainemäärät (kg) ovat selvästi suurempia kuin Hovin vastaavat. Hovin kosteikon tapaisia, yläpuoliseen valuma-alueeseensa verrattuna suuria, mutta absoluuttiselta pinta-alaltaan pieniä kosteikkoja tarvitaan lukuisa määrä suotuisten vaikutusten aikaansaamiseksi vastaanottavassa vesistössä.

Toistaiseksi voidaan sanoa, että maatalouden ympäristöuella toteutetuilla, melko vähäisellä määrällä kosteikkoja (Berninger ym. 2012) ei ole ollut kovin suurta vaikutusta vesistökuormituksen koko valtakunnan tasolla. Sen sijaan paikallisissa, esim. yksittäisten järvien suojeluhankkeissa merkitys on voinut olla huomattavakin. Kosteikkojen toteutettavuuden ja sitä kautta vaikuttavuuden kannalta ratkaisevaa on niiden kustannustehokkuus, missä puolestaan kriittinen tekijä on tarvittavan kaivutyön määrä (Koskiahio ym. 2013). Kalliin kaivinkonetyön minimoimiseksi kosteikko tulisi pystyä rakentamaan pääosin patoamalla,

mikä edellyttää luontaista sijoituspaikkaa kosteikolle. Tällaisten luontaisten sijoituspaikkojen rajallinen määrä on ollut osasyynä toteutettujen kosteikkojen vähäisyyteen.

4.1.3.4 Perinnebiotooppien hoito

Vaikutukset maatalousluonnon monimuotoisuuteen

Uudet tutkimukset. Perinnebiotoopit ovat lajistoltaan rikkaimpia ja toisaalta uhanalaisimpia maatalouselinympäristöjämme (Schulman ym. 2008). Perinnebiotooppien hoidon erityistukea on myös pidetty vaikuttavuudeltaan kaikkein tärkeimpänä ympäristötuen maatalousluonnon monimuotoisuuteen vaikuttavana toimenpiteenä (Kuussaari ym. 2004a, 2008). Perinnebiotooppien hoidon merkitys on hyvin suuri esimerkiksi uhanalaisille lantakuoriaisille (Roslin & Heliövaara 2007, Roslin ym. 2009). Suuren merkityksensä takia perinnebiotooppien hoidon vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen on tutkittu runsaasti ja 2000-luvullakin aiheesta on julkaistu suuri määrä kotimaisia tutkimuksia. Karjan laidunnuksen vaikutuksia lajistolliseen monimuotoisuuteen on selvitetty erityisesti lajistoltaan runsaimmilla perinnebiotoopeilla, tuoreilla ja kuivilla niityillä, sekä toisaalta pinta-alaltaan tärkeillä rantaniityillä. Tässä ei ole mahdollisuuksia näiden tutkimusten ja niiden tulosten kattavaan yhteenvedon, mutta seuraavassa on lyhyesti mainittu joukko keskeisiä viimeaikaisia kotimaisia julkaisuja eri aihepiireistä.

Tuoreiden niittyjen laidunnuksen vaikutuksia kasvi- ja perhoslajistoon selvitettiin kahdessa Suomen ympäristökeskuksen toteuttamassa laajassa maastotutkimuksessa, joiden tuloksista on ilmestynyt kaksi väitöskirjaa (Pykälä 2003, 2004, 2005, Pykälä & Heikkinen 2005, Pykälä ym. 2005, Pöyry ym. 2004, 2005, 2006, 2009) ja joukko muita raportteja (Pykälä 2008, Raatikainen ym. 2007, 2008, 2009). Nämä tutkimukset osoittivat esimerkiksi sen,

Taulukko 4.1-4. Hovin ja Rantamo-Seittelin kosteikoissa automaattiseurannan avulla mitattuja ravinnepoistumia.

Kosteikko	Jakso	Keski-virtaama (m ³ d ⁻¹)	Kok.P kuormitus (kg)	Kok.P poistuma (kg ha ⁻¹)	Nitraatti-kuormitus (kg)	Nitraatti-poistuma (kg ha ⁻¹)
Hovi	2007–08	137	39	42 (65%)	119	133 (67%)
	2008–09	95	24	21 (52%)	42	38 (54%)
	2009–10	189	20	23 (68%)	178	251 (84%)
	2010–11	53	7	9.2 (79%)	51	67 (79%)
	2011–12	141	46	53 (68%)	128	96 (45%)
	Keskiarvo	143	27	30 (65%)	104	117 (68%)
Rantamo-S.	2010–11	17180	1160	14 (29%)	14490	-5 (-1%)
	2011–12	21660	1870	4,1 (5%)	21440	151 (17%)
	2012–13	19520	1680	4,3 (6%)	12170	104 (20%)
	Keskiarvo	19450	1570	7,4 (11%)	16030	83 (12%)

että lajistollisen monimuotoisuuden maksimoimiseksi kasveille tarvitaan suurempi laidunnuspaine kuin perhosille (Pöyry ym. 2006). Perhosten lajimäärä oli suurimmillaan äskettäin laidunnuksen ulkopuolelle jääneillä niityillä, kun taas kasveilla korkeimmat lajimäärät havaittiin vuosittain melko voimakkaasti laidunnetuilla niityillä. Toisessa Suomen ympäristökeskuksen tutkimuksessa tutkittiin kuivien niittyjen eli ketojen laidun- ja niittohoidon vaikutuksia (Kuussaari ym. 2004b).

Laajat luonnonlaitumet lisäävät lintujen reviiritiheyksiä maatalousmaisemassa (Heikkinen ym. 2004). Lintujen kannalta perinnebiotoopeilla on kuitenkin kokonaisuutena melko vähän merkitystä, koska ne ovat yleensä kooltaan liian pienialaisia tarjotakseen tilaa monellekaan lintureviirille. Laaja-alaisempien niittyalueiden merkitys vaihtelee eri lintulajien välillä riippuen alueen hoitotilanteesta. Eräiden varpuslintujen tiheydet voivat olla melko suuria hoitamattomilla niityillä, joilla kasvaa korkeita ruohoja ja hiukan pensaikkaa (Tiainen & Seimola, valmisteilla). Kahlaajat puolestaan hyötyvät laajojen, etenkin alavien rantaniittyjen laidunnuksesta (Tiainen ym. 2012a, Ottvall & Smith 2006).

Rantalaidunnuksen luontovaikutuksia selvitettiin monipuolisesti Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen laajassa tutkimuksessa (Huuskonen 2006), jossa syntyi myös väitöskirja rantaniittyjen laidunnuksen ympäristövaikutuksista (Niemelä 2009). Näiden tutkimusten tuloksista on jatkajalostettu erinomaisen tiivis ja kattava yhteenveto rantaniittyjen laidunnukseen liittyvistä moninaisista luonnon monimuotoisuus- ja vesien suo- jelukysymyksistä ja näiden tavoitteiden yhteensovittamisesta (Niemelä 2012; ks. tarkemmin osuudessa 4.1.3.5). Laajojen merenrantaniittyjen merkitys uhanalaisten kasvi- ja lintulajien suojelussa on keskeinen. Heikosti kilpailukykyiset uhanalaiset kasvilajit menestyvät vain hoidetuilla niityillä; osalle lajistoa niitto ei ole riittävä toimenpide, vaan tarvitaan laidunnusta (Rautiainen 2005, Niemelä 2009, Piippo 2010). Pohjanlahden rannikoiden laajojen merenrantaniittyjen hoito on ollut tärkeä toimenpide erityisesti eräiden uhanalaisten kahlaajien, kuten

etelänsuosirrin kannalta (Pakanen ym. 2011, Rönkä 2006). Ilman näiden alueiden hoitoa etelänsuosirri olisi häviämässä maamme linnustosta (Mikkola-Roos ym. 2010).

Lajitasolle asti menevien vaikuttavuustutkimusten ohella tärkeää tietoa perinnebiotooppien hoidon erityistuen toimivuudesta on saatu maastokäynteihin pohjautuvasta hoidon laadun seuranta- tutkimuksesta, jota on tehty kolmeen otteeseen ensimmäisestä ympäristötukiohjelmakaudesta alkaen (Rauramo & Kekäläinen 2000, Schulman ym. 2006, Heliölä & Kuussaari 2012). Seuran- tatulokset ovat olleet pääpiirteissään myönteisiä, sillä useimpia tukikohteita on pidetty luontoarvoiltaan merkittävinä ja hoi- totoimista on katsottu olleen selvästi hyötyä. Seurannassa on myös selvinnyt seikkoja, joihin hoidon laadussa on usein tarvetta kiinnittää huomiota. Näitä ovat erityisesti kasvillisuuden rehevöi- tymiseen johtava riittämätön laidunpaine sekä tarve puuston ja pensaiden lisäraivauksille. Osalla kohteista ongelmana on ollut tukiehtojen vastainen yhteys peltomaisille nurmialueille, mikä voi osaltaan lisätä kasvillisuuden rehevöitymistä.

Äskettäin ilmestyneessä Arposen ym. (2013) tutkimuksessa käytettiin Zonation-optimointiohjelmistoa selvittämään, mille Lounais-Suomen perinnebiotoopeille hoitoa olisi optimaalista kohdentaa. Optimoinnissa perinnebiotoopin hoidon arvo sidottiin sen kytkeytyneisyyteen eli siihen, kuinka paljon sen lähistöltä löytyy muita perinnebiotooppeja. Tämä on ekologisesti perus- teltua, koska vaatelioiden perinnebiotooppien lajien on havaittu muodostavan elinvoimaisempia kantoja niiden elinympäristön kytkeytyneisyyden kasvaessa. Tulosten perusteella perinnebio- tooppien hoitosopimukset eivät kohdentuneet Lounais-Suomessa optimaalisella tavalla. Tämä ei ole yllättävää, koska nykyiseen ympäristötukijärjestelmään ei juuri sisälly mahdollisuuksia koh- dentaa hoitotoimia tietyille alueille. Tutkimus osoitti, että op- timointimenetelmät tarjoaisivat käyttökelpoisia työkaluja tuen kohdentamiseen, mikäli järjestelmän perusteita muutettaisiin paremmin kohdentamisen mahdollistaviksi.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Perinnebiotooppien hoito perustuu yleensä karjan, lampaiden tai hevosten pitkäaikaiseen laidunnukseen. Hoidon vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen on yleensä ottaen hyvä tietämys, vaikkakaan hoidon vaikuttavuudesta ei ole kotimaisia tutkimuksia aivan kaikilta perinnebiotooppityypeiltä. Karjan laidunnus poistaa luonnonlaitumelta ravinteita, mikä johtaa vähitellen kasvilajiston ja sitä kautta myös muun eliölajiston monipuolistumiseen. Hoidon haasteena on saavuttaa sopiva laidunpaine, jolloin suuri osa kasvillisuudesta tulee kesän aikana syödyksi ilman, että maanpinta kuitenkaan kuluu haitallisesti puhki ylläidunnuksen seurauksena. Pienialainen kasvillisuuden puhkikuluminen kuitenkin edistää kilpailukyvyltään heikkojen, pienikokoisten kasvien säilymistä. Niiton vaikutuksista on vähemmän maastotutkimuksia, mutta myös sen lajistoa monipuolistava vaikutus perustuu ravinteiden poistamiseen hoidettavalta alueelta. Hoidon loputtua perinnebiotoopin luontoarvot heikkenevät vähitellen umpeenkasvun seurauksena, mutta tutkimustietoa on niukasti siitä, kuinka nopeasti lajisto köyhtyy hoidon loputtua. Merenrantaniityillä uhanalaisten kasvi- ja lintulajien suojelun kannalta keskeistä on, että ne pysyvät avoimina joko laidunnuksen tai niittämisen avulla.

Vaikutukset vesiensuojeluun

Laidunnetun alueen ravinnekiertoon vaikuttavat eläinten lannassaan alueelle tuomat ravinteet, mutta myös eläinten ravinnossaan poistamat ravinteet. Ravinteita kertyy maanpintaan, mikä saattaa lisätä erityisesti fosforikuormitusta. Lisäksi eläimet talloivat maan pintaa, joten veden virtausreitit saattavat muuttua.

Uudet tutkimukset ja niiden tulokset. Niemelän (2009) mukaan laidunnettujen alueiden fosforitase (eläinten alueelle tuoman ja sieltä poistaman fosforin erotus) on 0,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ eli lievästi positiivinen. Empiirisen mallin (Ekholm ym. 2005) tulosten mukaan fosforikuormitus ei noussut merkittävästi kymmenen vuoden laskentajakson aikana.

Vastaavasti Saarijärvi (2008) on arvioinut laiduneläinten poistavan laitumelta hieman enemmän typpeä kuin ne sinne tuovat, joten kohtuullinen laidunnus ei aiheuttane merkittävää riskiä myöskään tyyppikuormituksen kasvusta. Tätä päätelmää tukee myös havainto, että suojakaistojen satunnainen ja lyhytkestoinen laidunnus ei merkitsevästi lisännyt liukaisen typen kuormitusta (Rankinen ym. 2006).

Edellä mainittujen tutkimusten perusteella mallinnettiin, missä määrin perinnebiotooppien laidunnus vaikuttaa Yläneenjoen ja Lepsämänjoen valuma-alueilla liukaisen typen pidentymiseen sekä vakioitua pinta-alayksikköä kohti (kuva 4.1-1a) että koko valuma-alueelta lähtevään kuormitukseen yhteensä (kuva 4.1-1b). Tulosten perusteella suurimmat suhteelliset hyödyt tyyppikuormituksen vähentämisessä saadaan käyttämällä Yläneenjoella vähennettyä lannoitusta. Tälle toimenpiteelle annettiin kuvassa 4.1-1 vertailuarvo 1, ja muiden toimenpiteiden

tehokkuus on suhteutettu siihen. Näiden tulosten mukaan perinnebiotoopit itsessään eivät varsinaisesti lisää tai vähennä liukaisen typen kuormitusta. Valuma-alueella suurempi merkitys on sillä, mitä viljelymuotoa ne korvaavat. Mallinnustulosten mukaan Yläneenjoella luonnonlaitumet tuottavat jopa vesien-suojelullista hyötyä, sillä tällä karjatalousvaltaisella alueella lannan syyslevitys on yleistä ja liukaisen typen kuormitus suhteellisen korkea. Sitä vastoin Lepsämänjoen kasvinviljelyalueella luonnonlaitumet aiheuttaisivat pientä lisäystä liukaisen typen kuormitukseen.

Luonnonlaitumilta lähtevää ravinnekuormitusta voidaan vähentää käyttämällä vähäfosforisia kivennäisiä ja katettuja ruokinta-paikkoja sekä tarjoamalla kivennäisiä tarpeen mukaan (Huuskonen 2006). Myös lisärehun syöttämistä perinnebiotoopeilla tulee välttää, jotta lisäravinteita ei tuotaisi alueelle. Juomapaikan ja kivennäisten syöttöpaikan tulee sijaita riittävän kaukana kaivosta, valtaojasta ja vesistöistä. Näin estetään ravinteiden ja ennen kaikkea ulostemikrobien kulkeutumista vesiin.

Toimenpiteen vaikuttavuuden tärkeimmät kriteerit. Laitumien vaikutus fosforikuormitukseen saattaa olla sitä lievästi lisäävä ja tyyppikuormitukseen mahdollisesti jopa vähentävä, jos laidunnuspaine on kohtuullinen. Laitumilla on vain hyvin pieni merkitys valuma-alueilta lähtevään ravinnekuormitukseen, sillä niiden osuus valuma-alueen pinta-alasta on yleensä pieni. Ravinnekuormituksen muutokseen vaikuttaa enemmän se, mikä olisi alueen vaihtoehtoinen käyttö.

4.1.3.5 Eri ympäristötavoitteita samanaikaisesti selvittäneet tutkimukset

Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen ja vesiensuojeluun samanaikaisesti selvittäneitä tutkimuksia on tehty niukasti. Kahdessa suomalaisessa tutkimuksessa tällainen tarkastelu on tehty mallintamiseen pohjautuen.

Tattari ym. (2003) tarkastelivat suojavyöhykkeiden vaikutuksia eri eliöryhmien monimuotoisuuteen, ravinnekuormituksen eri osatekijöihin ja visuaaliseen peltomaisemaan bayesialaista mallinnuslähestymistapaa käyttäen. Heidän tutkimuksensa perustui neljän biodiversiteetti- ja neljän vesiensuojeluasiantuntijan haastatteluihin, joissa asiantuntijoita pyydettiin arvioimaan yksityiskohtaisesti suojavyöhykkeellä sekä sen viereisellä pellolla tehtävien toimien vaikutuksia eri ympäristötavoitteisiin. Eri asiantuntijoiden arviot yhdistämällä arvioitiin, mihin suojavyöhykkeen ympäristövaikutuksiin sisältyi erityisen paljon epävarmuutta ja mihin empiiristä tutkimusta tulisi suunnata. Tämän tutkimuksen jälkeen tiedon taso suojavyöhykkeiden merkityksestä onkin parantunut huomattavasti useiden kenttätutkimusten ansiosta.

Helinin ym. (2013) mallinnustutkimuksen tavoitteena oli optimoida valuma-alueen biodiversiteetti- ja vesiensuojeluvaiikutuksia

kohdentamalla ympäristötuella perustettavat luonnonhoitopellot mahdollisimman hyvin molempia ympäristötavoitteita palvelevalla tavalla. Ympäristötavoitteiden saavuttamista kuvaavat yksityiskohtaiset matemaattiset mallit perustettiin pitkälti olemassa olevaan maastotutkimustietoon. Tutkimus osoitti, että ympäristötavoitteissa voidaan saavuttaa huomattavia synergiaetuja suunnittelemalla toimenpiteiden kohdentaminen samanaikaisesti molempia ympäristötavoitteita silmällä pitäen.

Ylivoimaisesti kattavin arvio ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikutuksista eri ympäristötavoitteisiin on Grönroosin ym. (2007) tuottama katsaus, jossa suuri joukko suomalaisia asiantuntijoita arvioi ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksia systemaattisesti eri ympäristötavoitteisiin. Asiantuntija-arvioiden tulokset julkaistiin sekä yhteenvetotaulukkona, että laajalti auki kirjoitettuna tekstinä, jossa selostettiin, millä tavoin mikäkin toimenpide vaikuttaa mihinkin tavoitteeseen. Monista ansioistaan huolimatta Grönroosin ym. (2007) katsaus ei pureutunut tarkemmin eri toimenpiteiden yhteisvaikutusten optimointiin tai toimenpiteiden toteutustapoihin liittyviin ristiriitoihin eri ympäristötavoitteiden saavuttamisessa. Tähän aihepiiriin syvennyttään tämän raportin seuraavassa osuudessa (4.1.4).

Rantalaidunnuksen osalta Niemelän vuonna 2012 julkaistu raportti "Eläimet rantaan – kyllä vai ei?" on erinomainen esimerkki eri ympäristötavoitteiden saavuttamiseen liittyvien kysymysten samanaikaisesta käsittelystä. Raportti tarkastelee rantalaidunnuksen vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen, ravinnekuormitukseen, kasvihuonekaasupäästöihin ja maisemaan julkaistun tutkimustiedon valossa sekä antaa runsaasti käytännön neuvoja eri ympäristötavoitteiden yhteensovittamiseen rantalaidunnuksen toteutuksessa niin perinnebiotoopeilla kuin maatalouden suojavyöhykkeilläkin. Niemelän mukaan rantalaidunnus voi palvella eri ympäristötavoitteita hyvin samanaikaisesti silloin, kun tavoitteet otetaan huomioon jo laidunnuksen suunnittelussa.

Raportin johtajatuksena on, että keskeistä kaikkien ympäristötavoitteiden kannalta on mitoittaa laitumelle sopiva määrä karjaa sopivan laidunpaineen aikaansaamiseksi sekä sisällyttää laitumeen myös muita kuin aivan rannanläheisiä alueita. Tällöin eläinten lepäilyalueet voivat luontevasti sijaita kauempana rannasta, jolloin ravinnevirta on rannasta sisämaahan päin. Samasta syystä myös eläinten juottopaikka ja mahdollinen lisärehun ja kivennäisten tarjoilu paikka tulisi sijoittaa mahdollisimman kauaksi vesistöistä laitumen ylempiin sisäosiin, mutta ei kuitenkaan luontoarvojen kannalta arvokkaimmalle paikalle. Sopivalla laidunpaineella pyritään siihen, että suurin osa laitumen kenttäkerroksen kasvillisuudesta tulee syödyksi ilman, että kasvillisuuden pinta rikkoutuu laajoilta alueilta ylilaidunnuksen takia. Tällöin ravinnekuormitus pienenee, kun laitumelta poistuu ravinteita eläinten kasvun myötä (Niemelä ym. 2008, Huuskonen 2006). Tällainen laidunpaine johtaa vähitellen myös kasvijaiston monimuotoisuuden kasvuun, kun hoitoa jatketaan samalla tavoin monen vuoden ajan (Pykälä 2001, Niemelä 2009, Piippo 2010).

Ongelmia niin vesiensuojelun kuin monimuotoisuudenkin edistämisen suhteen voi syntyä silloin, kun näitä periaatteita ei noudateta. Alilaidunnus voi johtaa kasvillisuuden rehevöitymiseen, luontoarvojen heikkenemiseen ja ravinnekuormituksen kasvuun, kun taas liian voimakas laidunnus rikkoo laajalti maanpinnan ja kasvattaa eroosioriskiä, ravinteiden huuhtoutumista sekä on haitallista monille eliölajeille, kuten niittyjen lukuisille hyönteislajeille. On kuitenkin huomattava, että ELY-keskusten ympäristöviranomaisille tehdyn kyselyn mukaan kokemukset rantalaidunnuksen vaikutuksista ovat pääsääntöisesti myönteisiä, eikä vedenlaadussa ole yleensä havaittu ongelmia (Niemelä 2012).

4.1.4 Toimenpiteiden vaikutusten integroitu tarkastelu

Tässä osuudessa yhdistetään ympäristötuen toimenpiteiden vesistö- ja luontovaikutustutkimuksista saadut tiedot ja tarkastellaan, miten hyvin eri toimenpiteillä voidaan edistää luonnon monimuotoisuutta ja ravinnekuormituksen vähentämistä samanaikaisesti. Lähestymme tätä kysymystä ensinnäkin arvioimalla, kuinka hyvin näiden kahden tavoitteen edistäminen on onnistunut kullakin tarkasteltavalla toimenpiteellä keskimäärin ja parhaimmillaan (taulukko 4.1-1). Toiseksi arvioimme, millä tavoin tarkasteltava ympäristötuen toimenpide kannattaisi toteuttaa parhaan mahdollisen luonnon monimuotoisuus -hyödyn ja toisaalta parhaan vesiensuojeluhyödyn aikaan saamiseksi (taulukko 4.1-5). Ihanteellisia toteutustapoja vertaamalla voidaan arvioida, minkälaisia kompromisseja toteutuksessa voitaisiin harkita silloin, kun tavoitteena on molempien ympäristötavoitteiden edistäminen mahdollisimman hyvin samanaikaisesti.

Toimenpiteistä saatavien kokonaishyötyjen kannalta oleellinen kysymys on myös se, kuinka mielekästä viljelijän on toteuttaa toimenpidettä tietyllä tavalla. Käytännössä viljelijä valitsee tarjolla olevista vaihtoehdoista itselleen mielekkäimmän. Tämän takia taulukossa 4.1-5 tarkastellaan kolmantena kysymyksenä sitä, mikä olisi viljelijän kannalta ihanteellinen toimenpiteen toteutustapa. Seuraavassa näihin kysymyksiin paneudutaan erikseen kaikkien neljän tarkasteltavan ympäristötuen toimenpiteen osalta samassa järjestyksessä kuin edellisessä osuudessa.

4.1.4.1 Viherkesannot ja luonnonhoitopellot

Parhaimmillaan viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikuttavuus on hyvä niin luonnon monimuotoisuuden edistämisen kuin ravinnekuormituksen vähentämisenkin kohdalla. Silti keskimääräisillä kohteilla toimenpiteen vaikuttavuuden arvioidaan jäävän vain kohtalaisen myönteiseksi sekä luonnon monimuotoisuuden edistämisen että ravinnekuormituksen vähentämisen osalta (taulukko 4.1-1). Syynä on se, että tapauskohtaisesti vaikuttavuus vaihtelee molemmissa tavoitteissa nollasta (tai monimuotoisuuden osalta jopa haitallisesta) hyvin myönteiseen. Vesiensuojelun kannalta kesannoilla on merkitystä erityisesti vesistöjen ja valtaojien varrella, ja niiden merkitys vähenee etäi-

Taulukko 4.1-5 Yhteenveto tarkasteltujen toimenpiteiden optimaalisesta toteutuksesta luonnon monimuotoisuuden edistämisen, ravinnekuormituksen vähentämisen ja viljelijän näkökulmasta katsottuna.

Toimenpide	Optimaalinen ratkaisu		
	Luonnon monimuotoisuus	Ravinnekuormitus	Viljelijä
Kesannot ja luonnonhoitopellot			
Perustamistapa	Luontainen taimettuminen tai sopiva siemenseos	Siemenseoksen kylvö suojaviljaan tai ilman suojaviljaa	Mielekkyyks riippuu toimenpiteen tukitasoista, mutta kasvuston kylvölle voidaan ehkäistä rikkakasvien liiallista runsastumista
Kylvöseos	Monilajinen ilman voimakkaasti kilpailevia heiniä; ideaaliksi heikosti kilpailevien heiniä lisäksi mesikasveja	Voimakkaasti kilpailevien heiniä seos	Mielekkyyks riippuu toimenpiteen tukitasoista, mutta kesanto voi tomia kasvinvuorottelussa viherlannoituksena, jos käytetään typensitojakasveja
Kasvuston rakenne	Tavoitteena melko harva, pellon sisällä lajistoltaan ja korkeudeltaan vaihteleva kasvusto, jossa voi olla myös paljaan maan laikkuja	Tavoitteena tiheä, homogeeninen kasvusto, joka minimoi eroosion, pysäyttää lienneet veden mukana valuvat ravinteet ja käyttää tehokkaasti maaperän ravinteita	Tavoitteena kasvusto, joka kerryttää mahdollisimman paljon ravinteita maaperään
Niitto	Toimii hyvin ilman niittoakin, mutta oikea-aikainen niitto tehostaa vaikutusta	Tehostaa toimenpidettä hyvin silloin, kun niitos korjataan pois	Mieluiten vapaaehtoinen toimenpide. Niiton mielekkyyks riippuu siitä, korvataanko sen kustannukset ja löytyykö tilalta siihen sopivaa kalustoa. Monelle viljelijälle toisinaan tehtävä niitto voi olla mielekäs tapa pitää pahat peltorikkakasvit kurissa
Niittoaika	Ei ennen heinäkuun loppua; aikaisempi niitto hyvin haitallista	Myöhäinen niitto heinä-elokuun vaihteessa pienentää ravinteiden huuhtoutumisriskiä kevätvalunnan aikana. Silloin kun on tarvetta laskea maan P-lukua, optimaalinen niittoaika kesäkuun puolivälistä heinäkuun puoliväliin ennen kasvien kuivumista ja siementämistä. Useampi niitto (+ korjuu) kesän aikana tehostaa toimenpidettä	Ajankohta mieluiten vapaasti valittavissa. Jos sato halutaan hyödyntää, tulisi niitto mahdollistaa kesä-heinäkuussa. Hankalaa, jos niitto vaaditaan loppukesällä samaan aikaan kuin viljojen puinnit. Heinäkuun loppupuolisko mahdollinen toimiva kompromissi
Niitoksen korjuu	Hyödyllistä, mutta ei välttämätöntä	Tärkeä tapa saavuttaa toimenpiteestä täydet hyödyt	Mieluiten vapaaehtoinen toimenpide. Korjuun mielekkyyks riippuu siitä, korvataanko sen kustannukset ja löytyykö tilalta siihen sopivaa kalustoa. Mielekästä jos tehtävissä aikaisin kesällä ja sato voidaan hyödyntää
Laidunnus	Toimii hyvin ilmankin laidunnusta, mutta laidunnus voi tehostaa vaikutusta	Toimiva hoitotapa, kun laidunpaine sopiva, mutta niitto + korjuu tehokkaampi hoitotapa	Karjatiloilille mielekäs mahdollisuus

Toimenpiteen kestoaika	Pitkä kesto(>5 v) ihanteelista, mutta osa lajeista hyötyy lyhytaikaisistakin kesannoista	Vesistöjen varsilla pitkä kesto ihanteelista	Lyhytaikainen kesannointi hyödyllistä osana viljelykiertoa. Syrjäisten peltolohkojen pitkäaikainen kesannointi mielekästä, jos sitä tuetaan taloudellisesti
Suojavyöhykkeet			
	Yli 10 vuotta samalla paikalla pysyneillä suojavyöhykkeillä merkitystä etenkin viljanviljelyvaltaisilla alueilla. Muistuttavat pitkäaikaisia viherkesantoja. Nuoret suojavyöhykkeet hyvin lajiköyhä.	Niitto ja niitoksen korjuu keskeistä suojavyöhykkeen toimivuudelle. Suojavyöhykkeiden tulisi olla pysyviä. Myöhäinen niitto heinä-elokuun vaihteessa pienentää ravinteiden huuhtoutumisriskiä kevätvalunnan aikana	Niitoksen korjuun ongelma voi olla kaluston puute ja toisaalta sopivan sijoutuspaikan löytäminen, jos niitosta ei voida käyttää rehuna
Kosteikot			
Perustamistapa	Patoaminen huomattavasti kaivuuta parempi vaihtoehto. Huolellisella suunnittelulla voidaan saada aikaan hyödyllistä vaihtelua kosteikon syvyyteen ja kasvillisuuden rakenteeseen	Patoamalla, koska se aiheuttaa heti perustamisen jälkeen vähemmän ravinnekuormitusta kuin kaivaminen. Perustettaessa aiemmin lannoitetulle pellolle ruokamultakerros poistettava fosforin huuhtoutumisen ehkäisemiseksi	Patoaminen yleensä kaivamista taloudellisempi vaihtoehto. Ruokamultakerroksen ottaminen talteen kosteikon tieltä yleensä mielekäs ratkaisu, koska ruokamullalla on taloudellista arvoa
Ympäröivien rantojen niitto ja niitoksen korjuu	Harvoin (esim. joka kolmas vuosi) tehtynä hyödyllistä avoimuuden ylläpitämiseksi	Tehostaa kosteikon toimintaa vähentämällä rannalta tulevaa kuormitusta	Mielekästä jos kustannukset korvataan
Ruoppaus ja massojen poisto (perustamisen jälkeen)	Haitallista, koska etenkin liian kattavasti tehtynä nolaa monimuotoisuuden	Tehostaa kosteikon toimintaa poistamalla kosteikkoon pidättynyttä potentiaalisesti vapauttavaa fosforia ja ehkäisemällä kosteikon täyttymistä	Mielekästä jos kustannukset korvataan
Perinnebiotoopit			
Laidunnus	Toimivin hoitotapa. Haasteena sopivan laidunpaineen löytäminen, sillä kohtalainen laidunpaine maksimoi lajistollista monimuotoisuutta. Ylilaidunnus on lajistolle haitallista ja alilaidunnettu perinnebiotooppi saattaa rehevöityä ja kasvaa umpeen	Ravinnekuormitukseen voidaan vaikuttaa käyttämällä vähäfosforisia kivennäisiä, katettuja ruokintapaikkoja ja tarjoamalla kivennäisiä tarpeen mukaan. Vesipisteet ja mahdolliset ruokintapaikat tulee sijoittaa mahdollisimman etäälle kaivoista, ojista ja vesistöistä. Lisärehun antamista tulee välttää. Laidunnuspaine pidettävä kohtuullisena	Mielekästä jos kustannukset korvataan
Niitto	Hyvä hoitotapa ihanteellisesti elokuun alkupuoliskolla toteutettuna. Niitoksen poiskorjuu tehostaa niiton myönteisiä vaikutuksia. Ennen heinäkuun loppua tehty niitto on haitallista	Oikea aikainen niitto loppukesällä ja niitoksen poiskorjuu vähentävät ravinnehuuhtoutumia	Mielekästä jos kustannukset korvataan
Pensaiden ja puuston raivaus	Tärkeä toimenpide muutaman vuoden välein etenkin alilaidunnetuilla kohteilla	Haitat vähäisiä, kunhan maaperä ei rikkoudu laajasti	Mielekästä jos kustannukset korvataan

syiden vesistöön kasvaessa. Luonnon monimuotoisuuden edistämisen näkökulmasta etäisyydellä vesistöön ei ole suoranaista merkitystä, mutta vesistönvarret ovat yleensä runsasravinteisia ja sen vuoksi niukkalajisia elinympäristöjä.

Parhaimmillaan kesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikutus molempiin ympäristötavoitteisiin on hyvin myönteinen vanhoilla, vesistön varrelle perustetuilla, etelään avautuvilla, jyrkillä nurmipelloilla. Jyrkällä rinteellä koko pellon jättäminen viljelemättä vähentää oleellisesti ravinteiden huuhtoutumista samalla, kun kesantopelto toimii leveänä puskurivyöhykkeenä mahdollisesti kauempaa vesistöön päin valuvalla ravinnekuormitukselle. Toisaalta pitkään kesantona ollut pienilmastoltaan lämmin etelärinne voi olla myös luonnonhoitoon monimuotoinen, koska tällaisella paikalla kasvi- ja eliölajisto voi vuosien kuluessa kehittyä monilajiseksi ja koostumukseltaan jopa luonnonniittyä muistuttavaksi eliöyhteisöksi.

Taulukosta 4.1-5 ilmenee, että kesannon tai luonnonhoitopellon optimaalinen toteuttamistapa vaihtelee varsin paljon riippuen siitä, pyritäänkö kohteella edistämään ensisijaisesti luonnon monimuotoisuutta vai vesiensuojelua. Nykyinen luonnonhoitopeltotoimenpide mahdollistaa toimenpiteen suuntaamisen tapauskohtaisesti jommankumman tai kompromissinluonteisesti molempien ympäristötavoitteiden edistämiseen. Lopputulokseen vaikuttaa moni seikka, kuten kesannon tai luonnonhoitopellon perustamistapa kylvämällä tai luontaisesti taimettumalla, kylvöseos ja -tiheys sekä luonnonhoitopellon mahdollinen hoitotapa ja ajallinen kesto (taulukko 4.1-5). Toistaiseksi luonnonhoitopelloilta ei ole vaadittu säännöllistä hoitoa, joka voi tapahtua joko laiduntamalla tai niittämällä. Niiton osalta viljelijän päätettäväksi on jäänyt, korjataanko niitos pois vai jätetäänkö se pellolle. Tällä seikalla sekä niittoajankohdalla on huomattava merkitys sille, miten toimenpide edistää eri ympäristötavoitteita.

Silloin, kun luonnonhoitopellolla pyritään ensisijaisesti edistämään luonnon monimuotoisuutta, korostuu sopivan kylvöseoksen ja -tiheyden sekä sopivan hoitotavan valinta (taulukko 4.1-5). Monimuotoisuuden edistämiseksi kylvöseoksessa kannattaa välttää voimakkaasti kilpailevia heinälajeja ja suosia niiden sijasta heikommin kilpailevia heiniä ja harvaa kylvöä siten, että kylvöseokseen sisällytetään myös joitakin mesikasvilajeja. Tällä tavoin luonnonhoitopellolle voi kehittyä jo muutamassa vuodessa suhteellisen monimuotoinen kasvi- ja eläinlajisto. Paras lopputulos saadaan säilyttämällä luonnonhoitopelto pitkään (vähintään 5 vuotta ja mielellään paljon pidempäänkin) samalla paikalla ja hoitamalla sitä joko laiduntamalla tai niittämällä loppukesällä.

On huomionarvoista, että silloin kun luonnonhoitopellolla pyritään ensisijaisesti edistämään ravinnekuormituksen vähentämistä, aivan samat luonnonhoitotoimenpiteen toteutuksen yksityiskohdat nousevat tärkeimpinä esiin, mutta toteutukseltaan erilaisina kuin monimuotoisuuden edistämässä (taulukko 4.1-5). Ravinnekuormituksen vähentämiseksi kylvössä kannattaa suosia voimakkaasti kilpailevia heiniä ja tiheätä kylvöä, koska

näin pellolle saadaan nopeasti muodostumaan tiheä, hyvin eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista ehkäisevä kasvusto. Ravinnekuormituksen vähentämisessä niitto on laidunnusta parempi hoitotapa. Toimenpiteen vaikuttavuuden kannalta keskeistä on niitoksen poiskorjuu, sillä se vähentää oleellisesti kevällä tapahtuvaa ravinteiden huuhtoutumista.

Huolimatta varsin suurista eroista joissakin optimaalisen toteutuksen yksityiskohdissa on luonnonhoitotoimenpidettä mahdollista toteuttaa myös siten, että se edistää samanaikaisesti varsin hyvin molempia ympäristötavoitteita. Esimerkiksi luonnonhoitopellon hoitaminen niittämällä ja korjaamalla niitos pois loppukesällä sekä säilyttäminen pitkään samalla paikalla edistävät hyvin niin monimuotoisuutta kuin ravinnekuormituksen vähentämistäkin (taulukko 4.1-5). Ajan myötä myös vesiensuojelunäkökohtien perusteella valitulla kylvöseoksella perustettu kasvusto vähitellen monipuolistuu lajistoltaan. Toisaalta myös monimuotoisuutta edistävällä kylvöseoksella perustettu luonnonhoitopelto voi edistää melko hyvin vesiensuojelua: ensinnäkin siksi, että myös tällöin aiemmin viljeltyä peltoa jää viljelyn ja lannoituksen ulkopuolelle, ja toiseksi siksi, että myös tavallista harvempi ja monimuotoisempi kesantokasvillisuus voi toimia varsin tehokkaana esteenä eroosiolle ja ravinteiden huuhtoutumiselle.

Taulukosta 4.1-5 käy hyvin ilmi, että viljelijän näkökulmasta mielekkäin kesannon tai luonnonhoitopellon toteutustapa eroaa useassa suhteesta siitä, mikä olisi optimaalista luonnon monimuotoisuuden edistämisen ja ravinnekuormituksen vähentämisen näkökulmasta. Toimenpiteestä maksettavan tuen suuruudella on luonnollisesti suuri merkitys viljelijälle tilalla toteutettavia toimenpiteitä valittaessa. On kuitenkin tärkeää huomata, että myös tuen suuruudesta riippumatta mielekkäin ratkaisu voi vaihdella huomattavasti eri viljelijöiden välillä. Erityisesti kesannon hoitotavan mielekkyys vaihtelee erilaisten maatalojen välillä. Luonnonhoitopellon laidunnus tulee luontevasti kysymykseen vain karjatililla. Niitto ja niitoksen korjuu puolestaan vaativat tilalta niittämiseen sopivaa kalustoa tai urakointipalveluiden ostoa. Niitoksen korjuun mielekkyys on suurin tiloilla, joilla niitos voidaan käyttää karjan rehuna. Tällöin se tulisi kuitenkin voida korjata melko aikaisessa vaiheessa kesää (juhannuksen tienoilla), jolloin heinän ravintoarvo on vielä korkea.

Nykyisen luonnonhoitopeltotoimenpiteen varsin suuren suosion taustalla lieneekin se, että viljelijöillä on ollut suuri valinnan vapaus toimenpiteen toteutustavassa ja tämä on tehnyt toimenpiteen valitsemisen mielekkääksi suurelle osalle viljelijöitä. Käytännössä luonnonhoitopelloiksi on todennäköisesti valittu ensisijaisesti heikkotuottoisia tai viljelyteknisesti vaikeita peruslohkoja. Sen lisäksi, että valinnan vapaus on kasvattanut luonnonhoitopeltojen pinta-alaa, se on myös saanut aikaan luonnon monimuotoisuutta edistävää vaihtelua toimenpiteen toteutuksessa. Toteutusehtojen kiristämisen ja toteutuksen yhdenmukaistamisen seurauksena voisi olla toimenpiteen suosion ja sitä kautta myös vaikuttavuuden väheneminen.

4.1.4.2 Suojavyöhykkeet

Suojavyöhykkeiden vaikuttavuus ravinnekuormituksen vähentämisessä on parhaimmillaan hyvä ja keskimäärinkin aika hyvä. Samalla se on selvästi parempi kuin keskimäärin luonnon monimuotoisuuden edistämässä (taulukko 4.1-1). Tämä johtuu siitä, että suojavyöhykkeiden perustamis- ja hoito-ohjeet on laadittu ensisijaisesti vesiensuojelua silmällä pitäen.

Suojavyöhykkeitä perustetaan tyypillisesti voimakkaasti kilpailevien heinien siemenseoksella, mikä palvelee ravinteiden huuhtoutumisen ehkäisemistä, mutta ei monimuotoisuutta. Vesiensuojelun kannalta tärkeät niitto ja niitoksen korjuu tehdään usein keskellä kesää, mikä häiritsee suuresti monien kasvien ja eläinten lisääntymistä. Taustalla lienee se, että viljelijä niittää hoidettavia alueitaan mieluiten silloin, kun hänellä parhaiten löytyy siihen aikaa. Mikäli suojavyöhyke niitetään kerran kesässä, olisi se ravinnekuormituksen vähentämiseksi kannattavinta tehdä elokuun alussa, koska tällöin niitto ja niitoksen korjuu ehkäisevät parhaiten keväällä sulamisen aikaan tapahtuvaa ravinteiden huuhtoutumista (taulukko 4.1-5). On huomionarvoista, että samaa niittoaikaa suositellaan myös silloin, kun niitolla halutaan edistää lajistollista monimuotoisuutta. Nykyisin suojavyöhykkeillä vallalla oleva käytäntö niittoaajan suhteen ei kuitenkaan yleensä vastaa tätä suositusta.

Osin ongelmallisesta toteutuksesta huolimatta pitkään samalla paikalla säilyneet suojavyöhykkeet voivat parhaimmillaan edistää kohtalaisesti myös luonnon monimuotoisuutta. Tämä johtuu siitä, että tyypillisesti lajistollinen monimuotoisuus kasvaa vähitellen monien vuosien aikana. Suojavyöhykkeiden tulisikin olla pysyviä sekä luonnon monimuotoisuuden että ravinnekuormituksen vähentämisen näkökulmasta. Pitkäikäisillä suojavyöhykkeillä laidunnus on niiton ohella mahdollinen molempia ympäristötavoitteita edistävä hoitotapa. Sen sijaan nuorilla suojavyöhykkeillä laidunnusta ei suositella suuren maanpinnan rikkoutumisvaaran ja siitä seuraavan eroosioriskin takia.

4.1.4.3 Kosteikot

Parhaimmillaan maatalousalueelle perustetut kosteikot edistävät hyvin niin luonnon monimuotoisuutta kuin ravinnekuormituksen vähentämistäkin. Kaikkein suurimmat ympäristöhyödyt saadaan suurista, rakenteeltaan monimuotoisista kosteikoista, joiden koko on suuri myös suhteessa yläpuolisen valuma-alueen pinta-alaan (taulukko 4.1-1). Keskimäärinkin isot kosteikot palvelevat kohtalaisesti tai aika hyvin molempia ympäristötavoitteita. Sen sijaan pienet kosteikot palvelevat yleensä lähinnä monimuotoisuuden edistämistä. Poikkeuksen muodostavat pienet valuma-alueet ja vesistöjen latvaosat, joilla pienikin kosteikko voi vaikuttaa merkittävästi molempiin ympäristötavoitteisiin silloin, kun sen pinta-ala on melko suuri suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen.

Kosteikkoja voidaan perustaa patoamalla tai kaivamalla, mutta patoaminen on yleensä suositeltavampi vaihtoehto niin mo-

lempien ympäristötavoitteiden kannalta kuin taloudellisestikin (taulukko 4.1-5). Patoaminen aiheuttaa heti kosteikon perustamisen jälkeen vähemmän ravinnekuormitusta kuin kaivaminen. Kaivaminen ja ruoppaaminen ovat monimuotoisuudelle haitallisia toimenpiteitä. Silloin kun kosteikko perustetaan aiemmin lannoitetulle pellolle, on ruokamultakerros kuitenkin poistettava fosforin huuhtoutumisen ehkäisemiseksi. Tämä on yleensä myös viljelijän edun mukaista, koska ruokamullalla on taloudellista arvoa. Kosteikon huolellisella suunnittelulla voidaan saada aikaan molempia ympäristötavoitteita edistävää vaihtelua kosteikon syvyyteen ja kasvillisuuden rakenteeseen.

Kosteikot eivät tarvitse vuosittaisia hoitotoimia samaan tapaan kuin esimerkiksi perinnebiotoopit. Kosteikkoa ympäröivien rantojen niitto ja niitoksen korjuu on kuitenkin suositeltavaa harvoin (esimerkiksi joka kolmas vuosi) toteutettuna, koska tämä ylläpitää kosteikon avoimuutta ja vähentää rannalta tulevaa kuormitusta. Useita vuosia kosteikon perustamisen jälkeen tehtävä ruoppaus ja massojen poisto on luonnon monimuotoisuudelle haitallista, koska etenkin liian kattavasti tehtynä se nolaa monimuotoisuuden kehityksen. Toisaalta se tehostaa kosteikon toimintaa poistamalla kosteikkoon pidättynyttä potentiaalisesti vapautuvaa fosforia ja ehkäisemällä kosteikon täyttymistä. Monivaikutteisen kosteikon erilaiset ympäristötavoitteet on yleensä ottaen melko hyvin saavutettavissa samanaikaisesti. Monimuotoiseksi kehittynyt kosteikkokasvillisuus ja -eliöstö edistävät osaltaan ravinteiden pidättymistä kosteikkoon. Kosteikon hoitotoimissa monimuotoisuus on mahdollista huomioida tekemällä kosteikon hoitotoimia eri vuosina kosteikon eri osissa ja välttämällä samana vuonna koko kosteikon kattavia voimakkaita ruoppauksia.

4.1.4.4 Perinnebiotooppien hoito

Luonnonniittyjen ja hakamaiden hoito perustuu useimmiten karjan laiduntamiseen. Parhaimmillaan laidunnuksen vaikuttavuus voi olla monimuotoisuuden edistämisen osalta erittäin hyvä ja ravinnekuormituksen osaltakin kohtalainen, kun vesistön varren laidun on hyvin suunniteltu ja laidunnuspaine on sopiva siten, että pääosa kasvillisuudesta tulee syödyksi kesän aikana (taulukko 4.1-1). Keskimäärin laidunnuksella on kuitenkin huomattavasti suurempi vaikutus luonnon monimuotoisuuteen kuin ravinteiden huuhtoutumiseen. Ravinnekuormitukselle laidunnuksella on merkitystä vain vesistöjen sekä valtaojien varsilla ja näilläkin alueilla merkitys on yleensä vähäinen. Oikein toteutettuna laidunnus voi hieman jopa vähentää ravinnekuormitusta, mutta toisinaan laidunnuksella on lievästi ravinnekuormitusta kasvattava vaikutus vesistön varrella.

Monimuotoisen ja uhanalaisen lajiston säilyttämisessä perinnebiotooppien hoidolla on ratkaisevan tärkeä merkitys, ja käytännössä laidunnus on ainoa laajassa mitassa toimiva hoitotapa. Haasteena on sopivan laidunnuspaineen löytäminen, sillä kohtalainen laidunnuspaine maksimoi lajistollista monimuotoisuutta ja ehkäisee ravinteiden huuhtoutumista (taulukko 4.1-5). Yllä-

dunnus on haitallista niin monimuotoisuudelle kuin vesiensuojelullekin ja alilaidunnettu perinnebiotooppi saattaa rehevöityä ja kasvaa umpeen. Laidunnuksesta aiheutuvaa ravinnekuormitusta voidaan vähentää käyttämällä lisäruokinnassa vähäfosforisia kivennäisiä, katettuja ruokintapaikkoja ja tarjoamalla kivennäisiä vain tarpeen mukaan. Vesipisteet ja mahdolliset ruokintapaikat tulee sijoittaa mahdollisimman etäälle kaivoista, ojista ja vesistöistä. Lisärehun antamista tulee välttää.

Myös niitto on hyvä perinnebiotoopin hoitotapa ihanteellisesti elokuun alkupuoliskolla toteutettuna. Niitoksen poiskorjuu tehostaa niiton myönteisiä vaikutuksia monimuotoisuuteen ja on erityisen tärkeää ravinteiden huuhtoutumisen ehkäisemiseksi (taulukko 4.1-5). Ennen heinäkuun loppua tehty niitto on kuitenkin haitallista monimuotoisuudelle, ja myös vesiensuojelun kannalta niittäminen on suositeltavaa vasta elokuun alussa. Perinnebiotooppien pensaiden ja puuston raivaus on monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta tärkeä toimenpide muutaman vuoden välein tehtynä etenkin alilaidunnetuilla kohteilla. Siitä aiheutuva ravinnekuormitus jää vähäiseksi, kunhan maaperä ei rikkoudu laajasti.

4.1.5 Tietoaukot ja tutkimustarpeet

Tietämys monivaikutteisten ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen ja ravinnekuormitukseen on parantunut huomattavasti viimeisten kymmenen vuoden aikana. Tästä huolimatta tarvetta on edelleen uusille tutkimuksille liittyen toimenpiteiden vaikutusmekanismeihin ja siihen, miten niillä voitaisiin entistä paremmin edistää eri ympäristötavoitteita. Taulukossa 4.1-6 on esitetty yhteenveto tärkeimmistä tutkimustarpeista neljän tarkastellun ympäristötuen toimenpiteen osalta.

Kesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikuttavuuden parantamiseksi olisi tarvetta parantaa tietämystä ensinnäkin siitä, minkälaisilla siemenseoksilla monimuotoisuutta edistävä kasvusto saadaan helposti perustettua. Kokemus on osoittanut, että sama kylvöseos ei toimi yhtä hyvin erilaisilla kasvupaikoilla, vaan eri maalajeille tarvittaisiin omat siemenseoksensa (Herzon ym. 2012, Toivonen ym. 2013). Erilaisten siemenseosten käyttökelpoisuutta olisi helppo tutkia kenttäkokein perustamalla kasvustoja erilaisille kasvupaikoille. Toiseksi uuden ympäristökorvausjärjestelmän kehittämistyö on nostanut esiin tarpeen parantaa tietämystämme niiton, niittoajan ja niitoksen korjuun vaikutuksista sekä luonnon monimuotoisuuteen että ravinnekuormitukseen. Kolmas tutkimustarve liittyy kesantojen ja luonnonhoitopeltojen optimaaliseen sijoitteluun maatalousmaisemassa. Mikä on luonnonhoitopellon sijainnin merkitys suhteessa vesistöihin, metsiin ja viljeltyihin peltoihin, kun tarkastellaan eri ympäristötavoitteita? Sijoittelun suunnittelussa uudet paikkatietomenetelmät tarjoavat kiinnostavia mahdollisuuksia.

Tietämystä suojavyöhykkeiden ja samalla luonnonhoitopeltojen vaikuttavuudesta voitaisiin parantaa selvittämällä sadetuskokeen avulla niiton ja niitoksen poiskorjuun vaikutuksia kevään ravin-

nehuhtoumiin. Ravinnekuormituksen vähentäminen fosforia sitovien aineiden avulla on kiinnostava uusi vesiensuojelukeino, jonka toimivuudesta tarvittaisiin koekenttätutkimuksiin perustuvaa tietoa.

Maatalouden kosteikkojen perustamisen vaikutuksia kosteikkuuontoon on edelleen tutkittu varsin niukasti. Tietämystä olisi tarvetta syventää selvittämällä kosteikkojen tuottamia ekosysteemipalveluita ja kosteikkojen lajistollista monimuotoisuutta aiemmin tutkimattomissa eliöryhmissä. Mikä esimerkiksi on perustettujen kosteikkojen merkitys sammakkoeläimille? Ravinnekuormituksen vähentämisen osalta tulisi selvittää, mikä on eri ravinnetyyppien (kuten sedimentti, kasvillisuus, levät, mikrobit, ilmakedä) suhteellinen merkitys kosteikon toiminnassa. Myös kosteikoilla olisi paikallaan selvittää, miten fosforin pidättämistä voitaisiin tehostaa laimeiden valumavesien käsittelyyn sopivilla adsorbenteilla.

Perinnebiotooppien aktiivisen hoidon vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen on tutkittu varsin paljon, mutta tietämystämme olisi tarvetta parantaa siitä, kuinka nopeasti luontoarvot heikenevät hoidon loppumisen jälkeen? Tämä on sikäli kriittinen tietotarve, että monilla valtakunnallisessa perinnemaisemakartoituksessa arvokkaaksi luokitellulla perinnebiotoopilla hoito on päässyt loppumaan viimeisten 5–20 vuoden aikana. Entä missä määrin pelkästään puuston ja pensaikon ajoittaisilla raivauksilla voidaan ylläpitää perinnebiotoopin luontoarvoja? Tämä on ajankohtainen kysymys etenkin Etelä-Suomessa, missä karjatilojen väheneminen jatkuu edelleen. Tietämyksemme luonnonlaitumien merkityksestä ravinnekuormitukselle on heikko, ja tutkimusta tarvittaisiin etenkin tyyppien huuhtoutumisesta vesistöjen varsilla sijaitsevilta luonnonlaitumilta.

4.1.6 Johtopäätökset

Tietämyksemme maatalouden ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen ja vesiensuojeluun on viimeisten kymmenen vuoden aikana oleellisesti parantunut. Tutkimukset ovat osoittaneet, että kaikilla neljällä tarkastellulla toimenpiteellä voidaan saada aikaan samanaikaisesti myönteisiä vaikutuksia molempiin ympäristötavoitteisiin, vaikka toimenpiteiden välillä onkin eroja tehokkuudessa luonnon monimuotoisuuden ja vesiensuojelun edistämisen suhteen.

Viherkesannot ja luonnonhoitopellot nousivat esiin toimenpiteenä, jonka vaikuttavuus vaihtelee hyvin paljon niin luonnon monimuotoisuuden kuin vesiensuojelun edistämisen suhteen. Syynä suureen vaihteluun on se, että toimenpide voidaan toteuttaa monin eri tavoin sekä perustamisen että hoitotavan suhteen. Lisäksi toimenpidettä voidaan toteuttaa monenlaisilla paikoilla ja vieläpä siten, että sen kesto voi vaihdella suuresti, yhdestä kasvukaudesta jopa yli kymmeneen vuoteen. Vesiensuojelun osalta merkitystä on ennen kaikkea sellaisilla viherkesannoilla ja luonnonhoitopelloilla, jotka sijaitsevat vesistöjen ja valtaojien varrella, mutta luonnon monimuotoisuudelle kesannolla voi olla

Taulukko 4.1-6 Yhteenveto tärkeimmistä tutkimustarpeista.

Tärkeimmät tutkimustarpeet	Luonnon monimuotoisuus	Ravinnekuormitus
Kesannot ja luonnonhoitopellot	Itävyydeltään hyvät siemenseokset eri maala-jeille Niiton ja niitoajan merkityksen tarkempi selvittäminen Optimaalinen koko sekä sijoittelu maisemissa ja viljelykierrossa; uusien GIS-menetelmien hyödyntäminen sijoittelun suunnittelussa	
Suojavyöhykkeiden perustaminen ja hoito		Ravinnekuormituksen vähentäminen fosforia sitovien aineiden avulla Niiton sekä niitoksen poiskorjaamisen vaikutukset kevään ravinnehuuhtoumiin sadetuskokeen avulla
Kosteikkojen perustaminen ja hoito	Kosteikkojen tuottamat ekosysteemipalvelut ja lajistollinen monimuotoisuus aiemmin tutkimmattomissa eliöryhmissä Perustettujen kosteikkojen merkitys sammakkoeläinten säilymiselle	Eri ravinnenielujen (sedimentti, kasvillisuus, levät, mikrobit, ilmakehä) suhteellinen merkitys kosteikon toiminnassa Kosteikon fosforipidättämisen tehostaminen laimeiden valumavesien kasittelyyn sopivilla adsorbenteilla
Perinnebiotooppien hoito	Kuinka nopeasti luontoarvot heikkenevät hoidon loppumisen jälkeen? Missä määrin pelkästään puuston ja pensaik- on ajoittaisilla raivauksilla voidaan ylläpitää perinnebiotoopin luontoarvoja?	Luonnonlaitumien merkitys ravinnekuormitukselle, etenkin typen huuhtoutumiselle

merkitystä kaikenlaisilla paikoilla. Perustamis- ja hoitotavalla on suuri merkitys kesantojen ja luonnonhoitopeltojen vaikutavuudelle molempien ympäristötavoitteiden osalta, mutta optimaalinen toteutustapa on erilainen eri ympäristötavoitteiden edistämiseksi.

Perustamisessa käytettävällä siemenseoksella voidaan luoda hyvät edellytykset monimuotoisuuden nopealle kehitymiselle silloin, kun kylvetään heikosti kilpailevia heinäkasveja yhdessä mesikasvien kanssa. Sitä vastoin ravinteiden huuhtoutumisen ehkäisemisessä perinteinen tapa kylvää voimakkaasti kilpailevia heinäkasveja tuottaa nopeimmin tiheän eroosiota ja veteen liuenneita ravinteita tehokkaasti sitovan kasvillisuuden. Tällainen kasvusto on monimuotoisuuden kehittymisen kannalta heikko vaihtoehto, koska tällöin maaperän siemenpankista ei yleensä pääse taimettumaan muita kasvilajeja eikä yksipuolinen heinäkasvillisuus edistä monipuolisen eliölajiston leviämistä kesannolle. Toisaalta säilyttämällä kesanto tai luonnonhoitopelto pitkään samalla paikalla ja hoitamalla sitä tarkoituksenmukaisel-

la tavalla voidaan samanaikaisesti tehokkaasti edistää molempia ympäristötavoitteita. Paras molemmat tavoitteet huomioiva hoitotapa on niitto ja niitoksen korjuu elokuun alussa.

Suojavyöhykkeiden perustaminen on ensisijaisesti vesiensuojelua edistävä toimenpide, mutta yli 10 vuotta vanhat suojavyöhykkeet edistävät myös luonnon monimuotoisuuden säilymistä. Pellon ja vesistön väliin perustettavan suojavyöhykkeen kasvillisuus pysäyttää ja sitoo osan pelloilta vesistöön päin valuvasta maa-aineksesta ja veteen liuenneista ravinteista ja siten vähentää niiden joutumista vesistöön. Suojavyöhykkeen tehokkuutta ravinteiden huuhtoutumisen ehkäisemisessä voidaan oleellisesti kasvattaa niittämällä ja korjaamalla niitos pois suojavyöhykkeeltä. Tärkeä eri tutkimuksia yhdistävä johtopäätös on, että ihanteellinen aika suojavyöhykkeen niittämiseksi on vasta elokuun alussa niin vesiensuojelun kuin luonnon monimuotoisuudenkin kannalta.

Kosteikkojen perustamisella on tyypillisesti merkittävä myönteinen vaikutus sekä luonnon monimuotoisuuteen että vesien-suojeluun. Kosteikkojen vesien-suojelullinen tehokkuus riippuu siitä, kuinka suuria ne ovat suhteessa yläpuolisen valuma-alueen pinta-alaan. Tämän takia pienten kosteikkojen merkitys on useimmiten suurempi luonnon monimuotoisuudelle kuin ravinnekuormituksen vähentämiselle. Suurilla, rakenteeltaan monimuotoisilla kosteikoilla on yleensä suuri merkitys molempien ympäristötavoitteiden kannalta. Patoaminen on kaivamista kustannustehokkaampi ja sekä monimuotoisuuden että vesien-suojelun kannalta suositeltavampi tapa perustaa kosteikko. Kosteikon hoitaminen niittämällä ja korjaamalla niitos pois edistävät molempia ympäristötavoitteita. Järeämmät hoitotoimet, kuten kaivaminen ja ruoppaus ovat monimuotoisuudelle haitallisia erityisesti, jos niitä tehdään samana vuonna koko kosteikon alueella.

Perinnebiotooppien hoito on ensisijaisesti luonnon monimuotoisuutta edistävä toimenpide, mutta se voi parhaimmillaan onnistua myös ravinnekuormituksen vähentämisessä. Toimenpiteen vaikutuksista ravinteiden huuhtoutumiseen tarvittaisiin lisää tutkimustietoa, mutta tähänastiset tutkimukset viittaavat siihen, ettei rantalaidunnus keskimäärin aiheuttaisi merkittävää ravinteiden huuhtoutumista perinnebiotoopeilla. Eri tutkimusten tuloksia yhdistävä johtopäätös on se, että toimenpiteen toteutuksessa tärkeintä niin luonnon monimuotoisuuden kuin vesien-suojelunkin edistämisen kannalta on sopivan laidunnuspaineen saavuttaminen: pääosa kenttäkerroksen kasvillisuudesta tulisi tulla syödyksi ilman, että kasvillisuuden pinta kuitenkaan rikkoutuu haitallisesti laajoilta alueilta.

Ympäristötuen toimenpiteiden suosioon viljelijöiden keskuudessa vaikuttavat suuresti myös toimenpiteiden tukiehdot ja erityisesti niiden mielekkyys ja joustavuus viljelijän näkökulmasta. Yleensä ottaen viljelijät ovat suosineet toimenpiteitä, joiden toteuttaminen käy melko vaivattomasti ja joiden toteuttamistapaan sisältyy mahdollisuus valita omalle maatilalle sopiva vaihtoehto. Vuosina 2009–2013 toteutetut luonnonhoitopellot on hyvä esimerkki tällä tavoin onnistuneesta ja suositusta toimenpiteestä. Erilaisia luonnonhoitopeltoja on toteutunut suuri määrä ja samalla toimenpide on onnistunut edistämään yhtä aikaa sekä luonnon monimuotoisuutta että vesien-suojelua. Toimenpiteen vaativuuden kasvattaminen sen toteutusehtoja kiristämällä saattaa parantaa ympäristövaikutuksia toteutetulla pinta-alalla. Sitä vastoin koko maan mittakaavassa toimenpiteestä saatavat ympäristöhyödyt saattavat samalla heiketä, jos toimenpide samalla menettää suosionsa viljelijöiden keskuudessa ja sen toteutuspinta-ala pienenee oleellisesti.

Tutkimustiedon yhteen kokoaminen auttoi arvioimaan neljän tarkastellun toimenpiteen vaikuttavuuteen liittyviä tietoaukkoja ja tutkimustarpeita. Yhteenveto tutkimustarpeista kunkin toimenpiteen ja molempien ympäristötavoitteiden osalta on esitetty taulukossa 4.1-6.

Tarkasteltujen neljän toimenpiteen lisäksi on huomattava, että ympäristötukeen kuuluu muitakin merkittäviä toimenpiteitä, joiden merkitystä tulisi arvioida niin luonnon monimuotoisuuden kuin myös vesien-suojelun kannalta. Erityisesti laajaa suosiota saavuttaneen peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden ja peltojen tehostetun talviaikaisen kasvipeitteisyyden merkitykseen olisi paneuduttava nykyistä enemmän. Ylipäätään tutkimusta olisi suunnattava myös peltojen luonnon monimuotoisuuteen. Olisi tarpeen selvittää esimerkiksi, mitä vaikutuksia on ollut ympäristötukeen kuuluneella toimenpiteellä viljelykasvivalikoiman monipuolistamiseksi, joka on tulevilla CAP-kaudella keskeinen viherryttämistoimenpide. Laajempi kokonaisuus, johon ei toistaiseksi ole juuri pureuduttu, ovat ympäristöohjelman vaikutukset ekosysteemipalveluihin liittyen tuholaiskontrolliin tai maaperän hyvän viljelykunnan ylläpitoon. Pölytyspalveluitakin on tarkasteltu vasta kenttäkoemittakaavassa.

4.1.7 Suositukset

Luonnon monimuotoisuus - ja vesien-suojelututkimusten tuloksia yhdistämällä tunnistettiin tapoja, joilla ympäristötuen monivaikutteisten toimenpiteiden vaikuttavuutta voidaan tehostaa:

- Suojavyöhykkeiden, viherkesantojen ja luonnonhoitopeltojen niiton ja niitoksen korjuun ajoittaminen elokuun alkuun on paras tapa samanaikaisesti edistää luonnon monimuotoisuutta ja vähentää ravinteiden huuhtoutumista kevätvalunnan aikana.
- Viherkesannon tai luonnonhoitopellon optimaalinen perustamistapa on erilainen sen mukaan, halutaanko ensisijaisesti edistää luonnon monimuotoisuutta vai vesien-suojelua. Voimakkaasti kilpailevien heinien siemensekoituksella perustettavat vesien-suojelullisesti tehokkaat nurmipellot sopivat parhaiten vesistöjen varsille, joilla niistä on eniten apua ravinteiden huuhtoutumisen ehkäisyssä.
- Sen sijaan heikommin kilpailevien heinien ja mesikasvien siemensekoituksilla perustettavat monimuotoisuuspellot sopivat paremmin muille kuin vesistöjen reunamilla sijaitseville peltolohkoille.
- Viherkesantojen tai luonnonhoitopeltojen säilyttäminen pitkään samalla paikalla on tehokas tapa edistää samanaikaisesti sekä luonnon monimuotoisuutta että vesien-suojelua.
- Kosteikkojen perustaminen patoamalla luontaisesti sopiville paikoille on tehokas toimenpide, jolla voidaan samanaikaisesti elvyttää maatalouden tehostumisesta kärsinyttä kosteikkoluontoa ja vähentää ravinnekuormitusta kosteikon alapuolisessa vesistössä.
- Monen toimenpiteen vaikuttavuuden arvioiminen edellyttää pitkäjänteistä tutkimusta ja seuranta, johon tulee jatkossakin osoittaa riittävästi resursseja. Tämä on erityisen tarpeellista maatalousympäristön tilan yleisemmän kehityksen seuraamiseksi. Taulukossa 4.1-6 on esitetty yhteenveto tärkeimmistä tutkimustarpeista tarkasteltujen ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuuteen liittyen. Alla on mainittu esimerkkejä tutkimustarpeista:

- Luonnonhoitopelloista on monipuolisuutensa ja suosionsa kautta muodostunut merkittävä toimenpide niin luonnon monimuotoisuuden kuin myös vesiensuojelun edistämiseksi. Tarvetta on molemmat ympäristötavoitteet integroivalle tutkimukselle, jossa selvitetäisiin tarkemmin luonnonhoitopellon perustamisessa käytettävän siemenseoksen, niiton, niittoajan, niitoksen korjuun ja erilaisten luonnonhoitopeltojen sijoittelun merkitystä eri tavoitteiden kannalta.
- Ravinnekuormituksen vähentäminen fosforia sitovien aineiden avulla on mahdollinen uusi keino, jonka soveltuvuudesta erilaisten ympäristötuen toimenpiteiden yhteyteen kaivataan tutkimustietoa esimerkiksi suojavöhykkeiltä ja kosteikoilta.
- Perinnebiotooppien hoidon erityistuen tukiehtoihin on suunnitteilla useita kevennyksiä alkavalle ohjelmakaudelle. Tällä pyritään lisäämään toimenpiteen suosiota viljelijöiden keskuudessa ja kasvattamaan siten sen vaikuttavuutta. Tavoite on perusteltu, mutta siihen sisältyy myös riskejä. Esimerkiksi perinnebiotooppien aitaaminen erilleen peltonurmista ei jatkossa olisi enää pakollista, mikä saattaa johtaa rehevöitymisen yleistymiseen. Tämän kaltaisten ei-toivottujen vaikutusten havaitsemiseksi on tärkeää, että perinnebiotooppien hoidon tilaa seurataan jatkossakin ja tukiehtoja tarvittaessa arvioidaan uudestaan.
- Perinnebiotooppien osalta tulisi selvittää luonnonlaitumien merkitystä tyyppien huuhtoutumiselle. Karjatilojen vähentämisen seurauksena tärkeäksi tutkimuskysymykseksi on noussut se, kuinka nopeasti perinnebiotooppien luontoarvot heikkenevät hoidon loppumisen jälkeen ja toisaalta missä määrin luontoarvoja voitaisiin säilyttää pelkillä puuston ja pensaston ajoittaisilla raivauksilla.
- Talviaikaisen kasvipeitteisyyden, tehostetun talviaikaisen kasvipeitteisyyden ja monipuolisen viljelykasvivalikoiman vaikutuksesta luonnon monimuotoisuuteen ei toistaiseksi ole tutkittua tietoa juuri lainkaan. Kasvipeitteisyystoimenpiteet ja niihin liittyvä suorakylvö ovat olleet hyvin suosittuja, ja olisi tärkeää, että niiden vaikutuksesta saataisiin perusteellista tietoa. Viljelykasvilajivalikoiman monipuolistaminen on tulevalle ohjelmakaudella merkittävä viherryttämiseen liittyvä toimenpide, jonka vaikutusta olisi tutkittava.
- Ympäristötuen toimenpiteillä on merkitystä tuholaisia torjuvien petojen, maaperän viljelykuntoa parantavien lierojen ja muiden eliöiden sekä vihermassaa maaperän hajottajille tarjoavien rikkakasvien tuottamille ekosysteemipalveluille. Monien ekosysteemipalveluiden toimintaa tunnetaan, mutta meillä ei enimmäkseen ole käsitystä siitä, millainen yhteys niillä on ympäristötuen toimenpiteisiin ja miten niitä voitaisiin tehostaa ympäristötuella.

Kirjallisuus

- Alanen, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren S., Härmä, O. & Kuussaari, M. 2011. Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48: 1251–1259.
- Arponen, A., Heikkinen, R.K., Paloniemi, R., Pöyry, J., Similä, J. & Kuussaari, M. 2013. Improving conservation planning of semi-natural grasslands: integrating connectivity into agri-environment schemes. *Biological Conservation* 160: 234–241.
- Berninger, K., Koskiaho, J. & Tattari, S. 2012. Constructed wetlands in Finnish agricultural environments: balancing between effective water protection, multi-functionality and socio-economy. *Journal of Water and Land Development* 17: 19–29.
- Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J., Seuri, P. & Ylivainio, K. 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 110: 266–278.
- Gilbert, S. 2013: Herbivory in riparian buffers of agricultural landscapes in SW Finland. Väitöskirja. Turun yliopiston julkaisuja, sarja A11, osa 279.
- 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.
- Haukioja, M., Kalinainen, P. & Nuotio, K. 1985: Maatalouden vaikutus peltolinnustoon. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A 34: 1–50.
- Heikkilä, S. 2010. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen merkitys luonnon monimuotoisuudelle – esimerkkinä sudenko-rennot. Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto.
- Heikkinen, R., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41: 824–835.
- Helin, J., Hyytiäinen, K., Alanen, E.-L. & Kuussaari, M. 2013: Model for quantifying the synergies between farmland biodiversity conservation and water protection at catchment scale. *Journal of Environmental Management* 131: 307–317.
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2012: Erityistukialueiden laadun ja hoidon seuranta. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 2/2012. s. 41–54.

- Heliölä, J., Heikkilä, S. & Kuussaari, M. 2010a: Erytistuellä perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta tutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. s. 79–90.
- Heliölä, J., Virtanen, L., Sandholm, L. & Kuussaari, M. 2010b: Suojavyöhykkeiden merkitys putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuudelle. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.): Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta tutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. s. 94–104.
- Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2011. Importance of set-aside for breeding birds of open farmland in Finland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 143: 3–7.
- Herzon, I., Toivonen, M., Kankaanpää, O., Mäkinen, T., Delasalle, M., Le Barh, C., Swiderski, C. & Helenius, J. 2012: Luonnonhoitopeltojen ympäristöhyödyt. Teoksessa: Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.). Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. *Suomen ympäristö* 2/2012. s. 9–40.
- Huusela-Veistola, E. 2007. Kesantojen ekosysteemipalvelut: lintujen hyönteisravinto ja tuholaisien luontaiset viholliset. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. *Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 34–46.
- Huuskonen A. (toim.) 2006. LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. *Maa- ja elintarviketalous* 79.
- Hyvönen, T., Holopainen, J. & Tiainen, J. 2005. Detecting the spatial component of variation in the weed community by variation partitioning by CCA. *Weed Research* 45: 48–56.
- Hyvönen, T. 2007. Kesantojen kasvilajiston monimuotoisuus ja siemenravinnon tuotto linnuille. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. *Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 13–25.
- Hyvönen, T., Huusela-Veistola, E., Kuussaari, M. & Alanen, E.-L. 2010. Viherkesantojen luontovaikutukset. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta tutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010. s. 105–114.
- Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2011. Impact of seed mixture and mowing on food abundance for farmland birds in set-asides. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 20–27.
- Kinnunen, H. & Tiainen, J. 1994. Carabid beetles and landscape structure of agricultural environments – variations at different levels of spatial scale. Teoksessa: Dover, J.W. (toim.). Fragmentation in agricultural landscapes. Proc. 3rd Annual IALE(UK) Conference, Preston, UK, 13–14 September, 1994. s. 129–136
- Kinnunen, H. & Tiainen, J. 1999: Carabid distribution in a farmland mosaic – the effect of patch type and location. *Annales Zoologici Fennici* 36: 149–158.
- Kinnunen, H., Tiainen, J. & Tukka, H. 2001. Farmland carabid beetle communities at multiple levels of spatial scale. *Ecography* 24: 189–197.
- Korpela, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S. & Kuussaari, M. 2013. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179: 18–24.
- Koskiaho, J., Ekholm P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89–103.
- Koskiaho, J., Puustinen, M. & Kotamäki, N. 2009. Retention performance of a constructed wetland as measured automatically with sensors. Proceedings of the International Symposium on Environmental Science and Technology, June 02-05, 2009 Shanghai, China. *Progress in Environmental Science and Technology*, Vol. II, Part A, 21–30.
- Koskiaho, J., Puustinen, M., Koikkalainen, K., Salo, T. & Piirmäe, K. 2013. Modeling, assessments and cost-effectiveness of constructed wetlands and active methods for the treatment of runoff from agricultural areas. Final report of the Active Wetlands Interreg IV A project. MTT Report 94. 47 p.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. *Suomen ympäristö* 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 208 s.
- Kuussaari, M., Hyvönen, T. & Härmä, O. 2011. Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143: 28–36.
- Kuussaari, M., Härmä, O., Hyvönen, T. 2007. Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Teoksessa: Jukka Salonen, Marjo Keskitalo ja Marjo Segerstedt (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. *Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 47–69.

- Kuussaari, M., Pykälä, J., Pöyry, J., Ikonen, I., Lammi, A. & Lindström, M. 2004b: Ketojen uhanalainen lajisto ja optimaalinen hoito. Sivut 168–169 teoksessa A. Otsamo (toim.): MOSSE puolimatkassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman välitulokset. MMM:n julkaisu 14/2004.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) 2004a: Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen Ympäristö 709: 1–212.
- Känkänen, H. 2010 Undersowing in a northern climate: effects on spring cereal yield and risk of nitrate leaching. MTT Science 8.
- Mehtälä, J., Pakkala, T. & Halenius, P. 1985: Peltolinnut Vantaan Keimolassa ja Seutulassa vuosina 1973 ja 1984. Lintumies 20: 182–186.
- Mikkola-Roos, M., Tiainen, J., Below, A., Hario, M., Lehtinen, A., Lehtinen, E., Lehtinen, T., Rajasärkkä, A., Valkama, J. & Väisänen, R. A. 2010: Linnut Aves. Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ss.123–134.
- Niemelä M. 2009. Biotic interactions and vegetation management on coastal meadows. Väitöskirja. Acta Universitatis Ouluensis 529.
- Niemelä, M. 2012: Eläimet rantaan – Kyllä vai ei? Opas kestävään rantalaiduntamiseen. Natuureship-julkaisu. Kopijyvä Oy, Jyväskylä.
- Niemelä, M., Huuskonen, A., Jaakola, S., Joki-Tokola, E. & Hyvärinen, M. 2008. Coastal meadows as pastures for beef cattle. Agriculture Ecosystems and Environment 124: 179–186.
- Niemeläinen, O., Virkkunen, E., Jauhainen, L. & Lötjönen, T. 2012. Kuinka paljon viherkesanto- ja hoidettu viljelemätön pelto -lohkoilla olisi satoa biokaasun tuotantoon? Teoksessa: Schulman, N. & Kauppinen, H. (toim). Maataloustieteen Päivät 2012, 10.–11.1.2012 Viikki, Helsinki: esitelmät, posterit. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 28: 6 p
- Nykänen, A. 2008. Nitrogen dynamics of organic farming in a crop rotation based on red clover (*Trifolium pratense*) leys. Agrifood Research Reports 121.
- Ottvall, R. & Smith, H. G. 2006: Effects of an agri-environmental scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. Agriculture, Ecology & Ecosystems 113: 264–271.
- Pakanen, V.-M. 2011: Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. Biodiversity and Conservation 20: 2057–2073.
- Piha, H. 2006: Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. Väitöskirja, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Piha, H., Luoto, M., Piha, M. & Merilä, J. 2007. Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. Global Change Biology 13: 300–311.
- 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 habitat to population dynamics of a migratory farmland songbird. 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.
- Piippo, S. 2010: Grazing tolerance of biennial meadow plants in relation to resource availability. Väitöskirja. Acta Universitatis Ouluensis A 557.
- Pitkänen, J. 2008. Maatalousympäristöjen pienkosteikot vesilintujen elinympäristöinä. Pro gradu tutkielma, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos.
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Gran, V., Jormola, J., Majjala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. & Sammal-korpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot – VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499.
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M & Vikberg, P. 2007b. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21/2007. Suomen ympäristökeskus (SYKE). Helsinki. 77 s.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. 2007a. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. Soil & Tillage Research 93: 44–55.
- Puustinen, M., Turtola, E., Kukkonen, M., Koskiaho, J., Linjama, J., Niinioja, R. & Tattari, S. 2010 VIHMA-A tool for allocation of measures to control erosion and nutrient loading from Finnish agricultural catchments. Agriculture Ecosystems and Environment 138: 306–317.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495.

- 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. 2008: Perinnebiotooppien hoidon erityistuellla aloitetun karjan laidunnuksen merkitys niittykasveille. Sivut 160–175 teoksessa M. Kuussaari, J. Heliölä, J. Tiainen & J. Helenius (toim.): *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008.*
- Pykälä, J. & Heikkinen, R. K. 2005: Complementarity-based algorithms for selecting sites to preserve grassland plant species. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106: 41–48.
- 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.
- Pöyry, J., Paukkunen, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2009. Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia* 160: 577–587.
- 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.
- Raatikainen, K. 2008. Arvokkaiden perinnebiotooppien kasvilisyyden seuranta Uudellamaalla ja Pirkanmaalla 2000–2006. Sivut 140–159 teoksessa M. Kuussaari, J. Heliölä, J. Tiainen & J. Helenius (toim.): *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008.*
- Raatikainen, K., Luoto, M. & Heikkinen, R. K. 2009. Relative importance of habitat area, connectivity, management and local factors for vascular plants: spring ephemerals in boreal semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 18: 1067–1085.
- Rankinen, K., Granlund, K., Palojärvi, A., Pietola, L., Regina, K. & Uusi-Kämpä, J. 2006. Hydrologisten ja typen prosessien mallinnus Lintupajun suojakaistakoekentällä. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.), *Laitumien ja suojavyyhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous* 76.
- Rankinen, K., Salo, T., Granlund, K. & Rita, H. 2008. Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in south-western Finland during the period 2000–2005. *Agricultural and Food Science* 16: 387–406.
- Rankinen, K., Ekholm, P., Sjöblom, H., Rita, H. & Vesikko, L. 2010. Ainevirtaamat valuma-alueilla ja niihin vaikuttavat tekijät. *Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti.*
- Rankinen, K., Granlund, K., Etheridge, R. & Seuri, P. 2013. Valuation of nitrogen retention as an ecosystem service on a catchment scale. *Hydrology Research*, painossa.
- Rasa, K. & Eickhorst, T. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micro-morphology and image analysis. *Geoderma* 173–174: 10–18.
- Rauramo, T. & Kekäläinen, H. 2000. Maatalouden ympäristötuen kohdentuminen ja hoitomuodot perinnebiotoopeilla Pohjois-Pohjanmaalla ja Uudellamaalla. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 174.
- Rautiainen, P. 2006: Population biology of the *Primula sibirica* group species inhabiting frequently disturbed seashore meadows: implications for management. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 453.
- Roslin, T. & Heliövaara, K. 2007. *Suomen lantakuoriatset. Yliopistopaino Kustannus, Helsinki.*
- Roslin, T., Avomaa, T., Leonard, M., Luoto, M. & Ovaskainen, O. 2009. Some like it hot: Microclimatic variation affects the abundance and movements of a critically endangered dung beetle. *Insect Conservation and Diversity* 2: 232–241.
- Rönkä, A. 2006: Dynamics, genetic structure and viability of a small and declining Temminck's Sting (*Calidris temminckii*) population. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis A* 465.
- Saarijärvi, K. 2008. Nitrogen cycling on intensively managed boreal dairy pastures. *Agrifood Research Reports* 134. MTT Agrifood Research Finland.

- Salo, T. & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 113: 98–107.
- Salonen, J. & Hyvönen, T. 2007. Viljapellon rikkakasvillisuus kesannoinnin jälkeen. Sivut 26–33 teoksessa J. Salonen, M. Keskitalo & M. Segerstedt (toim.), *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H.G. & Kleijn, D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* 16: 912–920.
- 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.
- Schulman A., Alanen A., Hægström C.-A., Huhta A.-P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & Vainio, M. 2008. Perinnebiotoopit. Teoksessa: Raunio A., Schulman A. & T. Kontula (toim.). *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 6/2011*: 397–465.
- 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.
- Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P.-E., Sahlén, G., Berglund, O. & Weisner, S. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142: 964–973.
- 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., 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., Pitkänen, J., Rintala, J. & Seimola, T. 2010. Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle. Sivut 90–94 teoksessa J. Aakkula, T. Manninen & M. Nurro (toim.): *Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantalutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja* 1/2010.
- Tiainen, J., Seimola, T., Holmström, H. & Rintala, J. 2012a: Ahvenanmaan maatalousympäristön linnusto 2002 ja 2011 (Farmland bird populations in Åland in 2011 with a comparison to 2001 and continental Finland). *Linnut-vuosikirja* 2011: 48–57.
- Tiainen, J., Seimola, T., Rintala, J. & Holmström, H. 2012b: Maatalousympäristön linnuston muutos Suomessa 2001–2011 (Changes in farmland bird populations in Finland in 2001–2011). *Linnut-vuosikirja* 2011: 38–47.
- Toivonen, M., Herzon, I. & Helenius, J. 2013. Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation* 159: 355–366.
- Tscharntke, T., Batáry, P. & Dormann, C.F. 2011. Set-aside management: How does succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 143: 37–44.
- Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). *Maa- ja elintarviketalous* 120: 1–103.
- Uusi-Kämpä, J. 2010. Effect of outdoor production, slurry management and buffer zones on phosphorus and nitrogen runoff losses from Finnish cattle farms. *Doctoral Dissertation. MTT Science* 7.
- Uusi-Kämpä, J. 2012. Jäätyminen lisää nurmikasvuston fosforihuuhtoumaa - kasvuston korjaaminen pienentää. Teoksessa: Schulman, N. & Kauppinen, H. (toim.). *Maataloustieteen Päivät 2012, 10.–11.1.2012 Viikki, Helsinki: esitelmät, posterit. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote* 28: 6 p.
- Uusi-Kämpä, J. & Jauhianen, L. 2010. Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 75–85.
- Uusi-Kämpä, J. & Jauhianen, L. 2014. Lintupajun suojakais-takokeen valumatuloksia 20 vuoden ajalta. *Maataloustieteen Päivät 2014*.
- Uusi-Kämpä, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. *Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A* 83. Jokioinen.
- Uusi-Kämpä, J., Turtola, E., Närvänen, A., Jauhianen, L. & Uusitalo, R. 2012. Phosphorus mitigation during springtime runoff by amendments applied to grassed soil. *Journal of Environmental Quality* 41: 420–426.
- Uusitalo, R., Turtola, E. & Lemola, R. 2007. Phosphorus losses from a subdrained clayey soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science* 16: 352–365.

Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010: Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: 287–305.

White, E.M., 1973. Water leachable nutrients from frozen or dried prairie vegetation. *Journal of Environmental Quality* 2: 104–107.

Yli-Heikkilä, K. 2012. Mitigating agricultural phosphorus leaching. The effect of timing in grass harvesting in mitigating wintertime phosphorus leaching. Kandidaatin tutkielma. Tampere University of Applied Sciences.

4.2 Ei-tuotannollisen investointituen ja LEADER-toimintatavan merkitys perinnebiotooppien kunnostamisessa ja kosteikkojen perustamisessa

Janne Heliölä (SYKE) ja Markus Haveri (SYKE)
janne.heliola@ymparisto.fi

4.2.1 Tausta

Nykyistä maatalouden ympäristötukijärjestelmää (2007–2013) täydennettiin vuonna 2008 niin sanotulla ei-tuotannollisten investointien tukijärjestelmällä (MAVI 2009). Tämän ohella eräiden ympäristötuen erityistukien hakeminen avattiin rekisteröidyille yhdistyksille LEADER-toimintatavan kautta (MAVI 2013). Yhdistykset voivat hakea myös ei-tuotannollisten investointien tukea. Ei-tuotannollisen investointituen (jatkossa ETI-tuen) avulla voidaan perustaa monivaikutteisia kosteikkoja ja toteuttaa arvokkaiden perinnebiotooppien alkuraivaus tai aitaaminen. Hakemus edellyttää asianmukaista suunnitelmaa. Lisäksi tuen ehtona on, että kohteen hoidosta tehdään investoinnin toteutuksen jälkeen erityistukisopimus. Tuki maksetaan jälkikäteen hyväksytyjen kustannusten, tulonmenetysten ja saadun hyödyn perusteella. Tuen hakeminen ei ollut mahdollista enää vuoden 2013 tukihaussa.

Rekisteröidyt yhdistykset ovat voineet hakea perinnebiotooppien hoidon, luonnon ja maiseman monimuotoisuuden tai kosteikkojen perustamisen erityistukea. Tämä on edellyttänyt puoltoa paikalliselta LEADER-toimintaryhmältä. Yhdistyksiltä ei vaadita sitoutumista ympäristötuen perustoimenpiteisiin, mutta tukialalla on noudatettava niin sanottuja täydentäviä ehtoja. Muilta osin yhdistysten tukiehtot ja tukien hallinnointi ovat olleet yhteneviä maanviljelijöiden kanssa. Lehto (2011) on tehnyt vertailevan selvityksen LEADER-toimintatavan käytöstä maaseutuympäristön parantamiseksi eri EU-maissa. Muita tutkimuksia tai selvityksiä aihepiiristä ei tiettävästi ole.

4.2.2 Tavoitteet

ETI-tuet ja yhdistysten erityistukisopimukset ovat toimenpiteinä uusia, minkä vuoksi niiden vaikuttavuus ja toimivuus ovat olleet puutteellisesti tunnettuja. Tällä selvityksellä haluttiin saada yleiskuva siitä, miten laajalti kyseisiä tukimuotoja on otettu käyttöön, sekä millaisia ongelmia ja kehittämistarpeita niiden toimeenpanossa on ilmennyt. Erityisenä tavoitteena oli lisäksi kartoittaa rekisteröityjen yhdistysten kiinnostusta ja edellytyksiä näiden tukimuotojen käyttöön.

4.2.3 Aineisto ja menetelmät

Maa- ja metsätalousministeriön Tietopalvelukeskus Tike luovutti selvityksen käyttöön sopimuskohtaisia tietoja kyseisten tukimuotojen tuensaajista, pinta-aloista ja euomääristä. Näistä tiedoista raportoidaan alla keskeisimpiä tunnuslukuja. Lähtötietojen rajauksiin liittyvien yksityiskohtien vuoksi luvut eivät välttämättä täysin täsmää toisaalla esitettyjen tilastotietojen kanssa.

Valtaosa tukia saaneista viljelijöistä ja yhdistyksistä oli ilmoittanut tukirekisteriin myös sähköpostiosoitteensa. Heille suunnattiin sähköpostin välityksellä lyhyt kyselytutkimus, jossa pyydettiin avoimia vastauksia muutamiin yksinkertaisiin kysymyksiin sekä annettiin mahdollisuus vapaille kommentteille. Esitetyt kysymykset olivat seuraavat:

- 1) Oletko ollut tyytyväinen päätökseesi hakea kyseistä tukea?
- 2) Jos et, niin mistä syistä?
- 3) Ovatko toimenpiteet ja kustannukset toteutuneet jokseenkin suunnitellusti?
- 4) Tuleeko mieleesi kehittämiskohteita tukiehtoihin, hakuprosessiin tms. liittyen?
- 5) Mitä haluaisit viestittää niille, jotka harkitsevat parhaillaan saman tuen hakemista?

Edellisen lisäksi haluttiin selvittää tarkemmin rekisteröityjen yhdistysten tietoja ja kiinnostusta LEADER-toimintatavan kautta haettavaan erityistukiin. Tätä varten tehtiin sähköpostitse erillinen kyselytutkimus, joka suunnattiin kolmelle eri paikallisyhdistysten ryhmälle: 1) luonnonsuojeluyhdistyksille, 2) kotiseutuyhdistyksille ja 3) metsästysseuroille. Nämä ryhmät valittiin siksi, että niillä arvioitiin olevan eniten potentiaalista kiinnostusta maatalouden luonnon- tai vesiensuojeluun. Toinen tärkeä valintakriteeri oli se, että kunkin yhdistysryhmän kattojärjestön verkkosivuilta löytyi paikallisyhdistysten yhteyshenkilöiden sähköpostiosoitteet.

Esitetyt kysymykset olivat seuraavat:

- 1) Oletteko tietoisia, että myös yhdistykset voivat hakea [kyseisiä tukia]?
- 2) Onko yhdistyksesi hakenut tai aikeissa hakea jompaakumpaa tukea?
- 3) Ellei, niin mistä syistä?
- 4) Toivoisitko yhdistyksellesi lisää tietoa tai neuvontaa näistä tukimahdollisuuksista?
- 5) Olisitko kiinnostunut kuulemaan tukia hyödyntäneiden yhdistysten kokemuksista?
- 6) Millä edellytyksillä yhdistyksesi voisi harkita [kyseisten tukien] hakemista?

4.2.4 Tulokset

Alla käsitellään ensin ETI-tukia ja sen jälkeen erikseen yhdistyksille myönnettyjä erityistukia. Kummankin toimenpideryhmän osalta esitetään ensin yhteenveto toimenpiteiden toteutuneesta laajuudesta ja painopistealueista. Tämän jälkeen esitellään kyselytutkimuksen tulokset ja esiin nousseet ongelmat sekä kehittämissuhteudet. Lopuksi kuvaillaan rekisteröidyille yhdistyksille tehdyn kyselyn tulokset.

Sähköpostitse tehtyjen kyselyjen vastausprosentti oli tuensaajien osalta keskimäärin 42 prosenttia ja rekisteröityjen yhdistysten osalta 38 prosenttia (taulukko 4.2-1). Tulosta voidaan pitää varsin hyvänä. Perinnebiotooppi-tukia saaneiden vastausprosentti oli erityisen korkea. Tämä kertonee toisaalta heidän vahvasta motivaatiostaan perinnemaisemien hoitamiseen, mutta osittain myös tukimuodon toteutukseen liittyvistä ongelmista, joiden purkamiseen tarjoutui nyt kanava. Yhdistyksille suunnatun kyselyn osalta metsästysseurojen muita heikompi vastaaminen viitannee joko niiden muita yhdistyksiä vähäisempään kiinnostukseen tai mahdollisuuksiin ryhtyä aktiiviseen ympäristönhoitoon.

Taulukko 4.2-1. Yhteenveto tuensaajille sekä rekisteröidyille yhdistyksille suunnattujen sähköpostikyselyjen laajuudesta ja vastausprosentista.

Vastaajaryhmä	Viestejä	Vastauksia	Vastaus-%
Tuensaajat			
Ei-tuotannollinen investointituki			
Perinnebiotoopin kunnostus	40	21	53
Kosteikon perustaminen	115	36	31
LEADER-toimintatapa			
Perinnebiotoopin kunnostus	22	17	77
Kosteikon perustaminen	1	1	100
Tuensaajat yhteensä	178	75	42
Rekisteröidyt yhdistykset			
Luonnonsuojeluyhdistykset	137	57	42
Kotiseutuyhdistykset	110	48	44
Metsästysseurat	111	31	28
Yhdistykset yhteensä	358	136	38

4.2.4.1 Ei-tuotannollinen investointituki kosteikoille ja perinnebiotoopeille

Vuosina 2008–2012 solmittiin saatujen tietojen mukaan yhteensä 320 ETI-sopimusta. Tietoja niiden pinta-aloista ei saatu selvityksen käyttöön. Vuonna 2013 ei ollut mahdollista solmia enää uusia sopimuksia. Kosteikkojen perustamisesta on tehty selvästi enemmän sopimuksia kuin perinnebiotooppien kunnostamisesta, ja kosteikkojen osuus myönnetystä rahoituksesta on ollut tätäkin suurempi (kuva 4.2-1). Viljelijät ovat käyttäneet toimenpidettä selvästi enemmän kuin rekisteröidyt yhdistykset. Sopimuksia kosteikkojen perustamisesta on tehty eniten Pohjois-Savossa (46), Pohjois-Karjalassa (44) ja Varsinais-Suomessa (27) ja vähiten Lapissa, Kainuussa ja Pohjanmaalla. Perinnebiotooppien kunnostuksesta on puolestaan tehty eniten sopimuksia Etelä-Savon (24), Keski-Suomen (13) ja Varsinais-Suomen (12) alueilla ja vähiten Kaakkois-Suomessa, Etelä-Pohjanmaalla ja Kainuussa.

Sähköpostikyselyn perusteella kosteikkojen perustamisen ETI-tuen saajat olivat pääsääntöisesti tyytyväisiä päätökseensä hakea tukea (kuva 4.2-2a). Sitä vastoin perinnebiotooppien kunnostamisen tukea saaneista lähes puolet oli enemmän tai vähemmän tyytymättömiä tukeen, ja monelta heistä tuli hyvinkin katkeraa palautetta – joiltain myös puhelimitse. Petymysten taustalla olleista tekijöistä annettiin myös runsaasti parannusehdotuksia.

Enemmistö vastaajista koki hankkeensa kulujen tai työmäärän toteutuneen jokseenkin suunnitellusti (kuva 4.2-2b). Tältä osin myös kosteikkojen perustamisen tukea saaneissa oli kuitenkin monia tyytymättömiä. Taustalla oli yleensä se, että kosteikkojen

perustaminen vaatii paljon kallista koneetöitä. Moni tuensaaja kommentoikin, ettei tukisumma ollut riittävä kattamaan urakoitsijoiden työtarjouksia. Tyytyväisimpiä olivat ne, jotka pystyivät käyttämään omia koneitaan tai joilla hankkeen maansiirtotarve oli vähäinen.

Tuensaajien kokemukset ETI-tuen haku- ja toimeenpanoprosessista vaihtelivat hämmäntävän paljon. Enemmistöllä ei ollut juuri mitään moitittavaa; hakemiseen oli saatu riittävästi tukea, korvaus vastasi kustannuksia, eikä kirjanpidon tai tarkastajienkaan kanssa ollut ilmennyt ongelmia. Toisilla taas vastoinkäymisiä oli tullut pitkin matkaa, eikä ETI-tuen hakemista haluttu suosittelua kenellekään.

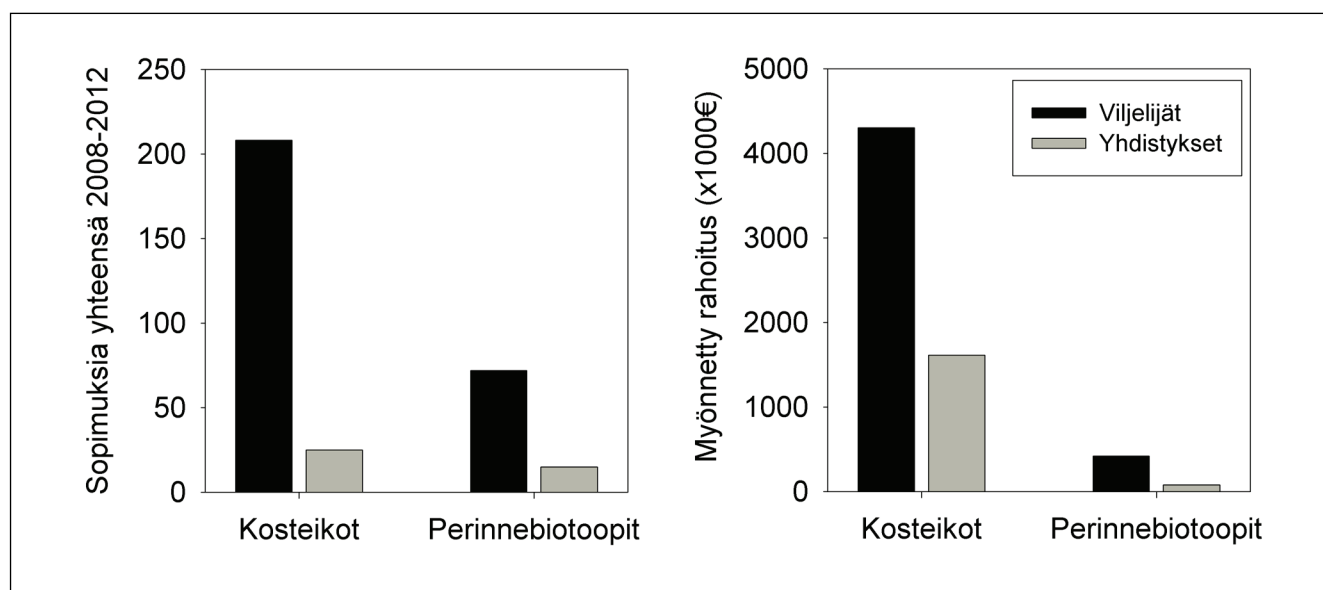
”Tähän asti toimet ovat toteutuneet suunnitellusti ja maksatus oli jopa odotettua nopeampi. Lisäksi neuvoja on saanut tarvittaessa.” Viljelijä, Keski-Suomi

”Kannustan ehdottomasti hakemaan. Tämän tuen avulla saa suurimmat kustannukset katettua eikä viljelijän suuri työ mene ihan talkoiden tekemiseksi.” Viljelijä, Pohjanmaa.

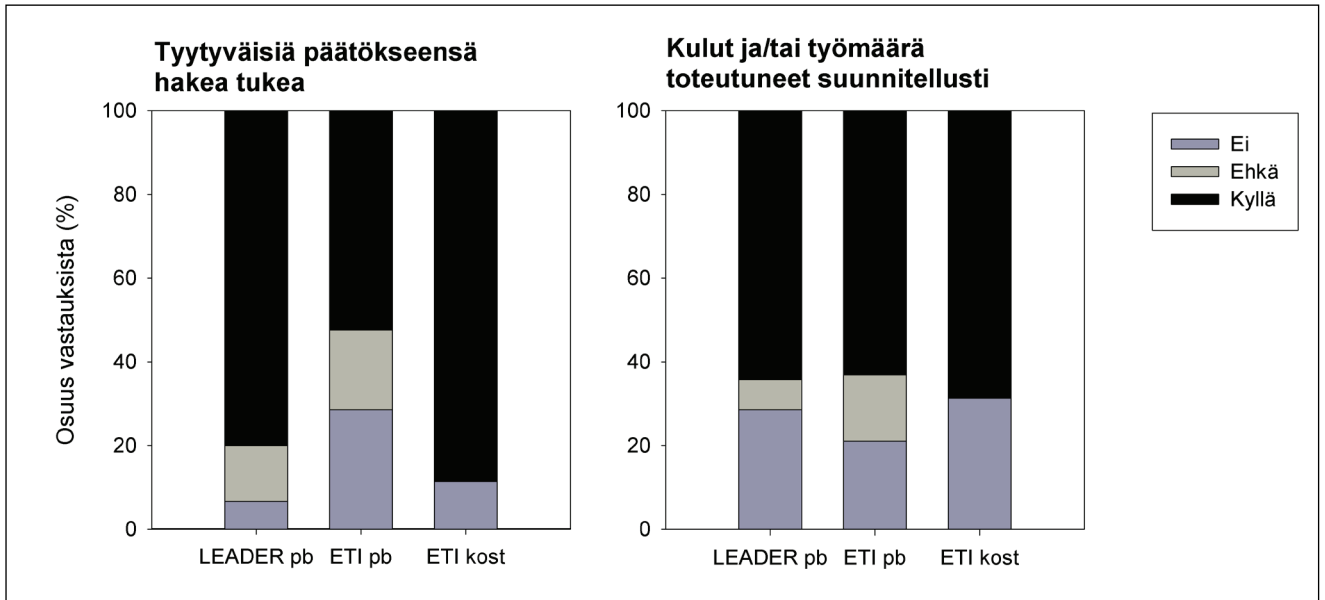
”Varautukaa hirmuiseen paperisotaan ja valtavaan määrään tarkastuksia.” Viljelijä, Pohjois-Pohjanmaa

”Itselläni kosteikon kokonaiskustannukseksi tuli noin kaksi kertaa maksimituen määrä hehtaaria kohti.” Viljelijä, Keski-Suomi

ETI-tuen uutuus oli yksi ilmeinen syy tuensaajien huonoihin kokemuksiin. Sekä viranomaisilla, neuvojilla että hakijoilla oli epävarmuutta toimintatavoista, joten virheitä ja väärinkäsityksiä tapahtui. Kaksi vastaajaa koki kärsineensä selvästi siitä,



Kuva 4.2-1. Ei-tuotannollisen investointituen a) sopimusmäärät vuosina 2008–2012 sekä b) tukipäätöksissä myönnetty kokonaisrahoitus (maksetut tukisummat voivat jäädä myöntöä alhaisemmiksi). Tiedot on eritelty tukimuodon (kosteikon perustaminen, perinnebiotoopin kunnostaminen) ohella tuensaajaryhmän mukaan.



Kuva 4.2-2. Tuensaajien a) tyytyväisyys päätökseensä hakea kyseistä tukea, sekä b) arvio hankkeelle myönnettyjen resurssien riittävydestä. Kuvaajissa ensin yhdistysten erityistukisopimukset perinnebiotoopin hoidosta, sitten ETI-sopimukset perinnebiotooppien hoidosta sekä kosteikkojen perustamisesta. Myös yhdistykset ovat tehneet muutamia ETI-sopimuksia.

että he olivat ETI-tuen ensimmäisiä hakijoita ELY-keskuksensa alueella. Moni muukin kommentoi, että selviä vastauksia etenkin kirjanpidollisiin kysymyksiin oli vaikea saada. Joidenkin vastaajien mielestä tarkastuskäyntejä oli tehty kohtuuttoman paljon. Tämä selittynee etupäässä sillä, että toimenpide on uusi ja sopimuksia on vähän. Monet valittamisen aiheista oli muotoiltu myös kehittämisehdotukseksi, joita on koottu taulukkoon 4.2-2. Kosteikkojen osalta toivottiin lisäksi varsinaisen vesialan suhteellisen osuuden pienentämistä, sekä tasokorotuksia koneiden hyväksyttäviin kustannuksiin.

Moni vastaaja oli toisaalta myös aidosti tyytyväinen ETI-tuen toimivuuteen. Perinnebiotooppien osalta tämän taustalla oli usein hakijan vankka oma asiantuntemus ja aatteen palo. Apua ei tarvittu, kun asiat hallittiin itse ja perinnebiotooppien hoito koettiin itselle tärkeäksi asiaksi. Tyytyväisiä olivat myös sellaiset tuensaajat, joille suunnitelma, hakemus ja kustannuslaskelma oli tehty avaimet käteen -periaatteella joko neuvojan tai alueella toimineen ympäristöhankkeen toimesta. Myös eri ELY-keskusten välillä oli mitä ilmeisimmin eroja tiedoissa ja auttamisalttiudessa. Korvaustasoon olivat tyytyväisiä lähinnä sellaiset vastaajat, jotka olisivat toteuttaneet hankkeen tarvittaessa omalla kustannuksellaan.

4.2.4.2 Rekisteröidyille yhdistyksille myönnetty erityiset

Rekisteröidyt yhdistykset ovat solmineet vuosina 2008–2013 yhteensä 92 erityistukisopimusta, joiden yhteisala on ollut 422 hehtaaria (Taulukko 4.2-3). Alkuvuosina sopimuksia tehtiin vuosittain noin kymmenen, mutta sittemmin tahti on hieman kiihtynyt (2012: 21 sopimusta, 2013: 26 sopimusta). Yli 80 prosenttia sopimuksista on tehty perinnebiotoopin hoidosta. Yhdistykset

ovat olleet aktiivisimpia Varsinais-Suomessa (18 sopimusta) sekä Lapissa (16 sopimusta). Sopimusten kokonaisalasta noin kolmannes koskee Lapissa sijaitsevia perinnebiotooppeja. Yhdistysten kiinnostus on ollut vähäisintä Kaakkois-Suomessa, Uudellamaalla, Hämeessä ja Pohjois-Pohjanmaalla.

Yhdistysten tukisopimusten yhteisala on jäänyt keskimäärin vain prosenttiin viljelijöiden tekemien vastaavien sopimusten yhteisalasta (Taulukko 4.2-3). Yhdistysten rooli on siis jäänyt vaikuttavuudeltaan hyvin vähäiseksi. Perinnebiotooppien tai muiden luontokohteiden hoito näyttää kuitenkin kiinnostaneen kohtalaisen suurta määrää yhdistyksiä. Sitä vastoin kosteikkojen perustamisessa yhdistysten rooli on ollut marginaalinen. Tämä selittynee paljolti kosteikkojen suunnittelu- ja etenkin perustamistöiden perinnebiotooppeja selvästi korkeammalla kustannustasolla.

Kyselyn perusteella perinnebiotooppien hoidon tukea saaneet yhdistykset olivat toimenpiteeseen huomattavan tyytyväisiä (kuva 4.2-2a). Enemmistö vastaajista koki myös hankkeen kulujen ja työmäärän toteutuneen jokseenkin suunnitellusti (kuva 4.2-2b). Noin kolmannes heistä oli kuitenkin tältä osin tyytymättömiä, eli hankkeesta aiheutuneiden kulujen tai työmäärän katsottiin ylittäneen siitä saadun korvauksen. Tämä osuus oli samaa luokkaa kuin ETI-tuen saajilla.

Moni vastaaja esitti myös konkreettisia parannusehdotuksia, jotka tekisivät erityistukien hyödyntämisestä yhdistyksille houkuttelevampaa. Yhteenveto näistä ehdotuksista on koottu taulukkoon 4.2-4.

Taulukko 4.2-2. Ei-tuotannollista investointitukea saaneiden kehittämis-ehdotuksia tukiprosessin eri vaiheisiin.

1. Suunnittelu
• Ennakoon ilmainen arvio kohteen tukikelpoisuudesta
• Esimerkkitapauksia verkkoon tutustuttaviksi
• Hyväksyttävät kulutasot verkkoon
• Ilmaista (tai edes maksullista) suunnittelupalvelua
2. Hakeminen
• Jatkuva tai useita hakuja vuodessa
• Yhdessä erityistuen kanssa, samalla suunnitelmalla ja lomakkeella
• Haku sähköiseksi
• Kirjanpidolliset vaatimukset kattavasti ohjeisiin
3. Sopimisasiat
• Käsittelyajan katoksi 3-6 kuukautta
• Ei yksityisoikeudellista sopimusta, vaan viranomaispäätös josta voi valittaa
• Kohtuullisuutta sanktorajoihin
• Kilpailutus pois pienistä hankinnoista
4. Dokumentit
• Liitteiksi vain ETI-maksujen kuitit koko kirjanpidon sijasta
• Palkan sivukulut hyväksyttävä ilman tositteita
5. Korvaukset
• Maksatus ripeämmin
• Haku sähköiseksi
• Tuesta osa ennakkomaksuna
• Perheenjäsenen työ luettava omaksi työksi
• Korvattavaksi myös: <ul style="list-style-type: none"> - Transaktiokulut - Matkakulut - Vuokratulot - Oman pääoman korko - Kirjanpitäjän lasku

4.2.4.3 Rekisteröityjen yhdistysten suhtautuminen erityistukiin

Kyselyn perusteella yhdistykset olivat yleisesti ottaen hyvin selvillä maatalouden ympäristötuen uusista tukimahdollisuuksista. Valtaosa sekä luonnonsuojeluyhdistyksistä että metsästysseuroista ja merkittävä osa kotiseutuyhdistyksistä oli niistä tietoisia (kuva 4.2-3a). Kiinnostus tukien hyödyntämiseen oli kuitenkin vähäistä. Eniten valmiutta löytyi luonnonsuojeluyhdistyksistä, mutta kotiseutuyhdistyksistä tai metsästysseuroista ei juuri lainkaan (kuva 4.2-3b).

Perustelut kiinnostuksen puutteelle olivat paljolti samanlaisia kaikissa yhdistysryhmissä. Tärkeimpänä esteenä pidettiin yhdistyksen pientä kokoa, ja ennen kaikkea aktiivisten jäsenten

vähäistä määrää. Valtaosa vastuista kaatuu usein muutamalle aktiiville, joten ylimääräisiä tehtäviä ei enää uskalleta ottaa. Toistuvasti valiteltiin myös tukijärjestelmän vierautta ja monimutkaisuutta ei-maanviljelijän kannalta. Kolmantena mainittiin usein raha: tarjolla olevaa tukitasoa pidettiin yleisesti riittämättömänä, etenkin pelottaviksi koettujen paperitöiden vuoksi. Pienellä yhdistyksellä ei myöskään yleensä ole riittävää kassaa, jotta tukien maksatusta voitaisiin odottaa vuosi tai parikin.

”Resurssimme eivät riitä sellaiseen tällä hetkellä. Tarvittaisiin nuorialinnokkaita ihmisiä toimintaan, jotka voisivat ottaa tämän asian hoitamisen omakseen ja jopa työllistyä sen kautta. Ehkäpä koulutusta ja resurssiapua tarvittaisiin lisää.” Luonnonsuojeluyhdistys, Etelä-Häme

”Olen yhdistyksessä ainoa, jonka mielestä muutaman sadan euron saamiseksi kannattaa tehdä tuntikaupalla tupatyötä varsinaisten hoitotoimien lisäksi.” Luonnonsuojeluyhdistys, Varsinais-Suomi

Metsästysseuroissa erityisinä esteinä koettiin lisäksi sopivien kosteikko kohteiden puute ja se, että seurat toimivat vuokra- mailla. Moni kotiseutuyhdistys puolestaan katsoi, ettei perinnebiotooppien tai kosteikkojen hoito ylipäättään mahdu heidän toimenkuvaansa.

Kritiikistä huolimatta yli puolet kaikkien kolmen ryhmän yhdistyksistä oli kiinnostunut saamaan lisätietoa tukimahdollisuuksista, ja etenkin kuulemaan tukea jo saaneiden yhdistysten kokemuksista.

4.2.5 Johtopäätökset

Molemmat ETI-tuet sekä yhdistysten erityistuet ovat olleet käytössä vasta muutamia vuosia. Kosteikkojen perustamisen ETI-tukea lukuun ottamatta niiden sopimusmäärät ovat olleet melko alhaisia. Tähänastiset tuensaajat ovatkin olleet pioneereja, jotka ovat joutuneet kohtaamaan uusien toimenpiteiden käyttöönottoon liittyvät vaikeudet ja valuviat. Havaittujen ongelmien taustalla lienee usein sekin, että tilanne on ollut yhtä lailla uusi myös tukiviranomaisille, neuvojille ja valvojille. Toisaalta kyselyyn vastanneiden joukossa oli myös paljon tukiprosessiin hyvin tyytyväisiä tuensaajia. Esimerkiksi heitä tarkemmin haastatellamalla voitaisiin selvittää niitä hyviä käytäntöjä, joiden avulla tukiprosessi etenee sujuvasti hakemisesta maksatukseen asti.

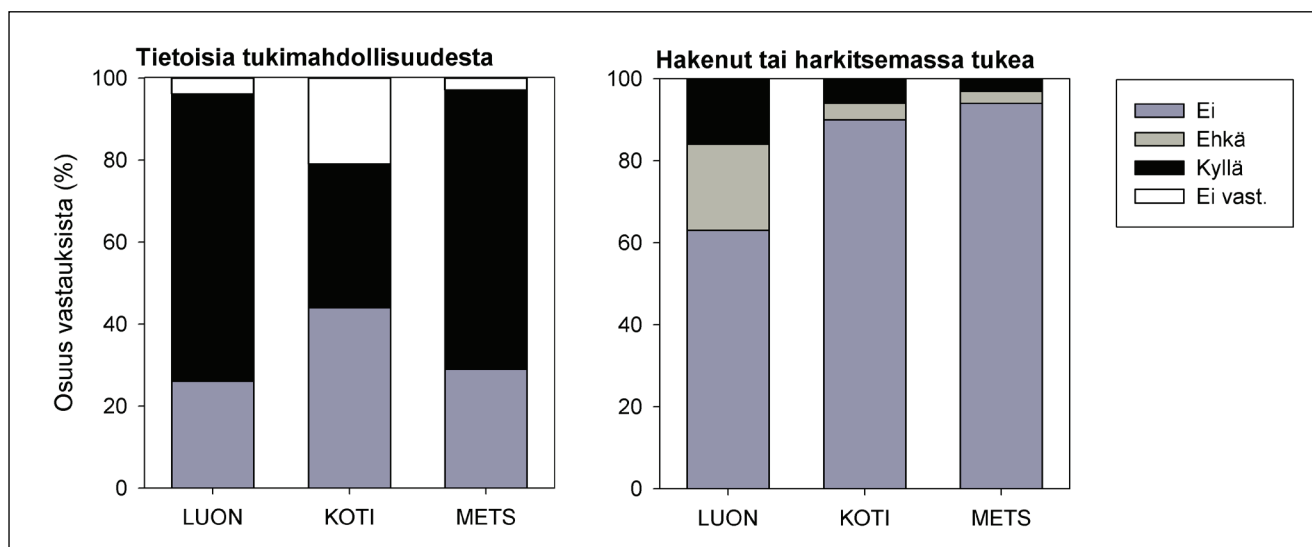
Ei-tuotannollisten investointien sopimuksia on tehty selvästi enemmän kosteikkojen perustamisesta kuin perinnebiotooppien kunnostuksesta. Euromääräisesti tämä ero oli vielä suurempi, sillä kosteikkojen perustaminen aiheuttaa huomattavan paljon kustannuksia. Kallista perustamisvaihetta on pidetty pääsyyntä siihen, että kosteikkojen hoidon erityistukisopimuksia on aiemmin tehty varsin vähän (Grönroos ym. 2007). Korvaustasoltaan korkeampi ETI-tuki oli tämän vuoksi merkittävä parannus tilanteeseen. Osa kyselyyn vastanneista koki silti, ettei edes ETI-tuen korvaustaso riitä kattamaan ainakaan ulkopuolisella

Taulukko 4.2-3. Yhteenveto rekisteröityjen yhdistysten tekemistä erityistukisopimuksista. Aineistona sopimukset, joiden ensimmäinen maksatusvuosi oli aikavälillä 2008–2013. Lähde: Tike.

Sopimustyyppi (LEADER)	Sopimuksia 2008–2013	Yhteisala, hehtaaria	Verrattuna viljelijöiden sopimusten alaan (%)
Perinnebiotooppien hoito	64	343,9	1,1
Luonnon ja maiseman monimuotoisuus 5 v.	21	51,8	0,6
Luonnon ja maiseman monimuotoisuus 10 v.	2	3,4	3,5
Monivaikutteisen kosteikon hoito 10 v.	3	16,9	1,0
Monivaikutteisen kosteikon hoito 5 v.	2	6,3	2,6
Yhteensä	92	422,2	1,0

Taulukko 4.2-4. LEADER-toimintatavan kautta erityistukea perinnebiotoopin hoitoon saaneiden yhdistysten kehittämishetkiä tukiprosessin eri vaiheisiin.

1. Suunnittelu
• Tukimahdollisuudesta lisää markkinointia
• Etsi ulkopuolista suunnitteluapua (hankkeet, ELY)
• Valitse riittävän pieni tai helppohoitoinen kohde
2. Hakeminen
• Yhdistyksiltä pois osa viljelijän tukilomakkeista
• Toimintaryhmän lausunto tarpeeton
• Haku sähköiseksi
3. Sopimusasiat
• Allekirjoittajaksi vain pj
• Yksi kokouspöytäkirja koko sopimuskaudesta
• Lähekkäisiä alueita samaan sopimukseen
4. Korvaukset
• Maksatus ripeämmin
• Haku sähköiseksi
• Vuotuinen maksatuksen haku tarpeeton
• MAV:ltä erittely maksatuksista



Kuva 4.2-3. Rekisteröityjen yhdistysten a) tietoisuus uusista tukimahdollisuuksista sekä b) omat suunnitelmat erityistukien hyödyntämisen suhteen. Yhdistykset on jaoteltu kolmeen ryhmään: LUON = luonnonsuojeluyhdistykset, KOTI = kotiseutuyhdistykset ja METS = metsästyseurat.

urakoitsijalla teetettyä työtä. Toimenpide ei siis vaikuta edelleenkään kovin houkuttevalta, ellei viljelijällä itsellään ole työssä tarvittavia koneita. Kosteikkojen hoidon erityistukisopimusten määrät ovatkin pysytelleet samalla tasolla koko ohjelmakauden ajan (MMM 2013).

Kyselyn perusteella perinnebiotoopin kunnostamisen ETI-tukea saaneet viljelijät olivat kokeneet selvästi enemmän epäkohtia kuin kosteikkoja perustaneet. Tärkeimmät vastaan tulleet epäkohdat ovat pääteltävissä taulukkoon 4.2-2 kootuista kehittämisehdotuksista. Yleisimmin kritiikkiä herättivät kirjanpitoon ja korvauserusteisiin liittyvät yksityiskohdat. Moni viljelijä kommentoi, että näistä ei ollut tarjolla riittävästi ennakkotietoa, eikä selviä vastauksia saanut aina kysymälläkään. Useat kokivat, että esimerkiksi kilpailutukseen ja kirjanpidon raportointiin liittyvät vaatimukset ovat kohtuuttomia verrattuna kunnostushankkeiden pääsääntöisesti pieneen kokoon. Tästä muodostui vaikutelma, että ETI-tuen ehdot ja toimintamalli on kopioitu liian suoraviivaisesti maatalouden muista investointihankkeista, jotka ovat useimmiten aivan toista kokoluokkaa.

Rekisteröidyt yhdistykset ovat tähän mennessä hakeneet hyvin niukasti ympäristötuen erityistukia. Niiden merkitys maatalouden ympäristönsuojelussa on siten vielä marginaalinen. Etenkin perinnebiotooppien hoidolla on silti potentiaalia lisätä suosiotaan yhdistysten joukossa. Tilanteen korjaamiseksi saatiin myös monia kehittämisehdotuksia, jotka olivat pääpiirteissään hyvin samankaltaisia kuin ETI-tukea saaneilla. Perinnebiotooppien hoidon tukea saaneet yhdistykset olivat kuitenkin pääsääntöisesti tyytyväisiä päätökseensä tuen hakemisesta. Yhdistysten kiinnostusta erityistukiin voitaisiinkin lisätä esimerkiksi nostamalla esiin onnistuneita esimerkkejä tyytyväisistä tuensaajista ja heidän kokemuksistaan.

Rekisteröidyille yhdistyksille tehty kysely vahvisti edellä esitettyjä arvioita. Yhdistysten kiinnostus maatalouden erityistukiin on enimmäkseen vähäistä, mutta eniten sitä löytyy luonnonsuojeluyhdistyksistä. Tässä tarkasteltujen ryhmien ohella hakijoita voisi löytyä esimerkiksi 4H-yhdistyksistä. Tarvitaan kuitenkin vielä paljon mainontaa, motivointia, neuvontaa ja onnistuneita esimerkkejä, jotta yhdistykset saadaan merkittävässä määrin mukaan toimintaan.

Yksi keino lisätä erityistukien suosiota yhdistyksissä voisi olla ELY- tai yhdistysten piiritasolla toimiva neuvontapalvelu, josta paikallisyhdistykset voisivat pyytää apua. Tämä tarkoittaisi kullakin alueella yhtä tai muutamaa tukihenkilöä, joka hallitsee erityistukien hakemiseen ja hallinnointiin liittyvät kiemurat sekä kirjanpidon. Tällainen tukipalvelu olisi rooliltaan sekoitus tiloimistoa ja isännöitsijää, tavoitteenaan viime kädessä vapauttaa yhdistykset käytännön toimintaan.

Yhdistykset ovat saaneet perinnebiotooppien hoitoon jonkin verran taloudellista tukea myös suoraan ELY- tai aiemmin ympäristökeskuksilta. Kattavaa tietoa tämän käytännön yleisyydestä ei ole, mutta Kempin & Lehtomaan (2009) mukaan hoito-

kohteita oli vuosina 2003–2006 ainakin joitain kymmeniä. Kaksi kyselyyn vastannutta yhdistystä kertoikin saaneensa tällaista tukea, ja ne pitivät sitä selvästi mieluisampana rahoituskanaavana kuin erityistukien hakemista. Tätä perusteltiin sillä, että ELY-keskuksen tukea on helppo hakea ja vastaanottaa ilman monimutkaista paperisotaa tai valvonnan ja sanktioiden pelkoa. Onkin todennäköistä, että paras tapa vahvistaa yhdistysten roolia perinnebiotooppien hoidossa olisi kasvattaa ELY-keskusten käytössä olevan suoran ympäristönhoitorahoituksen määrää.

4.2.6 Toimenpidesuosituksukset

- Saadun palautteen perusteella molemmat ETI-tuet sekä yhdistysten erityistuet ovat toimineet pääpiirteissään hyvin. Kaikkia näitä toimenpiteitä on syytä jatkaa ohjelmakaudella 2014–2020.
- Tuensaajat antoivat silti myös monia kehittämisehdotuksia, jotka on listattu edellä taulukoissa 4.2-2 ja 4.2-4. Tulevan ohjelmakauden valmistelu on vielä kesken, joten nämä suositukset tulisi pikaisesti arvioida sen osana.
- ETI-tuen toimintamallia ja tukiehtoja (kilpailutus, kirjanpito, korvauskelpoiset menot ym.) tulisi arvioida uudelleen ja pyrkiä karsimaan niistä yksityiskohtia, jotka ovat kohtuuttomia verrattuna hankkeiden pääsääntöisesti pieneen kokoon.
- ELY-keskukselta haettava suora tuki on monesti yhdistyksille ympäristötuen erityistukia mieluisampi tapa osallistua maatalouden luonnonhoitoon. ELY-keskuksille tulisi osoittaa nykyistä enemmän varoja ympäristönhoidon tukemiseen.

Kirjallisuus

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. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 168 s.

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2012. Erityistukialueiden laadun ja hoidon seuranta. Sivut 41–54 teoksessa Heliölä, J. & Herzon, I. (toim.): Maatilan luontoarvojen mittaaminen – luonnonhoitopellot, erityistukialueet ja tilataso. Suomen ympäristö 26/2012. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 91 s.

Kempainen, R. & Lehtomaa, L. 2009. Perinnebiotooppien hoidon tila ja tavoitteet. Valtakunnallinen kooste perinnebiotooppien alueellisista hoito-ohjelmista. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2009. Turku: Lounais-Suomen ympäristökeskus. 77 s.

Lehto, M. 2011. LEADER-toimintatavan toteuttaminen toimintalinjalla 2 (Ympäristön ja maaseudun tilan parantaminen) Suomessa ja muissa EU:n jäsenmaissa. Julkaisematon selvitys. MMM/MAO. 55 s.

MAVI 2009. Ei-tuotannollisten investointien tuesta alkusysäys erityistukisopimukselle. MAVI ja MMM. Viitattu 16.10.2013. Saatavissa internetistä: http://www.mavi.fi/attachments/mavi/ymparistotuki/515sAU6OJ/46465_Mavi_eituot_v2_FI.pdf .

MAVI 2013. Ympäristötuet yhdistyksille. Viitattu 16.10.2013. Saatavissa internetistä: <http://www.mavi.fi/fi/index/maaseudunrahoitus/ymparistotuetyhdistyksille.html>

MMM 2013. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelman 2007–2013 vuoden 2012 vuosikertomus. Maa- ja metsätalousministeriö 11.9.2013. 92 s.

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. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 87 s.

5. Vaikutusten mallintaminen ja selittäminen

5.1 Rakenteellisten muutosten vaikutus ravinnekuormitukseen ja biodiversiteettiin

Heikki Lehtonen (MTT) ja Katri Rankinen (SYKE)
heikki.lehtonen@mtt.fi

Maatalouden rakennekehitys on Suomessa pitkään tarkoittanut tilakoon kasvua ja maatilojen lukumäärän vähenemistä. Tilakoon kasvuun ajavat työtä säästävät tuotantotavat, mittakaavaedut sekä tuotannon erikoistumisen mukanaan tuomat edut, joilla alennetaan tuotantokustannuksia yksikköä kohti ja voidaan parantaa myös tuotteiden laatua ja sopivuutta elintarviketeollisuudelle ja kuluttajille. Rakennekehitys on keskeinen elintarviketuotannon keino sopeutua kiristyvään kilpailuun ja erittäin tärkeää kotieläintuotannon elinkelpoisuuden kannalta. Rakennekehityksellä voidaan saavuttaa monia hyötyjä, kuten ottaa käyttöön työtä säästäviä tai eläinten hyvinvointia parantavia tuotantoteknologioita, joiden käyttö ei olisi mahdollista entisellä tuotantorakenteella. Erityisesti tuotettua yksikköä kohti laskettua työmäärää vähentävien tuotantomenetelmien, rakennusten ja koneiden käyttöönotto edellyttää usein tilakoon laajentamista ja suuria kertainvestointeja. Tämä seurauksena maatilojen toiminnan kokonaismuutos voi haitata tai edistää ympäristön tilaa. Yhtä lailla tätä kautta voidaan myös parantaa ympäristön tilaa, jos maatilan toimintamalli sen mahdollistaa ja siihen on olemassa kannustimia viljelijälle. Parhaimmillaan rakennekehitys voi esimerkiksi tehostaa ravinnekiertoa, alentaa ravinnehuuhtoumia ja parantaa eläinten hyvinvointia ja luonnon monimuotoisuutta.

MYTVAS 3 -väliraportissa (2010) merkittävimpänä yksittäisenä muutosvoimana maatalouden rakennekehityksessä pidettiin kotieläintilojen kasvua, jonka seurauksena ympäröivän pellonkäytön on tavalla tai toisella vähitellen mukauduttava kasvavien kotieläintilojen tarpeisiin, yleensä rehuntuotannon ja lannanlevitysalan tarpeen vuoksi. Kotieläintilat vähenivät 2000–2009 likimain 50 prosenttia kaikilla alueilla, mutta joillakin alueilla tuotannon määrä on silti kasvanut merkittävästi, kun taas useimmilla alueilla sen määrä on vähentynyt. Tuotantoon kasvattaneet alueet ovat tyypillisesti niitä, joilla tuotantoa on ollut jo ennestään paljon. Kotieläintuotannon alueellinen keskittyminen näkyy erityisen selvästi sikataloudessa, jossa suurin osa kokonaistuotannon yli 20 prosentin kasvusta 1995–2008 on tapahtunut Varsinais-Suomessa, Pirkanmaalla, Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaalla.

Kasvinviljelytilojen osuus kaikista maatiloista on 2000-luvulla jatkanut kasvuaan tasaisesti koko ajan ja koko maassa. Kasvutilojen osuus kaikista maatiloista oli 2012 Etelä-Suomessa jo 75 prosenttia, Sisä-Suomessa 65 prosenttia ja Pohjois-Suomessakin lähes 60 prosenttia. Kuitenkin myös kasvutilojen lukumäärää

on vähentynyt, joskin selvästi hitaammin kuin kotieläintilojen. Samalla, kun osa kotieläimistä luopuvista tiloista on jatkanut kasvinviljelyä, vastaava määrä kasvutiloja on lopettanut toimintansa ja niiden pellot ovat siirtyneet toisten tilojen käyttöön. Vilja on ollut useimmille kasvinviljelytiloille käytännössä ainut markkinakelpoinen viljelykasvi, jota tilan on mahdollista viljellä kannattavasti. Toisaalta kasvinviljely on ollut välttämätöntä muun muassa CAP- ja LFA:n tukiehtojen täyttämiseksi (pellon viljelykunnan säilyttäminen ja sadonkorjuuvelvoite).

Seuraavassa arvioidaan maatalouden tuotannon ja pellonkäytön kehitystä pääpiirteittäin vuosina 2007–2013. Yksityiskohtaisemmin maatalouden rakennekehitystä ovat arvioineet muun muassa Pyykkönen et. al. 2010 ja Pyykkönen et. al. 2013. Seuraavassa tuodaan esille, mitä olennaista uutta on tapahtumassa toimintaympäristössä ja maatalouden rakenteessa, kuten tilojen koossa, lukumäärässä ja tuotannon alueellisessa kehityksessä ja mitkä keskeiset muutosvoimat vaikuttavat ympäristötuen merkitykseen ja vaikuttavuuteen maataloudessa 2014–2020.

5.1.1 Maatalouden toteutunut rakennekehitys keskeisiltä osiltaan 2007–2013

Maatilojen, erityisesti kotieläintilojen, kasvu ja lukumäärän väheneminen ovat olleet keskeisiä muutosvoimia maatalouden rakennekehityksessä kaikissa ELY-keskuksissa 2000-luvulla (Pyykkönen et. al. 2010, 2013). Ainoastaan yksittäisinä vuosina kasvinviljelytilojen tai emolehmiä pitävien tilojen lukumäärissä on voinut olla pientä kasvua yksittäisillä alueilla, mikä on johtunut erityisesti lypsykarjatilojen luopumisesta tuotannosta. Tuotannosta luopuneet tilat ovat usein jatkaneet kasvinviljelyssä tai emolehmätuotannossa. Kotieläintuotannosta luopuminen on vaikuttanut myös pellonkäyttöön, koska yhä pienempi osa pellostä on kotieläintilojen ja erityisesti lypsykarjatilojen käytössä.

Keskimäärin kotieläintilojen lukumäärä on vähentynyt vajaat 7 prosenttia vuositasolla, mikä tarkoittaa kotieläintilojen määrän puolittumista 10 vuodessa. Sikatilojen lukumäärä väheni vuonna 2008 peräti 15 prosenttia huonon markkinatilanteen ja kansallisten tukien muutosten seurauksena, kun kansallinen eläinyksikkötuki irrotettiin eläinten määrästä ja siirrettiin pääosin peltoalan perusteella maksettavaksi. Myös siipikarjataloudessa tilakoon kasvu on ollut nopeaa. Häkkikanalakielto vuonna 2010 johti pian noin 30 prosentin vähenemiseen munivia kanoja pitävien tilojen lukumäärässä. Peltomaan saatavuus ja korkea hinta ovat viljelijöiden mukaan keskeisiä kotieläintilojen tilakoon kasvun ja tuottavuuden kasvun esteitä. Tätä sekä muun muassa ympäristölupaa hakeneiden investoivien maitotilojen kokoa (keskimäärin 75 lypsylehmäpaikkaa) on raportoinut tarkemmin Pyykkönen et. al. 2013.

Maitotilojen kasvu on ollut voimakasta ja maitotilojen lukumäärän väheneminen on ollut nopeaa. Vuosina 2007–2013 maitotilojen lukumäärän väheneminen on ollut 5,5–7 prosenttia vuosittain, mikä on nopeampaa kuin EU-maissa keskimäärin (Zimmermann & Heckelei 2010). Tämä trendi tulee edelleen jatkumaan. Maitoa tuotettiin kiintiökaudella 2012/2013 noin 2 180 miljoonaa litraa, mikä on alle prosentin vähemmän kuin edellisellä kiintiökaudella. Maitomäärä jäi noin 13 prosenttia alle maakiintiön, koska kiintiötä on kasvatettu EU:ssa valmistauttaessa maitokiintiöjärjestelmän lopettamiseen huhtikuussa 2015. Huhtikuussa 2013 päättyneen kiintiökauden lopussa oli 9 200 tilaa, jotka toimittivat maitoa meijeriin. Keskimääräinen tilalta meijeriin toimitettu maitomäärä oli noin 223 000 litraa.

Maidontuotannossa on nähtävissä kiihtyvää alueittaista eriytymistä. Maidontuotanto väheni 2012–2013 useiden ELY-keskusten alueilla. Suhteellisesti eniten tuotanto väheni Kaakkois-Suomessa ja Etelä-Savossa, joissa tuotanto laski noin neljä prosenttia. Tuotanto lisääntyi muutamien ELY-keskusten alueilla, eniten Pohjanmaalla ja Kainuussa. Pohjois-Pohjanmaalla, Pohjanmaalla ja Pohjois-Savossa maitoa tuotettiin viime kiintiökaudella yli 10 prosenttia enemmän kuin 15 vuotta sitten (verrattaessa kiintiökauden 2012/2013 tuotantoa kiintiökauden 1997/1998 tuotantoon). Lähes kaikilla muilla alueilla tuotanto on tänä

aikana vähentynyt, koko maan tasolla noin 6 % keskimäärin. ELY-keskuksittain tarkasteltuna tuotanto väheni viimeisen 15 vuoden aikana eniten Kaakkois-Suomessa (-32 %) ja Etelä-Savossa (-23 %). Maidontuotanto väheni kokonaisuutena sekä C-tukialueella että A- ja B-tukialueella. Nyt maidosta 80 prosenttia tuotetaan C-tukialueen tiloilla.

Maitoa tuotetaan edelleen lähes koko Suomen alueella, tosin monissa kunnissa vain muutamalla tilalla. Suomen 336 kunnasta maidontuotantoa harjoitettiin 320 kunnassa kiintiökaudella 2012/13. Suurimmat maidontuottajakunnat olivat edellisten vuosien tapaan Kokkola, Kiuruvesi, Nivala, Vieremä, Jalasjärvi, Lapinlahti ja Kauhava, joissa kaikissa tuotettiin maitoa yli 30 miljoonaa litraa.

Toukokuun alussa vuonna 2013 Suomessa oli 911 940 nautaa. Nautoja oli 13 460 tilalla. Vuonna 2007 Suomessa oli 926 700 nautaa. Nautojen määrän väheneminen on hidastunut merkittävästi ajanjaksosta 2000–2007, jolloin nautojen määrä väheni 130 000:lla (Taulukko 5.1-1). Vähenemisen hidastuminen johtuu paitsi lypsylehmien keskituotoksen kasvun hidastumisesta ja lähes pysähtymisestä vuodesta 2008, myös emolehmien määrän noususta, joka tosin pysähtyi tasolle 57 000 emolehmää vuonna 2013.

Taulukko 5.1-1. Nautojen lukumäärä suuralueittain, 1997–2013 (1000 kpl). Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

	Etelä-Suomi	Sisä-Suomi	Pohjanmaa	Pohjois-Suomi	Yhteensä
1997	351,1	332,1	391,0	68,2	1142,4
1998	336,0	327,6	385,5	68,0	1117,1
1999	319,9	321,8	378,8	66,3	1086,8
2000	301,4	315,4	374,8	65,0	1056,6
2001	291,4	310,6	371,6	63,8	1037,4
2002	284,4	308,2	369,7	63,1	1025,4
2003	273,9	303,4	360,9	62,0	1000,2
2004	263,6	294,5	351,5	59,5	969,1
2005	257,1	292,2	350,0	59,7	958,9
2006	252,9	287,5	349,5	59,4	949,3
2007	245,9	280,6	342,4	57,9	926,7
2008	238,1	278,6	340,8	57,9	915,3
2009	236,4	279,2	344,5	58,2	918,3
2010	238,0	281,8	348,0	58,1	925,8
2011	235,4	276,3	344,7	57,7	914,1
2012	234,6	276,5	344,4	57,2	912,8
2013	233,7	274,4	346,8	57,0	911,9
2013/2007	0,95	0,98	1,01	0,99	0,98
Osuus alueittain	0,26	0,30	0,38	0,06	1,00

Taulukko 5.1-2. Lypsylehmien lukumäärä suuralueittain, 1997–2013 (1000 kpl). Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

	Etelä-Suomi	Sisä-Suomi	Pohjanmaa	Pohjois-Suomi	Yhteensä
1997	116,2	115,9	132,9	25,9	390,9
1998	111,8	113,8	131,9	25,6	383,1
1999	106,0	111,0	130,4	25,0	372,4
2000	101,4	108,9	129,7	24,2	364,2
2001	96,8	106,6	127,6	23,7	354,7
2002	94,2	104,8	125,5	23,3	347,8
2003	90,5	100,0	120,7	22,7	333,9
2004	87,5	97,2	118,1	21,6	324,4
2005	84,6	95,9	117,1	21,1	318,8
2006	82,1	93,2	113,6	20,6	309,4
2007	77,6	89,2	109,6	19,6	296,1
2008	75,0	86,9	108,3	19,1	289,3
2009	74,5	86,8	109,6	19,1	290,0
2010	73,8	86,6	109,7	19,3	289,3
2011	72,5	84,9	109,3	18,8	285,5
2012	71,4	84,3	109,2	18,7	283,6
2013	70,7	83,9	109,7	18,8	283,1
2013/2007	0,91	0,94	1,00	0,96	0,96
Osuus alueittain	0,25	0,30	0,39	0,07	1,00

Lypsylehmiä oli vuonna 2013 yhteensä 283 110 kappaletta eli lähes sama määrä kuin edellisvuoden vastaavana ajankohtana. Maitotiloilla on keskimäärin 29,5 lypsylehmää. Noin 80 prosentilla tiloista oli alle 40 lypsylehmää. Näillä tiloilla oli reilut 55 prosenttia lehmiä. Yli 50 lehmän tiloilla oli noin 38 prosenttia kaikista lypsylehmistä. Tämä puolestaan tarkoittaa, että merkittävän osan alle 40 lehmän tiloista tulisi ryhtyä kasvattamaan tilakokoa seuraavan 10 vuoden aikana, jotta maidon kokonaistuotanto voisi säilyä entisellään. Näin siksi, että monet yli 50 lehmän tilat ovat varsin äskettäin investoineita, jolloin niiden valmius lisätä karjamäärää ja tuotantoa on rajallinen, vaikka maitomarkkinoilla olisikin tilaa niiden tuotannolle monien tilojen edelleen luopuessa tuotannosta. Maitotilojen viljelijöiden ikäjakauma ei kuitenkaan tue oletusta, että luopuminen maidontuotannosta olisi kiihtymässä eläköitymisen takia, vaan yli 55-vuotiaita maidontuottajia on edelleen suunnilleen sama suhteellinen osuus kuin aiemminkin.

Yli 100 lypsylehmän tiloja oli toukokuun alussa 2013 yhteensä 213. Eniten tämän suuruusluokan tiloja oli Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjois-Savossa. Yli 200 lypsylehmän tiloja oli 19 kappaletta ja yli 300 lypsylehmän tiloja neljä kappaletta. Emolehmien määrä laski vuonna 2013 edellisestä vuodesta ensimmäistä kertaa 12

vuoteen. Emolehmiä oli 2013 noin 57 330 emolehmään. Keskimäärin tilalla oli 26 emolehmää. Yli 150 emolehmän tiloja oli 6.

Tarkasteltaessa lehmien jakautumista eri kokoluokkiin asteikolla alle 20 lehmää, 20–49 lehmää sekä 50 lehmää ja enemmän voidaan havaita, että suhteellisesti eniten lehmiä yli 50 lehmän tiloilla on Varsinais-Suomen ja Uudenmaan ELY-keskusten alueella ja vähiten Etelä-Savon, Keski-Suomen ja Lapin ELY-keskusten alueella (Taulukko 5.1-4). Viimeksi mainituilla alueilla myös lehmien lukumäärä on vähentynyt viime vuosina. Neljän suuralueen tasolla (Etelä-Suomi, Sisä-Suomi, Pohjanmaa, Pohjois-Suomi) tarkasteltuna lehmien lukumäärä ja nautojen kokonaismäärä on pysynyt ennallaan vain Pohjanmaan suuralueella. Etelä-Suomen alueella maidontuotannon kokonaismäärän väheneminen on ollut varsin tasaista vuodesta 2000. Lehmien keskituotoksen kasvun oleellinen hidastuminen ja lähes pysähtyminen tasolle 8000 kg/lypsylehmä vuodesta 2008 tarkoittaa samalla sitä, että maidon kokonaistuotannon kasvu on ollut varsin vähäistä vuoden 2008 jälkeen myös Pohjanmaan suuralueella, joka on kuitenkin selvästi kasvattanut osuuttaan koko maan maidontuotannosta vuodesta 2000.

Taulukko 5.1-3. Emolehmien lukumäärä suuralueittain, 1997–2013 (1000 kpl). Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

	Etelä-Suomi	Sisä-Suomi	Pohjanmaa	Pohjois-Suomi	Yhteensä
1997	16,4	6,8	8,6	0,6	32,4
1998	15,5	6,4	8,1	0,6	30,6
1999	14,5	6,5	8,0	0,6	29,6
2000	13,6	6,2	7,5	0,5	27,8
2001	13,0	6,1	7,3	0,5	26,9
2002	13,3	6,6	7,7	0,6	28,1
2003	12,7	6,7	8,0	0,7	28,1
2004	13,1	7,8	9,0	1,0	30,8
2005	13,8	9,2	10,2	1,4	34,6
2006	14,9	10,7	11,5	1,8	38,9
2007	15,7	12,3	13,1	2,2	43,3
2008	16,6	14,1	14,7	2,8	48,2
2009	17,4	15,4	16,0	3,1	51,8
2010	18,6	16,3	17,1	3,4	55,4
2011	19,3	16,8	17,6	3,6	57,3
2012	19,5	17,0	18,0	3,5	58,0
2013	19,4	16,9	17,8	3,2	57,3
2013/2007	1,23	1,38	1,36	1,44	1,32
Osuus alueittain	0,34	0,29	0,31	0,06	1,00

Sikojen kokonaismäärä on Suomessa vähentynyt selvästi vuodesta 2007. Vuonna 2008 sianlihan tuotanto oli Suomessa korkeimmillaan yli 30 vuoteen. Suhteellisesti eniten sikojen määrä on vähentynyt Sisä-Suomen alueella ja määrällisesti eniten Etelä-Suomessa, kun taas Pohjanmaalla sikojen määrä oli likimain sama vuonna 2013 kuin vuonna 2007. Näiden alueiden sisällä on myös tapahtunut eläinmäärän huomattavia muutoksia kunnittain, joskaan voimakasta kasvua sikojen määrässä ei ole tapahtunut kuntatasolla vuosina 2007–2013. Voimakas sikatalouden kasvu vuosina 2000–2007 tapahtui pääosin Etelä-Suomen ja Pohjanmaan päätuotantoalueilla, eikä vastaavaa kasvua ole näköpiirissä.

2000-luvulla voimakkaasti kasvanut siipikarjanlihan tuotanto on jatkanut kasvuaan edelleen vuosina 2007–2013. Tuotannon kasvu on keskittynyt entisille päätuotantoalueille.

Kaikkiaan kasvinviljelytilojen osuus pellostasta on kasvanut ja kotieläintilojen, erityisesti maitotilojen, vähentynyt (Niskanen & Lehtonen 2013). Kuitenkin 2007–2013 nurmiala on säilynyt lähes ennallaan, samoin nautaeläinten lukumäärä. Tämä tarkoittaa, että nurmen osuus nauta- ja maitotilojen pellonkäytöstä on kasvanut.

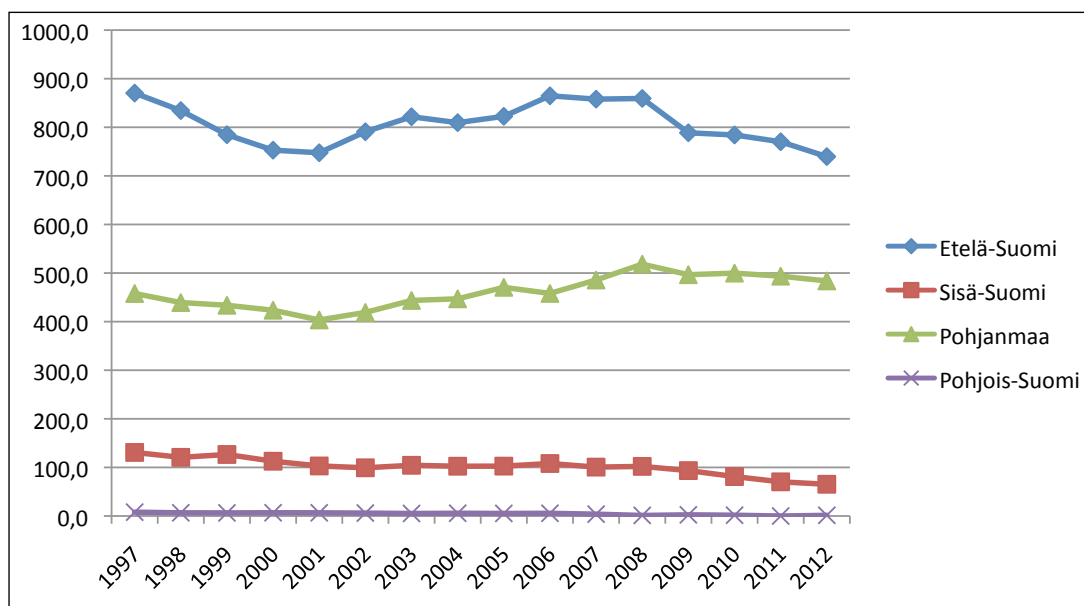
Suuralueiden tasolla pellonkäytössä ei ole tapahtunut merkittävää muutosta vilja- ja nurmialoissa vuosina 2007–2013 (taulukko 5.1-5). Tosin 2010 oli poikkeuksellinen vuosi, jolloin

öljykasvialaa oli 153 000 ha eli kaksinkertaisesti 2000-luvun keskiarvoon nähden ja vilja-alaa keskimääräistä vähemmän. 2011 alkaen öljykasviala väheni puoleen ja on sen jälkeen ollut keskimääräistä alemmalla tasolla. Kesantoalan laskulta Suomessa vältyttiin, toisin kuin monissa muissa EU-maissa, kun kesannointivelvoite poistui EU-maissa 2008 alkaen. Suomessa kesantoala, josta runsaat puolet on luonnonhoitopeltoa, on pysynyt edelleen vuotta 2007 korkeampana. Sen sijaan luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeät yli viisivuotiset nurmet eivät ole lisääntyneet.

Laskemalla yksinkertainen suhdeluku nautoja/ nurmihehtaari (taulukko 5.1-6) voidaan todeta, että kaikkien nautojen osalta eläintiheys ei ole ajanjaksolla 2007–2013 juuri muuttunut koko maassa keskimäärin, mutta Etelä-Suomen alueella nurmiala nautaeläintä kohden on tänä aikana kasvanut noin 10 prosenttia. Vuodesta 1996 nurmiala on pysynyt lähes ennallaan koko Suomessa, 650 000–700 000 hehtaarissa, aina tähän asti (vuoteen 2013). Koska nautaeläinten lukumäärä väheni noin 19 prosenttia vuosina 1997–2007, mutta nurmiala säilyi lähes ennallaan, on nautaeläintä kohden laskettu nurmiala on kasvanut tuona aikana huomattavasti. Nautaeläinten väheneminen hidastui merkittävästi 2008–2013 (915 tuhannesta eläimestä noin 912 tuhanteen), samoin nurmiala on pysynyt likimain ennallaan. Tämä tarkoittaa sitä, että ympäristötukikaudella nautaa kohden laskettu nurmiala on pysynyt edelleen suhteellisen korkealla tasolla.

Taulukko 5.1-4. Lypsylehmien jakautuminen (osuus lehmistä) eri kokoluokkiin (lehmää/tila) sekä keskipöytä (lehmää/tila) vuonna 2013. Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

	alle 20	20-49	50 ja yli	keskikoko
Uudenmaan	0,13	0,40	0,47	33,0
Varsinais-Suomen	0,13	0,36	0,52	31,8
Satakunnan	0,17	0,48	0,36	24,8
Hämeen	0,15	0,46	0,39	29,1
Pirkanmaan	0,20	0,37	0,43	28,4
Kaakkois-Suomen	0,20	0,43	0,37	28,1
Ahvenanmaa - Åland	0,08	0,37	0,55	38,8
Etelä-Suomi keskim.	0,17	0,41	0,42	29,1
Etelä-Savon	0,26	0,42	0,32	25,3
Pohjois-Savon	0,17	0,45	0,37	30,0
Pohjois-Karjalan	0,20	0,53	0,27	26,6
Keski-Suomen	0,22	0,49	0,29	25,3
Sisä-Suomi keskim.	0,20	0,47	0,33	27,6
Etelä-Pohjanmaan	0,14	0,43	0,43	32,5
Pohjanmaan	0,11	0,46	0,43	34,2
Pohjois-Pohjanmaan	0,16	0,47	0,37	30,4
Pohjanmaa keskim.	0,14	0,46	0,41	32,1
Kainuun	0,22	0,41	0,36	27,3
Lapin	0,21	0,45	0,33	25,9
Pohjois-Suomi keskim.	0,21	0,43	0,36	26,5
Koko maa	0,17	0,45	0,38	29,5



Kuva 5.1-1. Sikojen lukumäärän (1000 kpl) kehitys suuralueittain. Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

Taulukko 5.1-5. Pellonkäyttö suuralueittain 2007 ja 2013 (1000 ha) sekä suhdelukuna 2013/2007. Etelä-Suomi: Uudenmaan, Varsinais-Suomen, Satakunnan, Hämeen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen ja Ahvenanmaan ELY-keskukset; Sisä-Suomi: Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan ja Keski-Suomen ELY-keskukset; Pohjanmaa: Etelä-Pohjanmaan, Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukset; Pohjois-Suomi: Kainuun ja Lapin ELY-keskukset.

2007	Vilja	Muut kasvit	Nurmet alle 5 v	Nurmet yli 5v	Kesanto yht	Yhteensä
Etelä-Suomi	690	116,1	185,3	19,7	130,1	1141,2
Sisä-Suomi	138,1	25,6	197,1	5,5	40,5	406,8
Pohjanmaa	331,8	58,2	213,4	6,6	55,4	665,4
Pohjois-Suomi	8,6	1,8	58,1	1,9	5,8	76,2
Yhteensä	1168,5	201,7	653,9	33,7	231,8	2289,6
2013	Vilja	Muut kasvit	Nurmet alle 5 v	Nurmet yli 5v	Kesanto yht	Yhteensä
Etelä-Suomi	687,8	88,3	187,8	19,1	143,8	1107,6
Sisä-Suomi	134,7	17,8	192,5	4,1	54,2	399,2
Pohjanmaa	349,5	35,7	211,9	6,4	67,0	664,0
Pohjois-Suomi	7,9	1,5	58,9	1,9	7,1	75,5
Yhteensä	1179,9	143,2	651,1	31,5	272,1	2246,3
2013/2007	Vilja	Muut kasvit	Nurmet alle 5 v	Nurmet yli 5v	Kesanto yht	Yhteensä
Etelä-Suomi	1,00	0,76	1,01	0,97	1,11	0,97
Sisä-Suomi	0,98	0,69	0,98	0,75	1,34	0,98
Pohjanmaa	1,05	0,61	0,99	0,98	1,21	1,00
Pohjois-Suomi	0,92	0,85	1,01	0,97	1,22	0,99
Yhteensä	1,01	0,71	1,00	0,94	1,17	0,98

Taulukko 5.1-6. Nautojen (1000 kpl) ja nurmialan (ha) sekä suhdeluvun nautoja/nurmihehtaari muutos 2007–2013

2007	Etelä-Suomi	Sisä-Suomi	Pohjanmaa	Pohjois-Suomi	Koko maa
nautoja	245,9	280,6	342,4	57,9	926,7
nurmea, ha	205	202,6	220	60	687,6
nautaa/ha	1,20	1,38	1,56	0,97	1,35
2013					
nautoja	233,7	274,4	346,8	57	911,9
nurmea, ha	206,9	196,6	218,3	60,8	682,6
nautaa/ha	1,13	1,40	1,59	0,94	1,34

5.1.2 Ympäristötukijärjestelmän 2007–2013 vaikutusten arviointi kontrafaktuaalitarkastelun avulla

Vaihtoehtona ympäristötukijärjestelmälle 2007–2013 tarkasteltiin skenaariota, jossa ympäristötukijärjestelmä ehtoineen ja tukineen poistettaisiin ja korvattaisiin CAP-tilatuen kasvattamisella 50 eurolla hehtaaria kohden. Tämä tarkoittaisi sitä, että typpilannoitusta rajoitaisi edelleen nitraattidirektiivi, mutta fosforilannoitukselle ei olisi erillisiä rajoitteita. 50 euron kompensatio CAP-tilatuen kautta valittiin vaihtoehdoksi, koska se olisi MTT:n DREMFA-ktorimallin perusteella likimain tuloneutraali vaihtoehto. Aiemmissa tutkimuksissa käytetty vaihtoehto, jossa ympäristötukijärjestelmä poistettaisiin ilman

tulokompensaatiota, johtaa sekä maatala- että sektoritasolla tarkasteltaessa selvästi alhaisempaan tulotasoon ja myös vähäisempään maataloustuotantoon. Näin osin siksi, että osa heikkotuottoisista pelloista jäisi kokonaan pois viljelyksestä, jolloin myös muita maataloustukia jäisi viljelijöiltä saamatta vahvistetulta CAP-tilatukialalta..

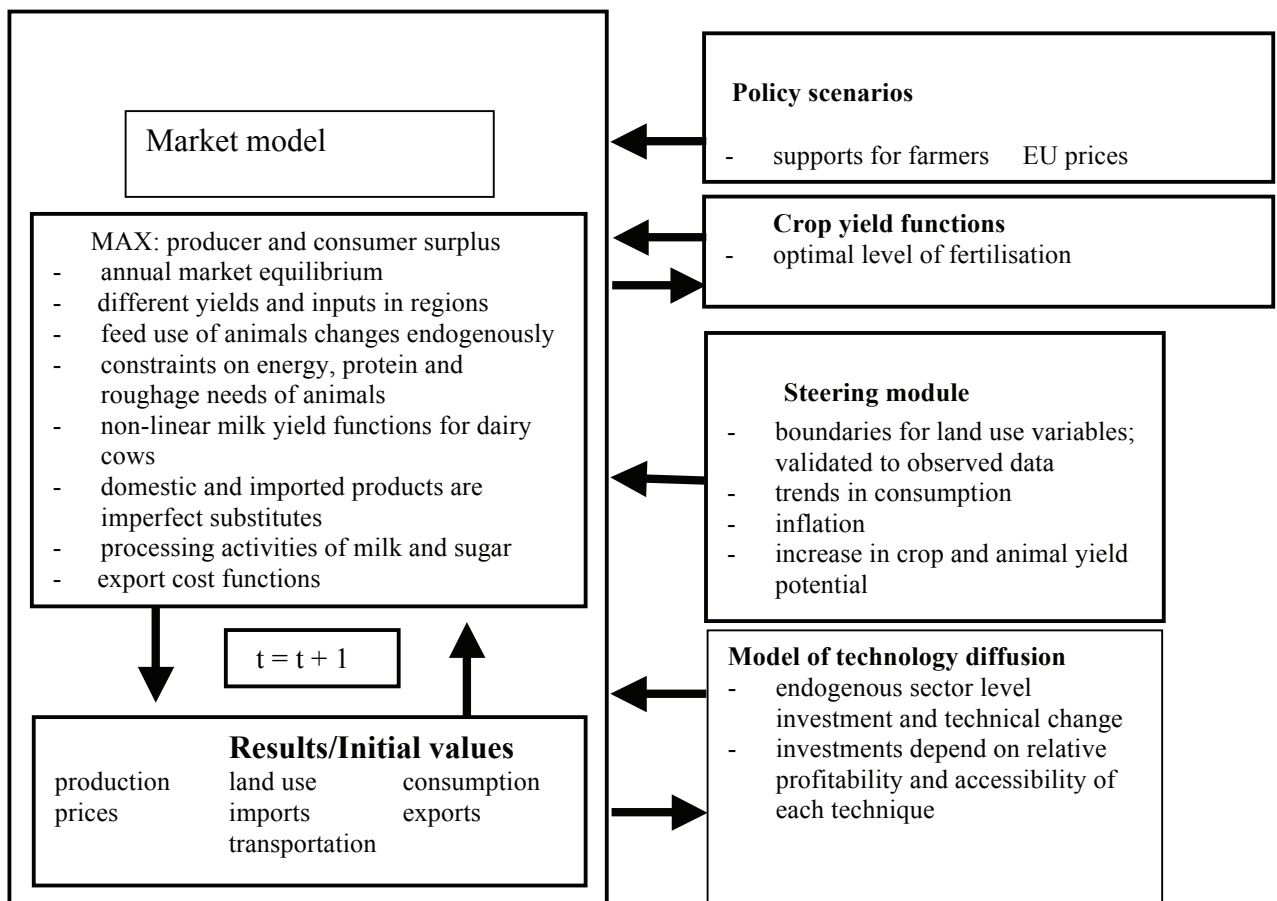
Vuosina 2007–2013 vallinnutta ympäristötukijärjestelmää merkitään seuraavassa lyhenteellä "Perusura" ja vaihtoehtoskenaariota lyhenteellä "Ei_ymp_tukea".

DREMFIA-sektorimallin toimintaperiaatteet

DREMFIA-sektorimallin perusrakenne on esitetty kuvassa 5.1-2.

DREMFIA-sektorimallin oletuksena on hyötyä maksimoiva kuluttaja ja voittoa maksimoiva viljelijä. Kulutuksen ja ulkomaankaupan osalta turvaututaan niin sanottuun Armington-oletukseen, jonka mukaan kotimainen tuote ja vastaava ulkomainen tuote ovat epätäydellisiä substituutteja, joilla voi olla eri hinnat. Ne

siis nähdään eri tuotteina jotka voivat osittain korvata toisiaan. Korvaussuhdetta voidaan selittää sopivalla kysyntäfunktioiden välisten yhteyksien vahvuuksia kuvaavilla parametreilla (ns. substituutiojoustoilla), jotka sovitetaan malliin 1995–2012 tilastoaineiston perusteella. Kotimainen tuotanto ja tuonti kilpailevat DREMFIA-mallissa keskenään annetun kotimaiden kokonaiskulutuksen kattamiseksi. Vienti on DREMFIA-mallissa kotimaista kulutusta enemmän itsenäinen muuttujansa, johon vaikuttaa ensi sijassa vuositasolla annettu kiinteä EU-hinta ja vientitoiminnan laajuudesta riippuvat vientikustannukset. Tämä tarkoittaa sitä, että nopea viennin kasvu aiheuttaa vientikustannusten kasvua. Erityistä huomiota on kiinnitetty DREMFIA-mallissa tuotantopanosten käyttöön erikseen eri tuotteissa ja kunkin panoksen käyttömääriin maatalouden kokonaistasolla, jolloin malli on voitu validoida maatalouden kokonaislaskelman keskeisten panosten kokonaisarvoa vastaavaksi. Sopivalla parametrisoinnilla ja tilastolähteisiin perustuvilla EU-hinnoilla ja panoshinnoilla on tällöin voitu kalibroida DREMFIA-mallin tuotannon kehitysurat varsin yhteneväisiksi todellisen kehityksen kanssa, joskin vuosittaisia poikkeamia monestakin pääosin satunnaisista syistä toki esiintyy. Ne tulevat esille jatkossa erillisissä tulokuvissa tulosten esittämisen yhteydessä.



Kuva 5.1-2. DREMFIA-mallin perusrakenne.

Optimointimallina DREMFA-malli voi tuottaa huomattaviakin muutoksia ajan yli, jos se on taloudellisista syistä perusteltua. Kriteerinä on tuottajien ja kuluttajien taloudellisen ylijäämän maksimointi, toisin sanoen markkinat suuntaavat tuotantoa ja niihin käytettäviä resursseja (maa, eläinpaikat) tuotteisiin aluettain siten, että sektorin taloudellinen tulos eli kohdefunktion mukainen kokonaisylijäämä maksimoituu annettujen rajoitteiden puitteissa.

Malli on rekursiivis-dynaaminen optimointimalli, jossa edellisen vuoden ratkaisua käytetään alkuarvona seuraavan vuoden ratkaisua haettaessa. Muutoksia kuitenkin jarruttavat yllä mainitut kysynnän ja ulkomaankaupan kitkatekijät sekä myös alueittainen käytettävissä oleva peltopinta-ala, satotasot sekä erityisesti lypsykarjatalouden osalta lehmäpaikkojen lukumäärä. Niiden kehitys kolmessa eri tilakokoluokassa on mallinnettu niin sanottuun teknologisen diffuusion malliin perustuen. Teknologinen diffuusio eli leviäminen kuvaa johdonmukaisesti maitotilojen rakennekehitystä, jossa kaikki investoitava taloudellinen ylijäämä ei välittömästi siirry suurille ja tehokkaille tiloille, vaan pääoman siirtymiseen vaikuttaa myös kunkin tilakokoluokan suhteellinen osuus tuotannosta. Suurten tilojen yleistyessä myös kynnys investoida suurempiin tiloihin tulee helpommaksi ja kiihtyy alkuvaiheen hitaalta tasolta (esim. 1995–2000 lehmäpaikkojen määrä suurilla yli 50 lehmän tiloilla kasvoi varsin hitaasti Suomessa). Jos investointituet ja kansalliset tuotantosidonnaiset tuet yhdessä suotuisan markkinahintakehityksen kanssa vaikuttavat riittävän pitkään, suurten tilojen osuus tuotannosta on itseään vahvistava ilmiö, myös alueellisesti, kuten on havaittu. Maitotilojen investoinnit ja vähitellen myös maidontuotanto kokonaisuutena keskittyvät entisille vahvoille tuotantoalueille, joilla on jo ennestään monia suuria tiloja niille sopivine tuotantotapoineen ja menetelmineen.

DREMFA-malli ottaa eksplisiittisesti huomioon eläinpaikkojen ohella myös muita fyysisiä tuotannontekijöitä, kuten maitokiintiöt, niiden siirtymiset tiettyjen kiintiökauppa-alueiden puitteissa, niiden kasvattamisen ja lopulta poistumisen vuonna 2015. DREMFA-mallin perusrakenne on esitetty kuvassa 5.1-2. Tarkempi kuvaus mallin toiminnasta on esitetty esimerkiksi julkaisuissa Lehtonen (2001, 2004). Karttakuvassa (Kuva 5.1-3) on esitetty DREMFA-mallin aluejako.

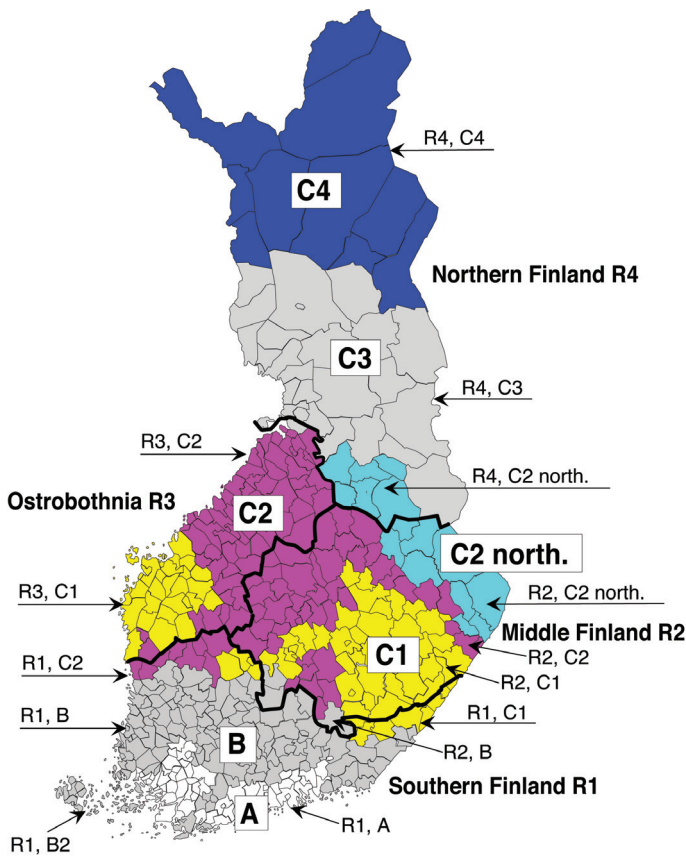
DREMFA-sektorimallissa käytetään OECD-FAO (2012) hintaennusteita (www.agri-outlook.org) joiden mukaan viljan hinnat pysyvät varsin korkeina vuoteen 2021 saakka. Niiden mukaan esimerkiksi rehuviljan reaali hinnat ovat noin 40–50 prosenttia vuoden 2005 tasoa (joka on lähellä vuoden 2009 varsin alhaista viljan hintatasoa Suomessa) korkeammat vuoteen 2021 asti. Rehuviljojen hinnat ovat tällöin tasolla 150–160 eur/tonni, leipäviljan vielä 10–20 eur/tonni korkeammat. Maitotuotteiden reaali hinnat maailmanlaajuisesti pysyisivät varsin vakaina, toisin sanoen ne nousisivat likimain tuotantopanosten hinnannousua vastaavasti. Koska EU:ssa on päätetty luopua maitokiintiöistä vuoteen 2015 mennessä, maidon reaali hinta EU:ssa keskimäärin tulee eri tutkimusten mukaan laskemaan, ei kuitenkaan enempää

kuin 10 prosenttia. Maitotuotteiden hintakehitys noudattaa jatkossa viime vuosien tapaan maailmanmarkkinahintojen kehitystä, jonka muutoksilla on selvästi suurempi merkitys EU:n maitotuotteiden hinnoille kuin maitokiintiöiden poistumisella (Witzke et. al. 2009, Kempen et. al. 2011). Tässä maitotuotteiden reaali hinnan laskuksi on oletettu 6 prosenttia vuosina 2012–2016. Tämä tarkoittaa tuottajahintatasolla EU:ssa noin 34 c/l ja Suomessa vajaan 40 c/l keskihintaa, koska hinnanlasku ei kokonaan välittyisi Suomen tuottajahintaan, kuten ei ole välittynyt esimerkiksi vuonna 2009, jolloin maidon tuottajahinta laski voimakkaasti EU:ssa.

Naudanlihan reaali hinnan on arvioitu OECD-FAO -katsauksessa pysyvän noin 10–20 prosenttia korkeampana kuin vuosina 2000–2005 (jolloin naudanlihan hinta oli vielä Suomessa ja EU:ssa varsin alhainen). Tällöin korkea viljan hinta ei merkittävästi heikentäisi naudanlihan tuotannon kannattavuutta. Samoin ennustetaan käyvän siipikarjanlihan hinnan kohdalla huolimatta viljan suuresta osuudesta tuotantokustannuksissa, lähinnä vahvana pysyvän kysynnän ansiosta. Sen sijaan sianlihan reaali hinnan kehitys on 2000-luvulla ollut selvästi heikompa kuin naudan- ja siipikarjanlihan. Lähivuosina sianlihan hinnan voidaan odottaa pysyvän edelleen suhteellisesti edellä mainittuja lihan hintoja heikompana, mutta vahvistuvan vähitellen (OECD-FAO 2013). Tästä huolimatta sianlihan hintaan ei olisi tulossa pikaista korjausta niin, että viljan korkeahko hinnan vastapainoksi saataisiin sianlihan markkinahinnan kautta tätä vastaava tuotto, kuten likimain toteutuu naudan- ja siipikarjanlihan hinnoissa.

Tässä tutkimuksessa tehdyssä skenaariossa sianlihan hinta suhteessa viljan hintaan pysyy lähivuodet naudan- ja siipikarjanlihan hintoja heikompana aina vuoteen 2019 asti. Erot keskeisten lihatuotteiden reaali hintojen toteutuneessa kehityksessä, johtuvat OECD-FAO -katsauksen mukaan siitä, että sian- ja siipikarjanlihan vahvistuvaan kysyntään kehittyvissä talouksissa voidaan vastata olennaisesti vahvemmin kuin naudanlihan kysyntään. Yhtenä syynä tähän on puolestaan naudanlihantuotantoon tarvittava maa-ala ja sen niukkuus, joka taas ei samassa määrin rajoita sian- ja siipikarjanlihan tuotantoa. Sian- ja siipikarjanlihan tuotanto on lisäksi naudanlihantuotantoa biologisesti tehokkaampaa, toisin sanoen rehua kuluu lihakiloa kohden vähemmän. Lisäksi nämä lihalajit eivät ole täydellisiä vaan epätäydellisiä substituutteja (kuten DREMFA-mallissa oletetaan), jolloin niiden hintakehitys ei ole täysin samanlaista.

Lisäksi perusrassissa oletettiin tiedossa olevat maatalouspolitiikan mukaiset päätökset. Esimerkiksi vuoden 2008 CAP-terveystarastuksessa sovittu AB-alueen CAP-lypsylehmäpalkkio sekä CAP-nautapalkkiot AB- ja C-alueilla budjettirajoitteineen on huomioitu siten, että yksikkötuen määrä muuttuu eläinmäärän muuttuessa kokonaistuen pysyessä samana. Samoin oletettiin maidon kansallisen tuen osalta: kansallinen tuki AB-alueella noin 17 miljoonaa euroa ja C-alueella 155 miljoonaa euroa. Kansallisille nautatuille oletettiin budjettirajoitteet. Vuonna 2009 toteutettiin myös sioille ja siipikarjalle maksettavien kansallisten



Kuva 5.1-3. DREMFIJA-mallin aluejako – suuralueet (4 kpl) jaettuna tukialuevyöhykkeisiin.

tukien irrottaminen eläinmääristä ja maksaminen alenevana tukena koti-eläintiloille. CAP-, LFA- ja ympäristötuet peltoalalle oletettiin kuten 2009–2012. Kaiken kaikkiaan perusurassa oletettiin vuosien 2012–2013 mukainen maatalouspolitiikka, toisin sanoen vuonna 2013 päättyvän ohjelmakauden mukainen EU:n yhteinen maatalouspolitiikka, ottaen huomioon tiedossa olevat muutokset kansallisissa tuissa (tuotannosta irrotetut tuet yksimahaisille eläimille).

INCA-mallin rakenne ja laskentasovellus Yläneenjoen valuma-alueelle

Typhen kuormitus laskettiin INCA (Integrated Nutrients in CAtchments) valuma-aluemallilla (Whitehead ym. 1998, Wade ym. 2002). Malli laskee typhen kulkeutumisen eri maankäyttömuodoista jokeen ja kulkeutumisen jokea pitkin vastaanottavaan vesistöön. Typhen kierron prosessit kuvataan sekä maa-alueilla että vedessä päivän aika-asteleella.

Fosforikuormituksen muutokset laskettiin suomalaisen koeaineistoon sovitetulla empiirisellä mallilla (Ekholm ym. 2005). Fosfori kiinnittyy lujasti maahiukkasiin, joten sen kuormituksen muutokset näkyvät hitaasti. Mallissa käytetään 10 vuoden laskenta-aikaa, joka kattaa käytetyn havaintojakson.

Ympäristötuen vaikutukset pellonkäyttöön

Koska suurin osa kasvinviljelystä on rehukasvien viljelyä, eläintuotannon laajuus määrää pitkälti kotimaisen pellonkäytön. Kotieläintuotannon määrässä tapahtuu perusskenaariossa lievää laskua. DREMFIJA-mallin perusskenaariossa viljantuotanto (satotason pysyessä ennallaan vilja-alan muutos on suoraan verrannollinen tuotantomäärän muutukseen) säilyy lähes ennallaan. Tämän vuoksi kasvien tuotantomääriä ei esitetä, vaan ainoastaan peltoalan kehitys viljoille ja nurmille sekä kesantoalalle.

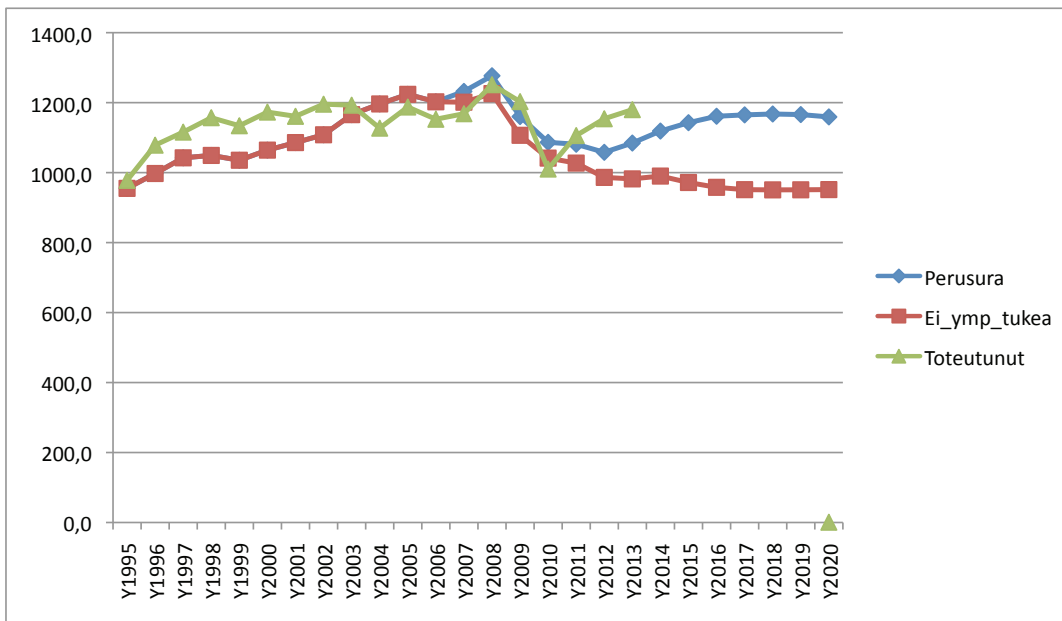
Perusskenaariossa vilja-ala noudattelee pääosin toteutunutta kehitystä vuoteen 2010, mutta jää sen jälkeen toteutuneen kehityksen alle (kuva 5.1-4). Jos ympäristötukijärjestelmää ei olisi ollut vuodesta 2008, viljantuotanto olisi ollut jo 2013 mennessä selvästi toteutunutta vähäisempää. OECD-FAO (2012) -hintaennusteiden mukaan viljan hintataso pysyy vuoden 2013 jälkeen selvästi vuoden 2009–2010 tasoa korkeampana, mikä myös DREMFIJA-mallitulosten mukaan johtaa perusskenaariossa vilja-alan kasvuun takaisin lähemmäs 1,2 milj. ha tasoa vuoteen 2016 mennessä. Tämä vilja-alan ja viljantuotannon palautuminen jäisi toteutumatta ilman ympäristötukea, vaikka ympäristötukijärjestelmän poistumisen kompensationsa maksettaisiin 50 euroa hehtaarilta lisää tilatukea. Tämä johtuu siitä, että toisin kuin ympäristötuki, tilatuki sallii vapaaehtoisen kesannoinnin tukea menettämättä. Tällöin vilja-ala määrätty enemmän markkinaehtoisesti kysynnän ja hintatason mukaan kuin tilanteessa, jossa yli 90 prosenttia pelloista on ympäristötukijärjestelmässä. "Ei ympäristötukea" -skenaariossa vilja-ala jää jopa 18 prosenttia alhaisemmaksi kuin perusurassa vuoteen 2020 mennessä. Kehitys on samankaltainen Etelä-Suomen ja Pohjanmaan suuralueella, joissa viljantuotanto jää noin 15 prosenttia perusuraa alemmaksi. Sisä-Suomessa viljantuotanto jää jopa yli 30 prosenttia alhaisemmaksi "ei ympäristötukea" -skenaariossa kuin perusurassa. Viljalta poistuva pelto menisi suurimmaksi osaksi vapaaehtoiseksi kesannoksi (joka on perustettava nurmeksi Suomessa ollakseen CAP-tilatukikelpoista alaa), ja osa pelloista voi jäädä kokonaan käyttämättä. Kesantoala kasvaisi kaikilla alueilla 30–50 prosenttia, koko maan tasolla noin 400 000–500 000 hehtaariin.

LFA-tuen ehto, jonka mukaan vain puolet tilan peltoalasta voi olla kesantona (sadonkorjuuvelvoite LFA-tuessa puolella pinta-alasta) LFA-tukea menettämättä, rajaa kuitenkin tilakohtaisesti vapaaehtoisen kesannoinnin kasvua. Tämä tulos "ei ympäristötukea" -skenaariossa kertoo myös siitä, että viljanviljelyn kustannukset ovat nousseet 2000-luvulla nopeasti työvoiman, energian, koneiden ja lannoitteiden hintojen mukana. Tällöin enustetuista 150–160 eur/tonni (rehu)viljan hinnoista huolimatta

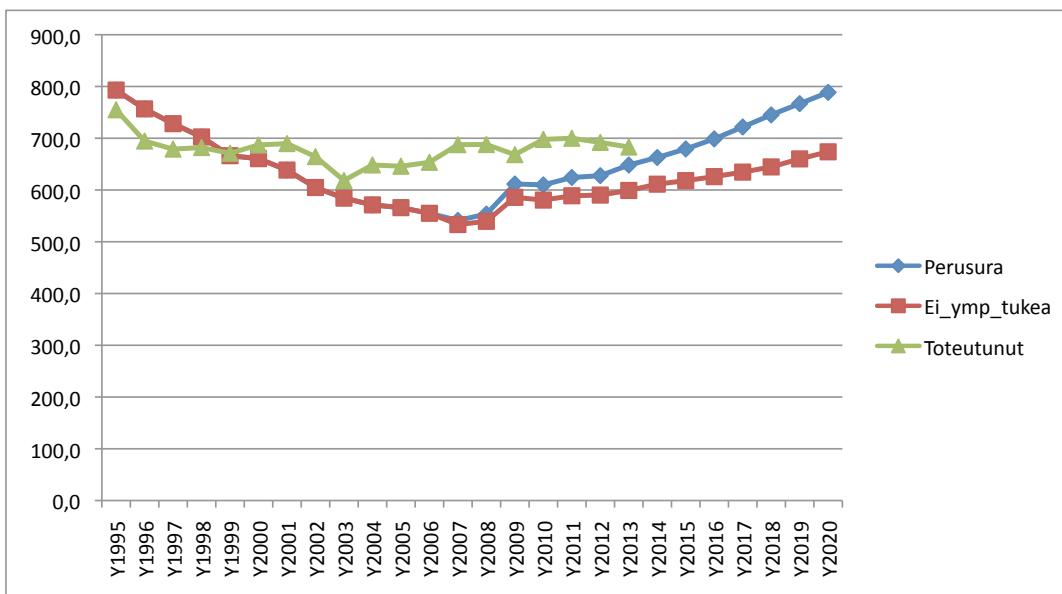
vilja-ala vähenee, jos viljelijöillä on mahdollisuus jättää pelto viljelemättä tai vapaaehtoiseksi kesannoksi tukea menettämättä.

Nurmiala on perusskenaariossa vuodesta 2004 lähtien aina vuoteen 2009 asti selvästi toteutunutta vähäisempi. Tämä johtuu nousevista maidon hinnoista ja erityisesti nousevista viljan hinnoista vuosina 2007–2008, joka johtaa DREMFIAn mallissa intensiivisempään nurmirehun tuotantoon, jolloin tarvitaan vähemmän nurmialaa kuin todellisuudessa. Tilanne kuitenkin korjaantuu lähemmäs todellista kehitystä nurmialan osalta viljan hintojen ja maitotuotteiden EU-hintojen alentuessa 2009. Nurmiala alkaa lisääntyä 2013 alkaen väkirehujen hintojen noustessa uudelleen. Vuosina 2014–2015 ennakoitu 6 pro-

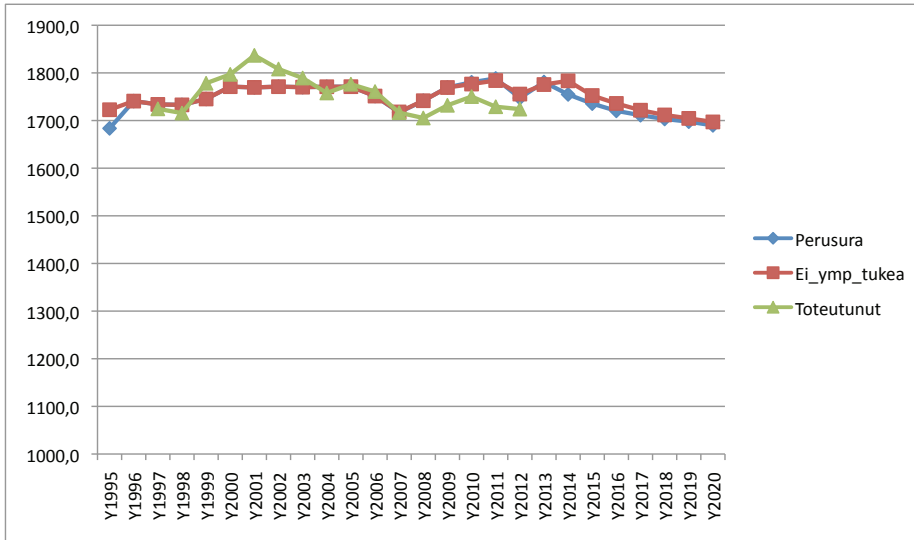
sentin lasku maitotuotteiden EU-hinnoissa ja korkeina pysyvät viljan ja väkirehujen hinnat johtavat nurmialan kasvuun ja laajaperäisempään tuotantoon nurmirehun osalta. Tähän myötävaikuttavat ympäristötuen ja LFA-tuen kotieläintilakorotukset maito- ja nautakarjatiloilta. Perusskenaariossa nurmiala lähestyy vuoteen 2020 mentäessä jo 800 000 ha:n rajaa. Näin ei tapahdu "ei ympäristötukea" -skenaariossa, jossa likimain entisen laajuinen nurmiala ja tuotannon intensiteetti säilyvät vuodesta 2008 lähtien, eikä maidon hinnan lievä aleneminen riitä yksinään laajaperäistämään tuotantoa siinä määrin kuin perusskenaariossa.



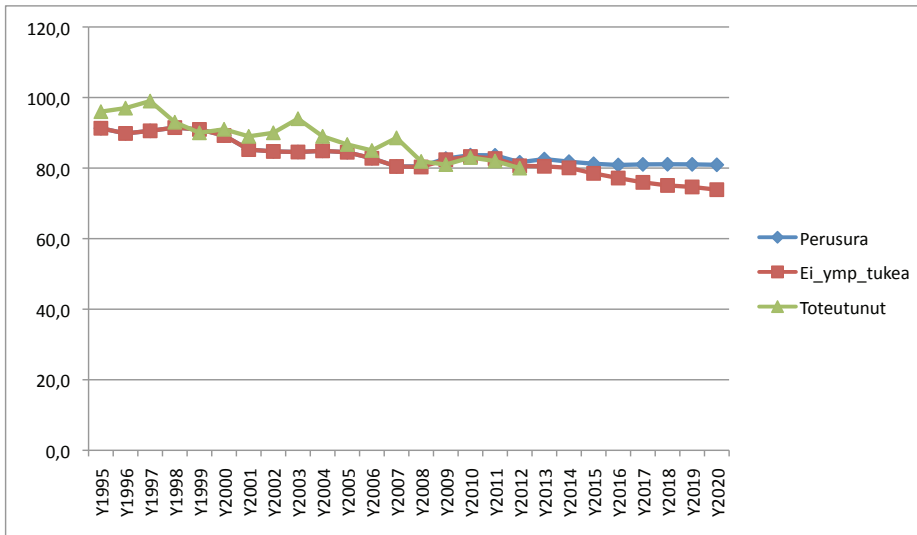
Kuva 5.1-4. Vilja-alan (1000 ha) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFIAn sektorimalli.



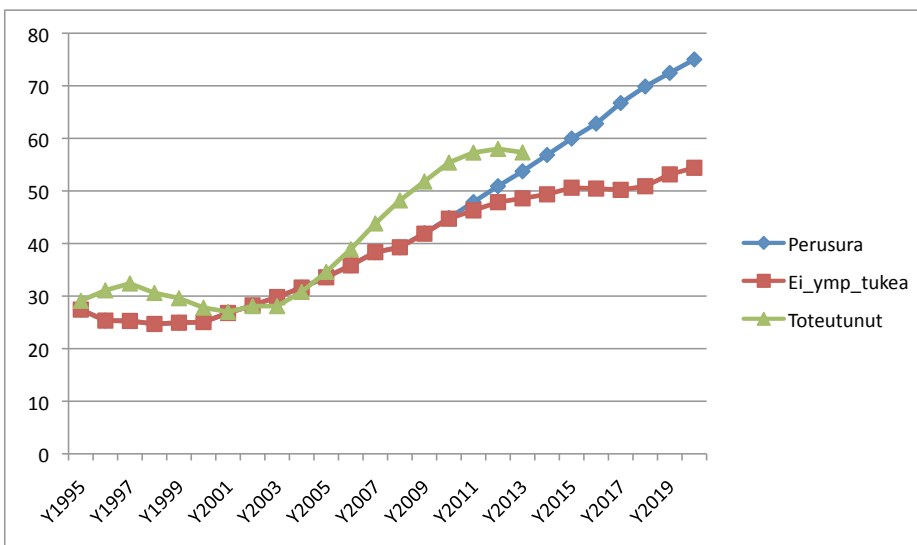
Kuva 5.1-5. Nurmialan (1000 ha) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFIAn sektorimalli.



Kuva 5.1-6. Maidontuotannon (milj. litraa) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFA-ktorimalli.



Kuva 5.1-7. Naudanlihantuotannon (milj. kg) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFA-ktorimalli.



Kuva 5.1-8. Emolehmien lukumäärän (1000 kpl) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFA-ktorimalli.

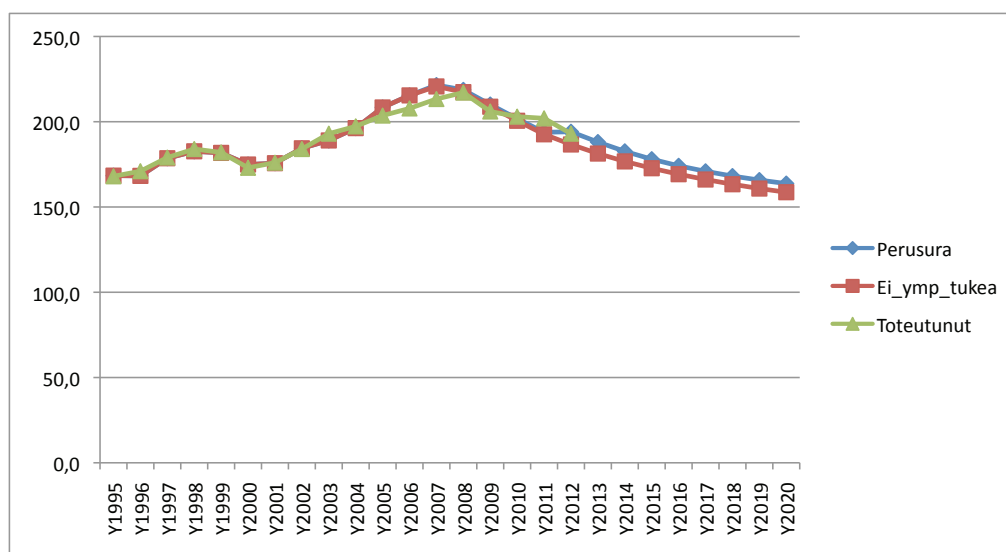
Tiedossa olevat maatalouspolitiikan muutokset perusskenaariossa, erityisesti maitokiintiöistä luopuminen vuoteen 2015 mennessä, ovat maitotuotteiden kohtuullisen hyvistä kysyntä- ja markkinanäkymistä sekä verrattain vähäisestä hintojen laskusta huolimatta haasteellisia Suomen maitosektorille. Jo aiemmin tehdyt politiikkauudistukset (vuonna 2006 toteutettu CAP-reformi, jossa kiintiöön sidotut maitopalkkiot siirrettiin CAP-tilatukeen peltoalan kautta maksettaviksi) heikentävät maidon tarjontaa Suomessa (Lehtonen 2004, Lehtonen (toim.) 2007). Kannustinta siirtyä maidontuotannosta kasvintuotantoon lisäävät maidon hinnan lievä lasku ja korkeana pysyvä ja lievästi nouseva viljan hinta. Tämä korostaa maidon hintatason ja kansallisen tuen merkitystä Suomen maitosektorille. Kansalliset tuet maitolitralla ja EU- sekä kansalliset tuet nautaeläimille ja lähiaikoina suotuisat maitotuotteiden markkinanäkymät sekä suotuisat maidon tuottajahinnat (Versteijlen 2013) johtavat kasvavilla maitotiloilla suhteellisen intensiiviseen tuotantoon, jossa lannoitustasot (lanta ja epäorgaaninen lannoite) ovat korkeita. Tilusrakenteen heikentyminen eli peltolohkojen keskietäisyyden kasvu tilakeskuksista lisää myös rehuntuotannon ja lannanlevityksen kustannuksia, mikä johtaa runsaaseen lannan käyttöön tilakeskusten läheisyydessä.

DREMFA-sektorimallissa maidon kokonaistuotanto vähenee perusskenaariossa niin ikään, tosin hitaasti (Kuva 5.1-6). Tämä johtuu pääosin tuotannon hitaan vähenemisen jatkumisesta AB-tukialueilla, joskin väheneminen lähes pysähtyy vuotta 2020 lähestyttäessä. C-tukialueella tuotanto jatkuu kuitenkin samalla tavalla kuin aiemmin, eli lähellä C-alueen viiterajaa (maksimimäärä, jolle kansallista hintatukea voidaan maksaa) molemmissa skenaarioissa. Tosin tuotanto vähenee vajaaseen 1700 miljoonaan litraan vuotta 2020 lähestyttäessä. Tämä väheneminen johtuu tuotannon vähenemisestä Lapissa, paikoin muualla Pohjois-Suomessa sekä paikoin Sisä-Suomessa. Maidontuotanto on näillä alueilla vähitellen vähentynyt 5-15 prosenttia 2000-luvulla tukialueesta riippuen huolimatta kan-

sallisista tuista. Pääsääntöisesti maidontuotanto on pysynyt ennallaan tai kasvanut niissä osissa C-tukialuetta, joilla peltoa on olemassa ja saatavissa kohtuuetäisyydeltä, ja vähentynyt muualla, missä näin ei ole.

Naudanlihantuotannon suhteellinen kilpailukyky tuotantosuuntana ja pellon käyttäjänä heikkenisi selvästi, jos ympäristötuki 2007–2020 tukiehtooneen ja tukineen korvattaisiin CAP-tilatuen korotuksella 50 euroa/ha (mikä ylläpitäisi maataloustulon Ei ympäristötukea -skenaariossa). Ympäristötuen kotieläin- ja maahanrakennus- ja mahdollisuus tiettyihin nurmelle maksettaviin lisätukiin ovat tärkeitä naudanlihantuotannolle ainakin, jos nautatilalla on suhteellisesti alhaisempi eläintiheys kuin esimerkiksi maidon ja sianlihantuotannossa. Saatujen tulosten mukaan naudanlihantuotanto vähenisi kuitenkin varsin hitaasti, noin 9 prosenttia perusuraa alemmalle tasolle vuoteen 2020 mennessä (Kuva 5.1-7). Näin siksi, että pääosa naudanlihantuotannosta tulisi edelleen lypsykarjarotuisista eläimistä, emolehmien lukumäärän pysyessä tasolla 55 000 eläintä, mikä on lähellä vuoden 2013 tasoa (57 300 eläintä). Ilman ympäristötukea vuodesta 2008 alkaen tämä taso kuitenkin saavutettaisiin vasta vuonna 2020, ja vuonna 2013 oltaisiin tasolla 49 000 eläintä (Kuva 5.1-8). Jos ympäristötuen poistuminen ja korvautuminen CAP-tilatuella tehtäisiin 2013 jälkeen, nykyinen emolehmätuotanto ei olennaisesti vähentyisi, sillä se on voimakkaasti riippuvainen kansallisista ja EU:n CAP-tuista maksetuista eläinkohtaisista tukipalkkioista.

Optimoinnille perustuvassa DREMFA-mallissa sianlihan jo toteutunut ja jonkin aikaa jatkunut huonompi hintakehitys suhteessa naudan- ja siipikarjanlihan hintoihin (korkeahkon viljan hinnan seurauksena) johtaa myös pysyvästi kotimaisesta kulutuksesta alhaisempaan sianlihantuotantoon (Kuva 5.1-9). Ympäristötuelle ei näytä olevan vaikutusta tähän kehitykseen. Toisin sanoen sianlihantuotanto ei poikkea Ei ympäristötukea -skenaariossa perusuran kehityksestä. Tämä johtuu siitä, että vaikka toisaalta sianlihantuotanto lievästi kärsisi ympäristötuen



Kuva 5.1-9. Sianlihantuotannon (milj. kg) kehitys Suomessa. Lähde: MTT:n DREMFA-sektorimalli.

menetyksestä hallinnassaan olevalta peltoalalta sekä vähäisessä määrin viljan kotimaisen tarjonnan heikentymisestä (vaikutus kotimaisen viljan hintaan varsin pieni vientitarpeen vähentyessä olennaisesti) ympäristötuen poistumisen seurauksena, se myös toisaalta hyötyisi lantafosforia ja typpilannoitusta koskevien rajoitusten poistumisesta. Tällöin tuotanto voi keskittyä vähän helpommin nykyisille päätuotantoalueilleen. Kokonaan eri asia on, nouseeko sianlihan hinta jatkossa kompensaationa viljan hintojen nousulle. Tähän asti sianlihan hinta on noussut heikommin ja pitemmällä viiveellä kuin naudan- ja siipikarjanlihan hinnat. Tilanne on ollut sama sekä Suomen että Euroopan ja muun maailman markkinoilla. Mikäli sianlihantuotanto jää DREMFIAn tulosten mukaisesti alle 170 milj. kilogramman ympäristötuesta riippumatta, se tarkoittaa edelleen runsaan 10 prosentin vähenemistä sianlihantuotannossa, joka oli vuonna 2012 vähän alle kotimaisen kulutuksen, sekä sikatilojen lukumäärän suhteellisen nopeaa vähenemistä.

Vaikka käytetyn OECD-FAO-ennusteen mukaan siipikarjanlihan hinta kehittyi selvästi sianlihan hintaa suotuisammin, korkeahko viljan hinta heikentää suomalaisen siipikarjanlihan kilpailukykyä suhteessa tuontiin. DREMFIAn tulosten perusteella siipikarjanlihan tuotanto ei enää kasva 100 milj. kilogramman tasolta, vaan mahdollisesti edelleen kasvava kulutus tyydytetäisiin pääosin tuonnilla. On kuitenkin epävarmaa jatkaako siipikarjanlihan kulutus edelleen kasvuaan ilman, että muu lihankulutuksen vähenee, kuten on tapahtunut koko 2000-luvun ajan. Jos jatkossa naudan- ja sianlihan sijasta Suomessa syödään enemmän siipikarjan lihaa, se voi vähentää sikojen ja nautojen lukumäärää. Nykyisellä maatalouspolitiikalla ei voida kuitenkaan odottaa tällöinkään kovin merkittävää tai nopeaa nautojen lukumäärän vähenemistä, ellei maitotuotteiden kysyntä samalla heikkene (Lehtonen & Irz 2013). Näin siksi, että suurin osa, noin 85 prosenttia naudoista on maitorotuisia eläimiä ja naudanlihaan tuotetaan pääosin maidontuotannon sivutuotteena.

DREMFIAn sektorimallin tulosten mukaan kotieläintalouden rakennekehitys jatkuu edelleen nopeana vuoteen 2020 asti, minkä on todennut muun muassa Pyykkönen ym. 2010, 2013. DREMFIAn tulosten mukaan vuonna 2020 jo 69 prosenttia Etelä-Suomen lypsylehmistä olisi yli 50 lehmän karjoissa. Sisä-Suomessa ja Pohjanmaalla vastaava luku on noin 65 prosenttia, Pohjois-Suomessa 42 prosenttia ja koko maan keskiarvo 64 prosenttia. Lypsykarjarotuisten nautojen osuus vähenee lievästi nautojen kokonaismäärästä, mikäli emolehmiä määrää jatkaa hidasta kasvuaan. Myös nautoja kasvattavien tilojen koon odotetaan kasvavan ja tilalukumäärien vähenevän vuosien 1995–2010 trendin mukaisesti vuoteen 2020 asti. Sen sijaan, jos sianlihantuotanto alenee merkittävästi, kuten DREMFIAn tulosten mukaan tapahtuu, se todennäköisesti johtaa sikatilojen määrän vähenemiseen ehkä selvästikin aiempaa trendiä nopeammin. Esimerkiksi 2008–2009 sikatilojen määrä väheni peräti 15 prosenttia yhdessä vuodessa, kun kansallinen yksimhäisille eläimille maksettu tuki irrotettiin lähes kokonaan tuotantopäätöksistä. Näin ollen sikatilojen lukumäärän väheneminen entiseen tapaan noin 7–8 prosentin vuosivauhtia saattaa olla jopa varovainen

ennuste. Tämä tarkoittaa sitä, että jäljelle jäävät sikatilat ovat entistä suurempia, ja ne kärsivät merkittävästä kustannushaitasta lantalogistiikassa etenkin, jos lantafosforin käytön rajoitukset hehtaaria kohti tiukkenevat.

Ympäristötuen vaikutukset ravinnekuormituspotentiaaliin ja biodiversiteettiin

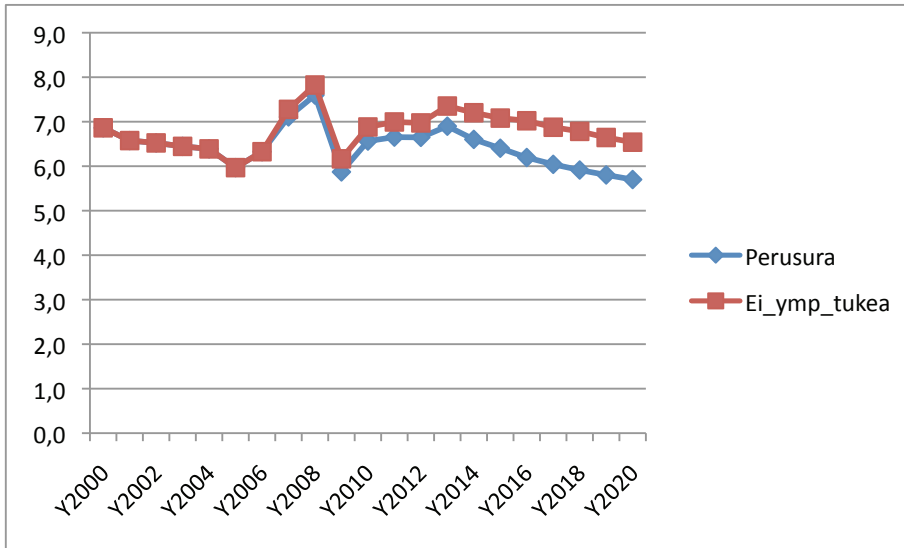
Aluetasolla ympäristötukijärjestelmän korvaaminen tilatuen korottamisella ei johda merkittäviin muutoksiin kotieläintuotannon kokonaismäärässä. Sen sijaan kotieläintuotannon intensiteetti nousisi selvästi vilja-alan vähentyessä. Fosfori- ja typpitaseet olisivat korkeampia sekä käytetyllä peltoalalla keskimäärin että nurmihehtaaria kohti keskimäärin tarkasteltuna. Ravinnetaseiden, erityisesti fosforitaseen, nousu voi olla Sisä-Suomessa tulosten mukaan jopa kymmeniä prosentteja, jos ympäristötuki kaikkien korvattaisiin kokonaan pelkällä CAP-tilatuen korotuksella.

Kotieläintuottajille on taloudellisesti parasta tuottaa mahdollisimman korkeita rehusatoja lähellä tilakeskusta vallitsevassa tilanteessa, jossa pellon hinnat ja vuokratyöt ovat osin tukipolitiikan takia korkeita sekä odotetussa hintasuhteessa, jossa maidon hinta- ja kysyntänäkymät ovat hyvät ja lisäksi rehujen hinnat korkeita. Tämä johtaa jatkossakin tuotannon intensiivistymiseen etenkin tilakeskusten lähellä ja vahvoilla karjatalousalueilla.

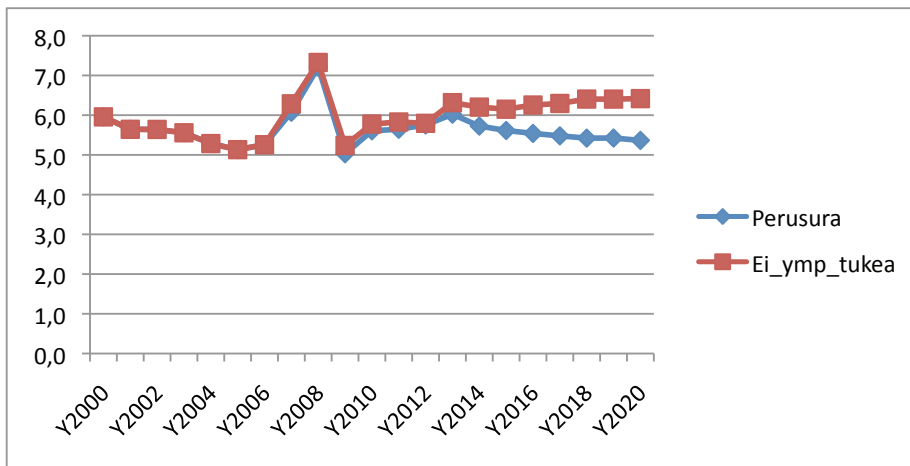
Kuvissa 5.1-10-14 on esitetty fosforitase DREMFIAn tulosten mukaan perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa koko maassa keskimäärin ja erikseen neljällä eri suuralueella. Etelä- ja Sisä-Suomessa koko viljellyn alan keskimääräinen fosforitase nousisi jopa 15–10 prosenttia (Sisä-Suomessa jopa 29 prosenttia väliaikaisesti, alentuen kuitenkin 20 prosenttiin maidon hinnan ja tuotannon lievästi laskiessa). Pohjanmaalla ja Pohjois-Suomessa vaikutukset olisivat vähäisiä – Pohjanmaalla lähinnä siksi, että alueella on enemmän peltoalaa suhteessa maidontuotantoon kuin Sisä-Suomessa, ja Pohjois-Suomessa vähitellen alenevan maidon- ja naudanlihantuotannon takia (-30 % 2013–2020).

Typpitaseen muutokset (Kuvat 5.1-15-16) olisivat maltillisempia, lähinnä siksi, että viljojen keskimääräinen lannoitustaso nousisi vain vähän. Säilörehun lannoitustaso nousisi enemmän, jopa yli 10 prosenttia, mutta säilörehulla myös satoon sitoutuvat ravinteet kasvavat, jolloin typpitaseen lisäys olisi suhteellisen vähäinen. Etelä-Suomessa typpitaseen nousu jäisi 2–4 prosenttiin, Sisä-Suomessa 7–15 prosenttiin, Pohjanmaalla ja Pohjois-Suomessa 1–2 prosenttiin ja koko maassa noin 2 prosenttiin.

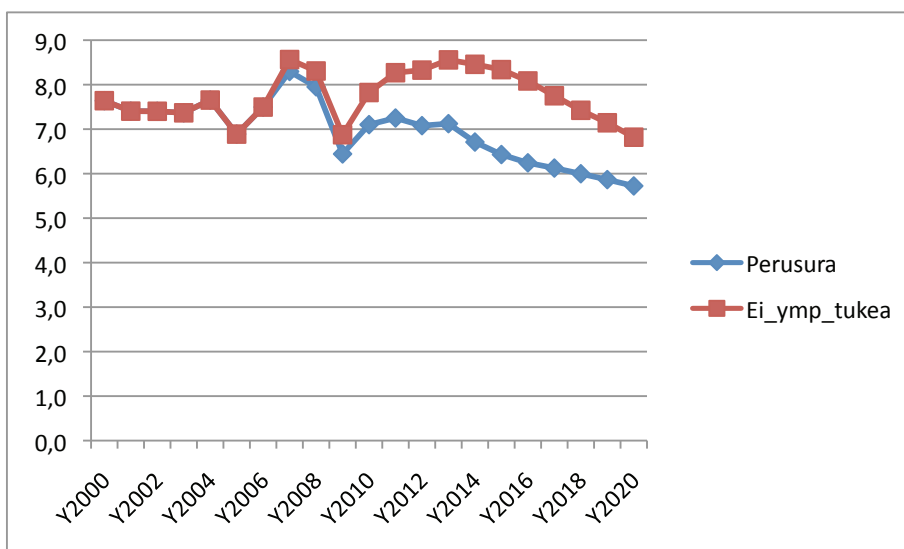
Fosforitaseen huomattavaan nousuun vaikuttavat vilja- ja nurmialan väheneminen samalla, kun kotieläintuotanto ei paljoakaan muuttuisi ympäristötuesta luopumisen seurauksena, naudanlihantuotantoa lukuun ottamatta. Lopulliset toteutuvat vaikutukset ympäristötuen poistumisesta ravinnekuormituspotentiaaliin riippuisivat olennaisesti markkinoiden ja hintojen



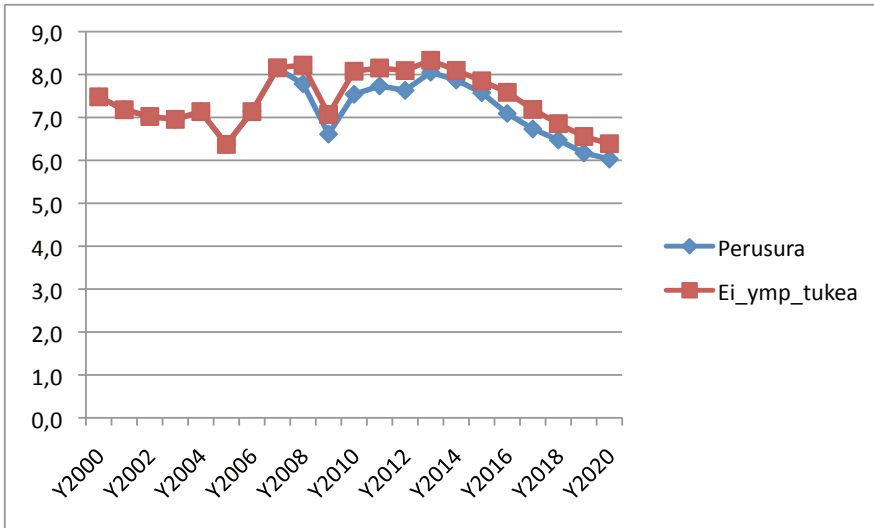
Kuva 5.1-10. Fosforitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) koko maassa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFA-sektorimalli.



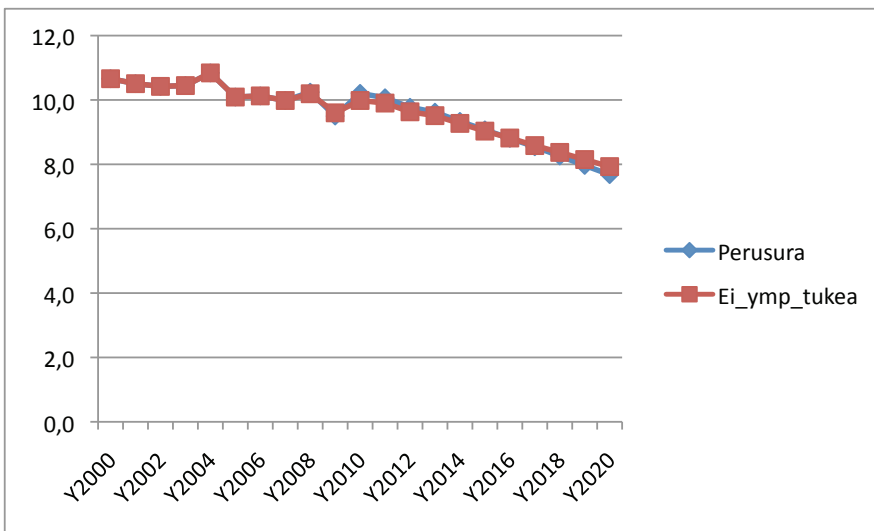
Kuva 5.1-11. Fosforitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) Etelä-Suomessa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFA-sektorimalli.



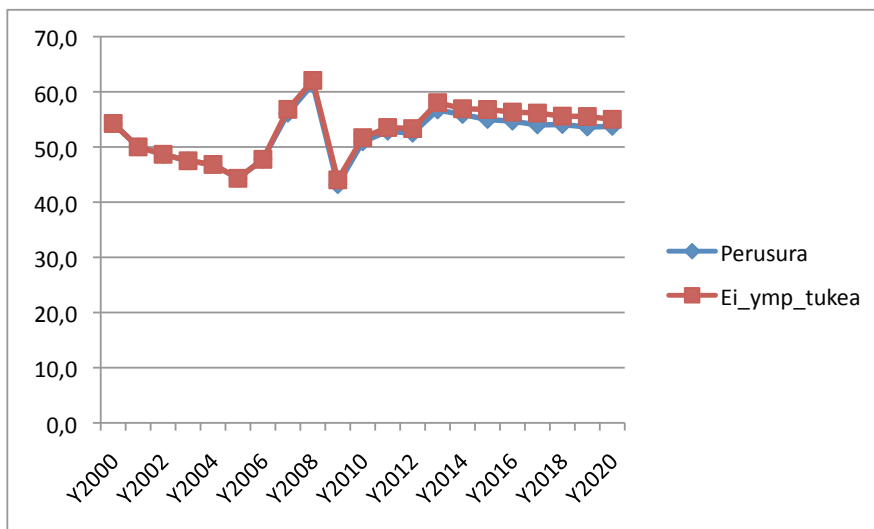
Kuva 5.1-12. Fosforitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) Sisä-Suomessa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFA-sektorimalli.



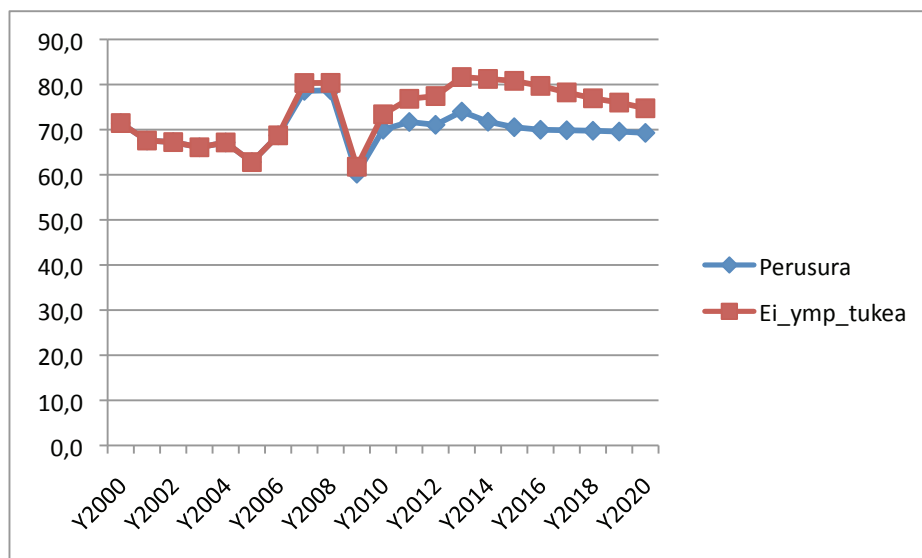
Kuva 5.1-13. Fosforitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) Pohjanmaalla keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFI-sektorimalli.



Kuva 5.1-14. Fosforitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) Pohjois-Suomessa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFI-sektorimalli.



Kuva 5.1-15. Typpitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) koko maassa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFI-sektorimalli.



Kuva 5.1-16. Tyypitaseen (kg/ha) kehitys viljelylle alalle (kesantoa ei huomioitu) Sisä-Suomessa keskimäärin perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa. Lähde: DREMFA-sektorimalli.

kehityksestä. Ravinnetaseisiin voidaan periaatteessa vaikuttaa myös ympäristölupien myöntöperusteita kiristämällä, mitä ei ole tässä otettu huomioon.

Ympäristötuen vaikutukset ravinnehuuhtoumiin

Yläneenjoki virtaa pääosin entisen Yläneen kunnan alueella (tukialue B) ja Pöytyällä (tukialue A), mutta sen latvat ulottuvat myös Oripään ja Alastaron puolelle (molemmat tukialuetta A). Pääosin alue on tukialuetta B. Joen valuma-alue on 234 km², ja koska Yläneenjoen alueella ovat edustettuna kohtalaisen tasaisesti kaikki Etelä-Suomessa tyypilliset tuotantosuunnat ja viljelykasvit, lähtötietoina hyödynnettiin taulukon (taulukko 5.1-7) mukaisia pinta-alamuutoksia DREMFA-sektorimallista laskettuna Etelä-Suomen tukialueelle B, jossa pellonkäyttö ja eläintiheys ovat kuitenkin keskimäärin lähellä Yläneenjoen valuma-alueen pellonkäyttöä.

Edellä esitetyt DREMFA-mallin tulokset pellonkäytön ja lannoituksen (lanta ja epäorgaaninen lannoite) muutoksista perusurassa ja "Ei ympäristötukea" -skenaariossa vietiin Suomen Ympäristökeskuksen INCA-malliin, kuitenkin lievempinä muutoksina kuin DREMFA-mallin tulokset antavat ymmärtää. Näin siksi, että DREMFA -malli tuottaa jo perusurassa suuremman vilja-alan ja pienemmän kesantoalan kuin havaittu pellonkäyttö alueella. Kevätviljoja on Yläneenjoen alueella ollut viljelyssä noin 65 %, ja syysviljoja noin 5 %, peltoalasta. Kesantoa on ollut noin 7 %. Jotta pellonkäytön muutos olisi todelliseen tilanteeseen nähden johdonmukainen, kevätilviljojen alaa vähennettiin "Ei ympäristötukea" -skenaariossa INCA-mallin ajoja varten noin 5 % (tasolle 61 % peltoalasta) samalla kun kesantoalaa kasvatettiin perusuran tasosta noin 10 % (tasolle 8 %). Näin ollen pellonkäytön kokonaisuutos on INCA-mallinnuksessa

suhteellisesti noin puolet pienempi kuin DREMFA-mallin tuloksissa B-tukialueelle. Tämä on perusteltua myös siksi, että Yläneenjoen alueella on muuta Etelä-Suomea keskimäärin enemmän erikoistunutta tuotantoa, esim. mallasohran sopimustuotantoa ja muuta vaativaa kasvinviljelyä (sokerijuurikas), jolloin pellonkäyttö on todennäköisesti vähemmän joustavaa ympäristötuen muutoksille kuin keskimäärin Etelä-Suomen B-tukialueella. Toteutettu pellonkäytön muutos on silti merkittävä.

Taulukko 5.1-7. Pellonkäyttö (1000) tukialueella B ja osuus peltoalasta vuonna 2020 DREMFA-sektorimallisimulointien mukaan.

	Perusura	Ei ympäristötukea
Koko peltoala	677,0	677,0
Viljat	511,1	434,5
Nurmet	122,6	105,8
Muut kasvit	36,1	54,0
Kesanto	7,2	82,6
Osuus pellostä		
Viljat	0,76	0,64
Nurmet	0,18	0,16
Muut kasvit	0,05	0,08
Kesanto	0,01	0,12

Ravinnekuormituksen muutos

Suurimmat ravinnekuormitukseen vaikuttavat muutokset koskivat kesantoalaa ja ravinnetaseita. Molemmat nousivat tilanteessa, jossa ympäristötuki ei olisi voimassa. Lannoittamattomat kesannot vähentävät selvästi sekä kiintoaineksen että kokonaisravinteiden kuormitusta valuma-alueilta. Typpitaseiden nousu lisää typpikuormitusta suoraan, sillä suurin osa pelloilta huuhtoutuvasta typestä on liukoista. Lisäksi karjanlannan levittäminen syksyllä lisää riskiä kohonneeseen typpikuormitukseen. Fosforitaseiden nousu taas nostaa hitaasti maan helppoliukoisen fosforin osuutta, mikä taas vaikuttaa fosforikuormitukseen. Karjatalousvaltaisilla alueilla, kuten Yläneenjoella, liukoisten ravinteiden osuus kokonaisravinteista jokivedessä on suuri.

Ravinnekuormituksen kannalta on suuri merkitys sillä, miten muutokset vaikuttavat maankäyttöön ja toimenpiteisiin valuma-alueella. Laskelmissa Yläneenjoen valuma-alue jaettiin viiteen osa-alueeseen maankäytön, maalajin ja korkeussuhteiden perusteella. Ensimmäisessä tarkastelussa kesantoala lisääntyi tasaisesti kaikilla osavaluma-alueilla. Toisessa tarkastelussa lähinnä kaltevien ja pienten peltojen oletettiin jäävän kesannolle. Näitä on erityisesti Yläneenjoen keskivaiheilla.

Skenaarioissa oletettiin, että lannan levitystä säätelee ainoastaan nitraattidirektiivi (170 kg kokonaistyyppiä hehtaarille). Lantaa saa levittää syksyllä 15.10 asti. Kesantoalan muutosten suhteen tehtiin kaksi tarkastelua. Lannanlevitys oletettiin pääasiassa kevätiljoille ja osittain nurmelle. Kevätviljapeltosten liukoisen typen kuormitus kasvaisi 14 prosenttia ja nurmen 5 prosenttia, jos ympäristötuki ei olisi voimassa. Koska kesannointi vähentää kuormitusta, niin typpikuormitus koko valuma-alueelta ei muuttuisi lainkaan (Taulukko 5.1-8). Valuma-alueen sisällä sen sijaan keskittyminen vaikuttaisi selvästi typpikuormituksen muodostumiseen. Erityisesti tilanteessa, jossa kesannointi keskittyisi kalteville pelloille, viljelylle edullisempien alueiden typpikuormitus nousisi selvästi. Vastaavasti kesannoitujen alueiden kuormitus vähenisi.

Taulukko 5.1-8. Liukoisen typen kuormituksen muutokset pelloilta prosentteina nykytilasta Yläneenjoen osavaluma-alueilla, jos ympäristötuki ei olisi voimassa. Lähde: INCA-mallin tulokset, Suomen ympäristökeskus

Osa-alue	Kesannot tasaisesti jakautuneet	Kesannot kaltevilla pelloilla
Koko alue	0	0
Alue1	7	20
Alue2	-2	8
Alue3	2	-29
Alue4	-1	-13
Alue5	2	14

Kesannointi vähentää eroosiota ja kiintoainekseen kiinnittyneen fosforin kulkeutumista vesistöihin selvästi jopa koko valuma-alueelta. Toisaalta ravinnetaseiden nousu näyttää nostavan leville käyttökelpoisen fosforin kuormitusta valuma-alueella. Koska kiintoainekseen kiinnittyneen fosforin käyttökelpoisuus leville on pieni (16 %), kokonaisvaikutus olisi leville käyttökelpoisen fosforin määrän lievä kasvu prosenteiksi laskettuna. Tämä tarkoittaisi koko valuma-alueelta kuitenkin yli 300 kilogrammaa leville käyttökelpoista fosforia vuodessa.

Valuma-alueen sisällä näkyy samanlaista keskittymistä niin fosforin kuin typen osalta (taulukot 5.1-8 ja 5.1-9).

Päätulos

Yläneenjoen valuma-alueella ympäristötuki on selvästi tasannut ravinnekuormitusta valuma-alueen sisällä. Lisäksi leville käyttökelpoisen fosforin kuormitus on pienempi kuin ilman ympäristötukea. Tilanteessa ilman ympäristötukea keskittyminen lisää paikallisesti erityisesti liukoisten ravinteiden kuormitusta. Vastaanottavasta vesistöstä riippuu, mikä vaikutus tällä on vesistön tilaan.

Tulokseen liittyviä näkökohtia

INCA-mallista saatujen tulosten mukaan kokonaismuutos typen ja fosforin valumissa skenaarioiden välillä on koko alueen tasolla lähellä nollaa. Tällöin koko valuma-alueen tasolla kesantoalan kasvu kompensoisi suuren osan kasvavasta ravinnetaseesta ja sen aiheuttamasta ravinnevalumasta.

Tämän tuloksen yleistämiseen voidaan kuitenkin suhtautua varauksella. Ensinnäkin kokonaisvaluman muutos on huomattavasti erilainen valuma-alueen eri osissa.

Toiseksi intensiiviset ja korkean P-luvun pellot ovat Yläneenjoen valuma-alueella yläjuoksulla, jolloin niiden suora vaikutus koko valuma-alueen tuottamaan ravinnekuormaan jokisuistossa on typen osalta mitattuna pienempi kuin jos intensiivinen maatalousalue olisi lähellä jokisuuta.

Erityisesti ympäristötukijärjestelmän korvaaminen CAP-tuen korotuksella johtaisi ravinnekuormituksen kasvuun osa-valuma-alueilla, joilla on intensiivinen tuotanto (ja tuotantohistoria), korkea P-luku ja paljon kevätiljaa. Kesantoala ei todennäköisesti kasvaisi näillä alueilla läheskään siinä määrin kuin epäedullisilla alueilla. Jos suurin osa kesantoalan kasvusta ohjautuu "Ei ympäristötukea" -skenaariossa näille suhteellisesti epäedullisille alueille, kuten on todennäköistä koko maan DREMFA-ktorimallin tulosten perusteella, se toki vähentäisi ravinnekuormaa näillä alueilla. Silloin on myös mahdollista, että intensiivisten alueiden tuottama ravinnekuorma voi kasvaa tätä vähennystä enemmän.

Nykyisessä 2007–2013 ohjelmakauden ympäristötukijärjestelmässä luonnonhoitopelto, jonka yläraja on 15 prosenttia tilan peltoalasta, saa ympäristötukea 170 eur/ ha kun taas vapaa-

Taulukko 5.1-9. Fosforikuormituksen muutokset pelloilta prosentteina nykytilasta Yläneenjoen osavaluma-alueilla, jos ympäristötuki ei olisi voimassa. Lähde: INCA-mallin tulokset, Suomen ympäristökeskus

Osa-alue	Kesannot tasaisesti jakautuneet		Kesannot kaltevilla pelloilla	
	tot-P	käyttökelpoinen P	tot-P	käyttökelpoinen P
Koko alue	-7%	1%	-7%	1%
Alue1	-8%	0%	1%	2%
Alue2	-8%	2%	1%	2%
Alue3	-8%	2%	-30%	2%
Alue4	-8%	2%	-16%	2%
Alue5	-8%	0%	1%	2%

ehtoinen kesanto ei ympäristötukea saa. Lisäksi LFA-tuessa on ehto, jonka mukaan tila voi LFA-tukea menettämättä kesannoida korkeintaan puolet peltoalastaan. Näin ollen voidaan todeta, että jos viljan hinta säilyy jatkossakin kohtuullisen korkeana (150–160 eur/tonni keskimäärin, kuten OECD-FAO 2012 ennustaa), markkinahintojen mukaan määräytyvä viljantuotanto johtaisi noin 15 prosenttia alhaisempaan vilja-alaan. Samalla lisääntyisi vapaaehtoinen kesantoala, joka CAP-tilatuen ehtojen mukaan on perustettava nurmaksi ollakseen CAP-tukikelpoista. Tämä olisi sopusoinnussa vesistökuormitus-, monimuotoisuus- ja ilmastotavoitteiden kanssa. Tämän lisäksi voitaisiin erillisillä täsmätoimilla hillitä kasvavien ravinnetaseiden ympäristöriskejä. Tämä tarkoittaa sitä, että maatalous voi myötävaikuttaa parempaan ympäristön tilaan myös ilman laajasti sitouttavaa ympäristötukijärjestelmää, jos sopivia ja riittävän houkuttelevia ympäristötoimenpiteitä on tarjolla.

Tulosten merkitys maatalouden ympäristötoimille

Ilman ympäristötukea ravinnetaseet, etenkin fosforitaseet ja jossain määrin myös typpitaseet, olisivat nousseet merkittävästi, kun pyritään korkeaan rehusatoon läheltä tilakeskusta. Tosin säilörehuntuotannossa on havaittu alhaisia ravinnetaseita korkeilakin typpilannoitepanoksilla. Selvästi vähemmän lannoitetuilla kevätiljoilla on havaittu ajoittain korkeampia ravinnetaseita erityisesti huonoina siemensatovuosina. Ravinnetaseissa, kuten saaduissa satotasoissakin, on suurta tilojen välistä vaihtelua. Viljelijät, jotka saavat säännönmukaisesti keskimääräistä korkeampia satoja ja voivat osoittaa alhaisia ravinnetaseita, ovat kovanneet mahdollisuutta korkeampaan lannoitukseen säilörehulle osana ympäristötukijärjestelmää. Tällainen mahdollisuus on ollut olemassa viljalle. Suomen suuresti vaihtelevissa sääolosuhteissa huonojen satovuosien mahdollisuus on kuitenkin aina olemassa keskimäärin joka viides vuosi, jolloin tavallista selvästi suurempi osa kasvinravinteista jää syksyllä peltoon ja huuhtoutuu kasvukauden ulkopuolisena aikana. Tämän vuoksi tuotannon voimape- räistyminen sisältää ravinnekuormitusrisikin, vaikka tavanomaisina satovuosina päästäisiinkin alhaisiin ravinnetaseisiin. Sen vuoksi tasapaino intensiivisten tuotannon ja laajaperäisen tuotantotavan kesken alueiden sisällä on jatkossakin tärkeää, jotta aluekohtaiset kuormitushuiput eivät kasvaisi.

Saatujen tulosten mukaan ilman ympäristötukea viljanviljely vähenisi 10–20 prosenttia ja kesantoala kasvaisi 30–50 prosenttia samalla, kun lannoitus ja ravinnetaseet kasvaisivat erityisesti kotieläintiloilla. Tällöin alueellinen kokonaistason ravinnekuormitus voisi pysyä kuitenkin ennallaan. Voimistuva tilakohtainen ja alueellinen erikoistuminen maataloustuotannossa voi johtaa kuitenkin paikoin korkeisiin fosfori- ja typpitaseisiin, jolloin paikalliset ravinneongelmat pahenevat ilman muita toimia. Esimerkiksi maidontuotannon aiempaa suurempi kasvu voi johtaa ravinneylijäämiin maitokiintiöiden poistussa, jos ympäristötuen rajoitteet poistuisivat. Samalla kuitenkin yhä useampi kotieläintila lopettaisi tuotannon ja siirtyisi pelkkään kasvinviljelyyn.

Tällöin nousee esiin yhä useammin kysymys toimivasta työnjaosta maatilojen kesken, paitsi itse maataloustuotannossa myös ympäristönhoidossa, joko haittojen vähentämisessä tai myönteisten ympäristövaikutusten tuottamisessa. Synergioita maatilojen tuotannollisten ja taloudellisten tavoitteiden sekä ympäristönhoidon tavoitteiden välillä voi löytyä muun muassa seuraavista tilan pidon osa-alueista: rehunhankintayhteistyö, lannanlevitys, peltolohkojen vaihdot kasvukausittain kasvinvuorottelun edistämiseksi, koneyhteistyö ja työhuippujen aikainen urakointi. Näihin liittyvillä taloudellista tulosta parantavilla yhteistyömuodoilla voidaan olennaisesti vähentää pellon saatavuuteen liittyvää epävarmuutta ja intensiivisen sekä yksipuolisen viljelyn riskejä ympäristölle.

Investointituet kannustavat edelleen tilakoon kasvuun, joka on edelleen yksi harvoista keinoista, joilla tuottajat voivat vastata panoshintojen nousuun ja heikentyvään kannattavuuteen. Tilakoon kasvun seurauksena on kuitenkin heikentyvä tilusrakenne, toisin sanoen pitenevät etäisyydet peltolohkoille ja kasvavat lanta- ja rehu- ja logistiikkakustannukset. Tämä puolestaan johtaa korkeisiin lannoitus- ja ravinnetaseisiin erityisesti tilakeskusten läheisyydessä, ellei viljelijälle tarjota vaihtoehtoa, joka olisi maatilalle taloudellisesti parempi kuin ympäristötuesta pois jääminen.

Osalla tiloista, joilla on korkeat tuotantokustannukset, kustannusten minimointi on voinut olla parempi vaihtoehto kuin tuotavuuden ja mittakaavaetujen tavoittelu tilakoon kasvun kautta. Toisaalta on kasvitiloja, jotka ovat voimakkaastikin kasvaneet

ja hankkineet lisää peltoa jopa raivaamalla. Rakennetuet ovat edelleen tärkeitä, jotta kotieläintalous ja osin myös kasvintuotanto voisivat parantaa tuottavuutta ja säilyä elinkelpoisena panoshintojen noustessa.

Pellon hinnan nousu vuosina 2007–2013 on johtanut osaltaan siihen, että kasvavien kotieläintilojen on entistä vaikeampi saada peltoa käyttöönsä. Niinpä niiden hallinnassa oleva pelto on vähentynyt. Lopettavien kotieläintilojen tai muiden tilojen pelto ei ole siirtynyt jatkavien ja kasvavien kotieläintilojen käyttöön niiden eläinmäärän kasvua ja tarvetta vastaavasti. Tämä on ollut keskeisenä ja vahvana kehitystrendinä myös muualla Euroopassa kotieläintaloudessa ja myös maidontuotannossa (Mosnier & Wieck 2010, Zimmermann & Heckelei 2012). Lopputuloksena on paikoin Suomessakin osalla tiloista ollut eläintiheyden kasvu, mitä ympäristötuen sekä LFA-tuen kannustimet eivät ole riittäneet estämään. Pellon vuokraamisen lisäksi lannanlevitys- ja rehunhankintasopimuksilla voidaan huolehtia jossain määrin lantaravinteiden asianmukaisesta, kasvien tarpeen mukaisesta käytöstä ja ympäristötuen ehtojen täyttämisestä. Sopimukset ovat kuitenkin usein lyhyitä, vain muutaman vuoden mittaisia. Epävarmuus pellon hallinnasta on merkittävä este tilojen kehittämiseksi ja kasvuun jatkossa. Näin etenkin, jos viljelijä ei voi olla varma riittävästä peltoalasta edes lähitulevaisuudessa tuotannon tarpeiden ja myönnettyjen ympäristölupien ehtojen tyydyttämiseksi. Viljelijöiden mukaan kasvitiloille suunnatun lannan vastaanottamisen tuen loppuminen vuonna 2008 lisäsi selvästi ongelmia löytää lannanlevitysalaa (Lehtonen et. al. 2014). Siksi on toivottu samansuuntaisesti toimivia kannustimia.

Myös lannanlevityskustannus on ympäristötuen fosforilannoitusrajoitteiden kiristyessä kasvanut. Lantakustannus kasvaa erityisesti silloin, kun tilusrakenne eli keskietäisyys peltolohkoille tilakeskuksesta kasvaa samalla, kun lannanlevityksen kalustokustannus ja urakointipalvelujen hinnat nousevat. Myös rehunkorjuun logistiikkakustannus on kasvussa maatalouden tuotantopanosten kallistuessa ja tilusrakenteen heikentyessä. Intensiivinen tuotanto, jossa korjataan korkea rehukasvien hehtaarisato läheltä tilakeskusta, nähdään elinehtona monilla kotieläintiloilla.

Jos EU:n ja maailmanmarkkinoiden hinnat pysyvät korkeina, todennäköinen seuraus on intensiivinen tuotantotapa. Tällöin tulisi löytää entistä tehokkaampia keinoja alhaisten ravinnetaseiden saavuttamiseen (satoisuus), ravinteiden tehokkaaseen hyödyntämiseen (esim. lietalannan multauksen ja jakeistamisen tukeminen) ja korkean lannoitustason riskien vähentämiseen (esim. kasvukauden aikana jaettu lannoitus). Lietelannan separointi voi olla sikatiloilla, tuskin maito- ja nautakarjatiljoilla, taloudellisesti mielekäs ja toimiva ratkaisu lantafosforin jakeistamiseen ja käyttöön fosforilannoitteena (Kässi et. al. 2013). Toteutuakseen laajassa mittakaavassa ja monilla tiloilla lietalannan separointi kuitenkin edellyttää toimivia esimerkkejä sujuvasta työnjaosta sekä saatavilla olevaa julkista tukea jakeistuslaitteisiin ja muihin tarvittaviin investointeihin, kuten tiivispohjaisiin aumoihin kiintojaetta varten. Koska kannattava investointi jakeistuslaitteeseen

edellyttää huomattavan suurta vuotuista käsittelymäärää, ilman julkista tukea on todennäköistä, että investoinnit separointeihin jäävät suhteellisen vähälukuisiksi. Osalle kotieläintiloja voi myös olla hyödyksi käyttää tarpeen mukaan lietalannan jakeistamista yksittäisten urakoitsijoiden tarjoamana lisäpalveluna sen sijaan, että jakeistuslaitteisto hankittaisiin itse tai yhteistyössä muiden tilojen kanssa. Näin on etenkin tilanteissa, joissa tarve jakeistamiseen on satunnaista: jos on esimerkiksi tarve saada lietalantasäiliötä tyhjemmäksi määrän kasvukauden jälkeen, kun ei ole päästy tyhjentämään litesäiliötä kasvukauden aikaisilla lannan levityksillä. Tällöinkin tarvitaan varastotilaa kuiva- ja nestejakeille. Olennaisinta lantaravinteiden tehokkaammassa hyödyntämisessä näyttäisi olevan yleistyvän multauslevityksen vahvistaminen, lannan vastaanottamiseen kannustaminen sekä kasvukauden aikaisen levityksen lisääminen. Viimeksi mainittua voi edistää tehokas multauslevitys sekä lietalannan jakeistaminen, joka nopeuttaa levitystä ja parantaa nurmirehun rehuhygieniää.

Johtopäätökset

Maatalouden toimintaympäristö on muuttunut vähitellen entistä intensiivisempää tuotantoa suosivaksi. EU:n maatalouspolitiikassa tehdyt ratkaisut ja globaalit suotuisat näkymät viljan hinnoille ovat nostaneet pellon hintaa. EU:n hintataso on pääsääntöisesti lähellä maailmanmarkkinahintatasoa monissa tuotteissa. Myös lihan ja maitotuotteiden hintojen, joissa EU:lla on vielä tariffien antamaa tuontisuoja, odotetaan säilyvän varsin korkeina. Maatilojen kannattavuus on heikentynyt huolimatta voimakkaasta rakennekehityksestä ja maataloustuotteiden hintojen noususta, joka on ollut 2000-luvulla keskimäärin panoshintojen nousua hitaampaa. Tällä on vaikutuksensa viljelijöiden suunnitelmiin tilojen kehittämiseksi.

Suuria kertainvestointeja kotieläinrakennuksiin ja koneistuksiin tekevät, laajentavat maatilat kärsivät paitsi rakennus- ja konekustannusten noususta myös pellon vuokrahintojen noususta. Tällöin tuotannon kasvua vastaava lisäpellon hankinta jää usein toteutumatta. Tilannetta helpottaisi, jos kasvava kotieläintila voisi saada hallintaansa tai ainakin lannanlevitysalaksi peltoa läheltä. Lähellä olevat pellot ovat kuitenkin muiden, usein kasvutilojen, hallinnassa, eikä niillä ole erityisiä kannustimia vuokrata peltoa kotieläintilalle tai tehdä lannanlevityssopimuksia. Tällöin lantaan ja rehuun liittyvät logistiikkakustannukset kasvavat, samoin paine korkeaan lannoitukseen ja rehusatoon lähipeltoilla. Vastaavanlainen intensiivistyminen on alkanut myös erikoistuneilla, kasvavan mittakaavan kasvitiloilla aiempaa korkeampien kasvintuotteiden, lannoitteiden ja pellon hintojen vetämänä. Viljelijöiden mukaan kasvitiloille suunnatun lannan vastaanottamisen tuen loppuminen vuonna 2008 lisäsi selvästi ongelmia löytää lannanlevitysalaa. Siksi on toivottu samansuuntaisesti toimivaa kannustintia lannanlevitysalan kasvattamiseksi.

Tämän kehityksen vuoksi ympäristötuen vaikutusmahdollisuudet ovat heikentyneet etenkin maataloilla, jotka ovat suuntautuneet

nimenomaan maataloustuotteiden tuotantoon ja laajentavat tilakokoa tulotason ja kannattavuuden turvaamiseksi. Suuren kokuksen kotieläintilat ja pieni osa kasvinviljelytiloista todennäköisesti harkitsevat poisjäämistä ympäristötukijärjestelmästä tai sen toimenpiteistä. Osa viljelijöistä taas on jatkossakin kiinnostunut ympäristötuesta ja sen toimenpiteistä. Nämä tilat ovat usein kasvinviljelytiloja tai kotieläintiloja, joilla on runsaasti peltoa hallinnassa nykyiseen tuotantoon tai tuotantosuunnitelmiin nähden. Tilat, joilla on käytettävissä riittävästi omaa (mahdollisesti vajaakäytössä olevaa) työvoimaa ja konekantaa, voivat myös tuottaa kohtuukustannuksin yhteiskunnassa laajasti toivottuja ympäristön tilaan liittyviä hyötyjä. Kaikkien tilojen olemassaolo kuitenkin edellyttää, että myös itse maataloustuotteiden tuotanto on kannattavaa tai ainakin riittävän kannattavaa, että on ylipäätään mielekästä pitää pellot viljelykunnossa ja hankkia lisätuloja ympäristötuen kaltaisia mahdollisuuksia hyödyntäen.

Kotieläintilojen lukumäärän väheneminen sekä pellon hinnan nousu vuosina 2007–2013 on johtanut osaltaan siihen, että kotieläintilojen hallinnassa oleva pelto on vähentynyt. Lopettavien kotieläintilojen pelto ei ole siirtynyt jatkavien ja/tai kasvavien kotieläintilojen käyttöön niiden eläinmäärän kasvua vastaavasti. Tämä on ollut keskeisenä ja vahvana trendinä myös muualla Euroopassa ja aiempaa selvemmin myös maidontuotannossa tilanteessa, jossa EU:n maitokiintiöjärjestelmää ollaan ajamassa alas. Lopputuloksena on jo ollut eläintilheyden kasvu, mitä Suomessa ympäristötuen sekä LFA-tuen kannustimet ovat toki hillinneet, mutta eivät ole lähimainkaan riittäneet estämään. Suomessa tosin nurmiala on vähentynyt hitaammin kuin nautakarjan määrä, koska erityisesti laajentavat maitotilat ovat siirtyneet entistä enemmän nurmen ja sen uudistamiseen tarvittavan suojaviljan viljelyyn. Ilman ympäristötuen ja LFA-tuen kannustimia lannoitusrajoineen ja kotieläintilakorotuksineen näin ei olisi käynyt vaan maitoa ja lihaa tuotettaisiin intensiivisemmin, korkeammalla lannoitustasolla etenkin fosforin osalta, ja pienemmällä pinta-alalla.

Saatujen tulosten mukaan viljanviljely vähenisi ilman ympäristötukea 10–20 prosenttia ja kesantoala kasvaisi 30–50 prosenttia samalla, kun lannoitus ja ravinnetaseet kasvaisivat erityisesti kotieläintiloilla. Edellä esitetyt INCA-mallin tulokset yhdelle esimerkkialueelle laskettuna osoittavat, että tällöin alueellinen kokonaistason ravinnekuormitus voisi pysyä kuitenkin paikoin ennallaan. Tässä suhteessa vaikutukset alapuolisen vesistön tilaan ovat kuitenkin vahvasti tapauskohtaisia, eikä voida tehdä yleistystä, jonka mukaan ympäristötuen vaikutukset vesien laatuun olisivat keskimäärin merkityksettä Suomessa. Vaikutukset ympäristötuen lopettamisesta olisivat olleet paikoin selvästi negatiivisia.

Ympäristötuki voidaan poistaa viljelijöiden keskimääräisten tulojen alentumatta noin 50 euron korotuksella esimerkiksi CAP-tilatuessa, jota voidaan maksaa pellonkäytöstä riippumatta. Tämä vähentäisi rehuviljan ylituotantoa ja samalla lisääisi vapaaehtoisia kesantoalaa, jolle ei nykyisellään makseta ympäristötukea. Tämä kesantoalan kasvu kompensoisi tulosten

mukaan kotieläinkestittymien ravinnekuormitusta ja samalla todennäköisesti edistäisi luonnon monimuotoisuutta. Vastaavasti syrjäisiä ja heikkotuottoisia peltoja voisi jäädä kokonaan pois viljelyksestä, mitä voidaan pitää epäedullisena kehityksenä luonnon monimuotoisuudelle. Näyttää kuitenkin siltä, että ympäristön tilaa on mahdollista parantaa myös ilman nykyisen kaltaista, viljelijöitä laajasti sitouttavaa ympäristötukijärjestelmää, ja tämä voidaan periaatteessa tehdä ilman että viljelijöiden tulot alenevat, jos nostetaan samalla peltoalalle maksettavia tuotantoon sitomattomia tukia (esim. CAP-tilatukea). Nousevien ravinnetaseiden aiheuttamaan ympäristöriskin hallintaan voitaisiin lisäksi käyttää erillisiä täsmätoimia, jotka voisivat olla myös viljelijää hyödyttäviä.

Jatkossa maatalouden ympäristötoimien ja -tavoitteiden kannalta keskeinen kysymys on, missä määrin ja miten entistä intensiivisempään tuotantoon vaikutetaan asetettujen tavoitteiden saavuttamiseksi. On todennäköistä, että jatkossakin voimaperäistä viljelystä rajoittamalla ja laajaperäisempään tuotantotapaan kannustamalla voidaan vähentää epäedullisia ympäristövaikutuksia ja -riskejä. Myös markkinakehitys voi jossain määrin kannustaa laajaperäisempään tuotantotapaan kotieläintiloilla, jos esimerkiksi maidon hinta alenee, jolloin ympäristötuen ja LFA-tuen kannustimet rehualan lisäämiseksi hillitsevät intensiiviseen tuotantotapaan siirtymistä. Jos kuitenkin viljan, lihan ja maitotuotteiden maailmanmarkkinahinnat kehittyvät suotuisasti, nykyistä suuremmatkaan tukikannustimet eivät ilman määrääviä pakotteita riitä hillitsemään eläintilheyden kasvua tilojen voimakkaasti kasvaessa.

Kasvat, aiempaa tehokkaammat tuotantoyksiköt toimivat yhä markkinaehtoisemmin, kuten EU:n maatalouspolitiikassa on pitkään ollut tavoitteena. Rakennetun myötä jatkossa yhä merkittävämmässä määrin vieraan työn ja pääoman ehdoilla toimivat maatilayritykset joutuvat tekemään tuotanto-, rehustus-, ja viljelysuunnitelmiaan huomattaviakin muutoksia hintasuhteiden mukaan. Ympäristön hoitamisen kannustimet, keinot ja teknologiat joudutaan jatkossa räätälöimään paremmin suurten, erikoistuneiden ja myös panoskäytössään markkinasuuntautuneiden tilojen tarpeisiin. Tilat voivat myös ulkoistaa huomattavan osan ympäristönhoidostaan muille toimijoille. Suuri osa maataloista on pitkään jatkossakin sivutoimisia kasvintuotantotiloja, jotka saattavat halukkaasti tarttua tuettujen ympäristötoimien tarjoamiin mahdollisuuksiin.

On yhä epävarmempaa, kohtaavatko alueittainen ympäristönhoidon kysyntä ja tarjonta. Jos ympäristöhoito ja tuotanto eriytyvät voimakkaasti tilojen ja alueiden välillä, molempien kustannustehokkuus voi parantua. Samalla kasvaa kuitenkin riski ympäristön kannalta epäedulliseen kehitykseen voimaperäisillä tuotantoalueilla ja ehkä myös alueilla, jotka tyhjenevät kotieläintuotannosta ja muustakin maataloustuotannosta. Tämä polarisoituva maatalouden alueellinen kehitys on parhaillaan hyvässä vauhdissa. Maatilojen kannattavuuden ja elinkelpoisuuden säilyttäminen vaatii todennäköisesti jatkossakin voimakasta rakennetun kehitystä. Merkittävä osa jatkavista tiloista, joista kaikki

eivät suinkaan kasva voimakkaasti, voi jatkossakin sitoutua ympäristöä parantaviin toimiin.

Kirjallisuus

Aakkula, J., Manninen, T. & Nurro, M. (toim.) 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väiliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja.

ISBN 978-952-453-579-0 (Painettu), ISBN 978-952-453-571-7 (Verkkajulkaisu),

ISSN 1238-2531 (Painettu), ISSN 1797-397X (Verkkajulkaisu). Vammala 2010. 147 s.

http://www.mmm.fi/attachments/mmm/julkaisut/julkaisusarja/newfolder/5pe9soaAU/Mytvas_nettti.pdf

Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J., Seuri, P. & Ylivainio, K. 2005 Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 110, 266–278.

Kempen, M., Witzke, H.P., Perez Dominguez I., Jansson, T., Sckokai, P. 2011. Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe. *Journal of policy modeling*, Volume 33: 29–52.

Kässi, P., Lehtonen, H., Rintamäki, H., Oosträ, H. & Sindhöj, E. 2013. Economics of manure logistics, separation and land application. Knowledge report, Baltic Manure WP 3 Innovative technologies for manure handling: 33 p. http://www.balticmanure.eu/download/Reports/batman_economics_291013_pelervo_web.pdf

Lehtonen, H. 2004. Impacts of de-coupling agricultural support on dairy investments and milk production volume in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section C – Economy*, Vol. 1. Nr. 1 / April 2004, s. 46–62.

Lehtonen, H. (toim.) 2007. EU:n maitokiintiöjärjestelmän poistumisen vaikutukset Suomen maitosektorille”. MTT:n selvityksiä 144: 89 s. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts144.pdf> Verkkajulkaisu päivitetty 25.9.2007.

Lehtonen, H., Lankoski, J. & Koikkalainen, K. 2007. Economic and environmental performance of alternative policy measures to reduce nutrient surpluses in Finnish agriculture. *Agricultural and Food Science* Vol. 16 (2007): 420–441. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/afs/pdf/mtt-afs-v16n4p421.pdf>

Lehtonen, H. & Irz, X. 2013. Impacts of reducing red meat consumption on agricultural production in Finland. *Agricultural and Food Science* 22:356–370. <http://ojs.tsv.fi/index.php/AFS/article/view/8007/6412>

Lehtonen, H., Niskanen, O., Kässi, P. & Huttunen, S. 2014. Muis-tiinpanot Nivalan työpajasta 26.11.2013 (julkaisematon, saata-vissa pyynnöstä). Maa- ja metsätalousministeriön osarahoitta-man Polkevan-tutkimushankeen aineistoa. Hankkeessa haetaan ratkaisuja maa- ja metsätalouden eri tavoitteiden yhteensov-itamiseen. <http://www.metla.fi/hanke/7515/index.htm>. 6s.

Mosnier, C. & Wieck, C. 2010. Determinants of spatial dynamics of dairy production: a review. Discussion Paper 2010:2. Institute for Food and Resource Economics. University of Bonn. 30 p.

OECD-FAO 2012. *Agricultural Outlook 2012–2021*. www.agri-outlook.org

Pyykkönen, P., Bäckman, S. & Puttaa, E. 2013. Rakennemuutos Suomen kotieläintaloudessa. (An English abstract: "Structural change in Finnish livestock farming") PTT Working Papers 143. http://www.ptt.fi/dokumentit/tp143_1402131248.pdf

Pyykkönen, P., Lehtonen, H. & Koivisto, A. 2010. Maatalou-den rakennekehitys ja investointitarve vuoteen 2020. (English abstract: " Structural change and investments in Finnish ag-riculture 2010-2020". PTT Working Papers 125. pp 24. ISBN 978-952-224-061-3 (pdf), ISSN 1796-4784 (pdf). http://www.ptt.fi/dokumentit/tp125_1111100930.pdf

Versteijlen, H. 2013. "Market situation and perspectives". Presentation in conference "The EU dairy sector: developing beyond 2015". Brussels, 24 September 2013 http://ec.europa.eu/agriculture/events/2013/milk-conference/versteijlen_en.pdf

Wade, A., Durand, P., Beaujoan, V., Wessels, W., Raat, K., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepistö, A. 2002 Towards a generic nitrogen model of European ecosystems: New model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*. 6, 559–582.

Whitehead, P.G., Wilson, E.J. & Butterfield, D. 1998 A semi-distri-buted Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I-model structure and process equa-tions. *The Science of the Total Environment*. 210/211, 547–558.

Witzke, P., Kempen, M., Pérez Dominguez, L., Jansson, T., Scokai, P., Helming, J., Heckeley, T., Moro, D., Tonini, A. & Fellmann, T. 2009. Regional Economic Analysis of Milk Quota Reform in the EU. JRS Scientific and Technical Reports, 2009, 116p. <ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/JRC53116.pdf>

Zimmermann, A. & Heckeley, T. 2012. Structural Change of European Dairy Farms – A Cross-Regional Analysis. *Journal of Agricultural Economics* Vol. 63, No. 3, 2012, 576–603. doi: 10.1111/j.1477-9552.2012.00355.x

5.2 Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajärjestelmä

Arto Latukka (MTT), Marja Vilja (MTT) ja Maria Yli-Heikkilä (MTT)
arto.latukka@mtt.fi

Ympäristötoimenpiteiden toteuttamisesta tilatasolla aiheutuvia kustannuksia ja tuottomenetyksiä on laskettu keskiarvotasolla erilaisilla mallilaskelmilla ja normiarvoilla. Tilatason yrityskoh-
taisia laskelmia näistä ei ole. Ympäristötoimenpiteiden toteutta-
misesta tilatasolla aiheutuvien kustannusten, tuottomenetysten
ja tuottolisäysten laskentaan tarvitaan yrityskohtaiset kirjanpi-
toaineistot sekä tiedot toteutetuista ympäristötoimenpiteistä.
MYTVAS 3 -hankkeessa on ollut tavoitteena kehittää MTT:n
tilakohtaiseen kannattavuuskirjanpitoaineistoon perustuva jär-
jestelmä ympäristötoimenpiteiden aiheuttamien kustannusten
selvittämiseksi ja seuraamiseksi.

MTT:n kannattavuuskirjanpitoon on kehitetty viime vuosien
aikana perusmaataloustuotteiden yksikkökustannuslaskentajär-
jestelmä. Järjestelmässä kohdennetaan tiloittain kaikkiaan 536
kustannuserää maksimissaan 77 perusmaataloustuotteelle. Tätä
julkistamisvaiheessa olevaa järjestelmää on käytetty pohjana
kehittäessä ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajär-
jestelmää, jossa kunkin yrityksen kustannuserät kohdenne-
taan varsinaisten maataloustuotteiden lisäksi myös tehdyille
ympäristötoimenpiteille. Tällaisen järjestelmän rakentaminen/
soveltaminen maataloustuotteiden yksikkökustannuslaskennan
asemesta ympäristötoimenpidekustannusten laskentaan on
erittäin haastava tehtävä. Tässä kehitetty ensimmäinen versio
on toimiva tietojärjestelmä, mutta järjestelmässä tarvittavien
parametrien ja tulosten validointi vaatii vielä panostusta.

5.2.1 Aineistot

Kannattavuuskirjanpitoaineisto

Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskenta perustuu MTT:n
vuosittain noin tuhannelta maatalousyritykseltä keräämään
kannattavuuskirjanpitoaineistoon, joka sisältää yritysten
talousaineistot ja myös paljon tuotantoprosessiaineistoa. Kan-
nattavuuskirjanpitoon osallistuminen on kirjanpitoiloille täysin
vapaaehtoista, eikä tiloille myöskään makseta työstä rahallista
korvausta. Suomella on lakisääteinen velvoite lähettää EU:n
komissiolle vuosittain maataloudesta yritystason FADN-aineisto,
joka perustuu kannattavuuskirjanpitoaineistoon. Kannattavuus-
kirjanpitotilat sijaitsevat eripuolella Suomea, ja ne edustavat eri
tuotantosuuntia. Tilakooltaan kannattavuuskirjanpitoaseuranta
kattaa suurimmasta päästä lähtien tilakokoluokat, jotka tuotta-
vat 95 prosenttia Suomen maataloustuotannosta. Vain yhteensä
alle 5 prosenttia Suomen maataloustuotannosta tuottavat pienet
tilat jäävät pois seurannasta.

Aineisto sisältää yksityiskohtaiset kustannustiedot kustannus-
erittäin, mikä mahdollistaa kustannuserien kohentamisen ym-
päristötoimenpiteille. Kustannustiedot samoin kuin muutkin
yrityskohtaiset taloustiedot läpikäyvät 6 000 testin kansallisen
tarkastusjärjestelmän sekä edelleen EU:n komission 2 000 testin
tarkastusjärjestelmän. Tarkastusjärjestelmät ja näiden avulla
yrityksille tehtävät tilin- ja toiminnantarkastukset takaavat
aineiston laadun ja siten tältä osin tulosten laadun.

Ympäristötoimenpideaineisto

Alkuperäisessä tutkimussuunnitelmassa järjestelmäkehitys oli
tavoitteena tehdä kahden pilottialueen perusteella. Ympäris-
tötoimenpiteiden kartoittaminen oli tarkoitus tehdä näiden
pilottialueiden kirjanpitoiloille suunnatulla kyselyllä. Kahden pi-
lottialueen perusteella luotu järjestelmä ei olisi kattanut kaikkia
eri puolilla Suomea toteutettavia ympäristötoimenpiteitä ja myös
vastausten tarkkuus olisi voinut jäädä toivottua heikommaksi.
Siksi päädyttiin hakemaan ympäristötoimenpidetiedot Maa- ja
metsätalousministeriöstä sekä laajentamaan tarkastelu samalla
koskemaan koko maata.

Ympäristötoimenpideaineisto haettiin Tikestä/Mavista vuosilta
2007–2011, ja se kattaa myönnetty ympäristötuen erityistuet,
perustoimenpiteet ja lisätoimenpiteet. Aineisto kattaa myös
kustakin toimenpiteestä yrityksille maksetut ympäristötuet/
korvaukset. Painotustarkoituksia varten aineisto haettiin Suomen
kaikilta maataloilta. Vuoden 2011 datassa oli 56734 tilaa, ja
laskentajärjestelmään otettiin 73 tukimuotoa, joista 6 kappaletta
on perustoimenpiteitä, 14 kappaletta lisätoimenpidettä ja 53
kappaletta erityistukia.

Ympäristötukisopimukset ovat muuttuneet näin vuosina, joten
datassa on sekä vanhoja että uusia sovittuja toimenpiteitä.
Toimenpiteistä saatiin tilakohtaisesti maksettu euromäärä ja
maksuperusteinen pinta-ala. Lisäksi datassa oli eritelty EU:n
ja kansallinen maksuosuus. Koska järjestelmässä maksaja-
informaatiota ei tarvita, molemmista lähteistä saadut euro-
määräiset luvut summattiin yrityskohtaisesti toimenpiteittäin.
Kustannuksia kohdennettaessa tietysti varsinaisia tukisummia
ei tarvita vielä muutenkaan.

Kannattavuuskirjanpitotilojen ympäristötoimenpiteet

Vuoden 2011 kannattavuuskirjanpidossa oli 908 maatalous- ja
puutarhayritystä, joilta ympäristötoimenpiteitä löytyi 854 tilalta.
Loput 54 tilaa olivat kasvihuonetiloja, joilla ei ollut ympäristötu-
kiin oikeuttavia toimenpiteitä. Vuonna 2011 kirjanpitoiloilla oli
44 erilaista ympäristötoimenpidettä. Näin järjestelmästä ei voida
ainakaan vuodelle 2011 laskea kaikista ympäristötoimenpiteistä
aiheutuvia kustannuksia.

Ympäristötuen erityistuista on sopimustyypeittäin myönnetty
euromäärä ja tuen perusteena ollut pinta-ala tai eläinmäärä.

Perustoimenpiteistä on tukityypeittäin ja palkkiolajeittain myönnetty euromäärä ja tuen perusteena ollut pinta-ala.

Järjestelmää kehitettäessä tulokset laskettiin suorina keskiarvoina ja uusimmalta vuodelta 2011. Ympäristötoimenpideaineisto kattaa kuitenkin kaikki Suomen maatalousyrietykset, jolloin kirjanpitoilojen ympäristötoimenpidekustannustulokset voidaan painottaa edustamaan koko Suomea. Myös laskenta on mahdollista ulottaa alkamaan vuodesta 2007.

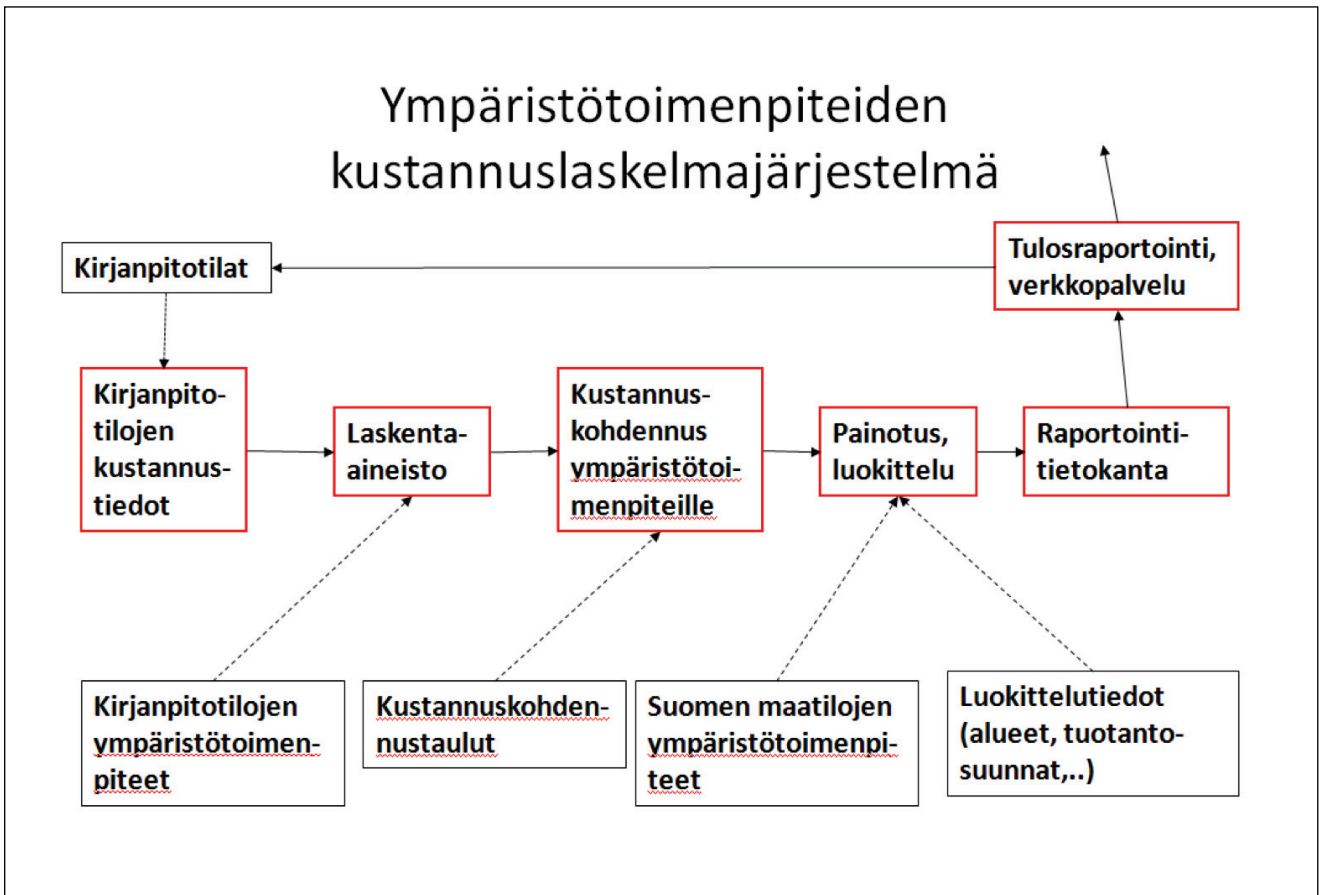
5.2.2 Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajärjestelmä

Ympäristötoimenpiteiden laskentajärjestelmä perustuu kannattavuuskirjanpidon maataloustuotteiden yksikkökustannusten laskentajärjestelmään. Laskentaan tarvittavat kannattavuuskirjanpitoaineistot haetaan MTT:n kannattavuuskirjanpidon perus- ja raportointitietokannoista. Näistä aineistoista muodostetaan SAS-ohjelmistolla kustannusaineistotiedostot, jotka viedään Matlab-ohjelmaan. Kustannusten kohdennus eri maataloustuotteille ja ympäristötoimenpiteille toteutetaan Matlabissa matriisilaskentana. Kustannusten kohdennuksessa käytettävät kustannuskohdennustaulut ovat erillisiä excel-tiedostoja. Kullekin ympäristötoimenpiteelle kohdentuvat kustannuserät summataan sekä jaetaan kustannussumma ympäristötoimen-

piteen määrällä/laajuudella. Näin tuloksena saadaan kunkin ympäristötoimenpiteen yksikkökustannukset ja niiden rakenne. Nämä tiedot viedään SAS-tiedostoksi, jotta niitä voidaan katsoa SAS-ohjelmistoon perustuvalla Taloustohtori-järjestelmään tuotettavalla verkkopalvelulla.

Kustannusten kohdennus ympäristötoimenpiteille

Kustannukset tulee kyetä kohdentamaan tiloittain ja kustannuserittäin 75 eri ympäristötoimenpiteelle. Kaikkiaan kohdennettavia kustannuseriä on 536 kappaletta. Nämä kustannuserät perustuvat MTT:n maataloustuotteiden yksikkökustannuslaskentajärjestelmään ja ne ovat kustannuserinä saatavissa kirjanpitoiloilta. Valtaosa, noin 300, näistä kustannuseristä on ostorehujen ja eri tuotteista tehtyjä erilaisia omia rehuja eri eläinlajeille sekä eläinten myyntejä ja ostoja. Näitä tarvitaan myös esimerkiksi erityistukisopimuksista aiheutuvia kustannuksia määritettäessä. Kohdennustaulukossa on 36 kustannuserää muuttuvia kustannuksia sisältäen muun muassa useissa tapauksissa suurimman kustannuserän eli työkustannukset (ks. kuva 5.2-2), joten niitä kohdentuu ympäristötoimenpiteille. Näihin kustannuseriin kuuluvat myös lannoitteet, kasvinsuojeluaineet, kalkituskustannus sekä siemenkustannus. Näiden kustannuserien kohdennus perustuu jatkossa kannattavuuskirjanpidon yksikkökustannuslaskennassa kirjanpitoilojen päivitettyihin viljelysuunnitelmiin (Wis-



Kuva 5.2-1. Ympäristötoimenpiteiden kustannustenlaskentajärjestelmä.

maataloustuotannon siemen
puutarhan tuotannon siemen
lannoite
puutarhatuotannon lannoite
kalkki
puutarhatuotannon kalkki
kasvinsuojelu
puutarhatuotannon kasvinsuojelu
sähkö
puutarhatuotannon sähkö
kuivaus
polttoaine
puutarhatuotannon polttoaine
lämmityspolttoaineet
puutarhatuotannon lämmityspolttoaineet
maatalouden palkkavaatimus, palkkamenot, vakuutus, myel
lämmityspolttoaineet palkkavaatimus, palkkamenot, vakuutus, myel
puutarhatuotannon pellonvuokra
pellonvuokra
vakuutus, myel
puutarhatuotannon vakuutus, myel
konekustannukset
puutarhatuotannon konekustannukset
rakennusten korjaus
puutarhatuotannon rakennusten korjaus
kasvinviljelyn muut tarvikkeet
muut vuokrat
muut menot
kotieläinmenot
korkokotieläimet

Kuva 5.2-2. Ympäristötoimenpiteiden kustannuskohdennustaulun avulla kohdennettavia kustannuseriä.

laskelmat), joissa käyttö on kirjattu tuotetasolla ja oikeastaan kasvuohjelmalla. Tämä sisältää myös karjanlannan käytön. Muutenkin kirjanpitoliloilta on kerätty jo vuosia lannan myynnit ja ostot, jolloin karjanlannan kokonaiskäyttömäärät saadaan selville. Nämä toimenpiteet tarkentavat myös ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentaa jatkossa.

Loput 200 kustannuserää kustannuskohdennustaulussa on varattu koneista ja rakennuksista aiheutuvien kustannusten kohdentamiseen. Koneiden ja rakennusten kustannukset ovat saatavissa koneittain ja rakennuksittain, mutta tässä ne on ryhmitelty eriin, kuten traktorit, maitokoneet, kylvökoneet, muokkauskoneet jne. Kustannukset sisältävät sekä poistot että korkokustannukset.

Näistä aiheutuvat kustannukset kohdennetaan järjestelmässä yksittäisille tuotteille ja ympäristötoimenpiteille kustannusten kohdennustaulun avulla.

Maataloustuotteiden osalta kohdennus perustuu pääosin neuvontajärjestöjen mallilaskelmiin. Kustannuskohdennustaulukko kertoo suhteet, joiden mukaisesti yksittäisen yrityksen todellisia kustannuksia kohdennetaan yrityksen toteuttamille ympäristötoimenpiteille. Kohdennettavat kustannukset perustuvat kunkin yrityksen todellisiin kustannuksiin. Järjestelmän tarjoamat kustannuskohdennukset eivät siis ole kohdennusten tai kustannusten osalta mallilaskelmien absoluuttisia kustannuskäyttöjä.

5.2.3 Ympäristötoimenpidekustannusten raportointijärjestelmä

Käyttöliittymä

MTT:n kannattavuuskirjanpidon maataloustuotteiden yksikkökustannustulosten esittämiseen on rakennettu MTT:n Taloustohtori-järjestelmään verkkopalvelu, joka julkistetaan vuoden 2014 aikana (<http://www.mtt.fi/taloustohtori>). Vastaavasti maatalouden ympäristötoimenpiteiden kustannus seurannan keskeiset tulokset on tarkoitus tarjota omana verkkopalveluna MTT:n Taloustohtori-sivustolla. Tämä antaa joustavan mahdollisuuden tarkastella ympäristötoimenpiteiden kustannusten kehittymistä ja myös niiden rakennetta.

Raportointijärjestelmässä on mahdollisuus valita tarkasteluvuodet, alueluokittelut, tuotantosuunta- ja tilakokoluokitukset sekä kaikki ympäristötoimenpiteet. Käyttäjä voi valita luokittelijat ja erilaiset luokittelija-kombinaatiot ja ympäristötoimenpiteet täysin vapaasti. Järjestelmä hakee käyttäjän valitseman luokittelun mukaiset yritykset ja ympäristötoimenpiteet sekä laskee tältä tilaryhmältä dynaamisesti keskiarvotulokset tulosraporttiin.

Järjestelmästä on mahdollista tuottaa miljoonia erilaisia raportteja. Näiden tuottaminen ja ylläpitäminen ei ole mahdollista, mikäli raportit tehtäisiin etukäteen valmiiksi tarjolle. Taloustohtori-järjestelmä toimiikin siten, että yhtään raporttitaulukkoa ei tuoteta etukäteen. Taulukot tuotetaan "lennossa" vasta sitten, jos joku haluaa kyseisen taulukon nähdä. Näin kyetään toimimaan, vaikka perusaineisto olisi huomattavasti tilatasoa

The screenshot shows the MTT Taloustohtori web application interface. At the top, there is a navigation bar with years: 1998-2008e, 2007, 2006, 2005, 2004, Omat valinnat (highlighted), and Taustatiedot. Below the navigation bar, there are two buttons: Uloskirjaus and Vaihda salasana. The main content area is titled "Omat valinnat" and contains several sections:

- Valitse raportti**: A dropdown menu with "Yksikkökustannus" selected.
- Valitse esitystapa ja muuttuja perustaksi hyvät/heikot vertailuun**: A dropdown menu with "Vain keskiarvot" selected.
- Valitse korkeintaan neljä luokittelijaa alavalintoineen ja paina valmis-painiketta**: A text instruction: "Voit valita useampia alavalintoja pitämällä CTRL-näppäintä pohjassa klikatessasi hiirellä".
- 1. Luokittelija**: A section with "Vuosi > 2011" and a link "Muuta valintaa".
- 2. Luokittelija**: A list of classification options. The first column includes: Tukialue, Lääni, FADN-alue, Tuotantosuunta (SO), Taloudellinen koko (SO), Maaseututyyppi, Suuralue (Nuts2) (highlighted), Tuotantotapa, and Tuote. The second column includes: Etelä-Suomi, Länsi-Suomi, Itä-Suomi, and Pohjois-Suomi.
- At the bottom, there are three buttons: Seuraava luokittelija, Kaikki alavalinnat, and Valmis.

Kuva 5.2-3. Taloustohtori-sivuston Ympäristötoimenpidekustannukset-palvelun käyttöliittymä, josta käyttäjä voi valita luokittelijakombinaatiot.

hienojakoisempaa eli esimerkiksi lohkotietoaineistoja, tilakoh-
taisia ja maataloustuotekohtaisia yksikkökustannusaineistoja
tai ympäristötoimenpidekohtaisia yksikkökustannusaineistoja.

Tulosraportti

Tulosraportointi tuottaa taulukon, jossa on riveillä kunkin
tarkasteluryhmän osalta valittujen ympäristötoimenpiteiden
tuotantokustannus, toimenpiteen määrä/laajuus sekä näiden
suhteena saatava yksikkökustannus. Raportin seuraavilla riveillä
on nähtävissä yksikkökustannusten rakenne kustannuserittäin.
Laskentajärjestelmä tuottaa kaikkiaan 536 kustannuserää, jotka
on raportissa summattu 25 eri kustannuserään. Jaottelu on
sama, jota käytetään Taloustohtorin varsinaisten maataloustuo-
teiden yksikkökustannuksia tarjoavassa laskentajärjestelmässä.
Jokainen kustannuserä on kerrottu sadalla, jotta yksikkökus-
tannuksiltaan pientenkin toimenpiteiden kustannusrakenne on
paremmin nähtävissä.

Tulosten validointi

Ympäristötoimenpiteistä valtaosa voidaan toteuttaa yritys-
kohtaisesti hyvin erilaisilla menetelmillä, jotka aiheuttavat
hyvin erityyppisiä kustannuseriä yrityksissä. Yrityskohtaisesti
on haastavaa kohdentaa ympäristötoimenpiteille juuri oikeat
kustannuserät ja vielä oikeassa laajuudessa. Sekä laskentajär-
jestelmä että sen tuottamat ympäristökustannustulokset vaai-
vatkin huolellista validointia. Järjestelmän sisäinen validointi
perustuu Taloustohtorin yksikkökustannuslaskentajärjestelmässä
käyttöön otettuun menetelmään, jossa tulosaineistosta haetaan
pienimmät ja suurimmat yksikkökustannukset sekä tarkastellaan,
mistä syyt näihin ääriarvoihin löytyvät.

Keskiaarvotulosten validointia tehdään jatkossa myös vertailuna
MTT:ssä jo vuosien ajan hyvinkin yksityiskohtaisesti määritetty-
ihin malli/normilaskelmiin perustuviin ympäristötoimenpiteiden
kustannuslaskelmiin.

5.2.4 Tulosten tulkinnassa huomioitavaa

Tulosraportti näyttää kustakin ympäristötoimenpiteestä aiheu-
tuneet kustannukset. Järjestelmä tarjoaa ympäristötoimenpi-
dekustannukset kustannuserittäin paljastaen näin myös kus-
tannusrakenteen. Ympäristötoimenpiteiden toteuttamisesta
aiheutuu kuitenkin myös tuottomenetyksiä ja mahdollisesti tuot-
tolisäyksiäkin. Nämä eivät sinänsä tule näkyviin tarkasteltaessa
pelkästään ympäristötoimenpiteistä aiheutuvia kustannuksia.
Vaikka tuottoerät eivät kuulu kustannuksiin, tuottomuutokset
tulisi ottaa huomioon omana eränään kustannuserien mukana.
Tavoitteena tulisi olla järjestelmä, josta ilmeni kunkin ympä-
ristötoimenpiteen kannattavuus. Tuottoihin vaikuttavat ympä-
ristötoimenpiteestä aiheutuvat tuet, tuottomenetykset ja
myös mahdolliset tuottolisäykset. Toimenpiteestä aiheutuvat

kustannukset puolestaan ovat summattavissa ympäristötoimen-
piteen aiheuttamista eri kustannuseristä. Erotuksena saadaan
kunkin ympäristötoimenpiteen keskimääräinen kannattavuus
euromääräisenä. Mikäli tuki ja nettotuottomuutos kattavat
kustannukset, päädytään positiivisiin arvoihin.

Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajärjestelmä laskee
kustannukset yrityksittäin. Tulosraportointi tehdään tietosuoja-
systä kuitenkin ryhmäkeskiarvoina siten, että kussakin rapor-
toitavassa tarkasteluryhmässä maatalousyrityksiä tulee olla
vähintään tietosuojan säilymisen edellyttämä minimimäärä.

Kustannusvaihtelut yksittäisessä ympäristötoimenpiteiden tuot-
tamisessa voivat olla hyvinkin suuria keskiarvotasoon nähden.
Tämä voi johtua toteutustavasta, tilakohtaisista tekijöistä ja
esimerkiksi toteutettavan toimenpiteen laajuudesta. Myös yk-
sittäiseen luokkaan sisällytettyjen ympäristötoimenpiteiden
laajuudessa voi olla suuria eroja sekä lähtökohtaisesti että myös
toteutustavasta riippuen. Kustannusten vaihtelu on siis suurta.
Kun verrataan kustannusten ja tuottomenetysten suuruutta
toimenpiteistä maksettaviin avustuksiin ja korvauksiin, tulee
huomioida, että noin puolella maatalousyrityksistä kustannukset
ylittävät laskentajärjestelmän raportoiman keskiarvotason. Mikäli
korvaustaso kattaa keskiarvokustannukset, vain noin puolella yri-
tyksistä korvaukset kattaisivat toimenpidekustannukset. Tämän
myötä tarkasteluun tulisi sisällyttää myös kustannushajonnan
tarkastelu. Siitä nähdään, mille tasolle korvaukset tulisi nostaa,
jotta esimerkiksi 75 prosenttia tiloista pystyisi kattamaan ympä-
ristötoimenpiteistä aiheutuvat kustannukset korvauksilla/tuilla.

5.2.5 Järjestelmän ylläpito ja hyödyt

Ympäristötoimenpidekustannuslaskenta tapahtuu samalla
analyysijärjestelmällä kun varsinaisten maataloustuotteiden
yksikkökustannuslaskenta. Järjestelmässä kaikki kustannuserät
kohdennetaan paitsi maataloustuotteille myös yritysten toteut-
tamille ympäristötoimenpiteille. Näin kustannuserien kohentu-
minen yksikkökustannuslaskennassa perusmaataloustuotteille
vähentää ympäristötoimenpiteille kohentuvien kustannusten
osuutta ja päinvastoin. Näin ylläpitotyöt hyödyttävät molempia
laskentajärjestelmiä. Ympäristötoimenpiteiden kustannuslasken-
tajärjestelmän ylläpitämiseksi tiedot ympäristötoimenpiteistä
tulisi hankkia vuosittain osana normaalia kannattavuuskirjan-
pitotilojen perustiedonhankintaa.

Kehitetyn järjestelmän hyötynä on ympäristötoimenpidekustan-
nusten tuottamisen nopeus ja kustannustehokkuus. Uuden tili-
vuoden ympäristötoimenpidekustannukset kyetään tuottamaan
pelkästään päivittämällä tietojärjestelmään uuden tilivuoden
kannattavuuskirjanpitotilojen kustannustiedot sekä ympäristö-
toimenpidetiedot. Aiempien vuosien tulosten uudelleenlaskenta
on myös helposti toteutettavissa, mikäli laskentajärjestelmää
kehitetään ja tulokset halutaan päivittää.

Toimenpidekustannukset	2011						
	y2	y33	y35	y37	y39	y43	y44
Tuotantokustannus	10.511	2.371	23.516	6.529	4.004	5.896	3.176
Toimenpidemäärä	53	16	69	33	25	70	10
Yksikkökustannus. eur per ToiMenPide tai ha	288	222	442	421	190	94	273
Siemenkustannus. eur per tmp tai ha	0	0	2.289	0	0	0	1.792
Lannoitekustannus. eur per tmp tai ha	0	0	0	0	0	0	0
Kalkituskustannus. eur per tmp tai ha	0	0	697	0	0	0	471
Kasvinsuojelukustannus. eur per tmp tai ha	0	0	0	0	0	0	0
Kasvinviljelytarvike. eur per tmp tai ha	0	0	0	0	0	0	0
Kuivaus. eur per ha	0	0	0	0	0	0	0
Ostorehut. eur per eläin	0	0	0	0	0	0	0
Omat rehut. eur per eläin	0	0	0	0	0	0	0
Kotieläinmenot. eur per eläin	0	0	197	156	0	0	0
Eläintenosto. eur per eläin	0	0	0	0	0	0	0
Eläin kasvatus. eur per eläin	0	0	0	0	0	0	0
Polttoaine. eur per ha (eläin)	4.007	3.649	3.904	0	80	4.135	72
Sähkö. eur per ha (eläin)	0	0	5.775	0	0	0	0
Lämmitys. eur per ha (eläin)	0	0	0	0	0	0	0
Rakennustenkorjaus. eur per ha (eläin)	0	0	0	0	0	0	0
Koneidenkorjaus. eur per ha (eläin)	0	0	0	0	0	0	0
Muut menot. eur per ha (eläin)	7.724	5.979	2.070	0	1.408	0	0
Vakuutus. eur per ha (eläin)	0	0	0	358	0	0	0
Vuokrat. eur per ha (eläin)	0	0	342	64	0	0	0
Työkustannus. eur per ha (eläin)	13.050	3.777	14.937	1.194	8.842	1.418	19.108
Koneiden poistot ja korot. eur per ha (eläin)	4.006	8.750	7.746	8.852	5.769	3.879	5.899
Rakennusten poistot ja korot. eur per ha (eläin)	0	0	0	20.832	0	0	0
Salaojien poistot ja korot. eur per ha (eläin)	0	0	0	0	2.875	0	0
Korkokustannus muusta. eur per ha (eläin)	0	0	6.174	10.691	0	0	0

Kuva 5.2-4. Ympäristötoimenpiteiden y2...y44 tuotantokustannukset, määrät/laajuudet, yksikkökustannukset sekä kustannusrakenne-erät satakertaisena.

Laskenta tuottaa yrityskohtaiset tulokset, jolloin ympäristötoimenpiteiden kustannustietoja voidaan tarkastella keskiarvotasolla alueittain, tilakokoluokittain, tuotantosunnittain jne. Tämä antaa tietoa ympäristötoimenpiteistä aiheutuvien kustannusten tasosta eri ryhmissä. Yrityskohtaisuus antaa mahdollisuuden myös tarkastella yksittäisten ympäristötoimenpiteiden toteuttamisesta aiheutuvien kustannusten jakaumaa, mikä on tärkeä tieto esimerkiksi kustannuskompensatioita ja ympäristötukien tasoa pohdittaessa.

Ympäristötoimenpidekustannusten laskenta perustuu kannattavuuskirjanpitoihin, jotka toimittavat tiedot vuosikautia. Näin kustannustason kehitystä voidaan seurata vaikka täysin samalta tilaryhmältä vuodesta vuoteen. Kustannusten jakotus useammalle vuodelle on myös tehtävissä. Kannattavuuskirjanpito on

lakisääteistä, mikä takaa, että kirjanpitoiltojen talousaineistojen keräys yrityksistä vuodesta toiseen on resurssien osalta turvattu.

5.2.6 Järjestelmän jatkokehitys

Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskenta perustuu kannattavuuskirjanpitoihin, joilla oli tarkasteluvuonna 2011 yli 40 eri ympäristötoimenpidettä. Kaikkiaan näitä toimenpiteitä oli koko maan aineistossa vanhan ja uuden tukikauden osalta yhteensä 75 kappaletta. Ympäristötukia saavia kirjanpitoiloja on tällä hetkellä noin 850 kappaletta ja kasvihuonetilat mukaan lukien noin 900 kappaletta. Suomen tavoitemäärä EU:n komissiolle on kuitenkin 1100 tilaa eli tilamäärän nostamistarve on noin 200 tilaa. Tilamäärän nostaminen vahvistaisi ympäristötoimenpitei-

den kustannuslaskentaa, koska järjestelmään saataisiin mukaan enemmän ympäristötoimenpiteitä. Edellytyksenä on tietysti se, että ympäristötukijärjestelmä säilyy niin houkuttelevana, että maatalousyritykset haluavat siinä pysyä.

Ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentajärjestelmä perustuu täysin kannattavuuskirjanpitoon rakennettuun maataloustuotteiden yksikkökustannuslaskentajärjestelmään. Näin useat kehitysaskleet liittyvät itse asiassa myös sen kehittämiseen. Yksikkökustannuslaskennassa on useita kustannuseriä, joiden kohdentaminen yksittäisille maataloustuotteille ja myös ympäristötoimenpiteille on hankalaa. Näistä keskeisimmät ovat urakointipalvelut ja ostopalvelut. Jatkossa myös nämä erät tulisi saada tarkemmin kannattavuuskirjanpitoaineistoon ajatellen myös ympäristötoimenpiteiden kustannuslaskentaa.

Maataloushallinnosta saatavat ympäristötoimenpidetiedot ovat tarkkoja, mutta yksittäinen ympäristötoimenpide saattaa silti sisältää erilaisia toimenpidevaihtoehtoja, joiden laajuus ja sisältö voivat vaihdella hyvinkin paljon. Esimerkiksi maitovesien käsittelyyn on voitu rakentaa imeytyskenttä, viemärinti tai jokin suppeampi ratkaisu. Tiedoista ei kuitenkaan käy ilmi, että minkä näistä ympäristötoimenpiteistä yritys on toteuttanut. Järjestelmän jatkokehittämisessä olisi hyötyä siitä, että käytettävissä olisivat tarkemmat tiedot toimenpidevalinnoista (sopimukset?). Näin yksittäiset toimenpiteet kyettäisiin jakamaan kohdennusjärjestelmässä useiksi erillisiksi toimenpiteiksi, joiden erilaiset kustannusvaikutukset voidaan huomioida.

Ympäristötoimenpiteistä aiheutuvia tulonmenetyksiä ja tuollisyyksiä ei varsinaisesti päästä määrittämään pelkästään kustannuksiin keskittyvällä laskentajärjestelmällä. Ne on kuitenkin tavoitteena huomioida jatkossa erillisenä kustannuksia kohottavana ja/tai alentavana eränä. Jotta tulomenetykset ja -lisäykset olisivat tarkemmin hahmotettavissa, järjestelmää tulisi laajentaa siten, että nämä saataisiin tarkempina tilakohtaisiin laskelmiin perustuen. Myös ympäristötoimenpiteistä aiheutuvat korvaukset/tuet tulee ottaa mukaan tarkasteluun, jos halutaan tarkastella yksittäisten ympäristötoimenpiteiden kannattavuutta. Tätä tarkoitusta silmälläpitäen tutkimusaineistoon haettiin jo alun perin myös tilakohtaiset tiedot maksetuista tuista ja korvauksista.

Monet ympäristötoimenpiteet ovat itse asiassa investointeja. Mikäli näiden toteuttamisesta aiheutuvat kulut vähennetään kerralla toteuttamisvuonna, ylittävät kulut monin verroin ympäristötoimenpiteestä maksettavan korvauksen. Tästä syntyy suuri tappio, jota ei kuitenkaan voi siirtää katettavaksi tukituloilla seuraavina vuosina. Näin monet ympäristötoimenpiteet näyttävät alussa tappiolliselta ja kauden edetessä taas kannattavalta. Jotta kustannukset, tuet, tuottomenetykset ja tuottolisäykset kohdentuisivat oikein eri vuosille, tulisi investointiluonteiset ympäristötoimenpiteet sisällyttää poistonalaaiseen omaisuuteen ja huomioida investointikustannus vuosittaisina poistokustannuksina. Myös monet muut menoerät, kuten perustamis- ja suunnittelukustannukset, syntyvät vain ympäristötoimenpiteen

ensimmäisenä vuonna. Myös nämä menoerät tulee jaksottaa kustannuksiksi koko kaudelle. Koska kirjanpitoilat ovat pääosin mukana kannattavuuskirjanpidossa vuosikymmeniä, voidaan kustannusten jaksotus useille vuosille tehdä. Kun kustannukset, tuottolisäykset ja tuottomenetykset sekä ympäristötuet ajoittuvat oikein eri vuosille, voidaan tarkastella luotettavasti yksittäisten ympäristötoimenpiteiden kannattavuutta.

Yksikkökustannusten laskentamenetelmä tuottaa tulokset yksittäisten ympäristötoimenpiteiden yksikkökustannuksista ja jatkossa myös kannattavuudesta. Tutkimusaineisto puolestaan sisältää kaikkien Suomen maatilojen ympäristötoimenpidemäärät, mikä tarjoaa mahdollisuuden painottaa kannattavuuskirjanpitoiltojen ympäristötoimenpiteiden yksikkökustannuksia vastaavien alueiden kaikkien yritysten toimenpidemäärillä. Näin on mahdollista saada yksittäisistä ympäristötoimenpiteistä kokonaiskustannussummat ja kannattavuudet alueittain ja koko maan tasolla.

Projektissa saatiin aikaan alkuperäissuunnitelmassa olleelle pienelle pilottialueelle tehtävän järjestelmän asemesta koko maan kattava analyysijärjestelmä. Siinä aineistot haetaan yrityksille suunnatun kyselyn asemesta maataloushallinnon tietokannoista kaikille Suomen tiloille, jotta ympäristötoimenpidekustannustiedot kyetään painottamaan edustaviksi. Tulokset ovat jatkossa saatavissa kaikista ympäristötoimenpiteistä, joita kirjanpitoilat ovat tehneet. Ympäristötoimenpiteiden kustannustason, kustannusrakenteen ja kannattavuuden määrittäminen yritystasolla tarjoaa merkittävät mahdollisuudet alan tutkimukselle, politiikkasuunnittelulle ja asiantuntijatyölle sekä myös yksittäisille maatalousyrityksille. Hyötyjen realisoiminen edellyttää kuitenkin laskentajärjestelmän jatkokehittämistä.

5.3 Ainevirtaamat valuma-alueilla ja niihin vaikuttavat tekijät

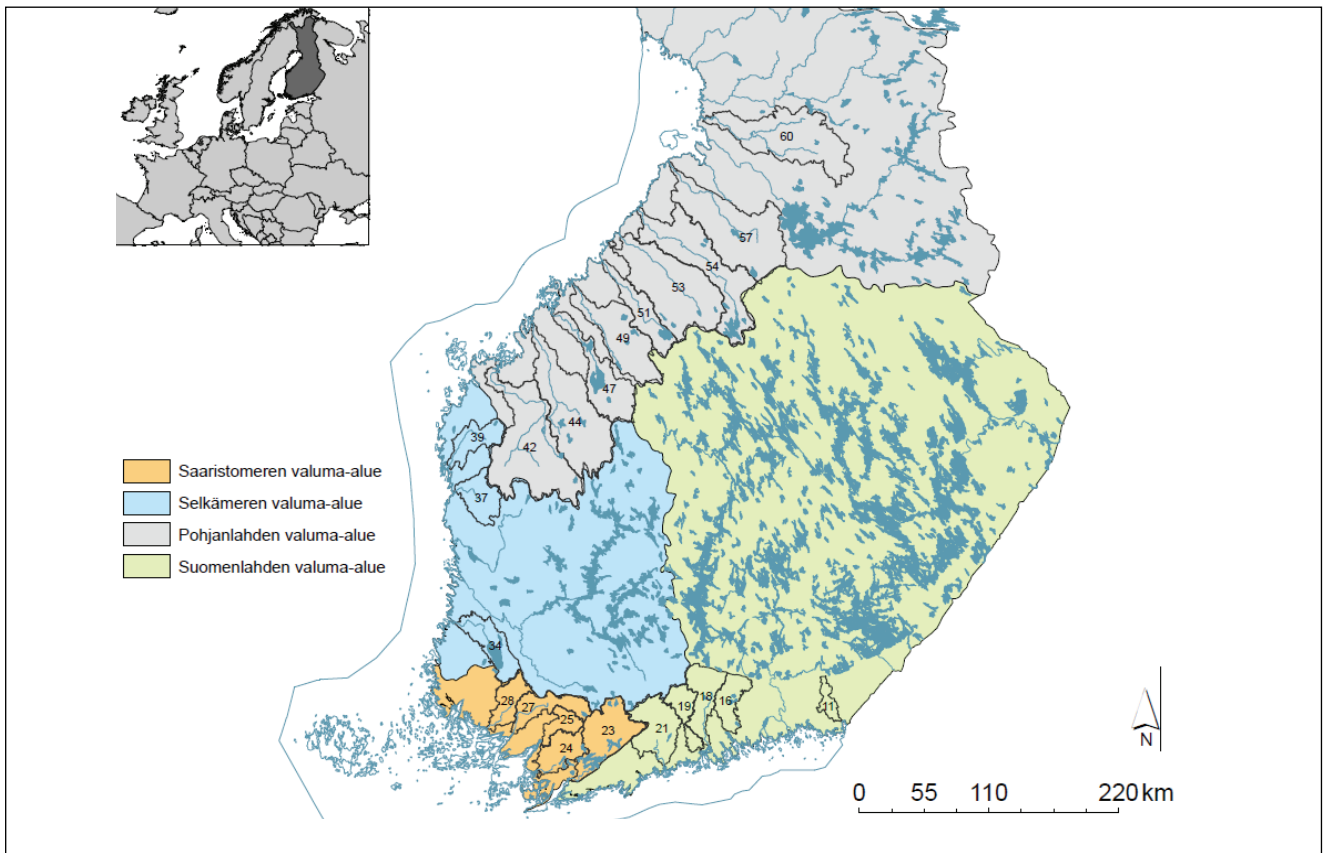
Katri Rankinen (SYKE), Petri Ekholm (SYKE), Jose Enrique Cano Bernal (SYKE) ja Hanna Keinänen (SYKE)
katri.rankinen@ymparisto.fi

5.3.1 Tausta

Valtioneuvoston vuonna 2006 tekemässä periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 todetaan rehevöitymistä aiheuttavan fosfori- ja typpikuormituksen vähentämisen olevan edelleen vesiensuojelun keskeisin tavoite sekä sisävesillä että merialueella (Valtioneuvosto 2006). Maatalouden on arvioitu olevan selvästi suurin ravinnekuormittaja, ja sille on asetettu 30 prosentin vähennystavoite. 1990-luvun puolivälissä luotiin maatalouden ympäristöohjelma torjumaan maatalouden aiheuttamia ympäristöhaittoja. Ohjelman vesiensuojelun kannalta tärkeimmät toimenpiteet koskevat lannoitusta ja kasvipeitteisyyttä. Peltomaan fosforin kokonaismäärä ja erityisesti helpoliukoksen fosforin määrä vaikuttavat siihen, kuinka paljon fosforia kulkeutuu vesistöihin pinta- ja salaojavalunnan mukana. Fosfori kiinnittyy tiukasti maahiukkasiin, joten vain osa maan

fosforivarannosta on kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Maatalousvaltaisten alueiden typpikuormitus taas muodostuu suurelta osin helposti huuhtoutuvasta, kasveille käyttökelpoisesta nitraattitypestä.

Maatalouden ravinnekuormituksen määrittäminen on valuma-alueitasolla vaikeaa, sillä sen suora mittaaminen ei ole mahdollista. Ravinteet päätyvät valuma-alueilta mereen veden kuljettamina, joten jokien fosfori- ja typpikuormat riippuvat voimakkaasti valunnasta. Koska Suomessa jokien vuosivirtaamat vaihtelevat suuresti, täytyy virtaaman vaikutus suodattaa pois, jotta nähdään muiden tekijöiden vaikutukset kuormitukseen. Pelloilta kulkeutuvien ravinteiden määrään vaikuttavat maataloudessa tapahtuneiden muutosten lisäksi myös ilmastolliset tekijät. Ilman lämpötila on noussut 1970-luvulta alkaen erityisesti talvisin (Tuomenvirta 2007). Lannoitteiden lisäksi merkittävä typen lähde on maan orgaaninen aines, jonka hajotessa vapautuu typpeä kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Orgaanisen aineksen hajoamista säätelevät lähinnä maan kosteus ja lämpötila. Leuto sää mahdollistaa maaperän hajotusprosessien ja typen mineralisaation jatkumisen myös talvella. Talviset vesisateet lisäävät puolestaan ravinteiden huuhtoutumista lumettomilta pelloilta (Puustinen et al. 2006).



Kuva 5.3-1. Valuma-alueiden sijainti.

Leudoille talville voi pitää indikaattorina niin sanottua NAO-indeksiä, jota mitataan Islannin päällä olevan matalapaineen ja Azorien päällä olevan korkeapaineen erona (Rinne 1998). Pohjois-Atlantin heilahdus eli NAO (North Atlantic Oscillation) on osa ilmastojärjestelmäämme. Kun NAO-indeksi on positiivinen, matalapaineet ovat Pohjois-Euroopassa voimakkaita ja talvet ovat leutoja ja sateisia erityisesti Brittein saarilla ja Fennoskandiassa. Negatiivisen NAO-indeksin aikana matalapaineet kulkeutuvat Etelä-Eurooppaan ja Pohjois-Eurooppaan pääsee virtaamaan kylmää ilmaa. Suomessa lämpötilan ja jokien talvivirtaamien on todettu korreloivan positiivisesti NAO-indeksin kanssa (Arvola et al. 2002).

5.3.2 Tavoite

Tässä työssä tutkittiin, miten valuma-alueilta Itämereen kulkeutuvat maatalouden kokonaisfosfori- ja typpikuormat ovat muuttuneet vuosina 1985–2012. Tutkimuksen tarkoitus on tukea vesiensuojelun suuntaviivojen 2015 maatalouden 30 prosentin kuormituksen vähentämistavoitteen seuranta. Vuodesta 1995 eteenpäin on ollut voimassa ympäristötuki, jonka ensimmäinen tukikausi oli voimassa 1995–1999, toinen tukikausi 2000–2006 ja kolmas tukikausi 2007–2013/2014. Jaksot 1985–1989 ja 1990–1994 olivat vertailujaksoja.

Työssä laskettiin 20:lle Itämereen laskevalle joelle kokonaisfosforin ja -tyypin kuormat ympäristöhallinnon vedenlaatu- ja virtaamatietojen perusteella. Jokien valuma-alueet olivat

pääasiassa maatalousvaltaisia ja vähäjärvisiä, mutta vertailun vuoksi tarkasteluun otettiin mukaan myös muutama joki, joiden valuma-alueen peltoprosentti oli pieni. Valuma-alueet on kuvailtu taulukossa 5.3-1 ja kuvassa 5.3-1. Suomen peltoalasta 30 prosenttia sijaitsee näillä valuma-alueilla.

Valuma-alueet jaettiin kahteen ryhmään maalajien perusteella. Ensimmäinen ryhmä käsittää Etelä- ja Lounais-Suomessa sijaitsevat valuma-alueet (tunnus 11–34) ja toinen ryhmä Länsi-Suomen valuma-alueet (tunnus 37–60). Etelä- ja Lounais-Suomessa hienorakeiset maat ovat yleisiä, ja eroosioherkiksi luokitellut maalajit kattoivat 20–60 prosenttia valuma-alueiden pinta-aloista. Länsi-Suomessa Kyrönjoen (42) pinta-alasta eroosioherkkiä maalajeja on 28 prosenttia, mutta pohjoiseen mentäessä luku laskee alle 1 prosenttiin. Vastaavasti orgaanisten maiden osuus valuma-alueiden pinta-alasta on Etelä- ja Lounais-Suomessa pienempi (2–14 %) kuin Länsi-Suomessa (18–44 %). Viljelykasvit heijastavat ilmaston lisäksi maalajien jakautumista siten, että viljanviljely on tyypillistä Etelä- ja Lounais-Suomessa ja nurmi- ja viljely Länsi-Suomessa. Näihin tekijöihin liittyvät analyysit tehtiin Etelä- ja Lounais-Suomelle erikseen ja Länsi-Suomelle erikseen. Muita tekijöitä testattiin koko Suomen aineistolla.

5.3.3 Aikaisemmat tulokset

MYTVAS 3 -tutkimuksen väliraporttiin laskettiin virtaamakorjatut ravinnekuormitukset virtaaman ja ravinnepitoisuuden yhteyteen perustuvalla regressiomallilla (Wartiovaara 1975, Sjöblom

Taulukko 5.3-1. Valuma-alueiden ominaisuudet. Tiedot perustuvat Corine Landcover 2006 -maanpeitetulkintaan.

Koodi	Nimi	Pinta-ala [km ²]	Järvisyys [%]	Peltoisuus [%]	Rakennettuja alueita [%]	Turvemaita [%]
11	Virojoki	357	3,8	13,5	1,4	13,5
16	Koskenkylänjoki	895	4,4	30,3	2,1	2,5
18	Porvoonjoki	1273	1,3	31,2	4,1	4,2
19	Mustijoki	783	1,5	30,3	3,6	10,2
21	Vantaanjoki	1686	2,3	23,8	9,2	8,2
23	Karjaanjoki	2046	12,2	17,7	4,6	6,2
24	Kiskonjoki	629	8,1	17,1	3	8,4
27	Paimionjoki	1088	1,6	42,8	2,5	3,5
28	Aurajoki	874	0,3	36,8	4,8	8,6
34	Eurajoki	1336	12,9	23,5	2,3	11,6
37	Lapväärtinjoki	1098	0,2	13,5	0,8	25,1
42	Kyrönjoki	4923	1,2	24,6	1,7	23,4
44	Lapuanjoki	4122	2,9	21,1	1,4	23
47	Ähtävänjoki	2054	9,8	13,7	1,3	24,2
49	Perhonjoki	2524	3,4	10,1	0,8	33,4
51	Lestijoki	1373	6,2	10,5	0,8	30,9
53	Kalajoki	3658	1,9	15,5	1,2	21,6
54	Pyhäjoki	3712	5,2	9	1	26,8
57	Siikajoki	4318	0,5	8	0,5	44
60	Kiiminginjoki	3814	3	1,3	0,7	42,6

2008). Lasketusta ravinnekuormasta poistettiin metsätalouden ja pistekuormittajien osuus. Jokien ravinnekuormien, valuma-alueen maankäytön ja viljelytoimenpiteiden välistä yhteyttä tutkittiin regressiomalleihin perustuvalla analyysillä. Pelkkä peltoprosentti selitti yli puolet arvioidusta jokien kuljettamasta ravinnekuormasta.

Fosforikuormituksessa havaittiin laskeva ja typpikuormituksessa nouseva trendi. Mitä enemmän peltoalasta oli kesannolla, sitä pienempi oli kokonaisfosforikuormitus. Toisaalta mitä suurempi oli peltojen keskimääräinen P-luku, sitä suurempi oli valuma-alueen kokonaisfosforikuormitus. Lisäksi Etelä-Suomen valuma-alueilla nurmialan kasvaminen näytti vähentävän fosforikuormitusta, mutta yhteys ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Länsi-Suomen valuma-alueilla tilanne oli päinvastainen, sillä nurmialalla ja kuormituksella oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen yhteys.

Pelloille eläinten lannassa levitettävän typpimäärän ja kokonaistyppikuormituksen välillä oli positiivinen yhteys koko Suomessa. Etelä-Suomen valuma-alueilla sekä viljanviljelyalan että viljasadon ja kokonaistyppikuormituksen välillä oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen ja nurmisadon ja kuormituksen välillä positiivinen yhteys. Länsi-Suomen valuma-alueilla kesanto-

prosentilla oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen yhteys typpikuormitukseen, mutta nurmialalla positiivinen yhteys typpikuormitukseen. Typpitaseella oli lähes merkitsevä positiivinen yhteys kokonaistyppikuormitukseen.

5.3.4 Uudet tulokset

Ilmastomuuttujat

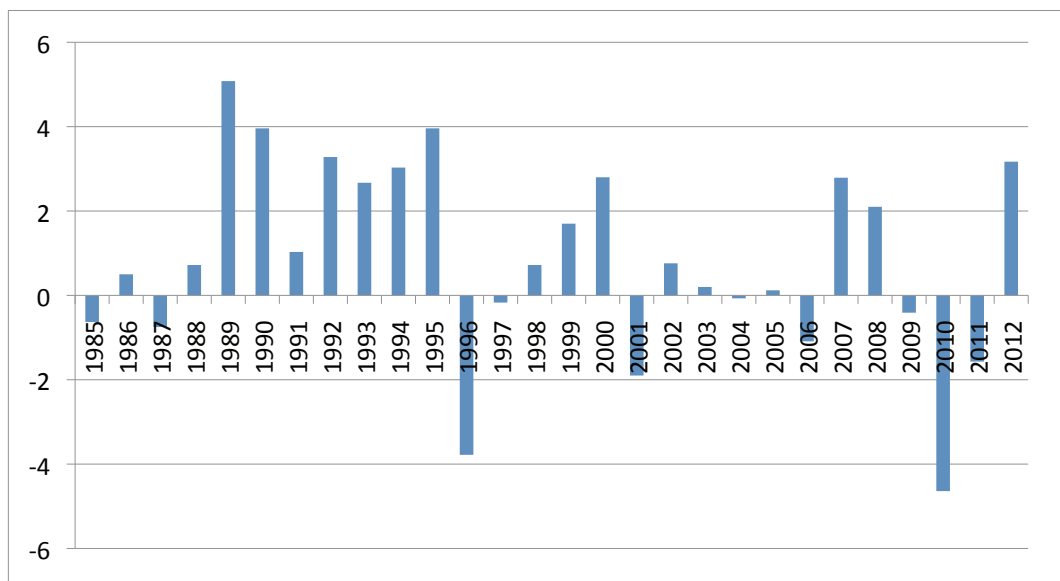
Lämpötilassa ja sadannassa tapahtuneita muutoksia analysoitiin Mann-Kendall -testillä (Salmi et al. 2002) Ilmatieteen laitoksen säähavainnoista. Loppukesän lämpötilojen havaittiin nousseen selvästi vuosina 1985–2012 (taulukko 5.3-2). Lisäksi kevään lämpötiloissa oli havaittavissa nousua.

NAO-indeksissä ei havaittu trendiä (Kuva 5.3-2). NAO-indeksi oli monena talvena positiivinen 1980-luvun lopulla ja 1990-luvun alkupuolella. Lisäksi vuodesta 2011 lähtien on ollut vahvasti positiivinen NAO-indeksi. NAO-indeksi korreloi Etelä- ja Lounais-Suomen jokien (11–34) sekä muutaman Länsi-Suomen joen (37–42) talviviltaamien kanssa jaksolla 1985–2006, joten sitä voi käyttää indikaattorina näiden jokien talviviltaamille. NAO-

Taulukko 5.3-2. Tilastollisesti merkitsevä kasvu kuukausittaisissa keskilämpötiloissa (°C) vuosina 1985–2012.

Asema	Huhtikuu	Toukokuu	Heinäkuu	Elokuu	Syyskuu	Marraskuu
Vihti Maasoja	-	2,268 (*)	1,624 (+)	1,932 (*)	2,772 (**)	-
Jokioisen observatorio	2,464 (*)	-	2,128 (*)	2,156 (*)	3,08 (**)	-
Kruunupyy	-	-	1,596 (+)	2,016 (*)	2,52 (*)	3,724 (+)

Kuva 5.3-2. Talvikuukausien (joulu-maaliskuu) NAO-indeksit vuodesta 1985 eteenpäin.



indeksi ei korreloinut Pohjanmaan isojen jokien talviviltaamien kanssa. Näiden jokien virtaaman vaihtelua saattaa osaltaan selittää säännöstely.

Talvikukausien (joului-helmikuu) vuosivalunnoissa oli nousua. Lisäksi 15 valuma-alueella on havaittavissa lievästi merkitsevä tai merkitsevä lasku valunnoissa touko-kesäkuussa. Jokien mi-nimi- tai maksimivirtaamissa ei ollut selvää muutosta.

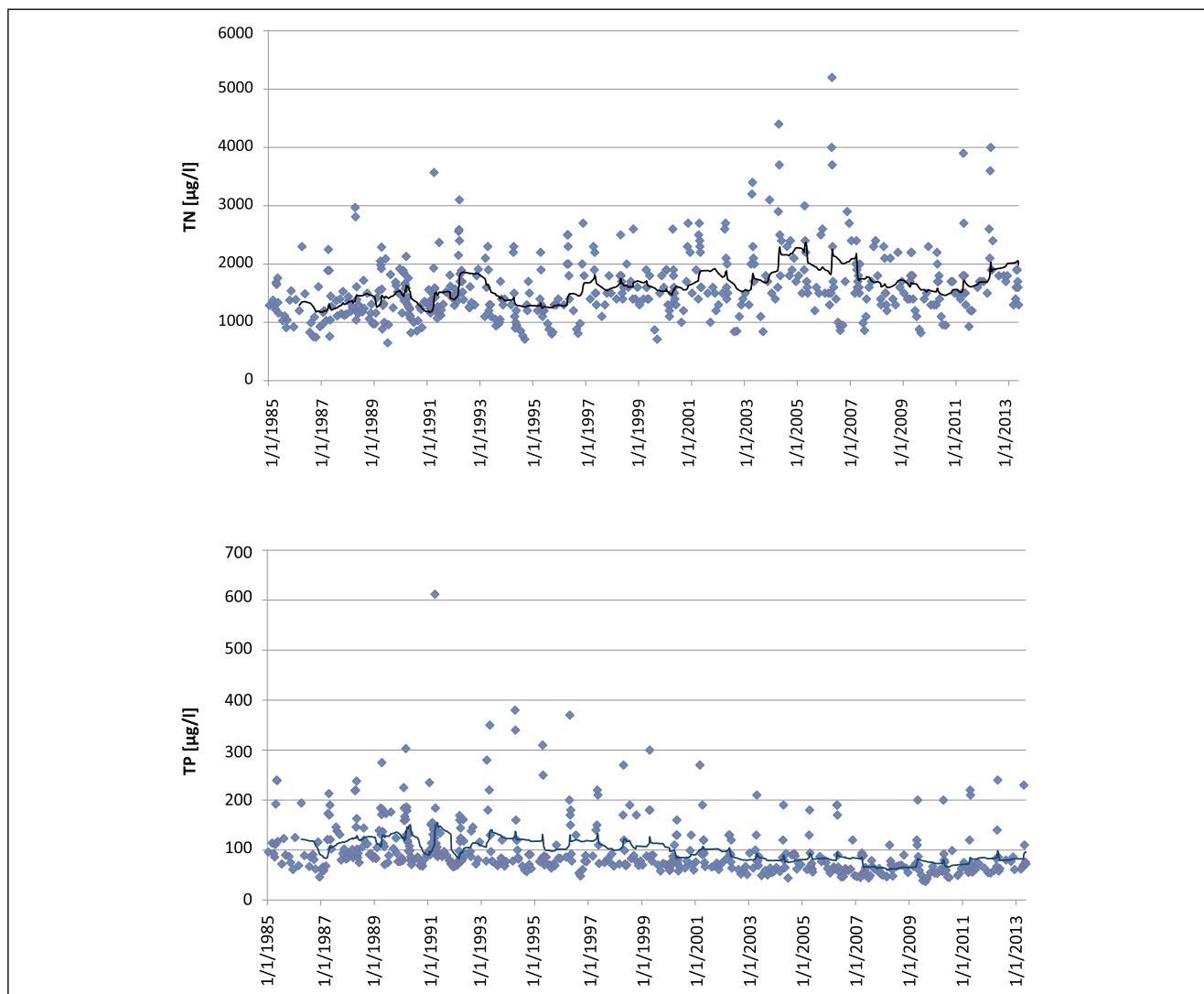
Jokivesistöjen virtaamakorjattu ravinnekuormitus

Jokien virtaamakorjattujen ravinnekuormien laskennassa käytettiin regressiomallia, jolla mallinnettiin veden ravinnepitoisuuden ja virtaaman välistä yhteyttä (Hirsch et al. 2010). Malli on periaatteiltaan samanlainen kuin malli, jota käytettiin MYTVAS 3 -väliraportissa. Havaituille virtaamille ja ravinnepitoisuuksille tehtiin myös Mann-Kendall-analyysi (Libiseller and Grimvall 2002), joka ottaa huomioon virtaaman ja ravinnepitoisuuden välisen korrelaation. Jokien ravinnekuormat (t/a) olivat suu-

rimpia Pohjanmaan isoissa joissa. Valuma-alueen pinta-alaan suhteutettu kuormitus oli kuitenkin suurinta Lounais-Suomessa, missä peltojen osuus valuma-alueiden pinta-alasta oli suurin, maalaji eroosioherkkää ja viljanviljely tyypillistä. Kokonaisfosforin virtaamakorjattu kuormitus laski vuodesta 1985 lähes kaikilla valuma-alueilla. Kuormituksen väheneminen ei tapahtunut lineaarisesti, sillä monella Länsi-Suomen valuma-alueella oli korkein kuormitus vuosina 1994–1999.

Virtaamakorjattu typpikuormitus sen sijaan kasvoi vuodesta 1985. Typpikuorman kasvu oli suurinta Pohjanmaan isoissa joissa, missä suurin muutos tapahtui ensimmäisen ja toisen ympäristötukikauden välillä. Viimeisimmällä ympäristötukikaudella kuormitus näytti tasaantuneen.

Kokonaistypen pitoisuuden nousu ja kokonaisfosforin pitoisuuden lasku olivat tilastollisesti merkitseviä Pohjanmaan isoissa jokivesistöissä (joet 37–60). Samanaikainen nouseva trendi kokonaistypen ja laskeva trendi kokonaisfosforin pitoisuuksissa näkyy hyvin esimerkiksi Kalajoen aikasarjoissa (kuva 5.3-3).



Kuva 5.3-3. Kokonaistypen ja -fosforin pitoisuuksien aikasarja Kalajoenjoessa. Viiva on 18 havainnon liukuva keskiarvo.

Pohjanmaan happamilla sulfaattimailla typpipitoisuudet ovat luonnostaan korkeita. Jokien pH:ssa ei kuitenkaan havaittu sellaista muutosta, josta voisi päätellä ravinnekuormituksen muuttuneen happamien sulfaattimaiden alueella tapahtuneiden muutosten takia.

Etelä- ja Lounais-Suomen jokivesistöissä muutokset eivät olleet tilastollisesti merkitseviä muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Esimerkiksi Porvoonjoen (18) ja Vantaanjoen (21) kokonais-typpikuormitukset ovat vähentyneet tilastollisesti merkitsevästi, mutta tämä johtui todennäköisesti typenpoiston aloittamisesta yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla.

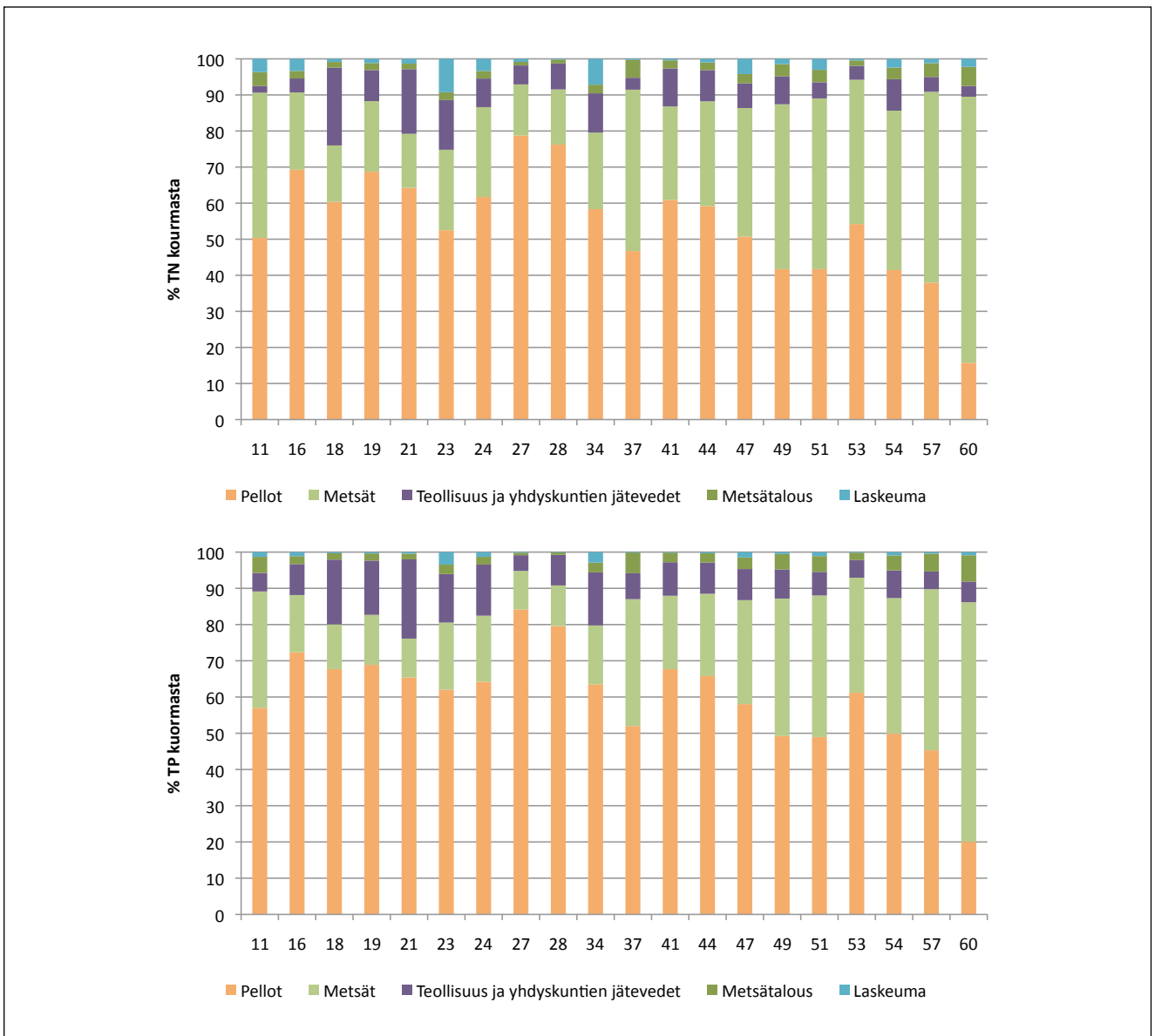
Ravinnekuormituksen osittaminen lähteisiin

Valuma-alueilta tuleva ravinnekuorma ositettiin lähteisiin ME-SAW-mallilla, joka perustuu käännteisten ongelmien ratkaisuun (Vassiljev and Stålnacke 2002). Keinänen (2013) havaitsi sekä

metsätalous- että tausta-alueilta tulleen typpikuorman nousseen noin 10 prosenttia vuosina 1985–2012. Tällä muutoksella oli selkeä yhteys nousseeseen lämpötilaan. Metsistä tulevassa fosforikuormituksessa ei havaittu selkeää muutosta.

Tilastoidut yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesikuormat saatiin VAHTI-tietokannasta, ja arvioitua haja-asutuksen jätevesien ja metsätalouden ravinnekuormat vuosilta 1985–2006 VEPS-järjestelmästä. Metsätalouden kuorma vuodesta 2007 lähtien laskettiin KALLE-työkalulla (Finer et al. 2010). Laskeuma saatiin SYKEN ilmanlaaturekisteristä. Lisäksi huomioitiin typpikuormituksen nousu metsistä.

Suurin osa ravinnekuormituksesta oli peräisin pelloilta ja metsistä (kuva 5.3-4). Valuma-alueilla sijaitsevat metsät olivat pääasiassa talousmetsiä, ja kaikilla valuma-alueilla yli 50 prosenttia metsäalasta koostui iältään alle 60-vuotiasta puista. Ainoastaan Kiiminginjoen valuma-alueella oli niin sanottuja vanhoja metsiä (>120 vuotta) yhteensä yli 10 prosenttia.



Kuva 5.3-4. Jokivesistöjen ravinnekuorman (2007–2012) ositus lähteisiin.

Pistekuormituksen osuus oli merkittävä (noin 20 % kokonaiskuormituksesta) ainoastaan Porvoonjoen ja Vantaanjoen valuma-alueilla. Pelloilta tulevan ravinnekuorman osuus oli suurin (noin 80 %) Saaristomerén valuma-alueella. Metsistä tulevan ravinnekuormituksen osuus kasvoi pohjoiseen mentäessä, tosin Kiiminginjoellakin kokonaisfosforikuormituksesta 20 prosenttia oli peräisin pelloilta.

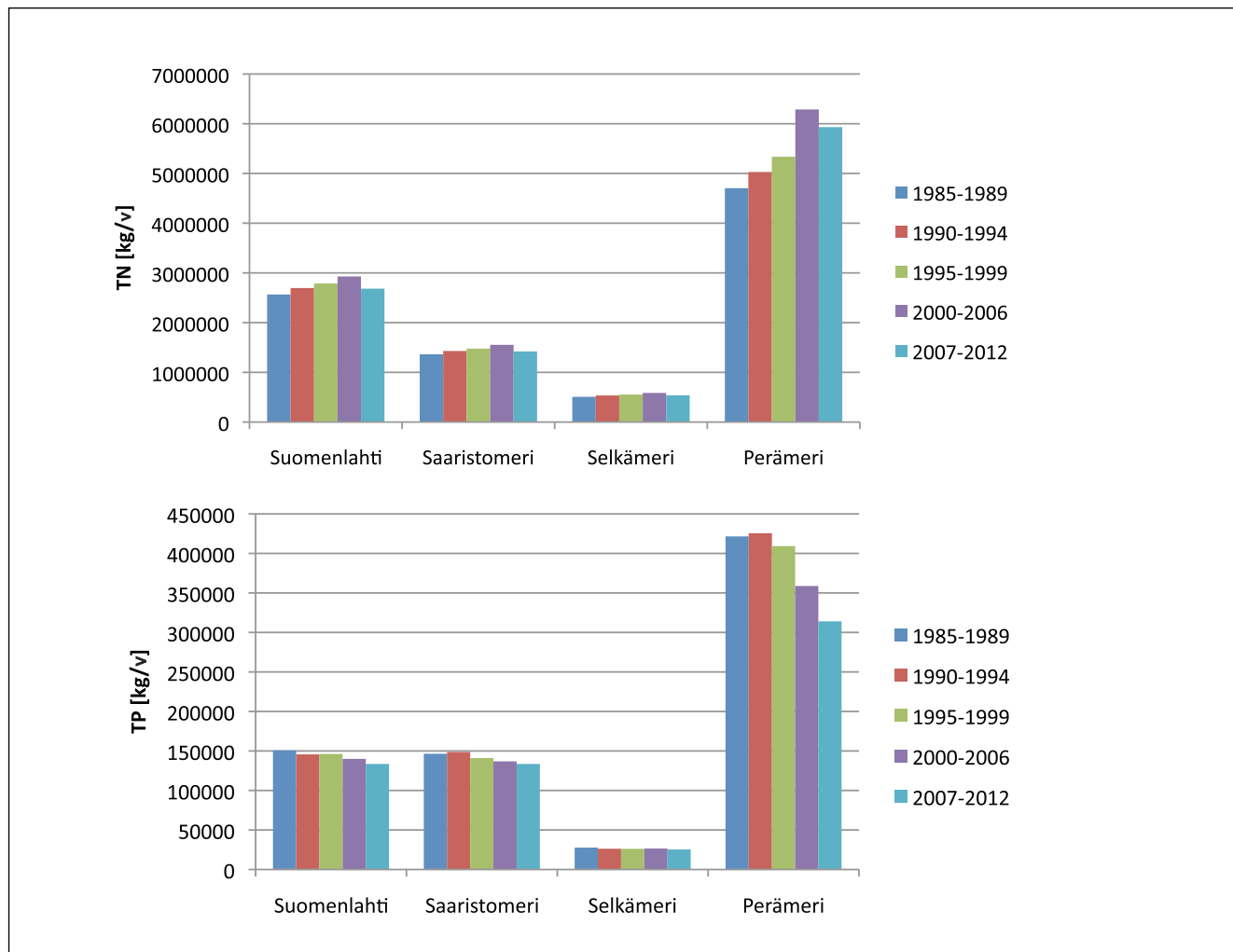
Maatalouden ravinnekuormitus ja siinä tapahtuneet muutokset

Maataloudesta peräisin oleva ravinnekuormitus ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{v}$) oli suurin Saaristomerén valuma-alueella ja pienin Selkämerén ja Pohjanlahden valuma-alueilla (kuva 5.3-5). Kokonaisfosforikuormitus laski tasaisesti ympäristötukikausilla. Vähennys oli suurinta Pohjanlahden valuma-alueilla (28 %) ja pienintä Saaristomerén valuma-alueilla (8 %). Kokonaistyyppikuormitus Itämereen kasvoi tasaisesti, mutta viimeisellä ympäristötukikaudella kääntyi laskuun kaikilla merialueilla.

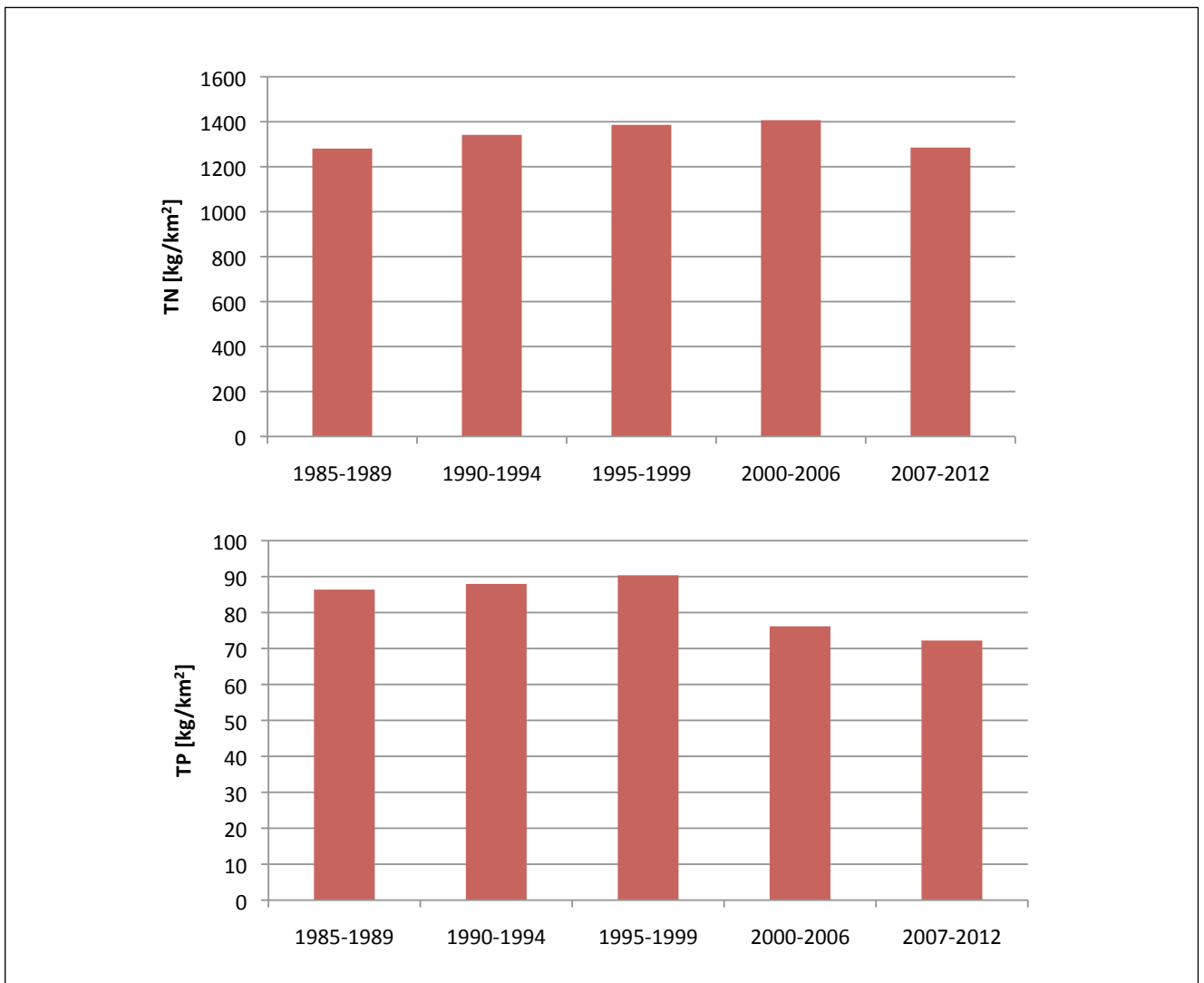
Vastaava kehitys näkyi myös maatalouden ominaiskuormitusluvuissa. Typen ominaiskuormitusluku kasvoi kolmannelle ympäristötukikaudelle (2000–2006) mutta kääntyi laskuun

viimeisellä tukikaudella (2007–2012). Fosforin ominaiskuormitusluku kääntyi laskuun jo toisella tukikaudella (kuva 5.3-6). Tässä lasketut ominaiskuormitusluvut (TN 1280–1407 kg/km^2 ja TP 72–90 kg/km^2) olivat hieman pienempiä kuin pieniltä valuma-alueilta lasketut luvut; TN 1500 kg/km^2 ja TP 110 kg/km^2 (Vuorenmaa et al. 2002). Syynä lienee se, että maatalousvaltaiset pienet valuma-alueet sijaitsevat Etelä- ja Lounais-Suomessa, missä maatalous on kuormittavinta. Ryhmittelyanalyysissä erottui Etelä- ja Lounais-Suomen eroosioherkillä alueille sijaitsevat valuma-alueet (16–21, 27, 28), joilla keskimääräinen vuosittainen kiintoaineskuorma oli yli 15 000 kg/km^2 . Näillä valuma-alueilla kiintoaineskuormituksessa tapahtuneet muutokset selittivät 97 prosenttia fosforin ominaiskuormituksen muutoksista. Muilla valuma-alueilla korostui nurmiviljelyn fosforikuormitusta nostava vaikutus.

Omaksi ryhmäksi erottuivat myös ne valuma-alueet (18–21, 27, 28), joilla tyyppikuormitus oli yli 700 kg/km^2 . Näillä valuma-alueilla tyyppitase selitti 88 prosenttia peltojen typen ominaiskuormituksen muutoksista. Muilla valuma-alueilla tyyppitaseen muutos selitti 97 prosenttia peltojen typen ominaiskuormituksen muutoksista.



Kuva 5.3-5. Valuma-alueilta peräisin oleva maatalouden ravinnekuormitus eri merialueille.



Kuva 5.3-6. Maatalouden ominaiskuormitusluvun kehitys.

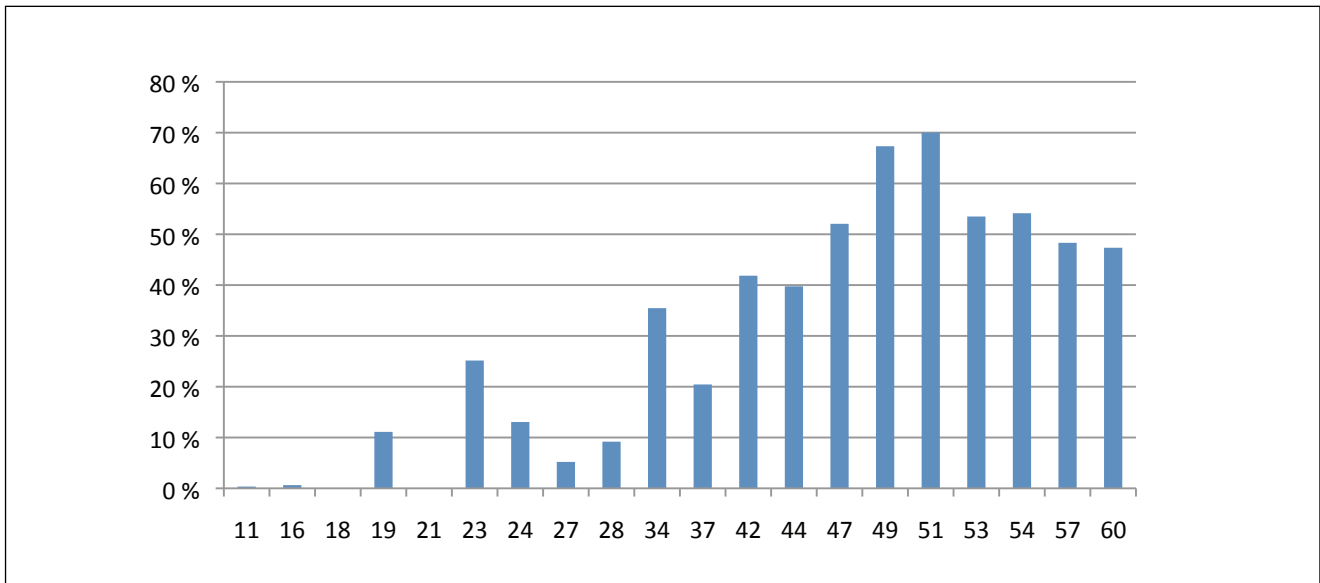
Muutokset viljelytoimenpiteissä ja maatalouden rakenteissa

Maatalouden typpikuormitus kasvoi erityisesti ensimmäisen ja toisen tukikauden välillä. Tällöin myös viljellyn pellon ala kasvoi (Tike 2007). Tästä uudesta peltoalasta 50 prosenttia raivattiin orgaanisille maalajeille SYKEN paikkatietoaineistoilla (CORINE2000 ja CORINE2006) ja Maannostietokannalla (Lilja et al. 2006) tehdyn analyysin mukaan.

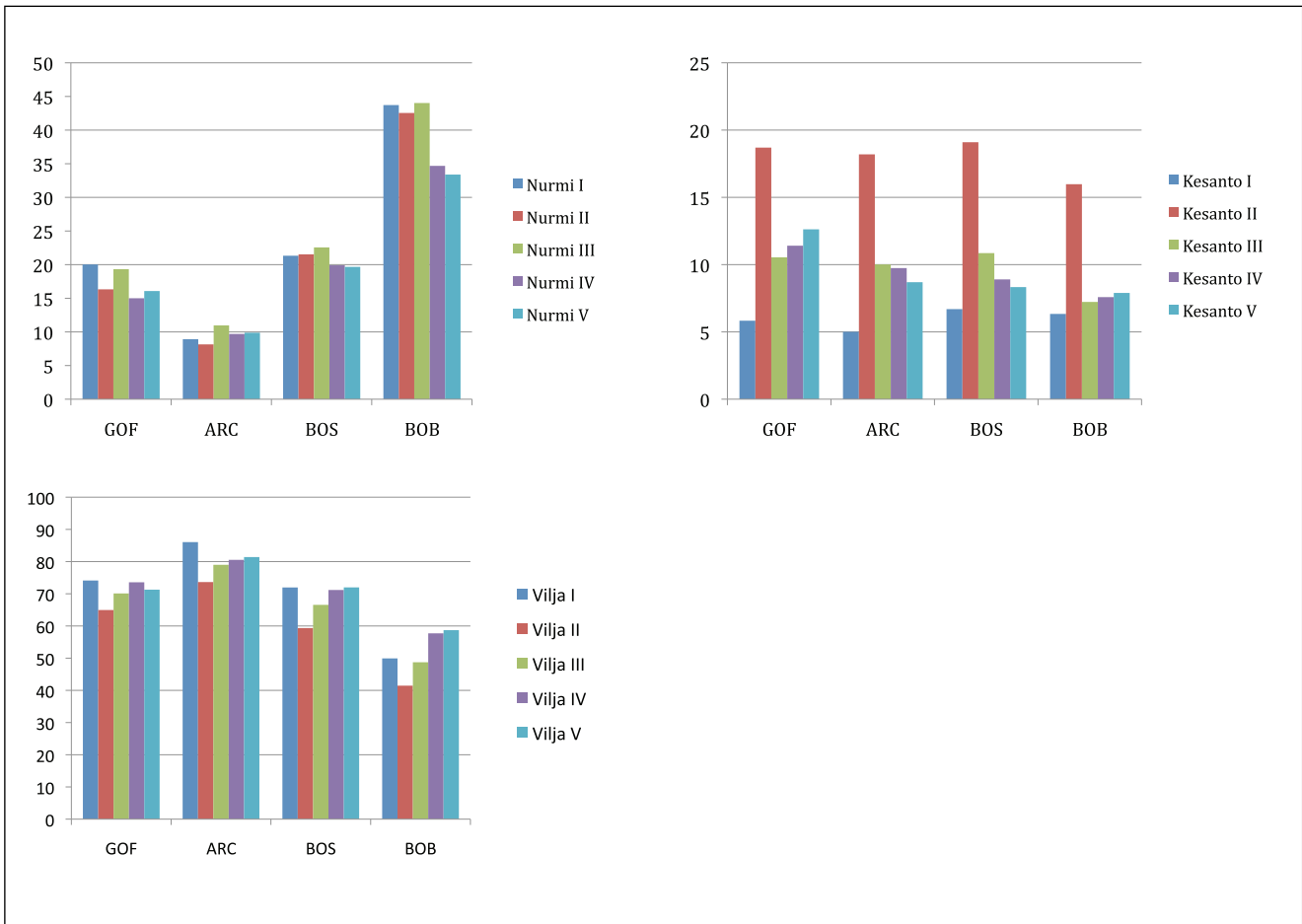
Eloperäiset maalajit sisältävät luonnostaan runsaasti typpeä, ja turvepeltojen laskettu kokonaistypen ominaiskuormitusluku oli neljä kertaa suurempi kuin kivennäismailla sijaitsevien peltojen. Vastaavaa suhdetta ei löytynyt fosforille. Pohjanmaan isojen jokivesistöjen typpikuorman kasvusta jopa puolet näytti johtuvan turvepeltojen raivauksesta (kuva 5.3-7).

Ympäristötukikausilla kesantoala kasvoi pari prosenttia Suomenlahden ja Perämeren valuma-alueilla, ja laski Saaristomerellä ja Selkämeren valuma-alueilla. Kesantoala oli suurimmillaan, 13-25 prosenttia peltoalasta, vuosina 1990–1994. Vastaavasti vilja-ala kasvoi ja nurmiala laski ympäristötukikausilla (kuva 5.3-8).

Karjatalouden keskittyminen Saaristomerellä, Selkämerellä ja Perämeren valuma-alueilla jatkui. Erityisesti Saaristomerellä valuma-alueilla eläinten lannassa levitettiin pelloille ravinteita selvästi enemmän kuin aikaisemmin. Vastaavasti maan P-luvut Saaristomerellä valuma-alueilla nousivat edelleen, vaikka ne muilla alueilla olivatkin kääntyneet laskuun.



Kuva 5.3-7. Eloperäisille maalajeille raivatuista pelloista johtuva osuus kokonaistyyppikuormituksen kasvusta ensimmäisen ja toisen ympäristötukijakson välillä.



Kuva 5.3-8. Tutkimusalueella tapahtuneet muutokset viljelykasvien jakaumassa. a) Viljat ja erikoiskasvit, b) nurmet ja c) kesannot.

5.3.5 Keskustelu ja johtopäätökset

Maatalouden fosforikuormitus Itämereen laskee ympäristötukikausilla. Muutos oli pienin Selkämereen (8 %) ja Saaristomeren laskevilla valuma-alueilla (10 %) ja suurin Pohjanlahteen laskevilla valuma-alueilla (28 %).

Koko Suomen tasolla fosforikuormitusta selitti kesannoiti ja peltojen helppoliukaisen fosforin pitoisuus. Kesantojen suuri osuus (13–20 % peltopinta-alasta) vähensi fosforikuormitusta ennen ympäristötukea vuosina 1990–1994. Ympäristötukikausilla pienentyneitä kokonaisfosforikuormitusta selitti P-lukujen lasku, joka oli suurinta Länsi-Suomen valuma-alueilla. Myös nurmialan väheneminen on voinut vaikuttaa fosforikuormituksen laskuun Pohjanmaalla. Lounais-Suomen valuma-alueilla P-luku ei merkittävästi laskenut. Lounais-Suomen eroosioherkillä alueilla kiintoaineskuormituksen laskulla oli yhteys fosforikuormituksen laskuun.

Typpiikuormitus Itämereen sen sijaan kasvoi erityisesti Länsi-Suomen valuma-alueilla. Vasta viimeisellä tukikaudella kuormitus kääntyi laskuun. Kaikilla valuma-alueilla typpiikuormitus oli yhteydessä eläinten lannan mukana tulevan typen määrään. Vaikka eläinten määrä koko Suomessa on laskenut, eläintuotanto on keskittynyt Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Lisäksi typpitäseen ja typpiikuormituksen välillä oli yhteys, eli laskenut typpitase laskee myös kuormitusta. Etelä-Suomen valuma-alueilla korostui viljasadon hyvä typenotto yhtenä osatekijä typpitäseessä.

Länsi-Suomen valuma-alueilla nurmiviljely näytti lisäävän sekä fosfori- että typpiikuormitusta. Länsi-Suomen joissa fosfori- ja kiintoainespitoisuuden välinen suhde on heikko, sillä pellot ovat tasaisia ja maalajit eivät ole eroosioherkkiä. Näillä alueilla nurmiviljelystä ei saada riittävää hyötyä eroosiontorjunnassa, joten nurmiviljelyn haitat ravinnekuormitukselle korostuvat. Nurmien lannoitustasot ovat korkeammat, kun viljakasvien ja lannan pintalevyys nurmelle on yleistä.

Typpiikuormituksen nousu johtuu eloperäisten maiden raivaamisesta pelloksi sekä karjatalouden keskittymisestä ja eläinten ruokinnan muuttumisesta siten, että lanta sisältää enemmän typpeä. Myös ilmastonmuutoksella voi olla osuutta, sillä kohonnut lämpötila on viimeisillä jaksoilla oletettavasti lisännyt orgaanisen aineksen hajoamista. Koko tutkimusaikana kohonnut lämpötila oli kuitenkin yhteydessä pienentyneeseen typpiikuormitukseen, sillä todennäköisesti kasvien typenotto ja muut typen hävikit ovat myös kasvaneet. Suurinta epävarmuutta tuloksiin aiheuttaakin kohonnut lämpötila ja erityisesti sen vaikutukset talousmetsistä tulevaan ravinnekuormitukseen.

Kirjallisuus

Arvola, A., Hakala, I., Järvinen, M., Huitu, E. & Mäkelä, S. 2002. Effects of weather conditions on water quality in two small rivers. *Large Rivers*. 13.

Finer, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Lauren, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiahho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. *Suomen ympäristö* 10.

Hirsch, R.M., Moyer, D.L. & Archfield, S.A. 2010. Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay river inputs. *Journal of the American Water Resources Association JAWRA*. 46, 859–880.

Libiseller, C. & Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics*. 13, 71–84.

Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2006. Suomen maannostietokanta. Maannoskartta 1:250 000 ja maaperän ominaisuuksia. MTT:n selvityksiä 114.

Puustinen, M., Tattari, S., Koskiahho, J. & Linjama, J. 2006. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil & Tillage Research*.

Rinne, J. (toim.) 1998. El Niño ja NAO. Suomalainen sääkirja etanasta El Niñoon.

Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola, T. & Amnell, T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates - the Excel template application MAKESENS. Ilmanlaadun julkaisuja. Publikationer om luftkvalitet. Publications on air quality. No. 31.

Sjöblom, H. 2008. Suomesta Itämereen laskevien jokien fosfori- ja typpikuormat 1961-2006 - arvio maatalouden kuormitusmuutoksista. Teknillinen korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos.

Tike. 2007. Maatilatilastollinen vuosikirja 2007. Yearbook of Farm Statistics. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Information Centre of the Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki.

Tuomenvirta, H., 2007. Reliable estimation of climatic variations in Finland. Finnish Meteorological Institute Contributions, No. 43, Finnish Meteorological Institute, 80 s. + liitteet 78s.

Valtioneuvosto 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös.

Vassiljev, A. & Stålnacke, P. 2002. Source apportionment of nutrients in the Lake Peipsi drainage basin - experiments from a statistical model. Water Science and Technology.

Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. Environmental Monitoring and Assessment. 76, 213–248.

Wartiovaara, J. 1975. Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla. [English abstract: Amounts of Substances Discharged by Rivers Off the Coast of Finland]. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja. Publications of the Water Research Institute. 13. Vesihallitus-National Board of Waters.

6. Ympäristötukijärjestelmän ominaisvaikuttavuus ja kokonaisvaikutuspotentiaali

Juha Grönroos (SYKE)
juha.gronroos@ymparisto.fi

Ympäristötukijärjestelmän vaikuttavuuden arvioinnin yksi perusteista on eri toimenpiteiden ominaisvaikuttavuuden tunteminen. Sitä varten MYTVAS 3:ssa on tehty toimenpidekohtaiset ominaisvaikuttavuusarviointit, jonka yhteenveto on esitetty luvussa 6.1. Siihen liittyvässä taulukossa 6.1-1 on esitetty yksinkertaistettuna ominaisvaikuttavuusarvioinnin tulokset. Näitä tuloksia on hyödynnetty luvussa 6.2 tehdyssä arviossa ympäristötukijärjestelmän kokonaisvaikutuspotentiaalista suhteessa sille asetettuihin tavoitteisiin. Samassa yhteydessä on myös tehty tarkasteluja siitä, mitä muutoksia on tapahtunut tavoitteiden toteutumista kuvaavissa indikaattoreissa ja mistä nuo muutokset ovat voineet johtua.

6.1 Yhteenveto toimenpiteiden ominaisvaikuttavuudesta

Juha Grönroos (SYKE)
juha.gronroos@ymparisto.fi

Maataloudesta peräisin olevan vesiä rehevöittävän ravinnekuorituksen vähentäminen on ollut yksi maatalouden ympäristötukijärjestelmän päätavoitteista. Grönroos ym. (2007) totesivat, että edellisellä ohjelmakaudella luonnon monimuotoisuuden ylläpitämisellä oli hyvin pieni paino ympäristötuen toimenpiteitä laadittaessa. Kuluvalle ohjelmakaudelle tilannetta pyrittiin korjaamaan, mutta edelleenkin selkeää laaja-alaista ja vaikuttavaa toimenpidettä ei järjestelmässä ole lukuun ottamatta luonnonhoitopeltoja, jotka osittain korvaavat velvoitekesannoinnin poistumisen kautta vähentynyttä viherkesannointialaa. Ilmaan kohdistuvien päästöjen vähentämisessä on pyritty löytämään menetelmiä kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseksi.

Kaiken kaikkiaan toimenpiteillä, jotka lopettavat varsinaisen viljelyn alueellaan, on merkittäviä positiivisia vaikutuksia monissa ympäristövaikutusluokissa. Alueiden tuotantopotentiaali olisi mahdollista saada ainakin osittain käyttöön, jos niittojätteen hyötykäyttöä voitaisiin kustannustehokkaasti lisätä. Mielenkiintoisin vaihtoehto on käyttää jäte biokaasulaitoksen syötemateriaalina, jolloin tuotteina saadaan energiaa ja kiertäyslannoitevalmisteita.

Seuraavassa käydään tarkemmin ympäristövaikutusluokittain läpi, millä toimenpiteillä on kyseisissä vaikutusluokissa suurin vaikutuspotentiaali ja millä ehdoilla. Arviointi pohjautuu toimenpidekohtaisiin ominaisvaikuttavuusarviointeihin, jotka on esitetty erillisessä dokumentissa (REF).

Ravinnekuormitus vesiin

Lannoituksen tarkentamiseen ja alentamiseen kohdistuvat toimenpiteet osoittautuivat toteutuslallaan tehokkaimmiksi ravinnekuorituksen vähentäjiksi. Tehokkaita olivat myös kasvipeitteisyyteen vaikuttavat toimenpiteet, kuten luonnonhoitopellot, peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys sekä suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito. Luonnonhoitopeltoihin, kuten myös suojavyöhykkeisiin, kuitenkin liittyy se ongelma, että näiltä alueilta ei voida korjata varsinaista satoa, ellei sellaiseksi lueta poiskorjattua niittojätettä. Niittojätteen hyödyntäminen ei onnistu kaikilla alueilla: ei ole rehua hyödyntäviä eläimiä tai biokaasulaitosta, jossa massa voitaisiin hyödyntää syötemateriaalina tuottamaan biokaasua, minkä myötä myös massan ravinteet saataisiin lannoitetuotteina takaisin kiertoon. Näiden peltojen tuotantopotentiaali jää näin hyödyntämättä. Tämä heikentää toimenpiteiden houkuttelevuutta ja kokonaisuhyötyä.

Lannoitustoimenpiteiden ominaisvaikuttavuus riippuu täysin vertailutilanteesta. Toimenpide on hyödytön, jos lannoitustasoissa ei ole tarkennettavaa joko siksi, että jo muut tekijät, kuten viljan alhainen ja lannoitteiden korkea markkinahinta painavat lannoitustasoja alas, tai että toimenpide kohdentuu peltolohkoille, joilla sen käyttö ei johda ympäristön kannalta edullisiin muutoksiin viljelykäytännöissä.

Esimerkkinä jälkimmäisestä on typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla -lisätoimenpide, jota ympäristötuen sitoumusehdoissa suositellaan kohdennettavan lohkoille, joille on levitetty lantaa edellisenä syksynä tai joilla on nurmi kynnetty maahan. Toimenpiteen ovat kuitenkin voineet valita sellaisetkin tilat, joilla lantaa ei käytetä tai joiden viljelykierrossa ei ole nurmia. Näillä tiloilla toimenpide on käytännössä ollut hyödytön, koska se ei ole johtanut muutoksiin viljelytoimenpiteissä. Toimenpiteen suosio saattaaakin selittyä juuri tällä.

Ympäristövaikutusten näkökulmasta lannoitustoimenpiteen suurin epäkohta kohdistuu kotieläinten lannan käytön poikkeusmahdollisuuksiin. Tämä tarkoittaa sitä, että suurimmat lisähyödyt lannasta saadaan, kun nostetaan lanta tasa-arvoiseen asemaan

mineraalilannoitteiden rinnalle, eli poistetaan poikkeusmahdollisuudet. Tähän liittyy vahvasti myös lannan ominaisuuksien tarkempi tuntemus ja millä tavalla lannan ravinteet vaikuttavat lannoitukseen: mikä on lannan kokonaistypen ja -fosforin käytökelpoisuus kasveille ja miten tämä pitäisi ottaa lannoituksessa huomioon. Yleinen käsitys on, että turkiseläinten lantaa lukuun ottamatta lannan fosfori on melko lyhyen ajan sisällä kokonaan kasvien käytettävissä (Ylivainio ja Turtola 2009). Lannan kokonaistypen pitkäaikaisen lannoitusvaikutuksen tarkempi arviointi ja huomioiminen lannoituksessa sekä edelleen ympäristötuesta on myös tärkeä selvittää. Koska lannoitus perustuu nykyään lannan liukoisen typen pitoisuuteen, lannan orgaaninen tyyppi jää huomioimatta, jolloin lannoitettaessa tyypitaseen ylijäämä ja edelleen ravinnehukkapotentiaali muodostuvat suureksi. Suomessa on toistaiseksi vain vähän tietoa lannan orgaanisen typen myöhemmästä vapautumisesta ja sen aiheuttamasta huuhtoutumisriskistä (Lemola ym. 2009a).

Torjunta-ainekuormitus

Vähimmäistoimenpiteistä tärkeimpiä ovat kasvinsuojeluun liittyvät toimenpiteet, joilla nykyisellä ohjelmakaudella torjunta-aineista aiheutuvia haittoja pyritään vähentämään. Tällaisia toimenpiteitä ovat torjunta-ainelain ja -asetuksen noudattaminen, hyväksytyjen ja testattujen ruiskujen käyttäminen sekä kasvinsuojeluaineiden käyttöä koskeva koulutus. Toiseksi tärkeimpiä ovat toimenpiteet, joiden seurauksena aineita ei käytetä lainkaan: luonnonhoitopellot, suojavyöhykkeet ja luonnonmukainen tuotanto. Luonnonhoitopelloilla ja suojavyöhykkeillä toimenpide johtaa varsinaisen kasvintuotannon lopettamiseen. Alueiden – eli niittojätteen – hyötykäytön lisääminen toisi mielekkyyttä toimenpiteisiin, koska tällöin alueiden tuotantopotentiaali saataisiin ainakin osittain käyttöön. Luonnonmukaisessa tuotannossa alhaiset satotasot ovat myös ongelma. Osittain syy löytyy kasvinsuojeluongelmista. Luonnonmukaisen tuotannon satotasojat tuleekin parantaa.

Päästöt ilmaan

Ilmaan kohdistuvien päästöjen vähentämisen kannalta tärkeimpiä toimia ovat ne, joilla joko vähennetään lannoitusta tai joilla varsinaista viljelyä ei toteuteta lainkaan ja lannoitusta ei ole (esim. luonnonhoitopellot). Perus- ja lisätoimenpiteissä ei ole varsinaista toimenpidettä ilmaan kohdistuvien päästöjen vähentämiseksi. Vaikutukset tulevat muihin vaikutuksiin keskittyneiden toimien sivutuotteena. Ainoastaan erityistukisopimustyyppi, turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely, on erityisesti suunniteltu kasvihuonekaasupäästöjen ja nimenomaan dityppioksidipäästöjen vähentämiseen, mutta sen toteutusala on hyvin vaatimaton. Ammoniakkipäästöihin vaikutetaan liete-lannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimustyyppillä, ja se vaikuttaakin tehokkaasti päästöihin verrattuna tilanteeseen, jossa lanta levitetään pellon pintaan.

Maaseutuluonnon monimuotoisuus ja maaseutumaisema

Viljelemättömät mutta hoidetut alueet, kuten luonnonhoitopellot ja suojavyöhykkeet, nousevat myös tässä vaikutusluokassa esiin tehokkaimpina toimenpiteinä. Myös monet erityistukisopimustyytit ovat tehokkaita, sillä niiden teho perustuu pistemäiseen, kohdennettuun vaikutukseen. Myös talviaikaisen kasvipeitteisyyden lisääminen, toisin sanoen muokkauksen vähentäminen, edesauttaa jonkin verran monimuotoisuuden ylläpitämistä. Toimenpiteet, jotka vaikuttavat positiivisesti luonnon monimuotoisuuteen, vaikuttavat positiivisesti myös maaseutumaisemaan.

Sato

Toimenpiteet voivat vaikuttaa satoon suoraan tai epäsuorasti. Suoraan vaikuttavia toimenpiteitä ovat pellonkäytön muutokset, jotka alaltaan estävät sadon tuotannon kokonaan. Vaikka moniin toimenpiteisiin, kuten suojavyöhykkeisiin, luonnonhoitopeltoihin ja suojakaistoihin, liittyy mahdollisuus käyttää niittojäte hyödyksi lähinnä rehuna, ei alueiden tuotantopotentiaalia voida läheskään aina hyödyntää lainkaan. Sen vuoksi niittojätteen hyödyntämistä tulisi parantaa.

Mainitunlaisilla satoa tuottamattomilla toimenpiteillä on kuitenkin epäsuoria, usein positiivisia vaikutuksia seuraavien vuosien satoon maan rakenteen parantuessa. Lannoitusrajoitukset saattavat pitkällä aikavälillä heikentää sadon laatua, mutta toistaiseksi sellaista ei ole havaittu.

Tiettyinä vuosina edulliset kasvuolosuhteet luovat korkean sadontuottopotentiaalin, jolloin lannoitustaso rajoittaa sadon määrää ja laatua. Keskimäärin lannoitusohjeet vastaavat kuitenkin melko hyvin sadontuottopotentiaalia.

Maan rakenne

Kasvipeitteisyys ja viljelykierto ovat tärkeitä maaperän hyvän rakenteen muodostumiselle ja säilymiselle. Maan rakenteeseen epäedullisesti vaikuttavia toimenpiteitä ei juuri ole. Lannan levittäminen kasvukaudella -toimenpide saattaa lisätä pellon tiivistymisriskiä, jos se johtaa kevätlevityksen yleistymiseen.

Taulukko 6.1-1. Ympäristötukitoimenpiteiden, vähimmäisvaatimusten ja ei-tuotannollisten investointien ominaisvaikuttavuus (OV) vesiin ja ilmaan kohdistuvaan kuormitukseen, maaseutuluonnon monimuotoisuuteen, maisemaan, satoon ja maan rakenteeseen. 0=ei merkitystä, (+) tai (-) = hyvin pieni merkitys; + tai - = pieni merkitys; ++ tai -- = kohtalainen merkitys, +++ tai --- = suurehko merkitys: ++++ tai ---- = suuri merkitys. Positiivinen (+) = ympäristön kannalta hyvä vaikutus (BD kasvaa, kuormitus vähenee). Negatiivinen (-) = ympäristön kannalta huono vaikutus (BD vähenee, kuormitus kasvaa). Rivillä "Laajuus" kuvataan toimenpiteen kattamaa aluetta maatalousmaasta prosentteina.

OMINAISVAIKUTTAVUUS								
	LAAJUUS (% maatalous- maasta v. 2012)	Ravinne-kuormitus	Torjunta- aine- kuormitus	Päästöt ilmaan	BD	Maisema	Sato	Maan rakenne
VÄHIMMÄISVAATIMUKSET								
Lannoitteet	100 %	0	0	0	0	0	0	0
Kasvinsuojeluaineet	100 %	(+)	++	0	+	0	(+)	0
PERUSTOIMENPITEET								
Viljelyn ymp.suojelun suunnittelu ja seuranta	94 %	Hyödyllinen taustatoimenpide, joka on edellytys muiden toimenpiteiden toteutukselle. Sen takia ei arvioida erikseen.						
Luonnonhoitopellot	6 %	++/(1	++++/(2	+++/(3	+++	+++	--- - (4	++
Peltokasvien lannoitus	94 %	++	0	+	0	0	0	+
Puutarhakasvien lannoitus	0,5 %	(+)	0	(+)	0	0	(-)	+
Pientareet ja suojakaistat								
(oma alue+peltoala jota reunustaa)	94 %	+	+	(+)	+	+	(-)	(+)
Luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpito	94 %	0	(+)	0	+	(+)	0	0
LISÄTOIMENPITEET								
Vähennetty lannoitus	5 %	+(+)	-	+(+)	0	0	-	0(5
Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla	36 % *	(6	0	(6	0	0	(6	0
Ravinnetaseet	10 %	(7	0	(7	0	0	(7	0
Lannan levitys kasvukaudella	6 % *	+(8	0	+(8	0	0	-(8	+/-
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus	21 % *	+/(1	+/(9	+/(9	+	(+)	+/(9	+
Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla)	9 % *	++/(1	+/(9	+/(9	++	+	+/(9	+
Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla)	21 % *	++/(1	+/(9	+/(9	++	+	+/(9	+
Viljelyn monipuolistaminen (A- ja B-tukialueilla)	7 %	+	+(+)	0	+(+)	++	+/-	+(+)
Laajaperäinen nurmituotanto (A- ja B-tukialueilla)	1 %	+	0	+	+	0	-	0
Kerääjäkasvien viljely (A- ja B-tukialueilla)	1 %	(+)	-	0	(+)	0	0	0
Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveilla	0,1 %	(6	0	(6	0	0	(6	0
Katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla	0,2 %	0	+++/(0(10	0	+/(0(10	+/(0(10	0	(+)/(0(10
Tuhoeläinten tarkkailumenetelmien käyttö	1 %	0	+	0	0	(-)	+/-	0

ERITYISTUKISOPIMUKSET								
Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito	0,4 %	++/(1)	++++/(2)	+++/(3)	+(+)	++(+)	---- (4)	++
Monivaikutteisen kosteikon hoito	< 0,1 %	Ylläpitävä toimenpide. Ks. kosteikon perustamisen vaikutukset kohdasta Ei-tuotannolliset investoinnit						
Valumavesien käsittelymenetelmät:	1,3 %							
- säätösalaajitus		+	0	-	0	0/(11)	+	+
- säätökastelu		+	0	-	0	0	+	+
- kuivatusvesien kierrätys		(+)	(-)	?	0	0	0	0
Luonnonmukainen tuotanto	8 %	+(+)	++++	+	+++	+/-	--	+
Luonnonmukainen kotieläintuotanto		Toimenpiteellä välillisiä vaikutuksia jos luomurehun kysynnän kasvu toimenpiteen takia lisää luonnonmukaisessa tuotannossa olevan viljelyalan määrää (ks. kohta Luonnonmukainen tuotanto).						
Pohjaviesialueiden peltoviljely	< 0,01 %	Sovelletaan tapauskohtaisesti suunniteltuja toimenpiteitä. Tyypillisesti vähennetään torjunta-aineiden käyttöä ja typpilannoitusta.						
Perinnebiotooppien hoito	1 %	Ylläpitävä toimenpide. Ks. perustamisen vaikutukset kohdasta Ei-tuotannolliset investoinnit						
Luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen	0,4 %	0	0	0	++	+	0	0
Alkuperäisrotujen kasvattaminen		0	0	0	+++	+	--	0
Alkuperäiskasvien viljely	< 0,001 %	0	0	0	+++	+	--	0
Ravinnekuormituksen tehostettu vähentäminen	< 0,1 %	++/(1)	++++/(2)	+++/(3)	+(+)	++(+)	---- (4)	++
Lietelannan sijoittaminen peltoon	5 %	++	0	++++/-	0	0	+	-
Turveltojen pitkäaikainen nurmiviljely	0,1 %	++	+	+++	(+)	(+)		++

EI-TUOTANNOLLISET INVESTOINNIT								
Kosteikkojen perustaminen	< 0,001 %	+(+)	+	-	+++	+++	-----	
Perinnebiotooppien peruskunnostus	< 0,001 %	0	0	0	+++	+++	0	0

⁽¹⁾ Typen ja eroosiofosforin kuormitus vähenee, liukoisen fosforin kuormitus kasvaa

⁽²⁾ Jälkivaikutus saattaa olla negatiivinen, koska kestorikkakasvit voivat runsastua

⁽³⁾ Pääosin myönteisiä vaikutuksia mutta N₂O:n osalta päästöt voivat kasvaakin

⁽⁴⁾ Niittojätteen saa hyödyntää. Jälkivaikutus maan rakenteen paranemisen kautta positiivinen, kestorikkojen runsastumisen kautta negatiivinen

⁽⁵⁾ Hyöty saadaan jo peltokasvien lannoitus-perustoimenpiteessä

⁽⁶⁾ Ei tutkittua tietoa siitä, miten lannoitusta säädetään toimenpiteen seurauksena. Epävirallisten tietojen mukaan ei säädetä. Ominaisvaikuttavuus voi olla kohtalainenkin (++), jos toimenpidettä toteutetaan loholla, jonka mineraalityypipitoisuus on korkea ja typpilannoitusta sen pohjalta alennetaan.

⁽⁷⁾ Ei tutkittua tietoa siitä, miten lannoitusta säädetään toimenpiteen seurauksena. Oletetut vaikutukset ovat pienet.

⁽⁸⁾ Riippuu toteutustavasta. Vaikutus voi olla negatiivinenkin.

⁽⁹⁾ Riippuu toteutustavasta. Ks. erillinen taustadokumentti.

⁽¹⁰⁾ Rutiinitoimenpide ilman ympäristötukeakin; todellinen vaikuttavuus on nolla

⁽¹¹⁾ Jos säätösalajitus tehdään salajittamattomille pelloille, vaikutus on negatiivinen

* Toimenpidettä ei ole toteutettu koko alalla

Kirjallisuus

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. Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006. Suomen ympäristö; 2007, 19. Helsinki. 168 s.

Lemola, R., Esala, M. & Turtola, E. 2009a. Luomuviljelyn mahdollisuudet vesistökuormituksen vähentäjänä. Maataloustieteen päivät 2010. 12.–13.1.2010 Helsinki. Saatavissa internetistä: [www.smts.fi/jul2010/esite2010/054.pdf] Viitattu 15.3.2010.

Lemola, R., Nousiainen, J., Huhtanen, P. & Turtola, E. 2009b. Fosforikierron biologinen säätövara ja sen vaikutus maatalouden fosforikuormitukseen. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.). Suomen kotieläintalouden fosforikierto – säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. Maa- ja elintarviketalous 138. Tampere. s. 224–244.

Ylivainio, K. & Turtola, E. 2009. Kotieläintalouden ylijäämäfosfori kasvintuotannossa. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.) Suomen kotieläintalouden fosforikierto – säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. Maa- ja elintarviketalous 138. Tampere. s. 65–160.

6.2 Arvio kokonaisvaikutuspotentiaalista suhteessa järjestelmälle asetettuihin tavoitteisiin

Juha Grönroos (SYKE), Mikko Kuussaari (SYKE), Heikki Lehtonen (MTT) ja Risto Uusitalo (MTT)
juha.gronroos@ymparisto.fi

Tässä luvussa käydään läpi maaseutuohjelmassa (MMM 2007) esitellyt tavoitteet ympäristötukijärjestelmälle. Lisäksi arvioidaan tavoitteiden toteutumista edellisessä luvussa (6.1) esitettyjen ominaisvaikutavuustulosten ja muiden ympäristötukijärjestelmän kokonaisvaikutavuuden kannalta merkittävien tekijöiden pohjalta. Mahdollisuuksien mukaan on tarkasteluun nostettu myös tavoitteiden seuraamisen kannalta relevanttien indikaattorien kehittymistä kuvaavia aikasarjoja.

”Ympäristötuen tavoitteena on maatalous- ja puutarhatuotannon harjoittaminen kestävästi niin, että tuotanto kuormittaa ympäristöä nykyistä vähemmän...”

Verrattuna edellisen ohjelmakauden (2000–2006) ympäristötukijärjestelmään nykyinen kauden 2007–2013 järjestelmä ei ole merkittävästi aiheuttanut muutoksia viljelytoimenpiteisiin, koska toimenpiteissä ei ole tapahtunut suuria muutoksia. Toisaalta uudetkaan toimenpiteet eivät ole kattaneet suuria pinta-aloja (esim. turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely) tai niitä olisi toteutettu pitkälti ilman ympäristötukeakin (esim. lietelannan sijoittaminen peltoon) tai ne eivät kunnolla kohdentuneet lohkoille, joista niistä olisi todellista hyötyä (esim. typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla). Näin ollen ohjelmakauden 2007–2013 ympäristötukijärjestelmä on ennen kaikkea ylläpitänyt hyviä toimenpiteitä ja käytäntöjä, joita aikaisempien kausien järjestelmillä on luotu. Edellä mainittu ei koske luonnonhoitopellot -toimenpidettä, joka tuotiin ympäristötukeen vuonna 2009 tarkoituksena täyttää aukkoa, joka jäi velvoitekesannoinnin poistumisesta. Sitä vastaavaa toimenpidettä ei aikaisemmissa ympäristötukijärjestelmissä ollut. Tämän seurauksena viljelemättömän pellon kokonaisala ei Suomessa vähentynyt, kuten eräissä EU-maissa kesannointivelvoitteen poistuttua. Kesantoalan vähenemiseen myötävaikuttivat todennäköisesti myös korkeat viljan hinnat 2007–2008 ja odotus korkeista hinnoista myös jatkossa.

Luvussa 6.1 tuli esiin, että maatalouden haitallisia ympäristövaikutuksia vähentävistä toimenpiteistä tehokkaimpia ovat ne, jotka kokonaan lopettavat aktiivisen viljelyn vaikutusalueellaan. Tällaisia ovat esimerkiksi luonnonhoitopellot ja suojavyöhykkeet. Tuotantointensiteettiä alentavilla toimenpiteillä (esimerkiksi lannoitusta selvästi vähentävät toimenpiteet tai luonnonmukainen tuotanto -toimenpide) on myös samantyyppisiä ominaisuuksia: alueellaan ne vähentävät haitallisia ympäristövaikutuksia, mutta saattavat johtavat ainakin pidemmän ajan kuluessa alhaisempaan satotasoon. Tämä johtaa siihen, että satotason jäädessä alhaisemmaksi tuotettua tuoteyksikköä kohti lasketut

haitalliset ympäristövaikutukset eivät ehkä vastaavasti vähene tai ne jopa kasvavat verrokkitilanteeseen nähden. Aktiivisen viljelyn lopettavia toimenpiteitä olisi tärkeää kehittää siten, että niitä toteuttavilla alueilla tuotetaan mahdollisuuksien mukaan materiaaleja, joiden avulla voidaan saavuttaa ympäristöhyötyjä. Tuotantointensiteettiä alentavia toimenpiteitä puolestaan tulisi kehittää siten, että satotasot pysyvät ennallaan tai paranevat vaikka intensiteettiä lasketaankin.

Eryteisesti hyvinä satovuosina satotason kasvattaminen voi olla mahdollista viljelijälle, koska kasvukausi on vähitellen pidentynyt ja uusien kasvilajikkeiden sadontuottokyky parantunut aiempiin verrattuna. Huomionarvoista on, että keskisadot eivät ole nousseet 1986–2013 näistä seikoista huolimatta, toisin sanoen nousevaa trendiä ei ole havaittavissa.

Heikko satotason kehitys on johtunut alhaisista viljan hinnoista useana vuonna erityisesti 1995–2005 aikajaksolla. Tukien suuri osuus viljatilojen tuloista on todennäköisesti johtanut osalla tiloista kustannusten minimointiin satotason tavoittelun sijasta. Vuosina 2007–2008, jolloin viljan hinta oli korkea, myös lannoitteiden hinnat nousivat. Tästä huolimatta epäorgaanisen typpilannoitteen käyttö kasvoi 2007–2008, toisin sanoen viljelijöille optimaalinen lannoitustaso nousi. Hintasuhteet voivat jatkossa suosia ympäristötukiehtoja korkeampaa lannoitusta erityisesti peltolohkoilla, joilla on korkea sadontuottokyky. Vastaavasti tulee jatkossakin vuosia, jolloin lannoitusta kannattaa hintasuhteiden mukaan vähentää, erityisesti heikon sadontuottokyvyn lohkoilla. Kaikkiaan ympäristötuki on tarjonnut kannustimen sitoutua alhaisempaan lannoitustasoon kuin hintasuhteet voivat edellyttää voittoa maksimoivalta viljelijältä. Tämä on todennäköisesti vaikuttanut myös siihen, että osa viljelijöistä ei ole panostanut satotason parantamiseen. Tällä kehityksellä voi olla merkittäviä seurauksia maatalouden tuottavuuteen pitemmällä aikavälillä.

Yksi selvä epäkohta liittyy lannan käyttöön. Vuonna 2012 kotieläinten lannassa pelloille levitetty typpi (keskimäärin 49,9 kg/ha) vastasi pelloille levitetystä typen kokonaismäärästä noin 42 prosenttia. Lannan fosfori (keskimäärin 8,4 kg/ha) puolestaan vastasi noin 61 prosenttia kaikesta pelloille levitetystä lannoitefosforista (keskimäärin 13,8 kg/ha) (ks. luku 3.3). Kuitenkin osa lannan fosforista – 15 prosenttia kotieläinten lannasta ja 60 prosenttia turkiseläinten lannasta – on jäänyt kokonaan huomioon ottamatta lannoituksessa, ja korkeissa viljavuusluokissa (ei arveluttavan korkeassa) fosforia on lannassa voinut levittää enemmän kuin mineraalilannoitteena. Huomionarvoista on myös se, että edellä mainittu vuosittainen lantafosforin määrä 8,4 kg/ha kattaisi kasvintuotannon fosforitarpeen lähes kokonaan, jos se levitettäisiin tasaisesti maan kaikille pelloille (ks. luku 3.2).

Orgaanista typpeä, joka muodostaa noin 35–40 prosenttia lietalannan kokonaistyppeä ja noin 70–80 prosenttia kuiva- ja kuivikelannan kokonaistyppeä, ei ole tarvinnut ottaa ympäristötuen mukaisessa kasvikohtaisessa lannoituksessa huomioon lainkaan. Syksyllä levitetyn lannan liukoisesta tyypeä ei ole tarvinnut ottaa neljäsosaa lannoituksessa huomioon. Lisäksi

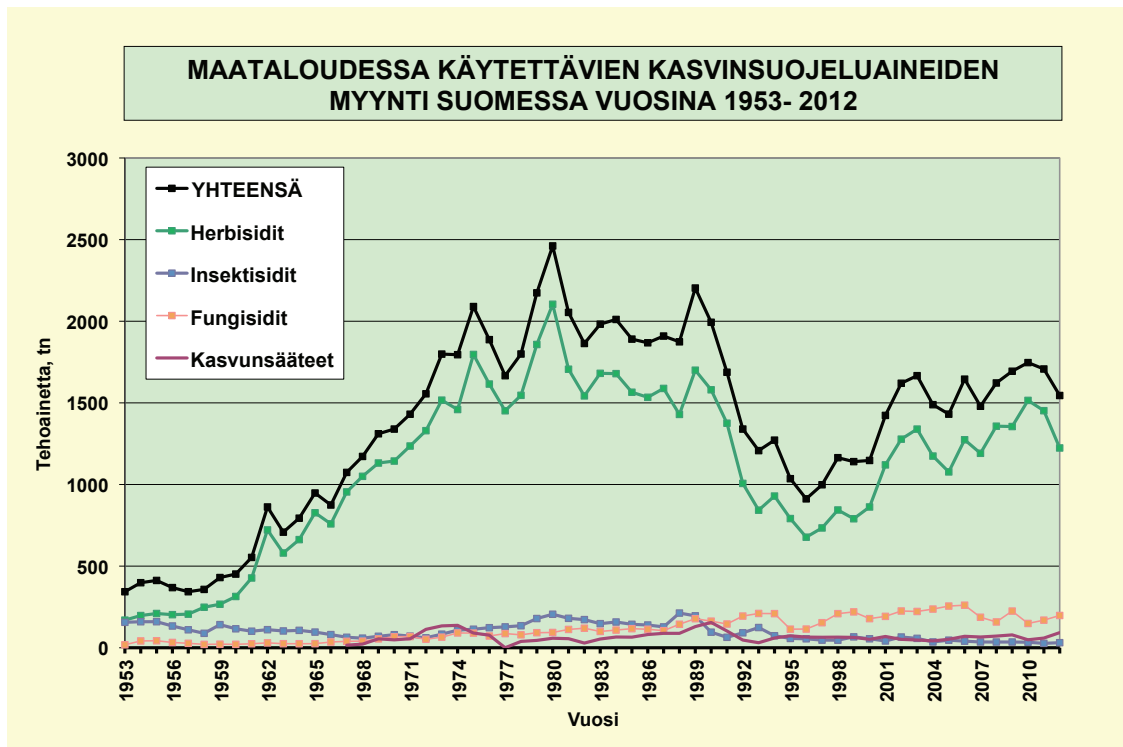
tilakohtaiset lanta-analyysit antavat hyvin epävarmoja tuloksia (ks. esim. Sindhøj ym. 2013), ja siten myös niihin pohjautuvat lannan niin sanotut taulukkoarvot eivät suurella todennäköisyydellä anna oikeaa kuvaa lannan todellisesta ravinnesisällöstä. Lannan ominaisuuksien ja lannoitusvaikutuksen paremmalla tuntemisella ja tämän tiedon täysimittaisella hyödyntämisellä myös ympäristötuen avulla voidaan lannan hyväksikäyttöä edistää ja siten maatalouden kestävyttä merkittävästi parantaa. Lisäksi olisi edistettävä lannan prosessointimenetelmiä, joilla muun muassa lannan ravinteiden käyttökelpoisuutta kasveille voidaan parantaa (mm. lannan käsittely biokaasulaitoksessa).

Ohjelmakaudella 2007–2013 ympäristötuen lisätoimenpiteissä on ollut kaksi laajasti toteutettua lannoitustoimenpidettä (ravinnetaseet, typpilannoituksen tarkentaminen), mutta erittäin vaatimattomaksi arvioidun ominaisvaikutavuuden takia niiden merkitys kuormituksen vähentäjänä lienee lähes olematon (ks. luku 6.1). Toimenpiteet vaativat jatkokehittelyä. Typpilannoituksen tarkentaminen -toimenpiteessä on potentiaalia, mutta se pitäisi saada aidosti kohdennettua peltolohkoille, joille toimenpiteestä on odotettavissa todellista hyötyä. Tällaisia ovat lohkot, joille on edellisenä syksynä levitetty lantaa, tai lohkot, joiden esikasvina on ollut nurmi, viherlannoitusnurmi tai palkokasvi ja jotka on kynnetty tai muokattu edellisenä syksynä.

Ohjelmakaudella 2007–2013 kaikkien ympäristötukeen sitoutuvien viljelijöiden on pitänyt noudattaa lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käytön vähimmäisvaatimuksia ilman korvausta. Lannoitteiden käytön vähimmäisvaatimukset ovat kuormituksen vähenemisen kannalta merkityksellisiä, koska samaan aikaan vaikuttavat perustuen lannoitusrajat ylittävät vaatimustasoltaan vähimmäisvaatimukset. Myöskään lainsäädäntöä eli nitraattiasetusta noudatettaessa ei vähimmäisvaatimuksen mukaisia maksimilannoitustasoja voida ylittää. Lisäksi nitraattiasetuksen noudattamista edellytetään jo täydentävissä ehdoissa.

Kasvinsuojeluaineiden käytön vähimmäisvaatimukset sen sijaan todennäköisesti vähentävät selvästi torjunta-ainekuormitusta. Varsinaiset ympäristötukitoimenpiteet eivät vaikuta suoraan torjunta-ainekuormitukseen. Epäsuorista vaikutuksista merkittävimmät liittyvät viljelyn ympäristönsuojelun suunnitteluun ja seurantaan, eroosion estämiseen, suojakaistoihin ja -vyöhykkeisiin sekä luonnonhoitopeltoihin ja luonnonmukaiseen tuotantoon eli alueisiin, joilla kemiallisia torjunta-aineita ei käytetä lainkaan. Kasvinsuojeluaineiden vesistörajoitukset ovat tiukentuneet (TUKES 2013). Uusia rajoituksia on noudatettava viimeistään kasvukaudella 2015. Uudet rajoitukset vähentävät entisestään aineista johtuvaa kuormitusriskiä.

Kasvinsuojeluaineiden käyttö määrissä on ollut nouseva trendi vuodesta 1995 lähtien (kuva 6.2-1). Tähän on todennäköisesti vaikuttanut kasvukauden lämpösumman kasvu ja vähitellen kasvava kasvitautipaine. Sitä edelsi 1990-luvun alun käyttömäärien voimakas lasku, mihin vaikutti muun muassa velvoitekesanointi, jonka seurauksena jopa neljännes peltoalasta oli poissa tuotannosta. Vähän ennen vuotta 1995 ja vielä sen aikana oli



Kuva 6.2-1. Maataloudessa käytettävien kasvinsuojeluaineiden myynti Suomessa vuosina 1953–2012 (Lähde: Tukes).

merkittävästi epävarmuutta tulevista hinnoista ja tuista. Vuonna 2012 kesantoalan osuus oli noin 12 prosenttia käytössä olevasta maatalousmaasta. Vuodesta 2010 lähtien kasvinsuojeluaineiden myyntimäärät ovat olleet laskusuunnassa. Kasvukausi on kuitenkin edelleen pitenemässä, sen aikainen lämpösomma kasvamassa, mikä johtaa jatkossakin kasvitautipaineen lisääntymiseen ja kasvavaan tarpeeseen kasvinsuojelulle. Tämä voi johtaa kasvinsuojeluaineiden käytön kasvuun huolimatta siitä, että Suomessa on siirrytty ns. integroituun kasvinsuojeluun, jonka tarkoituksena vähentää kasvinsuojeluaineiden käyttöä.

Kaasumaisiin päästöihin ympäristötuella on vaatimaton vaikutus. Suurempi merkitys on maatalouden toimintaympäristön yleisellä muuttumisella. On kuitenkin hyvä, että järjestelmään on otettu mukaan turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely – ja lietalan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimukset, joiden pitäisi selvästi yleistyä, jotta päästövaikutukset olisivat merkittäviä. Yksi havainto oli (ks. luku 3.1), että lietalan sijoittaminen -toimenpiteen valitsivat etupäässä viljelijät, jotka olisivat toteuttaneet toimenpidettä ilman tukeakin. Todellista vaikuttavuutta toimenpiteellä olisi enemmän, jos mukaan saataisiin kokonaan uusia tiloja. Vuonna 2012 lietalan sijoittaminen peltoon -erityistukitoimenpidettä toteutettiin noin nelinkertaisella alueella verrattuna tavoitteena olleeseen 30 000 hehtaariin, mikä osaltaan viittaa siihen, että toimenpiteen ovat valinneet monet sitä jo aikaisemminkin toteuttaneet. Turvepeltojen pitkäaikaisen nurmiviljelyn osalta oltiin vuonna 2012 selvästi jäljessä tavoitepinta-aloissa (3 300 ha tavoitteena olleesta 30 000 hehtaarista; MMM 2013). Toimenpiteillä on myös ravinnekuormitusta alentavia vaikutuksia.

“...maatalouden luonnon monimuotoisuuden ja kulttuurimaisemien säilyminen turvataan...”

Viljelyn jatkaminen on aiemmissa tutkimuksissa todettu parhaimmaksi maisematoimenpiteeksi (esim. Kuussaari ym. 2008). Ympäristötuen yhtenä tavoitteena on säilyttää tuotannon harjoittamisen edellytyksiä. Varsinaisista ympäristötuen toimenpiteistä muilla perus- ja lisätoimenpiteillä kuin luonnonhoitopelloilla monimuotoisuus-ominaisvaikuttavuus on pieni, mutta lievästi positiivinen. Laaja-alaisesti toteutettuna niiden merkitystä valtakunnan tasolla voidaan pitää myönteisenä verrattuna tilanteeseen, jossa ympäristötukea ei olisi.

Luonnonhoitopellot ovat perustoimenpiteiden ainoa osa, jolla on ollut merkittävää vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen. Tätä kesken ohjelmakauden viherkesantojen tilalle tullutta viljelijöille vapaaehtoista toimenpidettä voidaan pitää menestyksenä sekä toteutuspinna-alaan että vaikuttavuuden kannalta. Suuren toteutuspinna-alaan myötä myös toimenpiteen vaikuttavuus on ollut varsin suuri. Toimenpiteen arvoa kasvattaa se, että parhaimmillaan luonnonhoitopellot voivat edistää luonnon monimuotoisuuden ohella samanaikaisesti tehokkaasti myös vesiensuojelua.

Monimuotoisuuden edistämisen kannalta ominaisvaikuttavuudeltaan parhaimmat toimenpiteet ovat erityistukisopimuksia, erityisesti perinnebiotooppien hoitoon liittyvä sopimustyyppi. Sen lisäksi tärkeä tukimuoto on perinnebiotooppien alkuraivauksesta maksettava ei-tuotannollisten investointien tuki. Perinnebiotooppien hoidon piirissä olevat alueet ovat pinta-alallisesti

suhteellisen vaatimattomia verrattuna laaja-alaisempiin perus- ja lisätoimenpiteisiin. Ilman tukijärjestelmää perinnebiotooppien tilanne olisi todennäköisesti selvästi huonompi kuin nykyään. Luonnonmukainen tuotanto -erityistukisopimuksella on myös selviä positiivisia monimuotoisuusvaikutuksia viljelykierron monipuolisuuden ja kemiallisten kasvinsuojeluaineiden käyttämättömyyden takia.

Ympäristötuen vastavoimana on tuotantoympäristön yleinen muutos, joka on johtanut muun muassa kotieläintalouden keskittymiseen ja tehostumiseen ja siten perinteiselle kotieläintuotannolle tyypillisten luontoympäristöjen taantumiseen varsinkin karjattomilla alueilla. Lisäksi tilusjärjestelyt ja salaojitukset ovat vähentäneet piennarten ja muiden reuna-alueiden määriä. Ympäristötuki hidastaa maaseutuluonnon monimuotoisuuden taantumista, mutta pystyy nyky muodossaan korkeintaan pysäyttämään taantumiskehityksen.

“Haitallisten ympäristövaikutusten vähentämisen lisäksi ympäristötuki ohjaa tuotantomenetelmien käyttöä niin, että maatalouden ympäristönsuojelulle, luonnon monimuotoisuudelle ja maatalousmaiseman hoidolle asetetut yleiset tavoitteet saavutetaan ja samalla voidaan tuottaa puhtaita ja laadullisesti korkeatasoisia tuotteita.”

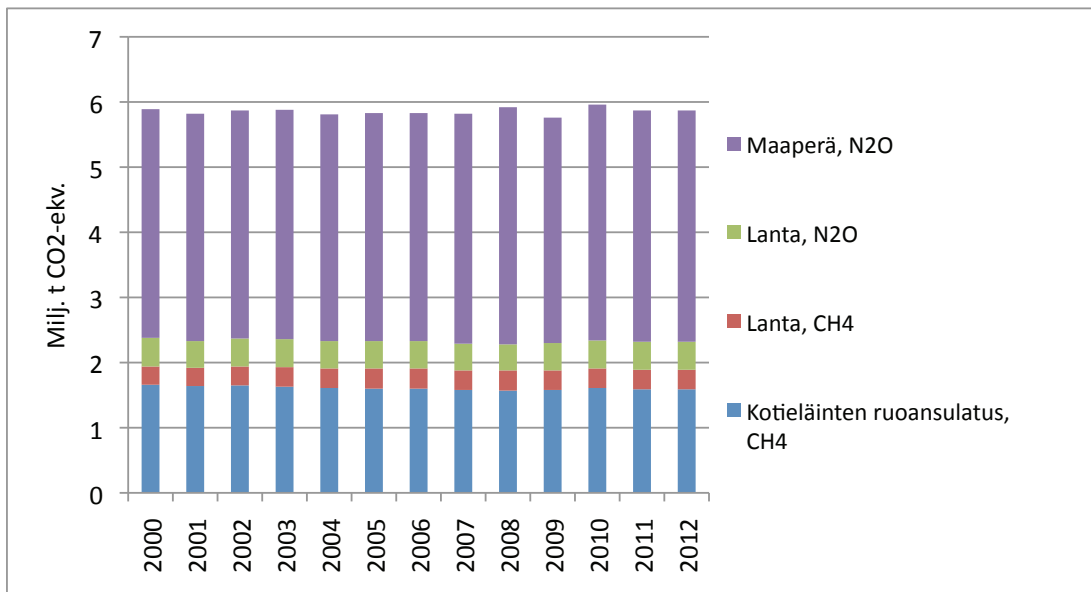
Valtioneuvoston periaatepäätöksessä Vesiensuojelun suuntaaviivat vuoteen 2015 (2007) maatalouden ravinnekuormituksen vähentäminen on avainasemassa; tavoitteeksi on asetettu, että maatalouden kuormitus vähenisi kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä verrattuna vuosien 2001–2005 kuormitukseen.

On epätodennäköistä, että kyseinen tavoite voitaisiin saavuttaa ympäristötuella: lannoitus muuttui eniten ensimmäisellä ym-

päristötukikaudella 1990-luvulla (ks. luvut 3.1 ja 3.3), ja siitä huolimatta vesistökuormituksessa ei varsinkaan typen osalta ole havaittu merkittäviä muutoksia. Lisäksi lannoitusehdoissa on edelleen väljyyttä lannan osalta. Fosforilla voitaneen päästä parempaan tilanteeseen, koska lannoituksen aleneminen vaikuttaa hitaammin fosfori- kuin typpikuormitukseen ja koska fosforilannoitus on prosentuaalisesti vähentynyt huomattavasti tyyppiä enemmän viimeisten 15 vuoden aikana. Kasvipeitteisyyden lisääntymisenkään ei oleteta merkittävästi vähentävän varsinkaan rehevöittävän fosforijakeen kuormitusta, koska liuenneen fosforin lisääntyvä kuormitus on ongelma niin kauan kuin peltojen viljavuusfosforin pitoisuus on suhteellisen korkea. Lisäksi fosforin kertyminen maan pintakerrokseen on omiaan lisäämään liuenneen fosforin kuormitusta pelloilla, joita ei muokata tai jotka muokataan vain hyvin kevyesti.

Vuonna 2012 uusitussa Göteborgin pöytäkirjassa ja uusittavana olevassa päästökattodirektiivissä on Suomelle asetettu ammoniakkipäästöjen vähentämistavoitteeksi 20 prosenttia vuoden 2005 päästöistä vuoteen 2020 mennessä. Päästöissä ei toistaiseksi ole tapahtunut merkittäviä muutoksia. Ammoniakki vaikuttaa happamoitumiseen, vesi- ja maaympäristön rehevöitymiseen ja sekundääristen pienhiukkasten muodostumiseen. Suurina pitoisuuksina sillä on suoria terveysvaikutuksia eläimiin ja ihmisiin esimerkiksi tuotantorakennuksissa.

Maatalouden pääasiallinen ammoniakkipäästölähde on kotieläinten lanta (96 % maatalouden ja 86 % koko maan päästöistä). Ympäristötuessa on ainoastaan lietalannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimus, jolla on ammoniakkipäästöjä vähentävä vaikutus. Toimenpide on lukumääräisesti suosituimpia erityistukia. Moni sen valinneista tiloista olisi toimenpidettä toteuttanut ilman tukeakin (luku 3.1), koska sijoitusmenetelmä



Kuva 6.2-2. Maatalouden kasviuonekaasupäästöt kaasuttain CO₂-ekvivalentteina vuosina 2000–2012 (Tilastokeskus 2013).

on tilalla ollut jo aikaisemmin käytössä. Toimenpidettä merkittävästi enemmän päästöihin vaikuttavat eläinten lukumäärien ja eläinten lannassa erittämän typen määrän kehittyminen.

Kasvihuonekaasujen vähentäminen on EU:n strategioissa osoitettu tärkeäksi myös muille kuin maatalouden kaltaisille päästökauppareille. Suomessa maatalouden kasvihuonekaasupäästöt ovat käytännössä pysyneet melko ennallaan 2000-luvulla (kuva 6.2-2), mutta täysin muista syistä kuin ympäristötuen ansiosta. Tällä ohjelmakaudella mukana oleva uusi erityistukisopimus turvepeltojen pitkäaikaisesta nurmiviljelystä voi yleistyessään vaikuttaa jonkin verran maaperän N₂O- ja CO₂-päästöihin ja sitä kautta maatalouden kokonaiskasvihuonekaasupäästöihin. On kuitenkin huomattava, että virallisessa päästöarvioinnissa maaperästä vapautuvaa hiilidioksidia ei oteta huomioon maatalouden päästöissä, vaan ne kohdennetaan maankäyttömuutoksia tarkastelevan sektorin alle. Pääasiassa eloperäisten peltomaiden orgaanisen aineksen hajoamisesta aiheutuvat peltojen CO₂-päästöt ovat yhtä suuret kuin maatalouden muiden kasvihuonekaasujen yhteenlaskettu ekvivalenttimäärä, eli noin 6 miljoonaa tonnia CO₂-ekvivalenttia (Tilastokeskus 2013).

Valtioneuvosto teki 21.12.2006 periaatepäätöksen Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön strategiasta 2006–2016. Sen tavoitteiksi on mainittu muun muassa pysäyttää Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen vuoteen 2010 mennessä ja vakiinnuttaa Suomen luonnon tilan suotuisa kehitys vuosien 2010–2016 kuluessa. Kesäkuussa 2009 julkaistussa kansallisessa raportissa (Ympäristöministeriö 2009) todetaan, ettei Suomi osaltaan täytä tavoitetta vähentää luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä vuoteen 2010 mennessä. Maatalouden osalta uhiksi mainitaan perinteisen maatalouden, erityisesti karjatalouden harjoittamisen, väistyminen ja maatalousmaan käytön tehostuminen. Tosin vain osa kotieläintiloista tuottaa merkittäviä monimuotoisuushyötyjä (esim. Heliölä ym. 2009). Monimuotoisia nurmia ja etenkin luonnonlaitumia hyödyntävä matalan intensiteetin karjatalous (riittävän alhainen lannoitustaso, monivuotinen nurmi ja riittävän alhainen laidunpaine) tuottaa selvästi suuremmat monimuotoisuushyödyt kuin intensiivinen nautakarjatalous. Periaatepäätöksen mukaan maatalousluonnon monimuotoisuuden kehittymisen kannalta positiivista on ollut lannoitteiden käytön vähentyminen.

”Tavoitteena on myös vähentää peltomaan eroosiota, lisätä maaperäeliöiden monimuotoisuutta ja humuksen määrää maaperässä sekä säilyttää maan tuottokyky hyvänä tai parantaa sitä.”

Ympäristötuessa ei ole varsinaisia maaperän laadun parantamiseen tähtäviä toimia. Useat toimenpiteet, kuten kasvipeitteisyyden ja viljelyn monipuolisuuden lisääminen, vaikuttavat kuitenkin myönteisesti myös maan rakenteeseen ja eroosion

väheneeseen. Tämä entisestään vahvistaa erityisesti kasvipeitteisyystoimenpiteiden monivaikutteisuutta ja ympäristön kannalta hyviä piirteitä.

”Tavoitteena on, että ympäristötukijärjestelmään osallistuisi 93 % viljelijöistä (98 % peltoalasta).”

Vuonna 2012 kaikista maataloustukia saaneista tiloista 90 prosentilla oli ympäristötukisitoumus. Sitoumusalan osuus käytettävissä olevasta maatalousmaasta oli 94 prosenttia.

Johtopäätökset

Kauden 2007–2013 järjestelmä ei luonnonhoitopeltoja lukuun ottamatta merkittävästi sisällä sellaisia merkittäviä uusia toimenpiteitä, jotka - ainakaan lyhyellä tähtämellä - tuottaisivat suurempia ympäristöhyötyjä kuin edellisen kauden 2000–2007 järjestelmä jatkuessaan olisi tuottanut. Alueelliselta kattavuudeltaan edellinen ja nykyinen järjestelmä ovat suunnilleen samalla tasolla. Nykyinen järjestelmä on siis lähinnä ylläpitänyt niitä ympäristön kannalta myönteisiä viljelykäytäntöjä, joita edellinen ja sitä aiemmat ympäristötukijärjestelmät ovat tuottaneet.

Ympäristötukijärjestelmässä on ollut toimenpiteitä, jotka ovat ominaisvaikuttavuudeltaan tehokkaita, mutta joita on toteutettu vain vähän (esim. turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely), toimenpiteitä, joita olisi toteutettu pitkälti ilman ympäristötukeakin (esim. lietalannan sijoittaminen peltoon) sekä toimenpiteitä, jotka eivät kunnolla ole kohdentuneet niille lohkoille, joilla niistä olisi todellista hyötyä tai jotka ylipäättään ovat olleet hampaattomia (esim. typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla, monimuotoisuuskartoitus). Ympäristötuessa tulisi jatkossa suosia aidosti uusia ja tilakohtaisesti vaikuttavia toimenpiteitä. Tämä edellyttää tilakohtaisten ympäristönhoitosuunnitelmien laatimista ja toteuttamista osana ympäristötukijärjestelmää.

Toimenpiteillä, jotka lopettavat varsinaisen viljelyn alueellaan, on merkittäviä positiivisia vaikutuksia monissa ympäristövaikutusluokissa. Näiden alueiden tuotantopotentiaali olisi mahdollista saada ainakin osittain käyttöön, jos niittojätteen hyötykäyttöä voitaisiin kustannustehokkaasti lisätä. Mielenkiintoisin vaihtoehto on käyttää jätte biokaasulaitoksen syötemateriaalina. Tällöin tuotteina saadaan energiaa ja kierrätyslannoitevalmisteita ja saavutetaan lisäympäristöhyötyjä, kun jätteellä korvataan uusiutumattomiin luonnonvaroihin perustuvia tuotteita. Myös alueiden muita vaihtoehtoisia hyödyntämistapoja olisi syytä selvittää.

Tuotantointensiteettiä alentavilla toimenpiteillä (esimerkiksi lannoitusta selvästi vähentävät toimenpiteet, tai luonnonmukainen tuotanto -toimenpide) on myös samantyyppisiä ominaisuuksia:

toteutusalueellaan ne vähentävät haitallisia ympäristövaikutuksia, mutta samalla voivat johtaa alhaisempaan satotasoon. Tämä voi johtaa siihen, että tuoteyksikköä kohti haitalliset ympäristövaikutukset eivät ehkä vähene lainkaan, tai ne jopa kasvavat. Näitä toimenpiteitä tulisi kehittää siten, että satotasot pysyvät ennallaan tai paranevat vaikka tuotannon intensiteettiä lasketaankin.

Kasvikohtaisia lannoitusrajoja on aina ympäristötukijärjestelmää uudistettaessa tarkennettu, mutta edelleenkin ne saattavat ylittää tuotannollisen optimin varsinkin erikoiskasveilla. Erityisesti lannan ravinteiden käytössä on suuria tehostamismahdollisuuksia. Noin 42 prosenttia pelloille levitetystä typestä ja noin 61 prosenttia levitetystä fosforista oli vuonna 2012 peräisin kotieläinten lannasta. Kuitenkin edelleen osa lannan fosforista – 15 prosenttia kotieläinten lannalla ja 60 prosenttia turkiseläinten lannalla – on lannoituksessa jätetty huomioon ottamatta, ja tietyissä viljavuusluokissa lantafosforia on voinut levittää enemmän kuin mineraalifosforia.

Lannan orgaanista tyypeä – joka muodostaa lannan kokonaistyypistä keskimäärin noin puolet – ei ole tarvinnut ottaa lannoituksessa huomioon lainkaan. Neljäsosaa syksyllä levitetyn lannan liukoisesta typestä ei ole tarvinnut ottaa lannoituksessa huomioon. Kaikki nämä heikentävät lannan lannoitekäyttöä sekä lisäävät lannasta aiheutuvaa ravinnekuormitusta vesiin, mihin tulisi kiinnittää enemmän huomiota. Myös lannan ominaisuuksien ja lannoitusvaikutuksen paremmalla tuntemisellä sekä tämän tiedon täysimittaisella hyödyntämisellä ympäristötuessa voidaan maatalouden kestävyttä merkittävästi parantaa. Lisäksi olisi otettava käyttöön lannan prosessointimenetelmiä, joilla muun muassa lannan ravinteiden kuljettaminen kauemmas voidaan tehdä kannattavammaksi (tehokas separointi) tai lannan ravinteiden käyttökelpoisuutta kasveille voidaan parantaa (lannan käsittely biokaasulaitoksessa).

Tuotantoeläinten ruokinnalla on merkittävä vaikutus rehun hyväksikäyttöön ja sitä kautta lannassa erittyvien ravinteiden määriin ja edelleen lannasta aiheutuvaan ympäristökuormituspotentiaaliin. Olisi selvitettävä, miten ruokinta voitaisiin ottaa huomioon ympäristötukijärjestelmässä. Perusongelma on, että ruokinta määräytyy pitkälti eläinten ravintotarpeiden ja rehujen hintasuhteiden mukaan. Rehujen hintojen vaihtelun lisääntyä ruokintaan on entistä vaikeampi erilaisilla tukipolitiikan asettamilla kannustimilla tai rajoitteilla vaikuttaa, toisin sanoen se voi vaatia ennakoitua enemmän rahaa.

Fosforihuuhtoumien vähentämiseksi peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuuden alentaminen on edelleen tärkeää ja korostuu kevennettyjen muokkausmenetelmien ja suorakylvön lisääntyessä. Tutkimuksella pitäisi selvittää, mikä olisi ympäristön ja kasvien kasvun kannalta eri maalajeilla optimaalisin helppoliukoisen fosforin taso ja miten lannoitefosfori saadaan tehokkaimmin kasvien käyttöön.

Ympäristötuessa on hyvin niukasti kaasumaisiin päästöihin ensisijaisesti kohdistuvia toimenpiteitä. Turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely -toimenpidettä on tärkeä jatkaa ja edistää, koska orgaanisista maista vapautuvat N₂O- ja CO₂-päästöt aiheuttavat merkittävän osan maatalouden kasvihuonekaasupäästöistä. Yhtä tärkeää on kuitenkin välttää uusien peltojen raivaamista. Raivaaminen johtuu pääosin riittämättömästä lannanlevitys-alasta, mihin olisi mahdollista vaikuttaa edistämällä lannan siirtymistä kotieläintiloilta kasvinviljelytiloille tai vapauttamalla peltoja kotieläintilojen käyttöön. Hoidettujen viljelemättömien peltojen -toimenpiteen kohdistaminen turvepelloille huonotuotosten ja vesiensuojelun kannalta epäedullisten peltojen lisäksi olisi perusteltua. Peltomaan eloperäisen aineksen säilymistä ja lisäämistä edistäviä toimenpiteitä on edistettävä (viljavuus- ja hiilinielu/-varastoasia).

Paine ottaa käyttöön ammoniakkipäästöjä vähentäviä menetelmiä on kasvamassa. Vaikka eläinmäärät vähenisivät, ei päästöissä tapahdu muutosta samassa suhteessa, koska eläinten lannassa erittämän typen määrä lisääntyy tuotoksen kasvaessa. On siis otettava käyttöön päästöjä vähentävää lannankäsittelytekniikkaa, joista lantavarastojen kattaminen ja lannan sijoituslevitys ovat esimerkkejä tehokkaista keinoista. On kuitenkin tärkeää ottaa päästöjen vähentämiseen koko ketjun näkökulma. Ei riitä, että päästöjä vähennetään yhdessä lannankäsittelyketjun vaiheessa, vaan koko ketju on viritettävä sellaiseksi, että typpitappiot minimoidaan. Näin typestä saadaan mahdollisimman suuri osa kasvien käyttöön.

Luonnon monimuotoisuuden kannalta epäedullisia kehityssuuntia ovat olleet karjatalouden keskittyminen ja tehostuminen, tilusjärjestelyt ja salaojitus, sekä avointen, viljelemättömien peltojen reuna-alueiden pinta-alan väheneminen. Erilaisten avointen ja puoliavointen viljelemättömien alueiden lisääminen ja perinnebiotooppien hoitaminen ovat jatkossakin tärkeässä roolissa. Muun muassa luonnonhoitopelloilla on ollut monimuotoisuuteen myönteinen vaikutus. Jatkossa tärkeä tavoite olisi säilyttää niiden joustavat perustamis- ja hoitoehdot sekä edelleen kasvattaa niiden pinta-alaa.

Kirjallisuus

Heliölä, J., Lehtomäki, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Piha, M., Schulman, A., Lehtonen, H., Miettinen, A. & Koikkalainen, K. 2009. Luonnonlaatu arvokkaat maatalousalueet Suomessa – määrittely, seuranta ja hoidon taloudelliset edellytykset. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu 1/2009. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 78 s.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki. 208 s.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007

Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009, 24.11.2009, 7.6.2010, 28.4.2011, 4.11.2011, 20.2.2012, 5.10.2012 ja 8.7.2013. Maa- ja metsätalousministeriö. 270 s. + 13 liitettä.

MMM 2013. Manner suomen maaseudun kehittämisohjelman 2007–2013 vuoden 2010 vuosikertomus. Maa- ja metsätalousministeriö 11.9.2013. 92 s.

http://www.maaseutu.fi/attachments/maaseutu/maaseudunkehittamisohjelmat/6HMiUGJzy/Manner-Suomen_maaseudun_kehittamisohjelman_2007-2013_vuoden_2012_vuosikertomus.pdf

Sindhøj, E., Kaasik, A., Kuligowski, K., Sipilä, I. & Rodhe, L. 2013. Manure Properties on Case-Study Farms in the Baltic Sea Region. The Baltic Forum for Innovative Technologies for Sustainable Manure Management (Baltic Manure -project). Reports of the Baltic Manure WP3. 74 s. www.balticmanure.eu

Tilastokeskus 2013. Suomen kasvihuonekaasupäästöt 1990–2011. Katsauksia 2013/1. Ympäristö ja luonnonvarat. Helsinki 2013. 57 s. + 1 liite.

TUKES (Turvallisuus- ja kemikaalivirasto) 2013. TUKESin www-sivut: <http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kemikaalit-biosidit-ja-kasvinsuojeluaineet/Kasvinsuojeluaineet/Ymparistorajoitukset/Vesistorajoitus/>

Vesien suojeleminen suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007. 93 s. Ympäristöministeriö 2009.

Ympäristöministeriö 2009. Fourth National Report on the Implementation of the Convention on Biological Diversity in Finland. 156 s. Saatavissa Internetistä: [www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=105207&lan=fi]

7. Yhteenveto, johtopäätökset ja suositukset

MYTVAS 3 -tutkijaryhmä
jyrki.aakkula@mtt.fi

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten ympäristötuella ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuella on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea tai sen seuraajaa ympäristökorvausta pitäisi kehittää, jotta järjestelmän vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranta keskittyi erityisesti ympäristötuen vaikutuksiin maatalouden vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen. Lisäksi seurattiin ympäristötuen vaikutusta maatalouden harjoittamisen edellytyksiin, maisemaan sekä maatalouden kaasumaisiin päästöihin. MYTVAS 3 -seurantatutkimus on jatkoa ympäristötuen vaikuttavuuden aiemmille seurantatutkimuksille, joista ensimmäistä alettiin toteuttaa vuonna 1995 Suomen liityttyä EU:hun ja ympäristötukijärjestelmän tultua käyttöön.

Tuloksia ja esitettyjä suosituksia arvioitaessa on muistettava, että seuranta-aineisto osoittaa monissa kohdin jotain tapahtuneen, mutta ei välttämättä selitä, mikä tapahtuneen on aiheuttanut. Toisin sanoen aina ei ole mahdollista osoittaa, että tietyt kehityskulut ovat seurausta nimenomaan nykyisestä ympäristötukijärjestelmästä ja sen toimenpiteiden soveltamisesta. Viive toimenpiteen ja havaitun vaikutuksen välillä on usein pitkä ja syy-seuraussuhteet monimutkaisia sekä osin tuntemattomia.

Tässä luvussa esitetään yhteenveto seurantatutkimuksen keskeisistä tuloksista sekä politiikka- ja toimenpidesuosituksia, joista osa pohjautuu suoraan seurannan tuloksiin ja osa taas heijastelee seurantatutkimuksen tiimoilla harjoitettua yleisempää pohdintaa ympäristötuen kehittämistarpeista. Lisäksi pohditaan lyhyesti maatalouden ympäristötoimenpiteiden vaikutusten seurannan kehittämistarpeita. Koska myös monet muut maatalouspoliittiset ohjaustoimet kuin ympäristötuki sekä markkinoilla tapahtuvat muutokset vaikuttavat maatalousympäristön tilaan joko suoraan tai epäsuorasti, seuraavassa valotetaan lyhyesti ympäristötuen ja muun maatalouspolitiikan suhdetta.

7.1 Ympäristötuen ja muun maatalouspolitiikan suhde

Vuonna 2013 Suomen maatalous sai yhteisen maatalouspolitiikan mukaista tukea yhteensä 1 326 milj. euroa. Tuki koostuu peltokasvien ja kotieläinten niin sanotusta CAP-tulotuesta (539 milj. euroa), epäsuotuisten maatalousalueiden luonnonhaittakorvauksesta (423 milj. euroa) ja ympäristötuesta (364 milj. euroa). Kansallisia tukia maksettiin maataloudelle noin 510 miljoonaa euroa. Ympäristötuen maksut ovat asteittain kasvaneet vuodesta

2007, jolloin ympäristötukea maksettiin 315 miljoonaa euroa. Vuonna 2012 ympäristökorvauksia maksettiin 363 miljoonaa euroa. Lisäksi ohjelmakauden aikana on ympäristötuen erityistoimille suunnattua tukea lisätty. Edelleen yli 90 prosenttia viljelijöistä on ollut mukana ympäristötukijärjestelmän piirissä.

Viime vuosina järjestelmää on arvosteltu muun muassa siitä, että tuki ei kohdennu parhaalla tavalla niille alueille ja tiloille, joilla voidaan saavuttaa erityisesti vähennyksiä ravinnepäästöihin ja parannuksia luonnon monimuotoisuuteen. Maatalouden toimintaedellytyksiin ja sen kehittymiseen vaikuttavat myös rakennetuet joita maksetaan noin 100 miljoonaa euroa vuodessa pääosin investointitukina. Maatalouden rakenteen kehittäminen on koko EU-jäsenyyden ajan ollut keskeisimpiä maatalouspolitiikan tavoitteita. Maatalouden rakennekehitys on Suomessa tarkoittanut tilakoon ja tuotantoyksiköiden koon kasvua sekä maatilojen lukumäärän vähenemistä. Suurissa yksiköissä ympäristöasiat on mahdollista hoitaa rationaalisesti hyvin, mutta mahdollisissa ongelmatilanteissa ympäristövaikutukset voivat olla huomattavia.

Merkittävimpänä yksittäisenä muutosvoimana maatalouden rakennekehityksessä voidaan pitää kotieläintilojen sekä pelto- että kotieläinmäärien kasvua, minkä seurauksena ympäröivän pellonkäytön on tavalla tai toisella vähitellen mukauduttava kasvavien kotieläintilojen tarpeisiin, yleensä rehuntuotannon ja lannanlevitysalan tarpeen vuoksi. Kotieläintilojen lukumäärä on vähentynyt noin 50 prosenttia vuosikymmenessä. Kotieläintuotannon alueellinen keskittyminen näkyy erityisen selvästi sikataloudessa, jossa suurin osa kokonaistuotannon yli 20 prosentin kasvusta 1995–2008 on tapahtunut Varsinais-Suomessa, Pirkanmaalla, Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaalla.

Maatalouspolitiikkaa on myös se, että EU:n rajasuojaa kasvituotteiden, kuten viljojen ja valkuaiskasvien tuonnille on olennaisesti alennettu viimeisen 20 vuoden aikana samalla, kun on ylläpidetty rajasuojaa muun muassa naudanlihalle ja siipikarjanlihalle. Kotieläintuotteiden hintoihin nähden edullinen rehu sekä lannoitteet aina vuoteen 2006 asti ovat myötävaikuttaneet siihen, että rakennetukien avustamana rakennetut suuret kotieläintilat ovat omaksuneet Suomessakin suurelta osin ostorehuihin perustuvan intensiivisen, paljon ostopanoksia ja vähän työtä vaativan tuotantomallin. Yhdessä ympäristötuen fosforilannoitusrajoitusten ja osin typpilannoitusrajoitusten kanssa tämä on johtanut siihen, että merkittävä osa suurten sikalojen ja siipikarjatilojen lannasta viedään tilalta pois ja levitetään muiden viljelijöiden pelloille. Samalla kotieläintila ostaa huomattavan määrän epäorgaanisia typpilannoitteita tyydyttääkseen kasvien typpiravinnetarpeen.

Ympäristölupien saamisen viiveet, kustannukset hakuvaiheessa sekä ehtojen tiukkeneminen nähdään viljelijöiden keskuudessa yhtenä keskeisimmistä kotieläintilojen kasvun esteistä monin paikoin Suomessa. Koska pellon vuokra- ja kauppahinnat ovat nousseet, ympäristölupien ehtojen sekä ympäristötuen ehtojen täyttämiseksi tehdään kasvavassa määrin lannanlevityssopimuksia, jotka eivät edellytä pellon ostoa tai vuokraamista. Ympäristölupien ehdot voivat olla vaikeita täyttää jos suunnitelmissa on suuri laajennusinvestointi, ja alueella on jo ennestään kova kysyntä pellostä ja lannanlevitysalasta. Tällöin voidaan katsoa, että koko tukipolitiikan, markkinoiden ja ympäristöpolitiikan kokonaisuus on johtanut pellon hinnan nousuun, joka taas edelleen lisää lannanlevityskustannuksia.

Pellon kalleus johtaa edelleen intensiiviseen tuotantotapaan. Alueilla, joilla pellolle on suuri kysyntä, on myös vaikeampaa kannustaa viljelijöitä ympäristötuen toimenpiteiden mukaisesti toimiin ympäristön tilan parantamiseksi. Suuri osa ympäristötuen toimenpiteistä on käytäntöön vietyä johtanut lisäpellon tarpeeseen, jolloin näitä toimenpiteitä on vaikea toteuttaa etenkin alueilla, joilla pelto on kallistunut tai lisäpelto on pitkien etäisyyksien päässä. Tilakokoa voimakkaasti kasvattavat viljelijät katsovat, että vaikka peltoa alueella olisikin, sitä on vaikea saada käyttöön ja hallintaan pitkälti peltoalasadonnan tukipolitiikan vuoksi. Silloin peltoa ei anneta vuokralle muuten kuin lyhyeksi aikaa ja kovaa vuokrahintaa vastaan, jolloin tuet kuluvat suureksi osaksi vuokranmaksuun, jolloin suuri osa tuesta ei käytännössä ohjautu aktiiviviljelijälle.

Ympäristötuen toimenpiteiden, jotka kannustavat esimerkiksi nurmikiertoon, luonnonhoitopeltoihin ja muuhun satoa tuottamattomaan toimintaan, nähdään myös heikentävän pellon saatavuutta vuokralle tai lannanlevitysalaksi. Näyttää siltä, että rakennekehityksen eteneminen ja voimakas tilakoon kasvu ovat johtaneet monin paikoin vastakkainasetteluun voimaperäisesti tuottavien tilojen pellon tarpeen ja sivutoimisten viljelijöiden kesken, jälkimmäisten ollessa enemmän kiinnostuneita ympäristötoimista. Pellon vuokra/ostohinnan kalleus, vaikka sitä olisikin lähellä olemassa, on yhdessä voimakkaan tilakoon kasvun kanssa johtanut 2000-luvulla myös pellonraivaukseen, joka tosin on 2008 jälkeen vähentynyt 2000–3000 hehtaariin vuositasolla.

Kotieläintuotannosta luopuminen ja kotieläintilojen lukumäärän väheneminen ovat vaikuttaneet tilojen pellonkäyttöön. Kaikkiaan kasvinviljelytilojen osuus pellostä on kasvanut ja kotieläintilojen, erityisesti maitotilojen, vähentynyt. Kuitenkin 2007–2013 nurmiala on säilynyt lähes ennallaan, samoin nautaeläinten lukumäärä. Tämä tarkoittaa sitä, että nurmen osuus nauta- ja maitotilojen pellonkäytöstä on kasvanut. Tähän ovat myötävaikuttaneet paitsi ympäristötuen ja LFA-tuen kotieläintiloille suunnatut korotukset myös nurmialalle suunnatut toimenpiteet. Ympäristötuella on siis ollut merkitystä ja vaikuttavuutta voimakkaasta rakennekehityksestä huolimatta, vaikka osalla kotieläintiloja tuotannon intensiteetti onkin kasvanut.

Toinen esimerkki ympäristötuen vaikuttavuudesta on luonnonhoitopeltojen suosio. Luonnonhoitopeltoja on ollut viime vuosina (2012–2013) reilu puolet kokonaiskesantoalasta (viljelemättömien tukikelpoisten peltöjen kokonaisalasta), joka on vaihdellut 200–300 tuhannen hehtaarin välillä. Luonnonhoitopellot ovat olleet suhteellisen suosittuja myös perinteisesti vahvoilla kotieläintuotannon alueilla. Satoa tuottamattomien peltöjen osuus kokonaispeltoalasta on viime vuosina ollut kymmenen prosentin luokkaa.

Ilman ympäristötukea ravinnetaseet, etenkin fosforitaseet ja josain määrin myös typpitaseet, olisivat nousseet merkittävästikin kun pyritään korkeaan rehusatoon läheltä tilakeskusta. Ympäristötuki on hillinnyt tätä kehitystä, koska se tarjoaa kohtuullisen varmaa, suhdanteista riippumatonta tukea noin 120–150 euroa/ha kotieläintilalla, riippuen valituista toimenpiteistä. Saatujen mallitustulosten mukaan ilman ympäristötukea viljanviljely vähenisi 10–20 prosenttia ja kesantoala kasvaisi 30–50 prosenttia samalla, kun lannoitus ja ravinnetaseet kasvaisivat erityisesti kotieläintiloilla. Edelleen mallitustulosten mukaan naudanlihan tuotanto, joka hyötyy nurmialalle maksettavista ympäristötuista ja myös viljantuotanto olisivat olleet toteutunutta noin 10–15 prosenttia vähäisempää, jos ympäristötukea ei olisi maksettu ja jos se olisi korvattu tulotason säilyttävällä noin 50 euron/ha tuotannosta irrotetulla tuella.

Ympäristötuki on ollut pitkään leimallisesti viljailijoille tärkeä tuki, jota ei ole maksettu vapaaehtoiselle kesannoinnille, toisin kuin CAP- ja LFA-tukea. Tässä asetelmassa ympäristötuki on ylläpitänyt vilja-alaa ja viljantuotantoa Suomessa viljan kysyntää korkeammalla tasolla. Tämä on toisaalta pitänyt syrjäiset ja sadontuottokyvyltään heikotkin pellot tuotannossa, mikä voi toisaalta olla hyvä asia luonnon monimuotoisuudelle alueilla, joilla peltomaata on vähän metsämaahan verrattuna. Peltöjen säilyminen tuotannossa on varmistanut myös maisemien säilymistä avoimina.

On kuitenkin todennäköistä, että ympäristötuen vaikutusmahdollisuudet erityisesti kasvavien kotieläintilojen ja osin myös suurten taloudellista tulosta ja tehokkuutta tavoittelevien kasvitilojen pitämiseen ympäristöhoitotoimien piirissä ovat heikentyneet. Korkeaksi ennustettu viljan hinta, kallis pelto, nousevat rehu- ja lantalogistiikkakustannukset sekä maitokiintiöiden poistuminen ja sitä todennäköisesti seuraava maidon reaali-hinnan aleneminen lisäävät kotieläintilojen kustannuksia ja paineita tuotannon tehostamiseen. Tämän seurauksena on todennäköisesti aiempaa selvemmin rehuntuotannon keskittäminen ja korkean hehtaarisadon tavoittelu läheltä tilakeskusta. Samoin tilusrakennejärjestelyt ja peltokuvioiden yhtenäistämiset ja muotoilut kustannushaittojen poistamiseksi tulevat todennäköisesti jatkumaan.

Jatkossa maatalouden ympäristötoimien ja -tavoitteiden kannalta keskeinen kysymys on, missä määrin ja miten entistä intensiivisempään tuotantoon vaikutetaan asetettujen tavoitteiden saavuttamiseksi. On todennäköistä, että voimaperäistä viljelyä rajoittamalla ja laajaperäisempään tuotantotapaan kannusta-

malla voidaan vähentää epäedullisia ympäristövaikutuksia ja -riskejä. Tällöin nousee esiin yhä enemmän kysymys toimivasta työnjaosta maatilojen kesken paitsi itse maataloustuotannossa, myös ympäristönhoidossa, joko haittojen vähentämisessä tai myönteisten ympäristövaikutusten tuottamisessa. Synergioita maatilojen tuotannollisten ja taloudellisten tavoitteiden sekä ympäristönhoidon tavoitteiden välillä on tarpeellista tunnistaa entistä selkeämmin, jotta ympäristön tilaa parantavat maatalotason toimet voivat toteutua tehokkaan työnjaon, menetelmien tai teknologioiden avulla myös voimaperäisillä tuotantoalueilla. Voimaperäiset tuotantoalueet ovat tuotannon määrän ja sen intensiteetin suhteen kasvamassa määrin eriytyvässä alueista, joilla kotieläintuotanto ja muukin maataloustuotanto vähenevät. Viime mainituilla alueilla voidaan todennäköisesti parantaa ympäristön tilaa kohtuukustannuksin. Uhkana kuitenkin on, että ilman toimivaa työnjakoa ympäristön tilaa edistävät toimet eriytyvät lähes kokonaan vähenevän tuotannon alueille, eivätkä kohdennu sinne, missä niitä usein eniten tarvittaisiin, eli voimaperäisen tuotannon alueille. Maatilojen kannattavuuden ja elinkelpoisuuden säilyttäminen vaatii todennäköisesti jatkossakin voimakasta rakennekehitystä.

Pitkällä aikavälillä on yhä tärkeämpää löytää toimenpiteitä ja vaihtoehtoja, joilla voimakkaasti kasvavat päätoimiset ja suuren työmäärän kanssa kamppailevat tilat saadaan mukaan ympäristöä parantaviin toimiin. Tämä tarkoittaa paitsi tietyn ympäristönhoidon minimitasoa ja sen laiminlyönnistä aiheutuvien sanktioiden selkeää määrittelyä, myös vaihtoehtoisia toimenpiteitä, jotka sopivat suurten ja usein intensiivisten tilojen toimintatapaan. Pelkät kannustimet laajaperäiseen tuotantoon eivät riitä alueilla, joilla kova kilpailu peltomaasta. Tulee kannustaa myös tavoitteita edistävien teknologioiden käyttöön sekä muuhun yhteistoimintaan ja työnjakoon muiden tilojen ja toimijoiden kanssa ympäristönhoidossa.

Osan toimenpiteistä tulisi olla sellaisia, että tilan yhteistyökumppani, esimerkiksi urakoitsija, voi ne toteuttaa ja huolehtia ehtojen toteutumisesta yhdessä viljelijän kanssa. Esimerkiksi lannoitusta koskevat rajoitukset ja ravinnekiertoa edistävät toimet voivat vaatia käytännössä useiden tilojen yhteistoimintaa, jotta lannan ravinteet voidaan levittää laajemmalle peltoalalle ja kauemmaksi tilakeskuksesta, kasvien tarpeita vastaavasti. Samoin luonnon monimuotoisuuden parantaminen voi vaatia esimerkiksi maisemakokonaisuuden huomioivia toimia, joihin yksittäinen viljelijä ei yksinään pysty.

Merkittävä osa jatkavista tiloista, joista kaikki eivät kasva voimakkaasti, voi jatkossakin sitoutua ympäristöä parantaviin toimiin. Tätä kautta ympäristön tilaa voidaan todennäköisesti parantaa myös entisenlaisilla toimenpiteillä ja kohtuukustannuksella.

Politiikkasuositukset

1. Tunnistetaan synergioita maatilojen tuotannollisten ja taloudellisten tavoitteiden sekä ympäristönhoidon tavoitteiden

välillä. Näin voidaan kehittää ympäristön tilaa parantavia maatalotason toimia, jotka voivat toteutua myös voimaperäisillä tuotantoalueilla.

2. Ylläpidetään jo hyväksi havaittuja, laajasti käytettyjä ja vaikuttavia toimenpiteitä, Merkittävä osa jatkavista, eikasvuhakuisista tiloista voi tulevaisuudessakin sitoutua tutuksi tulleisiin ympäristöä parantaviin toimiin, joilla ohjataan laajaperäisempään tuotantotapaan.
3. Arvioidaan CAP-tukijärjestelmän (pilarit 1 ja 2 sekä niiden välinen suhde) kokonaisuuden kannustavuus ympäristönhoitoon erityisesti päätoimisilla, tuotantoa kasvattavilla tiloilla.

7.2 Vaikutukset maatalouden harjoittamisen edellytyksiin

Ympäristötuen on määritelty olevan korvausta saavutetuista hyödyistä ympäristölle, mutta myös sadonmenetyksistä ja muista kustannuksista, joita viljelijälle aiheutuu ympäristötuen toimenpiteiden toteuttamisesta. Näillä toimenpiteillä on sekä hyödyllisiä että haitallisia vaikutuksia maatalouden harjoittamiseen. Kriittinen keskustelu liittyy useimmiten ympäristötuen oletettuihin kielteisiin vaikutuksiin, etenkin rikkakasvien määrään sekä sadon laadun ja määrän heikkenemiseen. Ympäristötuelle on kuitenkin myös maatalouden harjoittamiseen hyödyllisiä vaikutuksia, jotka liittyvät ravinteiden käytön optimointiin ja maan orgaanisen aineksen sekä rakenteen säilyttämiseen.

Vuoden 2010 haastatteluaineiston tulosten perusteella tutkimusalojen toiminnanharjoittajat ovat noudattaneet ympäristötuen sitoumusehtoja melko hyvin. Seurantatutkimusten aikana maatalouden toiminnanharjoittajien ympäristötietoisuuden on todettu lisääntyneen kaiken aikaa, ja viimeisimpien tulosten perusteella ympäristötukijärjestelmä näyttäisi yhdessä yleisen ympäristötietoisuuden ohella lisäävän maatalouden ympäristönsuojelutoimenpiteiden käyttöönottoa ja toteutusta.

Haastatteluvastauksissa nousi esiin kasvinviljelyn ja kotieläintuotannon eriytymisen voimistumisen myötä muodostunut ongelma lannoituksessa hyödynnettävän lannan kysynnän ja tarjonnan kohtaamattomuudesta. Kotieläintalouden ja siten myös muodostuvan lannan paikallisesti ja alueellisesti epätasainen jakautuminen voivat johtaa peltotaseiden vähittäiseen nousuun vahvojen kotieläintuotantoalueiden pelloilla.

Peltomaan orgaanisen aineksen (humuksen) lisääminen kuuluu ympäristötuen tavoitteisiin. VALSE-seurantatutkimuksen tulosten mukaan tämä tavoite ei ole toteutumassa vaan maan pintakerroksen hiilipitoisuus päinvastoin laskee. Vaikka yksivuotisten kasvien viljelyn lisääntyminen ja viljelykierron yksipuolistuminen osaltaan vähentävät maaperän hiilipitoisuutta, vähenemisnopeus on kuitenkin ollut samanlaista alueilla, jotka poikkeavat toisistaan huomattavasti maataloustuotannon osalta. Onkin mahdollista, että aikoinaan metsistä raivatut pellot edelleen

menettävät metsien kerryttämää hiiltä ja/tai että lämpenevä ilmasto on lisännyt eloperäisen aineksen hajoamista peltojen pintakerroksessa. Lisäksi pienikin kyntösyvyyden lisäys laimentaa maan pintakerroksen hiilipitoisuutta, mikä vähentää orgaanisen aineksen positiivisia vaikutuksia juuriston pääasiallisessa kasvukerroksessa.

Muokkaamattomuuden (nurmi ja suorakylvö) on havaittu lisäävän kokonaishiilen ja -typen ja liukoisten ravinteiden (viljavuus-P, -K ja Mg) kertymistä maan 0–5 cm pintakerrokseen. Samanlainen kehitys on havaittu myös kevennytyssä muokkauksessa. Muokkaamattomuus havaitaan lisäksi kantavampana ja tiiviimpänä rakenteena maan pintakerroksen alapuolella.

VALSE-seurantatutkimuksessa havaittu peltomaan pH:n ko hoaminen on suotuista suuntaa peltojen viljavuuden kannalta. Viljavuuspalvelussa analysoiduissa maanäytteissä pH on puolestaan pysynyt samalla tasolla 2001–2010. Kalkitustilastojen mukaan kalkitusaineiden käyttö on pysynyt viimeisen ympäristötukikauden ajan ennallaan, joten nykyinen ylläpitokalkitusten taso näyttää riittävän pH:n ylläpitoon. Salaojituksen vuosittaiset pinta-alat ovat viimeisen ympäristötukikauden säilyneet ennallaan. Pääosin tehdään uusintasalaojituksia, joiden tarpeen on arvioitu olevan paljon nykyisin tehtäviä suurempi.

Seurantatulosten mukaan rikkakasvien biomassassa on lisääntynyt luonnonmukaisessa, mutta ei tavanomaisessa tuotannossa. Rikkakasvit aiheuttavat luonnonmukaisessa viljantuotannossa merkittävää haittaa sadontuotannolle. Kannusteet rikkakasvien mekaaniseen torjuntaan parantaisivat luomutuotannon satotasojia.

Kevennetty muokkaus on yleistynyt erityisesti tavanomaisessa viljelyssä. Kynnöstä luopuminen suosii talvehtivia rikkakasveja ja erityisesti siemenlevintäisiä rikkaheiniä, joiden torjuntaan ei tähän mennessä ole juurikaan ollut aihetta kevätiljan viljelyssä, hukkakauraa lukuun ottamatta. Laajeneva rikkakasvilajiston kirjo vaatii tehokkaampien ja kalliimpien valmistaiden käytön kemiallisessa torjunnassa.

Rikkakasvit tai niiden torjuntaan käytettävät kasvinsuojeluaineet eivät kummatkaan muodosta sellaista ongelmaa, että niiden takia olisi harkittava selkeitä muutoksia ympäristötuen toimenpiteiden sisältöön. Integroidun kasvinsuojelun (IPM) vaatimukset koskevat jatkossa kaikkia kasvintuotannon aloja. EU:n linjaaman politiikan mukaisesti kemikaaliriippuvuutta tulee vähentää. Tällä voi olla merkittävä vaikutus myös tavanomaisesti viljeltyjen peltojen rikkakasvilajistoon.

Typpi- ja fosforilannoituksen lievästi laskeva suuntaus on jatkunut myös viimeisen ympäristötukikauden aikana. Panosten ja satotuotteiden hintojen vaihtelut näyttävät aiheuttaneen sen, että lannoitustasot ovat alkaneet vuosittain vaihdella lannoitteiden hinnan ja satotuotteiden odotusarvon perusteella. Karjanlannassa peltoon levitetyn typen ja fosforin määrät ovat pysyneet koko 2000-luvun samalla tasolla.

Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei näytä olevan merkittävää vaikutusta myöskään sadon määrään. Kuten tunnettua, viljojen vuosittaiset keskisadot vaihtelevat voimakkaasti kasvukauden sääolosuhteista riippuen. Vuosina 1986–2013 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla eikä 2000-luvulla ole ollut havaittavissa satotasoihin selvästi huonoja tai hyviä vuosia. On tosin mahdollista, että alentuneet lannoitustasot olisivat 2000-luvun aikana leikanneet sääolosuhteiltaan edullisimpina vuosina sadontuotantopotentiaalia.

Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olevan selvää vaikutusta sadon laatuun. Hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden vaihtelut ovat vuosina 2006–2012 olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Viljaotanta-aineistossa korkeammalla lannoituksella saavutetaan pieniä positiivisia vaikutuksia sadon laatuun. Koska tämän hetkisen lannoitustason ero biologiseen optimilannoitukseen on enimmilläänkin typen osalta vain muutamia kymmeniä kiloja ja fosforin osalta muutamia kiloja, vaikutus sadon laatuun on lähinnä teoreettinen. Typpilannoitustasot näyttävät olevan tuotannon kannalta alarajalla, minkä seurauksena edullisina satovuosina valkuaispitoisuudet jäävät alhaisiksi.

Lajikekoeaineistoista voidaan havaita, että lajikkeiden erot typen hyväksikäytössä ovat suuria, ja että uudet lajikkeet pystyvät hyödyntämään tehokkaammin sekä lannoitetyypin että maasta vapautuvan typen ja siten pienentämään vesistöihin kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Siksi uusimpien viljalajikkeiden käyttöönoton suosimista tulisi harkita osana ympäristötukitoimenpiteitä.

Politiikkasuositukset:

1. Lannoitevalmistelain haitallisten metallien pitoisuudet säilytetään nykyisillä tasoilla (pitoisuuksia ohjaavat Lannoitevalmistelaki tai EU:n tuleva lannoitelaki).
2. Ympäristökorvausjärjestelmän ja muun lainsäädännön avulla lannan ravinteiden hyödyntämistä tehostetaan alue- ja lohkotasolla.
3. Tuetaan lannoituksen optimointia kehittäviä järjestelmiä ja sovitetaan lannoitus nykyistä paremmin lohkon sadontuototentiaaliin.
4. Lisätään peltomaan rakenteen parantamiseen ja hyvän rakenteen ylläpitämiseen liittyvää neuvontaa.
5. Kannustetaan ylläpito-ohjelmien toteuttamista.
6. Kannustetaan luomutuotannossa rikkakasvien mekaanisen torjunnan tehostamiseen.

Toimenpidesuosituks:

1. Typpilannoitustasot säilytetään nykyisellään.
2. Fosforilannoitustasojia lasketaan hieman etenkin erikoiskasvinviljelyssä.
3. Seurataan viljojen fosforipitoisuuden kehitystä Eviran Viljaotannon näytteiden yhteydessä.
4. Edistetään lannan ammoniakkin haihtumista vähentäviä toimenpiteistä, muun muassa lietelannan sijoittaminen ja happokäsittely.

5. Edistetään lantafosforin levitystä nykyistä laajemmalle peltopinta-alalle, esimerkiksi lannan jakeistaminen.
6. Edistetään uusien, satoisampien lajikkeiden käyttöönottoa satotasokorjausten avulla.
7. Parannetaan maan rakennetta ja multavuutta luomalla kannustin sisällyttää monivuotisia kasveja viljelykiertoon.
8. Ylläpidetään ja lisätään viljellyn pellon maaperän eliöstön monimuotoisuutta ja toiminnallisuutta monipuolistamalla viljelykiertoa ja kasvilajivalikoimaa, lisäämällä kasvipeitteisyyttä ja vähentämällä muokkausta.
9. Vähennetään raskasta peltoliikennettä tarkoituksenmukaisilla tiestöratkaisuilla.
10. Huolehditaan riittävästä ylläpitokalkituksesta.
11. Palautetaan kasvinviljelytilojen peltomaille eloperäistä materiaalia (kasvintähteet, lanta, orgaaniset lannoitevalmisteet) multavuuden ylläpitämiseksi tai lisäämiseksi.
12. Nurmenviljelyä, säätösaloitusta ja veden pinnan nostoa suosimalla vähennetään eloperäisillä viljelymailla eloperäisen aineksen hajoamista.

7.3 Ravinnekuormituksen muutos

Vesiin päätyvän ravinnekuormituksen vähentäminen on välttämätöntä vesien- ja merienhoidon tavoitteiden saavuttamiseksi sekä Itämeren suojelukomission maakohtaisiin päästövähennystavoitteisiin ylittämiseksi. Teollisuuden ja yhdyskuntien ravinnekuormitusta on jo pitkään vähennetty, joten vesien suojeleminen kohdistuu hajakuormitukseen. Koska metsätalouden toimenpiteistä aiheutuu valtakunnallisesti melko vähäistä ravinne- ja kiintoainekuormitusta ja haja-asutuksen päästöjen voidaan olettaa pienevän lainsäädännön vaatiman kiinteistökohtaisen puhdistuksen tehostuessa, jää maatalouden ravinnekuormitukseen suurin vähennyspotentiaali. Valtioneuvoston vuonna 2006 tekemässä periaatepäätöksessä vesien suojelelun suuntaviivoista vuoteen 2015 (Valtioneuvosto 2006) maataloudelle on asetettu 30 prosentin vähennystavoite sekä typpi- että fosforikuormitukselle verrattuna vuosien 2001–2005 kuormitukseen.

Seuranta-aineistot ja laskentamenetelmät

Maatalouden ravinnekuormituksen määrittäminen valumaaluetasolla on vaikeaa, sillä kuormituksen suora mittaaminen ei ole mahdollista. Jokien fosfori- ja typpikuormat riippuvat voimakkaasti virtaamista. Runsassateisina vuosina ravinnepulkeuma on suurempi kuin vähäsatteisina vuosina. Koska jokien vuosivirtaamat vaihtelevat suuresti, täytyy virtaaman vaikutus suodattaa pois, jotta nähdään muiden tekijöiden vaikutukset kuormitukseen. Vaikka virtaamaa mitataan päivittäin, niin vesinäytteitä otetaan harvemmin, ja yleensä näytteenotossa keskitytään vuosikuorman kannalta merkittäviin syys- ja kevättulviin. Tämä aiheuttaa ongelmia tilastollisissa analyyseissä, sillä useimmat aikasarjamenetelmät edellyttävät tasavälistä näyt-

teenottoa. Tässä tutkimuksessa kiinnitettiin erityistä huomiota sopivien laskentamenetelmien käyttämiseen.

Ympäristöhallinnon seuranta-aineistoista ravinnekuormituksen arvioimiseen sopivat erityisesti Itämereen laskevat joet, joista on vuosittaisia vedenlaatuhavainnoita noin 12–22. Seuranta rahoittaa Ympäristöministeriö. Pienten valuma-alueiden havainnoista voi laskea tarkempia eri maankäyttömuotoihin liittyviä ravinnekuormituksia. Verkostossa on viisi maatalousaluetta, joiden päivittäiset jatkuvatoimiset virtaamamittaukset ja vedenlaatuhavainnot tallennetaan ympäristöhallinnon Hertta-tietokantaan. Kyseiset pienet maatalousvaltaiset valuma-alueet sijaitsevat Etelä- ja Lounais-Suomessa ja niiden seuranta rahoitetaan SYKEN toimintameno-rahoina.

Maa- ja metsätalouden kuormituksen ja vesistövaikutusten seurantaohjelman (MaaMet) painopiste on ekologisissa laatu-tekijöissä, mutta alueilta on myös kemiallisen vedenlaadun seuranta. Muutama vuosi siten maatalouden kuormittama Puttaanjoki sekä metsätalouden ja turvetuotannon kuormittama Laajoki varustettiin vedenlaatuantureilla. Asemien ylläpidon ja näytteenoton tekevät ely-keskukset.

Jokivesiseurannoissa tarkimmat tiedot maataloustoimenpiteistä saadaan kolmelta MYTVAS-tutkimuksen alueelta (Lepsämänjoki, Yläneenjoki ja Lestijoki) kerran tukikaudessa tehdyissä haastattelututkimuksissa, joilla saadaan tiedot lähes jokaiselta vuodelta. Muilla alueilla tietoja valuma-alueen maankäytöstä ja viljelykasveista kerätään alueellisista tilastoista (mm. Tike). Lestijoki kuuluu Itämereen laskevien jokien seuranta-ohjelmaan, ja Lepsämänjoki ja Yläneenjoki MaaMet-seurantaan.

Seurantaverkoston rahoitus kattaa näytteenoton, laboratorioanalyysit ja tulosten tarkistamisen. Kuormitusten laskenta ja tilastolliset analyysit tehdään yleensä erillisellä projektirahoituksella.

Typpikuormituksen kehitys

Viljelyalan kasvun vuoksi maataloudesta vesiin kulkeutuva typpikuorma kasvoi vielä toisella ohjelmakaudella (2000–2006) erityisesti Pohjanmaan isoissa joissa (Kuva 5.3-5, luku 5.3), mutta kääntyi laskuun ohjelmakaudella (2007–2013). Vastaava kehitys näkyi myös maatalouden ominaiskuormitusluvussa (kg/km² peltoa). Kolmannen tukikauden ominaiskuormitusluku (1290 kg/km²) oli laskenut 7 prosenttia ensimmäisen tukikauden luvusta (1390 kg/km²).

CORINE 2000 - ja 2006 -maankäyttöaineistoista lasketusta uudesta peltoalasta lähes puolet raivattiin eloperäisille maalajeille (tarkemmalla peltolohkoaineistolla lasketunakin yli kolmannes), jotka sisältävät luonnostaan runsaasti typpeä. Pohjanmaan jokivesistöjen typpikuorman kasvusta jopa puolet näytti johtuvan turvepeltojen raivaamisesta.

Ravinnekuormituksen ja sitä mahdollisesti selittävien maatalouden muutosten välille sovittiin tilastollinen regressiomalli. Mallissa lannan levitys lisäsi merkittävästi pelloilta lähtevää typpikuormaa. Vaikka eläinten määrä Suomessa on vähentynyt, kotieläintalouden keskittyminen Saaristomeren, Selkämeren ja Perämeren valuma-alueille on jatkunut. Myös eläinten ruokinta on muuttunut siten, että lanta sisältää enemmän typpeä. Länsi-Suomen valuma-alueilla nurmiviljely näytti lisäävän typpikuormitusta. Nurmien lannoitustasot ovat korkeammat kuin viljakasvien ja lannan pintalevitys nurmelle on yleistä.

Ilmatieteen laitos on havainnut ilman keskilämpötilojen nousseen erityisesti keväällä. Lämpötilan nousulla näyttää olevan kahdensuuntaisia vaikutuksia. Se on voinut kasvattaa typpikuormitusta erityisesti Pohjanmaalla, sillä kohonnut lämpötila on oletettavasti lisännyt orgaanisen aineksen hajoamista alueelle tyypillisillä turvemaidella. Toisaalta Etelä-Suomessa kohonnut lämpötila oli tilastollisessa mallissa yhteydessä laskeneeseen typpikuormitukseen. Lämpötilan nousun myötä kasvukausi on pidentynyt ja todennäköisesti myös kasvien typenotto ja typen hävikit ilmaan ovat kasvaneet.

Tilastollisessa mallissa typpitaseiden lasku selitti vähentynyttä typpikuormitusta. Tämä näkyi selvästi Länsi-Suomen valuma-alueilla, kun taas Etelä-Suomen valuma-alueilla korostui viljasadon hyvän typen otton vaikutus typpitaseeseen. Typpitase on laskenut lähes 50 prosenttia 1990-luvun alusta vuoteen 2012. Ohjelmakauden 2007–2013 aikana typpitaseen lasku näyttää pysähtyneen, ja vuosittainen vaihtelu on lisääntynyt.

Viherkesantojen tiedetään laskevan ravinnekuormitusta. Kesantoala oli suurimmillaan (yli 15 % peltoalasta) vuosina 1990–1994. Ensimmäisestä ympäristötukikaudesta alkaen kesantoala (sisältäen luonnonhoitopeltonurmet) on jälleen kasvanut pari prosenttia Suomenlahden ja Perämeren valuma-alueilla, ja laskenut Saaristomeren ja Selkämeren valuma-alueilla.

Erityisesti toisella ohjelmakaudella typpikuormitusta nostivat ympäristötuen ulkopuoliset tekijät, voimakkaimmin turvepeltojen raivaus. Typpikuormitusta vähentävät ympäristötukitoimenpiteet ovat alkaneet vaikuttaa viimeisellä ohjelmakaudella.

Kiintoainekuormituksen kehitys

Kiintoainepitoisuudet ja -kuormat ovat suurimpia eteläisen ja lounaisen Suomen joissa, jotka saavat vetensä savialueilta. Nämä alueet ovat pääosin viljanviljelyssä ja siten melko yleisesti ilman kasvipeitettä kasvukauden ulkopuolella. Kasvukauden ulkopuoliseen kasvipeitteisyyteen on kaikilla ohjelmakausilla panostettu voimakkaasti. Kasvipeitteisyyteen on luettu mukaan myös kevennetty muokkaus, jonka tiedetään voivan myös lisätä maa-aineksen kulkeutumista pelloilta valumavesien mukana. Kiintoainekuorman muutoksien arviointia vaikeuttaa kiintoainepitoisuuksien suuri ajallinen vaihtelu. Suomenlahden valuma-alueen maatalousjoissa kiintoainevirtaama ei näytä laskeneen

jaksolla 1995–2010 ympäristötukijärjestelmien määritelmän mukaisen kasvipeitteisen alan kasvusta huolimatta. Sen sijaan Saaristomereen laskevien ja eräiden Pohjanmaan jokien kiintoainevirtaama on pienentynyt. Ainakin Saaristomeren valuma-alueella tämä voi johtua kasvipeitteisen alan kasvusta.

Fosforikuormituksen kehitys

Maatalouden kokonaisfosforin ominaiskuormitus on laskenut ohjelmakausittain. Fosforin ominaiskuormitus on kolmannella ohjelmakaudella (72 kg/km²) ollut noin 80 prosenttia ensimmäisen ohjelmakauden tasosta (90 kg/km²). Fosforin kokonaiskuorman lasku on ollut pienin Selkämereen laskevilla valuma-alueilla (8 %) ja suurin (sekä tilastollisesti merkitsevä) Pohjanlahteen laskevilla valuma-alueille (28 %). Toisin kuin tyypellä, vasta rai-vattujen peltojen fosforivarastot ovat pienet, joten Pohjanlahteen laskevissa joissa niiden suhteellinen kuormittavuus on matala. Fosforin kuormitusta selittävät tekijät liittyvät eroosioon (kiintoainesfosforin kulkeuma) ja maasta veteen liukenevan fosforin määrään. Liunneen fosforin huuhtouma liittyy kiinteästi viljavuustutkimuksessa mitattavaan helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen (maan "P-luku"). Fosforin huutoutumispotentiaalia on tässä raportissa arvioitu epäsuorasti maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden kautta. Viljavuuslaboratorioista kerätyn aineiston mukaan P-luvun keskiarvo koko maassa on ollut 12–14 mg/l 1990-luvun alusta lähtien tähän päivään asti. Suurin keskiarvopitoisuus (noin 14 mg/l) ajoittuu vuoden 1996 analyysituloksiin. Viimeisimmän (2005–2009) kaikki laboratoriot käsittävän yhteenvedon mukaan P-luvun valtakunnallinen keskiarvo oli 13 mg/l.

Alueellisesti jaotellussa aineistossa P-lukujen keskiarvot ovat laskeneet jaksolta 1996–2000 jaksolle 2005–2009 kaikkien ELY-keskusten alueella. Eniten P-luvut ovat laskeneet (20–25 %) Kainuun, Lapin ja Ahvenanmaan ELY-keskusalueilla ja vähiten (alle 10 %) Varsinais-Suomen, Pohjanmaan ja Pirkanmaan ELY-keskusalueilla. Maan P-lukujen kasvutrendi näyttää siten taittuneen ja kääntyneen ympäristötukijärjestelmien alkuvuosien huipputasosta hitaaseen laskuun. Tämän voidaan olettaa näkyvän jokien liunneen fosforin kuormituksen vähittäisenä laskuna. Liunnut fosfori oli jo nyt monessa joessa laskussa (vuodet 1990–2010), mutta tulkintaa vaikeuttaa se, että muiden kuormituslähteiden vaikutusta ei voi ottaa yhtä luotettavasti huomioon kuin kokonaisravinteiden osalta.

Maan P-luvun muutokset ovat seurausta P-taseiden muutoksista. Fosforitase on pienentynyt myös viimeisen ympäristötukikauden aikana. Lannoituksen rajoittaminen korkeimpien P-lukujen maille on johtanut P-lukujen maltilliseen laskuun. Korkeiden P-lukujen laskua hidastaa edelleenkin melko korkealle asetetut fosforilannoitusrajat, vaikka näissä tapauksissa fosforilisäyksistä ei saada satovastetta. Niillä kotieläintiloilla, joilla ei ole tehokkaasti hyödynnettyjä nurmia, lannan mukana peltoon lisätään usein huomattavasti enemmän fosforia kuin pellolta korjataan satotuotteina pois. Kotieläintalouden keskittyminen Saari-

meren, Selkämeren ja Perämeren valuma-alueille on jatkunut. Erityisesti Saaristomerен valuma-alueella eläinten lannassa levitettävän fosforin määrä on selvästi aiempaa suurempi siitä huolimatta, että kolme neljästä alueella sijaitsevasta pellostä ei anna fosforilisäyksille minkäänlaista satovastetta. Käytössä oleva aineisto ei anna mahdollisuutta tarkastella maan viljavuuslukuja tuotantosuunnittain, mutta on oletettavaa, että kotieläintilojen ja kasvintuotantotilojen peltojen P-lukujen kehitys eriytyy edelleen toisistaan.

Etelä-Suomen joissa pääosa fosforikulkeumista on yhteydessä eroosioon. Jokivesien kiintoaines- ja kokonaisfosforikulkeumien perusteella ympäristöohjelmilla ei ole Etelä-Suomessa saatu aikaan huomattavaa fosforikuormien vähentymistä, vaikka eroosiontorjunta on ollut keskeisenä toimenpiteenä kaikissa ohjelmissa. Kokonaisfosforin kuormitusta vähentäisi savialueilla kesannointi ja peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuuden lasku. Selkämeren ja Pohjanlahden valuma-alueilla nurmiviljely näytti lisäävän fosforikuormitusta. Länsi-Suomessa pellostä ovat tasaisia ja maalajit eivät ole eroosioherkkiä. Näin ollen liuenneessa muodossa kulkeutuvan fosforin osuus on Etelä-Suomea suurempi. Näillä alueilla nurmiviljelystä ei saada hyötyä eroosiontorjunnassa, mutta jotkut nurmiviljelyyn liittyvät liuenneen fosforin kuormaa lisäävät vaikutukset tulevat ilmi, sillä lannan pintalevitys nurmelle on yleistä ja talven yli peltoon jääneestä kasvustosta voi vapautua fosforia valumavesien kasviaineksen jäätyessä ja hajotessa.

Keskeisimmät huomiot

Maatalouden ravinnekuormituksessa tapahtuneita pitkän ajan muutoksia voidaan suhteellisen luotettavasti arvioida ympäristöhallinnon jokiseuranta-aineistojen perusteella. Kuormitusmuutosten taustalla ovat toisaalta lannoitteiden ja lannan käytön ja näistä seuraavien maan ravinnevarantojen muutokset ja toisaalta maan muokkaus ja sen yhteys kiintoaineskuormaan sekä eloperäisen aineen hajoamiseen.

Useimpien ympäristötuessa olevien toimenpiteiden vaikutus on ristiriitainen. Esimerkiksi kasvipeitteisyyden edistäminen voi lisätä liuenneen fosforin huuhtoutumista ja tasaisilla mailla jopa fosforin kokonaiskuormaa. Ympäristötuen nykyisistä menetelmistä ristiriidattomien on fosforilannoituksen vähentäminen silloin, kun sillä ei ole haitallista vaikutusta sadon määrään tai laatuun samoin kuin lannan parempaan käsittelyyn ja levittämiseen liittyvät toimet (esim. lietelannan sijoittaminen maahan). Suurta julkista huomiota saaneilla kosteikoilla ja suojavyöhykkeillä on valtakunnallisessa mittakaavassa vain vähäinen vaikutus kuormitukseen, mutta ne voivat muodostaa osan paikallista vesiensuojelukokonaisuutta.

Maan kasvukunto ja rakenne vaikuttavat niin sadontuotantoon kuin kuormitukseenkin. Suurimmat vaikutukset kasvukuntoon tulevat maan rakenteen ja vesitalouden kautta. Maan rakenteen muutoksista ei kuitenkaan ole riittävästi tietoa. Kun maan raken-

teen muutoksesta ei ole tietoa, siihen liittyvät satovaikutukset ja kuormitusmuutokset saatetaan tulkita johtuvan jostain muusta, seurattavasta tekijästä johtuviksi. Maatalouden vesiensuojelumenetelmien vaikuttavuuteen liittyy suurta epävarmuutta, jota ilmastonmuutos vielä lisää. Suhteessa maatalouden merkitykseen vesien tilan muuttajana aiheeseen liittyvä tutkimus (mm. pitkäaikaiset kenttäkokeet) on alimitoitettua.

Kuormituksen vähentämistoimien tulisi olla sellaisia, että ne todennetusti vähentävät rehevöitymistä aiheuttavien ravinteiden kulkeutumista. Vesiensuojelun tavoiteohjelman edellyttämään 30 prosentin ravinnekuormituksen vähenemiseen tarvitaan nykyistä laajempi valikoima vesiensuojelutoimenpiteitä. Lisäksi toimenpiteet pitäisi kohdentaa valuma-alueille ottaen huomioon näiden ravinnekuormitukseen vaikuttavat ominaispiirteet sekä vastaanottavien vesien herkkyyden.

Politiikkasuositukset

1. Kuormituksen vähentämisessä Itämereen ja suuriin vesistöihin on keskityttävä laajoille peltoalueille soveltuviin toimenpiteisiin, kuten typen ja fosforin tarkoituksenmukaiseen lannoituskäyttöön ja peltojen kasvipeitteisyyden lisäämiseen eroosioherkillä alueilla.
2. Kotieläinlannan ja muun orgaanisen aineksen ravinteiden tehokasta kierrätystä tulee edistää. Tämä edellyttää lannankäsittely- ja fraktiointiteknologioiden kehittämistä tai maatalouden alueellisen erikoistumisen vähentämistä. Lannan levittämistä kasvukaudella on edelleen tuettava.
3. Koska toimenpiteiden tarve on alueellisesti erilaista, niin tilakohtaisen neuvonnan merkitys korostuu.

Toimenpidesuositukset

1. Lannoitusrajat tulee asettaa tutkimuksella todennetulle tasolle, jolla sato ei vaarannu, ottaen entistä paremmin huomioon maassa jo olevien ravinteiden hyödyntäminen. Lisäksi peltojen fosforitilan kehityksen seuranta tulisi varmentaa riippumattomalla otoksella peltomaista.
2. Ympäristötukeen toistaiseksi kuulumattomia menetelmiä (esim. biohiili, kipsi, rakennekalkitus, täsmäviljely), jotka perustuvat maaperän parempaan eroosiokestävyyteen ja/tai ravinnetaseiden pienentymiseen, olisi kokeiltava ja testattava laajamittaisesti, ja samalla seurattava vaikutuksia tutkimuksen keinoin. Erityisesti tulisi kehittää toimenpiteitä, jotka vähentävät ravinnekuormituksen liikkeellelähtöä peltoilta, sillä ravinteiden myöhempi poistaminen valumavesistä on vaikeaa ja kallista.

7.4 Luonnon monimuotoisuuden ja maiseman kehitys

Suurin uhka maatalousluonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen yksipuolistumisesta, jonka tyypillisin piirre on viljelemättömien avoimien ja puoliavoimien alueiden väheneminen. Kaikkinainen peltolohkojen rationalisointi vähentää juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalousluonnon monimuotoisuudelle. Tässä on selvä ristiriita ympäristötuen ja yleisen maatalouspolitiikan tavoitteiden välillä, sillä myös peltolohkojen rakennejärjestelyjä tuetaan julkisista varoista. Ristiriita koskee myös EU:n tavoitetta pysäyttää luonnon monimuotoisuuden väheneminen vuoteen 2020 mennessä varsinkin, kun ympäristötuki on ainoa koko maatalousympäristöömme vaikuttava luonnon monimuotoisuuden hoitotoimi. Tämän vuoksi tilusjärjestelyissä tulisikin huomioida myös luonnon monimuotoisuuteen kohdistuvat vaikutukset, mitä myös valtioneuvoston hyväksymä monimuotoisuusstrategia edellyttää. Silloin kun peltolohkojen kokoa on mielekästä kasvattaa vaikkapa salaojituksilla, poistuvien pientareiden tilalle tulisi perustaa monimuotoisuuskaistoja tai muita vastaavia viljelemättömiä alueita siten, että avointa viljelemätöntä alaa säilyy maisematasolla riittävästi. Hyvällä suunnittelulla nämä korvaavat elinympäristöt voidaan yleensä sijoitella pellonkäytön kannalta vähempiarvoisiin maastonkohtiin, kuten kuivuudesta kärsiville metsänreunoille.

Maiseman muutos

Maisemarakenteen seurantatulokset osoittavat, että pitkällä aikavälillä maatalousalueidemme maisemarakenne on muuttunut suuresti viljellyn peltoalan kasvaessa ja niittyjen pinta-alan vähentyessä, mutta viimeisten 20 vuoden aikana muutokset ovat olleet melko vähäisiä. Silti paineet viljelyn tehostamiseen ovat edelleen vähentäneet oijen ja pientareiden määriä. Pitkän aikavälin suuret maisemamuutokset ovat luonnollisesti heijastuneet eliölajistoon, mikä on näkynyt monien maatalousympäristön lajien uhanalaistumisena. Lyhytikäiset lajit (kuten vuosittain uuden sukupolven tuottavat hyönteiset) ovat jo ehtineet reagoida elinympäristönsä muutoksiin, mutta pitkäikäisillä lajeilla (kuten monivuotiset kasvit) sopeutuminen vuosikymmenien takaisin maisemarakenteen muutoksiin on yhä käynnissä.

Visuaalisen maisemaseurannan tulosten perusteella kuvista tarkasteltu viljelyala oli yleensä pysynyt ennallaan, mutta koko kuva-alan maisemassa sulkeutuminen oli yleisempää kuin avoimuuden lisääntyminen. Sama suuntaus havaittiin perinnebiotooppien visuaalisessa seurannassa, vaikkakin pääsääntöisesti seurattujen niittyjen avoimuus oli pysynyt entisellään. Kansalaiset arvostivat tapahtuneita maisemamuutoksia vaihtelevasti. Maiseman ominaisuuksista myönteisesti koettuja olivat eritoten oijenvarsien maisemaa jakavat pensaas. Nurmikasvustoja arvostettiin viljakasvustoja enemmän. Kokonaisuutena kymmenen vuoden aikajänne ja käytetyt kuvat eivät kuitenkaan sisäl-

täneet suuria maisemamuutoksia, kuten peltojen metsittymistä tai siirtymistä avo-ojista salaojiin.

Biodiversiteetin muutos

Viimeikaisten lajistoseurantojen tärkein tulos on ollut se, ettei minkään lajiryhmän monimuotoisuudessa havaittu suuria muutoksia. Vuosien 2001–2013 seuranta-aineistojen perusteella maatalousalueiden päiväperhoslajisto on pysytellyt 2000-luvun ajan jokseenkin vakaana. Monilla lajeilla on tapahtunut suuriakin kannanmuutoksia, mutta runsastuneita ja vähentyneitä lajeja esiintyi aineistossa jokseenkin yhtä paljon. Putkilokasvien muutokset niin lajimäärissä kuin yhteisöjen rakenteessa ovat olleet lievästi kielteisiä biodiversiteetin suojelutavoitteiden kannalta. Esimerkiksi palkokasvien lajiryhmään kuuluvien lajien vähentyminen on huolestuttava havainto. Jatkossa olisi tärkeää saada kerättyä määrällisesti riittävän laajoja seuranta-aineistoja myös vaateliaammista, harvinaisista lajeista. Tämä edellyttäisi kohdennettuja seurantoja esimerkiksi perinnebiotooppien hoidon erityistukikohteille.

Seurantatulosten perusteella maatalouslinnusto on kokonaisuudessaan muuttunut suotuisasti 2000-luvun aikana, joskin joidenkin lajien kohdalla on havaittavissa jyrkkääkin vähentymistä. Euroopan leudot talvet saattavat selittää monien lajien runsastumista, mutta myös ympäristötuella on epäilemättä ollut merkitystä, vaikka tärkein linnuston monimuotoisuuteen vaikuttanut toimenpide onkin ollut CAP-kesannointi. Sen loputtua linnuston kehitys riippuu ennen kaikkea ympäristötuen luonnonhoitopeltojen suosiosta. Luonnontieteellisen keskusmuseon linnustoseurannat ovat kuitenkin tuottaneet tässä raportissa esitettyihin tietoihin nähden osin ristiriitaisia tuloksia. Näiden eroavuuksien syitä ollaan parhaillaan selvittämässä (Tiainen ym. 2014).

Kevätviljapeltojen rikkakasvisuurannassa havaittiin peltolintujen ja kasvinsyöjähyönteisten ravintokasvien vähentyneen. Sen sijaan mesipistiäisten ravintokasvit olivat yleistyneet ja runsastuneet. Nämä muutokset johtuvat paljolti luonnonmukaisen tuotannon ja kasvinsuojeluainekäsittelyttä jääneen alueen kokonaispinta-alan muutoksista. Luomupelloilla rikkakasvilajeja on lähes kaksinkertainen määrä kemiallisesti käsitellyn tavanomaisen pellon lajistoon verrattuna. Luomupelloilla lajimäärä oli jopa hieman lisääntynyt kymmenen vuoden aikana. Luonnonmukaisen viljelyn osuus viljelypinta-alasta on hieman lisääntynyt, mutta valtaosa kevätiljapelloista käsitellään vuosittain rikkakasvien torjunta-aineilla. Luomusta tavanomaiseen viljelyyn palanneilla pelloilla rikkakasvien lajimäärät olivat hieman korkeammat kuin muilla tavanomaisen viljelyn pelloilla.

Seurantatutkimukset ovat tuottaneet paljon hyödyllistä tietoa eri elinympäristöjen merkityksestä lajistolliselle monimuotoisuudelle. Harvinaisten perinnebiotooppien ohella erityisen suuri merkitys maatalousluonnolle on tavallisilla maatalousalueilla jäljellä olevilla pienilläkin niittyalueilla, avointa viljelemätön-

tä elinympäristöä sisältävillä aurinkoisilla metsän ja pellon reuna-alueilla sekä yhä suuremmissa määrin pitkään viljelyn ulkopuolella olleilla ja niittymäisiksi kehittyneillä kesannoilla ja hylätyillä pelloilla. Toimia näiden luontokohteiden säilyttämiseksi tulisi tehostaa, sillä nykyinen ympäristötukijärjestelmä ei ole onnistunut turvaamaan monimuotoisuuskohteiden säilymistä. Usein nämä kohteet ovat pysyneet ympäristötuen ulkopuolella ja ovat siksi jatkuvassa vaarassa hävitä, mikäli niille keksitään jotain hyötykäyttöä. Lintujen kannalta laaja-alaiset niityt voivat olla tärkeitä.

Useimmat luonnon monimuotoisuuden lisäämiseen tähtäävät ympäristötuen erityiset ovat sinänsä olleet toimivia, mutta niiden pinta-alat ovat jääneet melko vähäisiksi luonnonhoitopeltoja lukuun ottamatta. Muiden perustoimenpiteiden vaikuttavuus on jäänyt luonnon monimuotoisuuden kannalta vaatimattomaksi. Valtaojien pientareet ja suojakaistat ovat myönteisiä, vaikkakin vaikutuksiltaan heikkoja toimenpiteitä. Ne eivät yksinään riitä luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseen, jos viljelijä ei valitse mitään muita, vaikuttavampia toimenpiteitä. Yleisluonteiselle velvoitteelle ylläpitää luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa puolestaan on vaikea osoittaa todellista vaikuttavuutta. Valinnaisista toimenpiteistä talviaikainen kasvipeitteisyys -toimenpide sekä tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys -toimenpide ovat hyödyttäneet muutamaa lintulajia sekä maaperäeliöstöä, ainakin lieroja. Myös viljelykasvivalikoiman monipuolisuudella on linnuston monimuotoisuutta edistävä vaikutus.

Luonnonhoitopellot ovat perustoimenpiteiden ainoa osa, jolla on ollut merkittävää vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen. Niiden hoitomääräykset eroavat viherkesannoista luonnon monimuotoisuutta edistävällä tavalla. Luonnonhoitopelto-toimenpide mahdollistaa neljä erilaista toteutustapaa: monivuotiset nurmipellot sekä monimuotoisuuspeltoiksi luettavat niitty-, riista- ja maisemapellot. Tätä kesken ohjelmakauden viherkesantojen tilalle tullutta viljelijöille vapaaehtoisista toimenpidettä voidaan pitää varsin suurena menestyksenä sekä toteutuspinta-alan että vaikuttavuuden kannalta. Suuren toteutuspinta-alan myötä myös toimenpiteen vaikuttavuus on ollut suuri. Toimenpiteen suosion taustalla lienee se, että viljelijöillä on ollut suuri valinnan vapaus sen toteutustavassa, ja tämä on tehnyt toimenpiteen valitsemisen mielekkääksi suurelle osalle viljelijöitä. Sen lisäksi, että valinnan vapaus on kasvattanut luonnonhoitopeltojen pinta-alaa, se on saanut aikaan luonnon monimuotoisuutta edistävää vaihtelua toimenpiteen toteutuksessa. On myös huomattava, että parhaimmillaan luonnonhoitopellot voivat edistää luonnon monimuotoisuuden ohella samanaikaisesti tehokkaasti myös vesiensuojelua.

Seurannan tulokset osoittavat selkeästi, että pitkäaikaiset viherkesannot ja luonnonhoitopellot voivat ylläpitää ja lisätä eri eliöryhmien lajimääriä sekä runsautta maatalousympäristöissä. Tämä edellyttää huomion kiinnittämistä sekä perustamis- että hoitotapoihin. Perustamisvaiheessa valittava siemenseos vaikuttaa keskeisesti siihen, missä määrin ja kuinka nopeasti alueen luontoarvot kehittyvät. Kasvusto tulisi perustaa joko heikosti

kilpailevalla heinä- tai niittykasviseoksella. Niiton ajankohta on myös olennainen tekijä. Vuosittainen loppukesällä elokuun alussa tehtävä niitto on suositeltava hoitotapa.

Kestää yleensä vuosia, ennen kuin viherkesannon tai luonnonhoitopellon monimuotoisuusyhdyt tulevat täysimääräisesti esiin. Tämän vuoksi kasvillisuuden on syytä antaa kehittyä samalla paikalla vähintään viiden vuoden ajan. Tällöin toimenpide hyödyttää kimalaisten ohella myös perhosia, jotka runsastuvat kesannoilla huomattavasti hitaammin, vasta usean vuoden aikana. Eri lajien ja lajiryhmien elinympäristövaatimuksissa on eroja, joten kokonaisuutena olisi parasta, että alueella olisi samanaikaisesti erilaisia ja eri-ikäisiä kesantoja ja luonnonhoitopeltoja. Toisinaan vanhojen niittymäisiksi kehittyneiden nurmipeltojen kohdalla ongelmana on kuitenkin ollut se, että tällaisia arvokohteita ei aina ole hyväksytty tukea saaviksi luonnonhoitopelloiksi. Tällöin lajistoltaan arvokas kohde on saatettu perustaa uudelleen tavallisella nurmiseoksella, jolloin sen luontoarvot ovat tuhoutuneet. Tällaiset esimerkit heikentävät monimuotoisuuden edistämisestä kiinnostuneiden viljelijöiden uskoa ympäristötukijärjestelmään.

Niittykasveilla perustettujen monimuotoisuuspeltojen osuus kaikkien luonnonhoitopeltojen alasta on jäänyt valitettavan pieneksi ilmeisesti siksi, että hyvin toimivia siemenseoksia on ollut heikosti tarjolla ja useimmiten korkeaan hintaan suhteessa toimenpiteen tukitasoon. Jatkossa niittykasveilla perustettujen monimuotoisuuspeltojen pinta-alaa tulisi pyrkiä kasvattamaan esimerkiksi lisäämällä käyttökelpoisten ja kohtuuhintaisten siemenseosten saatavuutta ja neuvontaa. Eri maalajeille ja maan eri osiin soveltuvista siemenseoksista tarvitaan lisää tietoa.

Pitkään samalla paikalla sijainneilla suojavyöhykkeillä on huomattavasti arvoa tavallisten maatalousalueiden yleiselle kasvi- ja perhoslajistolle. Suojavyöhykkeillä tulisikin pyrkiä mahdollisimman pitkään sopimuksiin. Taantuneen ja vaateliaan niittylajiston kannalta suojavyöhykkeiden arvo pysyy silti tuolloinkin vähäisenä. Suojavyöhykkeillä on merkitystä myös linnustolle, sillä ne tarjoavat suojakaistoja enemmän monivuotista, pysyvää kasvustoa.

Tutkimustulosten perusteella pienialainenkin perustettu kosteikko voi ylläpitää kohtalaisen monipuolista hyönteisyhteisöä. Luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta olisikin tarkoituksenmukaista perustaa muutamien suurten ja kalliiden kosteikkojen sijasta suurempi määrä erikokoisia, mutta enimmäkseen pienialaisia kosteikkoja. On silti huomattava, että linnuston kannalta hyvin pienialaisilla kosteikoilla ei ole juuri merkitystä. Vesi- ja muut kosteikkolinnut hyötyvät parhaiten laaja-alaisemmista kosteikoista, joilla voi olla paikallisesti suurikin merkitys monipuoliselle kosteikkolinnustolle.

Politiikkasuositukset

1. Luonnon monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä on tarvetta tukea nykyistä voimakkaammin niin ympäristökorvausjärjestelmässä kuin myös sen ulkopuolisilla keinoilla (kuten viherryttäminen ja täydentävät ehdot). Luonnon monimuotoisuuden ja sen tarjoamien ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi tulisi pyrkiä siihen, että maatilan kokonaisuudesta 5–20 prosenttia olisi erilaisia peltoviljelyn ulkopuolisia avoimia alueita.
2. Tukijärjestelmiä tulisi kehittää siten, etteivät salaojitukset ja muut peltolohkojärjestelyt enää vähentäisi maatilan avoimen viljelemättömän alueen pinta-alaa, vaan että samalla perustettaisiin korvaavia pitkäaikaisia luonnonhoitopeltoja sekä monimuotoisuuskaistoja peltosten reuna-alueille.
3. Asiantuntevaa neuvontaa tulisi lisätä erityisesti luonnon monimuotoisuutta edistävien toimenpiteiden osalta. Maksuton tilaneuvonta on toimiva keino tunnistaa maatilan arvokkaat luontokohteet ja kohdentaa ympäristötuen toimenpiteet otollisille paikoille. Oikealla sijoittelulla voidaan merkittävästi tehostaa toimenpiteillä saavutettavia luontovaikutuksia.
4. Luonnonlaitumien käyttöä tulisi tukea myös muulla tavoin kuin erillisten erityistukisopimusten avulla, esimerkiksi suunnitelmalla niille myös luonnonhaittakorvaus Ahvenanmaan mallin mukaisesti.
5. Peltoviljelyssä luonnon monimuotoisuutta voitaisiin merkittävästi edistää lisäämällä viljelykiertoa eli erityyppisten kasvien vuoroviljelyä. Viljelykierron lisäämisestä seuraisi muitakin positiivisia vaikutuksia esimerkiksi tuholaisien ja tautien hallinnassa ja maaperän rakenteen parantamisessa. Myös luonnonmukaisen tuotannon edistäminen palvelee näitä tavoitteita.

Toimenpidesuosituks

1. Maatilan luontokartoitus -toimenpide ei ole onnistunut tavoitteissaan, ja seurantatulokset tukevat toimenpiteen poistamista tulevasta ympäristökorvausjärjestelmästä.
2. Luonnonhoitopeltoihin kuuluvilla pitkäaikaisilla nurmipelloilla tulee sallia myös muuta kuin tavanomaista nurmikasvillisuutta, sillä pitkään samalla paikalla säilyneet ja niittymäisiksi kehittyneet nurmipellot ovat monilla tiloilla arvokkaimpia luonnon monimuotoisuuskohteita.
3. Suojavyöhykkeiden, viherkesantojen ja luonnonhoitopeltosten niitto sekä niitoksen korjuu tulisi ajoittaa elokuuhun, sillä se on paras tapa samanaikaisesti edistää luonnon monimuotoisuutta ja vähentää ravinteiden huuhtoutumista kevätvalunnan aikana. Luonnonhoitopelloilta ei ole kuitenkaan tarpeen vaatia jokavuotista niittoa.
4. Kosteikkojen perustamista tulisi edistää siten, että vesien-suojelun kannalta asetetut lukumäärä- ja pinta-alatavoitteet toteutuvat. Kosteikot tulisi perustaa monivaikutteisuusperiaatteella, mutta vesien-suojelukosteikkojen lisäksi pitäisi voida perustaa lähinnä vain monimuotoisuutta palvelevia kosteikkoja. Kosteikkojen lisäksi tulisi edistää valtaojien luonnonmukaiseen morfologiaan pyrkivää hoitoa.

7.5 Kaasumaisten päästöjen vähentäminen ja ilmastomuutoksen hillintä

Ilmaan kohdistuvien päästöjen (NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2) osalta nykyisessä ympäristötuesta ei ole muita päästöjä suoraan vähentäviä toimenpiteitä kuin turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely- ja lietalan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimukset. Nämä molemmat toimenpiteet voivat olla viljelijälle kalliita tai tuotannon joustavuutta merkittävästi vähentäviä. Toisaalta näistä toimenpiteistä koituu muitakin hyötyjä kuin pelkkä kaasupäästöjen vähentäminen. Turvepeltojen pitkäaikainen nurmipeitteisyys vähentää eroosiota ja ravinnepäästöjä (ellei typpilannoitus ole korkea satoon nähden) ja lisää luonnon monimuotoisuutta kevätiljan viljelyyn verrattuna (varsinkin mikäli nurmen niitto tehdään lintujen pesintäajan jälkeen). Lietalan sijoituslevitys peltoon (usein nurmeen) on lannan ravinnekiertoa ja lantatypen hyödyntämistä edistävä sekä nurmirehun hygieenistä laatua parantava toimenpide, joka tosin merkitsee viljelijälle suhteellisen suurien kalusto- ja työkustannuksia. Korvaus näistä toimenpiteistä tulee olla tasolla, joka tekee ne viljelijöille varteenotettaviksi vaihtoehtoiksi myös taloudellisesti. Niiden tulisi muitakin osin olla sellaisia, että ne houkuttelevat mukaan mahdollisimman paljon sellaisia viljelijöitä, jotka eivät muuten kyseisiä toimenpiteitä toteuttaisi. Lisäksi välillisesti kaasumaisiin päästöihin vaikuttavat muutkin, lähinnä kasvipeitteisyyteen, muokkaukseen ja lannoitukseen liittyvät toimenpiteet. Esimerkiksi kasvien tarpeen kannalta liian korkeiden typpilannoitustasojen alentamisella vähennetään ravinnehuuhtoumien lisäksi myös ilmastovaikutukseltaan hyvin voimakkaan dityppioksidin päästöjä.

EU on sopinut yhteisestä, kaikkia jäsenmaita koskevasta velvoitteesta vähentää kasvihuonekaasujen päästöjä vuoteen 2020 mennessä 20 prosentilla vuoden 1990 tasosta. Tavoitteena on myös lisätä uusiutuvien energialähteiden osuus keskimäärin 20 prosenttiin EU:n energian loppukulutuksesta. Lisäksi liikenteessä biopolttoaineiden osuus nostetaan 10 prosenttiin. Päästökaupan ulkopuolisena sektorina Suomen maataloudelle on asetettu tavoitteeksi kasvihuonekaasupäästöjen vähentäminen 13 prosentilla vuoteen 2020 mennessä vuoden 2005 päästömäärästä. Joulukuussa 2013 EU:n komissio hyväksyi ehdotuksen niin sanotusta puhtaasta ilman toimintapakettista. Siinä Suomelle on asetettu tavoitteeksi vähentää ammoniakkipäästöjä 20 prosenttia vuoden 2005 tasosta vuoteen 2020 mennessä. Noin 90 prosenttia Suomen ammoniakkipäästöistä on peräisin maataloudesta, pääasiassa kotieläinten lannasta.

Onkin selvää, että seuraavan ohjelmakauden aikana on panostettava nykyistä huomattavasti enemmän toimenpiteisiin, jotka sekä vähentävät maatalouden kasvihuone- ja muita kaasupäästöjä että lisäävät maatalouden roolia hiilinieluna. Metaani- ja dityppioksidipäästöjen vähentäminen onnistuu tuotantoteknologiaa kehittämällä, mutta niiden osalta maatalous ei ole muutettavissa nieluksi. Sen sijaan maatalouden kehittäminen hiilinieluksi eli hiilidioksidin vähentäjäksi ilmakehästä saattaa

olla toteutettavissa. Tarvitaan vain menetelmiä, joiden avulla pystytään lisäämään maaperässä olevan hiilen määrää.

Turveltojen pitkäaikainen nurmiviljely -toimenpidettä on tärkeä jatkaa ja edistää, koska orgaanisista maista vapautuvat N₂O- ja CO₂-päästöt aiheuttavat merkittävän osan maatalouden kasvihuonekaasupäästöistä. Päästöjä voitaisiin myös vähentää pitämällä pohjaveden pintaa mahdollisimman korkealla nurmen viljelyssä esimerkiksi säätösalaajituksella. Ensisijaisen tärkeää on kuitenkin välttää uusien turveltojen raivaamista. Raivaaminen johtuu pääosin riittämättömästä lannanlevitysalasta, mihin olisi mahdollista vaikuttaa myös edistämällä lannan siirtymistä kotieläintiloilta kasvinviljelytiloille. Hoidettujen viljelemättömien peltojen kohdistaminen turvelloille huonotuottoisten ja vesiensuojelun kannalta epäedullisten peltojen lisäksi olisi perusteltua. Lisäilmastohyötyjä saataisiin, jos näiden peltojen nurmimassaa hyödynnettäisiin biokaasun tuotannossa ja biokaasulla korvattaisiin fossiilisia polttoaineita. Tässä yhteydessä mainittakoon, että vuoden 2004 jälkeen raivatuille pelloille ei ole myönnetty ympäristötuen ja luonnonhaittakorvauksen tukikelpoisuutta, mikä on osaltaan hillinnyt uusien peltojen raivaamista. Sama koskee myös osaa kansallisista tuista. Sen sijaan tilatuen tuotantosidonnaisia tukia on saanut suoraan uusille raivioille ja myös tilatukea on voinut saada, jos viljelijä on onnistunut hankkimaan näille tukioikeuksia.

Paine ottaa käyttöön ammoniakkipäästöjä vähentäviä menetelmiä on kasvamassa. Vuonna 2012 uusitussa Göteborgin pöytäkirjassa uudeksi ammoniakkipäästöjen vähentämistavoitteeksi on asetettu 20 prosenttia vuoden 2005 päästöistä. Myös EU:n uusittavana olevassa päästökattodirektiivissä Suomelle asetettava päästövähennysveloite on samaa luokkaa. Ammoniakki vaikuttaa happamoitumiseen, rehevöitymiseen ja pienhiukkasten muodostumiseen, ja on lisäksi yksi haisevista yhdisteistä. Ammoniakki vaikuttaa epäsuorasti ilmastonmuutokseen. Vaikka eläinmäärät vähenisivät, ei päästöissä tapahdu muutosta samassa suhteessa, koska eläinten lannassa erittämän typen määrä lisääntyy tuotoksen kasvaessa. On siis otettava käyttöön päästöjä vähentävää lannankäsittelytekniikkaa, joista lantavarastojen kattaminen ja lannan sijoituslevitys ovat esimerkkejä tehokkaista keinoista. On kuitenkin tärkeää ottaa päästöjen vähentämisessä huomioon koko ketjun näkökulma. Ei riitä, että päästöjä vähennetään yhdessä lannankäsittelyketjun vaiheessa, vaan koko ketju on viritettävä sellaiseksi, että typpitappiot minimoidaan saaden näin tuestä mahdollisimman suuri osa kasvien käyttöön. Myös ruokinnallisia keinoja on otettava laajemmin käyttöön varsinkin nautakarjapuolella.

Pitkäaikaisen nurmiviljelyn lisäksi maaperän hiilivaraston lisääminen saattaa onnistua esimerkiksi muokkausta vähentämällä tai käyttämällä maatalouden ulkopuolisia biomassoja maanparannusaineina kivennäismailla. Yksi potentiaalinen tekniikka on hiilen lisääminen viljelymaahan biohiilen muodossa, jolloin se ei hajoa yhtä nopeasti kuin esimerkiksi kasvibiomassa. Biohiilellä tarkoitetaan puuta tai jotakin muuta korkeassa lämpötilassa hapettomissa tai lähes hapettomissa olosuhteissa hiillettyä bio-

massaa. Biohiiltä syntyy esimerkiksi kuivatuslauksen eli pyrolyysin sivutuotteena, kun puu tai muu biomassa kaasutetaan erilaisten biojalosteiden (mm. liikennebiopolttoaine) valmistamiseksi. Hiilinieluvaiikutuksen lisäksi biohiili toimii viljelymaassa maanparannusaineena, jonka on raportoitu muun muassa nostavan maan pH:ta ja parantavan sen vedenpidätyskykyä. Biohiilen käyttäytymisestä suomalaisissa olosuhteissa ei ole kuitenkaan vielä tarpeeksi tietoa, joten tutkimusta tarvitaan.

Politiikkasuositukset:

1. Seuraavassa ympäristötukijärjestelmässä maatalouden kasvihuonekaasu- ja ammoniakkipäästöjen pienentäminen nostetaan samanarvoiseksi tavoitteeksi ravinnepäästöjen vähentämisen ja luonnon monimuotoisuuden lisäämisen kanssa.

Toimenpidesuositukset:

1. Vältetään uusien turveltojen raivaamista.
2. Jatketaan ja edistetään turveltojen pitkäaikaista nurmiviljelyä.
3. Typpilannoitustasot pidetään jatkossakin kohtuullisella tasolla ottamalla samalla huomioon lajikekohtaiset erot typen hyväksikäytön tehokkuudessa.
4. Edistetään sellaisten lannan prosessointimenetelmien käyttöönottamista, joilla kotieläintiloilla syntyvä lanta saadaan laajemmin myös kasvinviljelytilojen käyttöön. Lannan ravinteiden hyväksikäytön parantamista edistetään myös esimerkiksi kampanjoin ja hyvien esimerkkien avulla. Näin voidaan vähentää tarvetta raivata uusia peltoja.
5. Edistetään ruokinnallisia toimenpiteitä, joilla eläinten lannassa erittyvän typen ja fosforin määrää voidaan vähentää. Näin voidaan vähentää kaasumaisia typpipäästöjä ja myös pellonraivaustarvetta.
6. Otetaan laajasti käyttöön ammoniakkipäästöjä vähentävää tekniikkaa varsinkin lannan varastoinnissa ja levityksessä. Lietelantavarastot ja virtsasäiliöt tulisi kattaa, ja lannan levityksessä tulisi suosia sijoitusmenetelmää ja pintaan levitetyn lannan välitöntä multaamista. Selvitetään lannan hapottamisen soveltuvuutta suomalaisiin olosuhteisiin.

7.6 Yhteenveto keskeisimmistä seurantatuloksista ja ympäristövaikutusten seurannan kehittäminen

Yhteenvetona voidaan todeta, ympäristötuki ei ole vaikuttanut haitallisesti maatalouden harjoittamisen edellytyksiin. Rikkakasvit tai niiden torjuntaan käytettävät torjunta-aineet eivät kummatkaan aiheuta rikkakasvien lievistä runsastumisesta huolimatta varsinaisia ongelmia. Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olleen juuri vaikutusta sadon laatuun. Myöskään sadon määrään ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei ole ollut sanottavaa vaikutusta. Ympäristötuki on onnistunut vähentämään maatalouden ravinnekuormituspotentiaalia ravinnetaseilla mitattuna sekä typen että erityisesti fosforin osalta. Ravinnekuormituspotentiaalini

väheneminen on ennen kaikkea keinolannoitteiden käytön alenemisen ansiota. Ravinnetaseiden alenemisesta huolimatta on viitteitä siitä, että kotieläintuotantokeskitymissä lannasta huuhtoutuvat ravinteet ovat muodostumassa aiempaa suuremmaksi ongelmaksi. Siksi olisikin keskityttävä sellaisiin toimenpiteisiin, jotka sekä lisäävät lannan sisältämien ravinteiden hyväksikäyttöä että vähentävät lantaan päätyvien ravinteiden määrää.

Jokivaluma-alueiden ravinnekuormitusseurannan perusteella peltohehtaarilta tuleva fosforikuormitus on laskenut ohjelmakausittain, jääden kolmannella ohjelmakaudella (2007–2013) noin 80 prosenttiin ensimmäisen ohjelmakauden (1995–1999) tasosta. Viljelyalan kasvun vuoksi maataloudesta vesiin kulkeutuva typpikuorma kasvoi vielä toisella ohjelmakaudella (2000–2006), mutta kääntyi laskuun kolmannella ohjelmakaudella (2007–2013). Vastaava kehitys näkyi myös peltohehtaaria kohden lasketussa typpikuormassa.

Suurin uhka luonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen kehityksestä, jonka tyypillisin piirre on varsinaisen viljelykäytön ulkopuolella olevien avoimien tai puoliavoimien alueiden väheneminen. Peltosaarekkeiden ja erilaisten reuna-alueiden raivaaminen sekä viljelyalan lisäämiseen tähtäävät ojitustoimenpiteet ja kaikkalainen peltokuvioiden rationalisointi pienentävät juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalosuonnon monimuotoisuuden kannalta.

Seurantatutkimuksen toimenpidekohtaiset tulokset kuitenkin osoittavat, että monimuotoisuushyötyjä on kyetty paikallisesti saavuttamaan siellä, missä toimenpiteitä on toteutettu riittävässä laajuudessa. Siksi olisi huolehdittava erityisesti siitä, että kaikilla viljelyalueilla säilyisi peltoaukeamittakaavassa riittävä suhteellinen osuus varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisia alueita. Maatalousmaiseman osalta voidaan todeta, että visuaalisesti tarkasteltuna varsinainen viljelyala on yleensä pysynyt ennallaan, mutta koko maisemakuvan tasolla maiseman sulkeutuminen on yleisempää kuin avoimuuden lisääntyminen.

Ympäristötukijärjestelmässä ei ole ollut muita kaasumaisia päästöjä suoraan vähentäviä toimenpiteitä kuin turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely ja lietelannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimukset. Monet muut toimenpiteet tosin ovat välillisesti vaikuttaneet myös kaasumaisiin päästöihin, mutta siitä huolimatta ympäristötukitoimenpiteiden vaikutus maatalouden kaasumaisten päästöjen vähentämiseen on ollut kokonaisuutena vähäinen.

Seurantatulokset myös osoittavat, että ympäristön tilan kehityssuunnat vaihtelevat alueittain. Vaikka ei olekaan aina mahdollista osoittaa, miten maatalous kullakin alueella kehitykseen vaikuttaa, on selvää, että maatalouden tuotantorakenne ja sen myötä määräytyvät viljelykäytännöt ovat ratkaisevassa asemassa. Siksi ympäristötoimenpiteiden ja korvaustasojen pitäisi olla enenevässä määrin alueellisesti, tuotantosuunta- ja tilakohtaisesti sovitettuja. Lisäksi ympäristötoimenpiteiden tilatason räätälöinti edellyttää tilakohtaisia ympäristönhoitosuunnitelmia,

jotka viljelijä laatii yhdessä asiantuntijan kanssa. Tilakohtaisessa ympäristönhoitosuunnitelmassa kartoitettaisiin tilan luontoarvot ja merkittävimmät ympäristöriskit sekä arvioitaisiin, mitkä ympäristötoimenpiteet parhaiten edistäisivät luontoarvojen säilymistä ja ympäristöriskien hallintaa.

Jotta ympäristötoimenpiteiden alue- ja tilakohtainen räätälöinti todella onnistuisi, korvaustasojen olisi perustuttava tuotettuihin ympäristöhyötyihin. Nykyinen käytäntö, jossa korvaustasot määräytyvät toimenpiteiden toteuttamisen aiheuttamien tulomenetysten ja ylimääräisten kustannusten eikä toimenpiteiden tuottamien ympäristöhyötyjen perusteella, johtaa väistämättä kustannustehottomuuteen haluttujen ympäristövaikutusten tuottamisessa. Olisikin pyrittävä vaikuttamaan pitkällä aikavälillä EU:n yhteisiin politiikkoihin siten, että olisi sallittua määritellä ympäristötoimenpiteiden korvaustasot tuotettujen ympäristöhyötyjen arvon perusteella.

Monet ympäristötoimenpiteistä vaikuttavat samanaikaisesti useampaan ympäristön tilan ulottuvuuteen. Siksi eri ympäristövaikutuksia (esim. ravinnekuormitus, kasvihuonekaasupäästöt, biodiversiteetti) tulisi aina pyrkiä tarkastelemaan integroidusti ja sellaisista seuranta-aineistoista, jotka ovat ajallisesti ja paikallisesti yhdenmukaisia.

Ympäristötoimenpiteiden vaikuttavuuden seuranta on myös kehitettävä. Luonnon monimuotoisuuden seurannan suurimpana ongelmana ohjelmakaudella on ollut se, että jotkut ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmistä erityistuksista (esim. perinnebiotoopit) ovat käytännössä olleet seurannan ulkopuolella. Olisikin huolehdittava siitä, että ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmät toimenpiteet tulisivat seurannassa aina huomioon otetuiksi.

Visuaalisen maisemaseurannan valokuvauksia olisi jatkettava viljely- ja niittymaisematutkimusalueilla määrävuosina (viiden vuoden välein) sen takaamiseksi, että myös tulevaisuudessa olisi käytössä riittävän laaja ja pitkäaikainen seuranta-aineisto maiseman muutoksesta. Kuvausten kohdentamista tiettyjen toimenpiteiden tarkastelua varten tulisi myös harkita, jotta saataisiin tarkempaa tietoa niiden visuaalisesta vaikuttavuudesta. Olisi lisäksi harkinnanarvoista kytkeä tiiviimmin yhteen vaikutusten seuranta ja maatalouden ympäristönhoidon kehittämishankkeet. Tämä voitaisiin toteuttaa erikseen rekrytoitavassa tilaverkostossa, jossa kullekin tilalle olisi määritelty erillisrahoituksella toteutettavia uusien ympäristötoimenpiteiden testauspilotteja.

Myös seurantaan tukevia tietoaineistoja olisi kehitettävä. Ravinnetaseiden luotettava ja kattava laskenta edellyttää, että kaikki rekisteröidyt lannoitevalmisteiden myyjät toimittaisivat myytyjen lannoitevalmisteiden ravinnemäärät kuntatason tarkkuudella yhteiseen seurantatietojärjestelmään. Samantyyppinen käytäntö olisi toteutettava maaperäanalyysien osalta eli kaikki maaperäanalyysit tehtävät tahot olisi veloitettava toimittamaan lohko-kohtaiset analyysitulokset yhteiseen seurantatietojärjestelmään.

Viljelytoimenpiteistä tukihaun yhteydessä sähköisesti kerättävän tila- ja lohkokohdaisen tiedon hyödyntäminen seurannoissa pitäisi tehdä nykyistä joustavammaksi. Samoin tulisi pitää huolta siitä, että ympäristökorvausjärjestelmässä mukana oleminen edellyttäisi viljelijöiden osallistumista seurantaan liittyvään tiedonkeruuseen kohtuulliseksi katsottavassa määrin.

MYTVAS-seurantojen myötä on päivitetty luonnon monimuotoisuuden tilan kehitystä seuraavia indikaattoreita (mm. maatalousympäristön linnusto, perhoset ja rikkakasvit). Ne ovat osa biologista monimuotoisuutta koskevaa kansallista toimintaohjelmaa, johon sisältyy myös kansainvälisiä raportointivelvoitteita. Seurantojen jatkuvuus olisi turvattava myös näiltä osin.

Kaiken kaikkiaan maatalousympäristön tilan parantaminen edellyttää, että jatkossa myös uuden ympäristökorvausjärjestelmän vaikutusten seuranta kehitetään. Vain riittävän kattava, monipuolinen ja läpinäkyvästi toteutettu vaikutusten seuranta takaa ympäristökorvausjärjestelmälle ja muille maatalouden ympäristötoimenpiteille tarvittavan yhteiskunnallisen tuen ja hyväksyttävyyden sekä varmistaa viljelijöiden sitoutumisen.

- 1/2014 Metsäpoliittinen selonteko 2050
ISBN 978-952-453-821-3 (Painettu)
ISBN 978-952-453-822-0 (Verkkojulkaisu)
- 1a/2014 Statsrådets skogspolitiska redogörelse 2050
ISBN 978-952-453-823-7 (Painettu)
ISBN 978-952-453-824-4 (Verkkojulkaisu)
- 1b/2014 Government Report on Forest Policy 2050
ISBN 978-952-453-825-1 (Painettu)
ISBN 978-952-453-826-8 (Verkkojulkaisu)
- 1c/2014 Доклад Государственного совета
(правительства) о лесной политике
на период до 2050 года
ISBN 978-952-453-850-3 (Verkkojulkaisu)
- 2/2014 Manner-Suomen maaseudun kehittämissohjelman
2014-2020 ennakkoarviointi
ISBN 978-952-453-831-2 (Verkkojulkaisu)