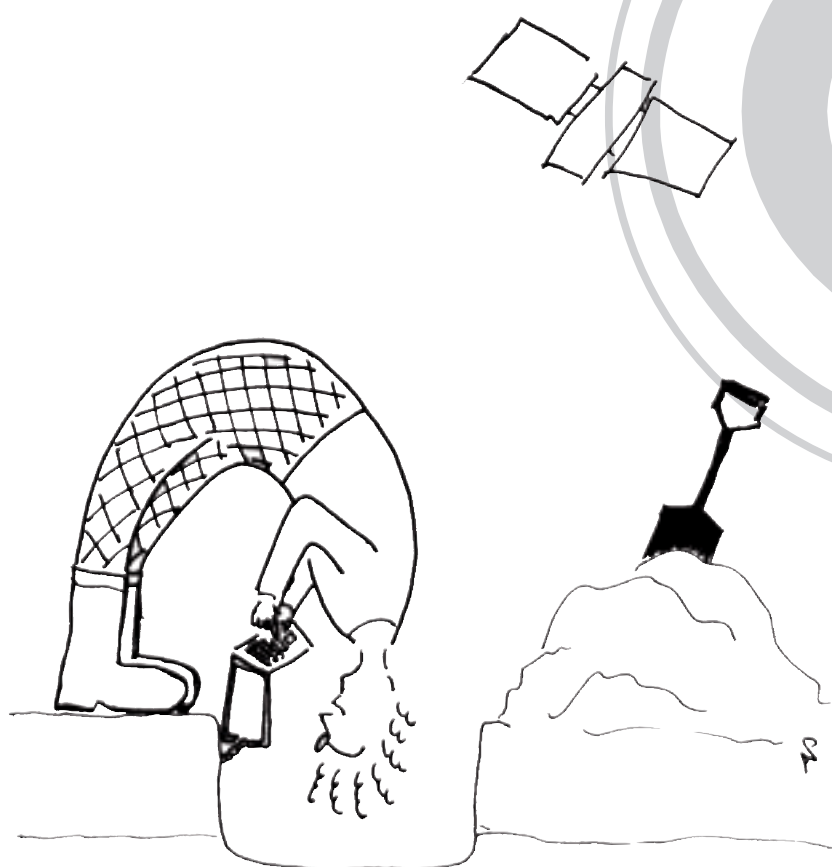


Maaperän prosessit - pellon kunnan ja ympäristönhoidon perusta

Laura Alakukku (toim.)



Maa- ja elintarviketalous 82
128 s.

Maaperän prosessit - pellon kunnon ja ympäristönhoidon perusta

MMM:n maaperätutkimusohjelman loppuraportti

Laura Alakukku (toim.)

ISBN 952-487-026-6 (Painettu)
ISBN 952-487-027-4 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
www.mtt.fi/met/pdf/met82.pdf

Copyright

MTT

Laura Alakukku (toim.)

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietohallinto, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisuvuosi

2006

Kannen kuva

Ansa Palojärvi

Painopaikka

Vammalan Kirjapaino Oy

Maaperän prosessit - pellon kunnon ja ympäristöhoidon perusta

Laura Alakukku^{1,2)}

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), 31600 Jokioinen, laura.alakukku@mtt.fi

²⁾Nykyinen osoite: Helsingin yliopisto, Agroteknologian laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi

Tiivistelmä

Maa- ja metsätalousministeriö rahoitti maaperätutkimusohjelmaa vuosina 2002–2005. Tähän raporttiin on koottu ohjelman yhdeksän hankkeen keskeisimmät tulokset. Peltomaan fosforin prosesseja tutkittiin useassa eri kierron osassa. Savimaan kokonaisfosforimäärästä oli 45–64 prosenttia orgaanista fosforia, joka muodostaa huomattavan osan maan fosforireservistä. Orgaanisesta fosforista oli 22–26 prosenttia kasveille käyttökelpoisessa jakeessa. Suomessa käytössä oleva ns. viljavuusanalyysissä uuttui erittäin vähän orgaanista fosforia. Laboratoriokoe osoitti, että suojavyöhykkeeltä niitetyn kasvuston poisto on tärkeää liunneen fosforin huuhtoutumisriskin pienentämiseksi. Tulosten mukaan maanparannusaineiden, kuten kalkin, kipsin, nollakuidun tai synteettisten kuitujen käyttö, yhdistettynä muokkauksen vähentämiseen näyttää lupaavalta keinolta pienentää savimaiden eroosiota ja fosforin huuhtoutumista.

Typpilannoituksen tarkentamisen apuvälineeksi kehitettiin maasta mobilisoituvan typen mittausmenetelmää. Uuttoa pystyttiin sen avulla tehostamaan ja inkubointiaikaa lyhentämään. Lupaava menetelmä pitää kuitenkin vielä testata tässä käytettyä kattavammalla maanäyteaineistolla. Tutkittaessa orgaanisen typen jakaantumista eloperäisen aineksen hajoamisastetta kuvaaviin pooleihin todettiin, ettei maan orgaanisen typen mineraloitumisherkkyttä todennäköisesti voida ennustaa uuttamalla tiettyä spesifistä fraktiota maan orgaanisesta tyypestä.

Hietamaalla tehdyn laidunkokeen tulosten perusteella laitumen typpilannoitussuosituksia alennettiin $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Mittausten mukaan laidunten merkitys ammoniakkin päästölähteenä on pieni. Niiden dityppioksidiemissiot ovat noin 50 prosenttia nykyisin kasvihuonekaasulaskennassa käytettävistä arvoista. Suojakaistojen dityppioksidipäästöt olivat alhaiset verrattuna laitumeen ja yleensä suomalaisiin peltomaihin.

Ohjelmassa selvitettiin ravinnetaseiden käyttöä huuhtouman ennustamisessa. Tehty fosforitasemalli perustui maan fosforitilan muutoksen perusteella laskettuun liunneen reaktiivisen fosforin huuhtoumaan. Fosforitilan muutos perustui maan helppoliukoisien fosforin pitoisuuden ja fosforitaseen välisen lineaariseen riippuvuuteen. Typpitase ennusti huonosti vuosittaista typen huuhtoutumista, mutta usean vuoden keskiarvoista laskettuna se antanee ar-

viointiin hyvän pohjan. Myös laitumen typpi- ja fosforitaselaskelmien perusteella ravinnetase pitää laskea vähintään koko viljelykierrolle.

Vuokramaiden kasvukunnon todettiin olevan jäämässä jälkeen viljelijäin itsensä omistamien peltujen kasvukunnosta. Vuokraviljelyyn liittyvä lyhyt suunnittelujänne vähentää halukkuutta maan kasvukunnon kannalta tärkeisiin pitkäaikaisiin investointeihin, kuten kalkitukseen. Siksi on tärkeää kehittää maanvuokraukseen liittyvää lainsäädäntöä ja käytäntöjä nykyisestä.

Ohjelmassa käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan maannostietokannan laadinta. Se sisältää tyypillisten suomalaisten maalajien ja maannosten levinneisyydet ja maalajien ominaisuuksia mittakaavassa 1:250 000. Vuoden 2006 alussa tietokanta kattoi 35 prosenttia Suomen maapinta-alasta. Lohkomittakaavassa selvitettiin geofysikaalisten mittaussuunnitelmien soveltuvuutta karttatiedon tuottamiseen maan fysikaalisista ominaisuuksista. Tulosten mukaan sähkönjohtavuuden ja dielektrisyyden eli vesipitoisuuden mittauksilla voidaan paikantaa tehokkaasti selviä lohkon sisäisiä ja lohkojen välisiä maalajieroja.

Savimaalla tutkittiin mahdollisuutta liittää lierojen istuttaminen osaksi huonorakenteisen maan kunnostusta. Istutusmenetelmä osoittautui yksinkertaiseksi ja käytännön maanhoitotyöhön soveltuvaksi. Istutuksilla saatiin lierojen runsastuminen peltolohkoilla käyntiin. Tulokset viittaavat siihen, että lierojen istutusta voidaan aktiivisesti hyödyntää osana maan rakenteen hoitoa. Istutuksen hyötyjen perusteellinen arviointi vaatii kuitenkin kokeen jatkoseurantaa.

*Avainsanat: eroosio, fosfori, laidun, lierot, maan rakenne, maannoskartta, maan sähköiset ominaisuudet, orgaaninen fosfori, pellon vuokraus, suoja-
vyöhykkeet, ravinnekuormitus, ravinnetase, typen potentiaalinen mobilisaatio*

Alkusanat

Maa- ja metsätalousministeriö aloitti keväällä 2001 maaperätutkimusohjelman valmistelun Suomen Maaperätieteiden Seura ry:n aloitteesta. Professori Martti Esalan johtaman valmistelun perusteella MMM päätti aloittaa ohjelman rahoittamisen v. 2002. Ohjelmassa käsiteltiin maaperän taloudellisesti ja ympäristöllisesti kestävästä hyödyntämisestä perusteita, ongelmia ja teknologioita. Ohjelmaan koottiin monitieteisiä tutkimushankkeita, joissa tutkittiin pelto- ja puutarhakasvien viljelyn maaperästä pohjautuvia kysymyksiä tavanomaisessa ja luonnonmukaisessa viljelyssä.

Ohjelmassa rahoitettiin yhdeksää hanketta, jotka esitellään liitteessä 1. Ohjelman kokonaiskustannukset olivat noin kolme miljoonaa euroa, josta MMM:n rahoitusosuus oli noin 50 prosenttia. Tähän loppuraporttiin on koottu hankkeiden keskeisimmät tulokset. Käytettävissä olevia tuloksia on hyödynnetty mm. maatalouden ympäristötuen vuonna 2007 alkavan ohjelmakauden valmistelussa. Ohjelmassa käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan maannostietokannan laadinta. Tutkimus nosti esille vuokraviljelyyn liittyvät ongelmat ja niiden vaikutukset maan kasvukuntoon. Tutkimusten perusteella tehtiin myös neuvonnallisia suosituksia mm. laitumen lannoituksesta ja suojakaistojen hoidosta. Ohjelmassa selvitettiin erilaisen mittausten menetelmien soveltuvuutta orgaanisen fosforin määrittämiseen, mitä tietoa sovelletaan meneillään olevissa uusissa tutkimushankkeissa. Tulosten perusteella on lähivuosina odotettavissa myös uusia teknologisia ratkaisuja eroosion torjuntaan, maan mobilisoituvan typen testaukseen, maan fysikaalisten ominaisuuksien kartoitukseen sekä lierojen istutukseen.

Maaperäohjelma on osaltaan edistänyt alan tunnettavuutta sekä tutkimuksen verkostoitumista ja poikkitieteellistä yhteistyötä. Ohjelman aikana järjestettiin useita tutkija- ja maaperäaiheisia seminaareja. Tutkijat ovat esitelleet tuloksia myös lukuisissa koti- ja ulkomaisissa konferensseissa ja seminaareissa. Tieteellisiä artikkeleja on julkaistu 20 ja julkaisuprosessissa olevia käsikirjoituksia on 11. Ohjelmassa kootusta aineistosta on tekeillä kolme väitöskirjaa. Lisäksi on valmistunut neljä pro gradu -työtä ja yksi insinöörityö (AMK).

MMM asetti maaperäohjelmalle ohjausryhmän. Varapuheenjohtaja oli Sini Wallenius (MMM) ja ryhmän muut jäsenet olivat Jukka Ahokas (Helsingin yliopisto), Helinä Hartikainen (Helsingin yliopisto), Raimo Kauppila (Kemira GrowHow Oyj), Simo Kivisaari, Juhani Kivistö, (Viljavuuspalvelu Oy), Rauno Peltomaa (Salaojakeskus ry.), Markku Puustinen (Suomen ympäristökeskus), Perttu Pyykkönen (Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos) ja Hannu Seppänen, myöhemmin Kaisa Tolonen (ProAgria Maaseutukeskusten Liitto).

Useista sidosryhmistä koottu ohjausryhmä on osaltaan edistänyt tutkimusohjelman tulosten hyödynnettävyyttä. Asioiden tarkastelu eri näkökulmista on auttanut tutkijoita asettamaan omat tutkimuskysymyksensä laajempaan viitekehykseen.

Ohjelman nyt päättyessä esitän lämpimät kiitokseni siinä mukana olleille tutkijoille sekä ohjausryhmälle ahkerasta työstä ja hedelmällisestä vuorovai-
kutuksesta.

Helsinki 30.6.2006

Markku Järvenpää
Maaperätutkimusohjelman ohjausryhmän puheenjohtaja
Maa- ja metsätalousministeriö

Sisällysluettelo

1 Johdanto	8
2 Maatalousmaan fosfori: käyttökelpoisuus, vaikutus vesistökuormitukseen ja taloudelliseen päätöksentekoon.....	11
2.1 Maan fosforivarat ja niiden käyttökelpoisuus, <i>Helinä Hartikainen, Minna Karppinen, Risto Uusitalo</i>	12
2.2 Laitumen fosforitalous ja vesistökuormituksen hallinta, <i>Kirsi Saarijärvi, Minna Karppinen, Jaana Uusi-Kämppä, Eila Turtola, Perttu Virkajärvi</i>	23
2.3 Fosforitase huuhtoumien arvioinnissa, <i>Petri Ekholm, Eila Turtola, Juha Grönroos, Pentti Seuri, Kari Ylivainio</i>	33
2.4 Savimaiden eroosio: prosessit ja torjunta, <i>Erkki Aura, Mari Rätty, Helinä Hartikainen</i>	37
2.5 Pellon hallintasuhteet ja maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus, <i>Sami Myyrä</i>	44
3 Peltomaan typpi: käyttökelpoisuus ja ympäristövaikutukset	49
3.1 Typen käytön hallinta, <i>Tapio Salo, Anni Kokkonen, Martti Esala</i>	50
3.2 Laitumen ja suojakaistan typpitalous, <i>Jaana Uusi-Kämppä, Kirsi Saarijärvi, Ansa Palojärvi, Katri Rankinen, Kristiina Regina, Marja Maljanen, Perttu Virkajärvi</i>	57
3.3 Typpitaseen käyttö huuhtoutumisen arvioinnissa, <i>Tapio Salo, Eila Turtola, Juha Grönroos</i>	68
4 Karttatietoa pohjaksi päätöksentekoon	73
4.1 Maan nimi tiedonsiirron apuneuvona, <i>Markku Yli-Halla, Harri Lilja</i>	75
4.2 Sadon ja maan ominaisuuksien vaihtelun käyttö suunnittelussa, <i>Antti Ristolainen, Antti Jaakkola, Pekka Hänninen, Laura Alakukku</i>	82
5 Mittausmenetelmien ja maaperän hoitokeinojen kehittäminen	92
5.1 Fosforin testimenetelmät orgaanisen fosforin uuttajina, <i>Helinä Hartikainen</i>	92
5.2 Maan mobilisoituvan typen testit, <i>Anni Kokkonen, Erkki Aura</i>	95
5.3 Lieroistutus rakenteeltaan heikentyneen savimaan kunnostuksessa, <i>Visa Nuutinen, Elise Ketoja, Mervi Nieminen, Taisto Sirén</i>	97
5.4 Karttatietoa valtakunnan ja lohkokotasolla, <i>Markku Yli-Halla, Laura Alakukku</i>	102
6 Yhteenveto	103
7 Kirjallisuus	111

1 Johdanto

Maaperä on tärkeä tekijä monissa ihmiskunnan kannalta merkittävässä kysymyksissä, vaikka se on suhteellisen ohut kerros maapallon pinnalla (McNeill & Winiwater 2004). Maaperä on ruuantuotannon perusta. Maaperässä tapahtuvat ympäristön laadun kannalta keskeiset prosessit, jotka vaikuttavat mm. puhtaan veden riittävyyteen, vesistöihin joutuvaan ravinnekuormitukseen ja ilmakehään tapahtuviin kaasumaisiin päästöihin. Maassa elävä erittäin monimuotoinen eliöstö (geenivaranto) on vielä puutteellisesti tunnettu. Se vaikuttaa muuhun terrestrisen ympäristön biologiseen monimuotoisuuteen ja prosesseihin (Wardle ym. 2004). Ravinteisuus ja maaperän puhtaus vaikuttavat ruoan ravitsemukselliseen arvoon ja terveellisuuteen. Kallio- ja maaperä ovat tärkeitä luonnonvarojen kannalta, kuten metsät, malmi- ja muut hyötymineraalit ja vesi, joiden käyttö on taloudellisesti merkittävää. Lisäksi yhdyskunnat ovat riippuvaisia maaperästä: rakennukset, tiet, virkistysalueet yms. vaativat maa-alaa, jonka ominaisuudet vaikuttavat suunnitteluun ja toteutuksen.

Maaperä on rajallinen ja käytännöllisesti katsoen uusiutumaton luonnonvara. Sen kunnan heikkeneminen alentaa mm. peltomaan tuottavuutta ja laatua sekä lisää maan kautta tapahtuvaa ympäristökuormitusta. Maaperälle on luonteenomaista prosessien hitaus. Muutokset voivat edetä pitkään piilevästi. Tällöin maahan kohdistuneen toiminnan aiheuttamien haittojen ilmeneminen voi tapahtua pitkän ajan kuluttua. Vastaavasti maan toipuminen sille aiheutetusta haitasta voi kestää kauan tai muutos voi olla pysyvä. Onkin todettu, että maan prosessien hitaus, sen puskurointikapasiteetti ja joustavuus haittoja vastaan, on todennäköisesti maaperän pahin vihollinen (Down to Earth 2000). Maaperätutkimuksessa tarvitaan usein pitkäaikaisia kenttäkokeita tai seuranta-alueita selvitettäessä käsittelyjen tai viljelymenetelmien muutosten vaikutusta maan ominaisuuksiin ja prosesseihin.

Maaperä ja sen suojelu on noussut maailmanlaajuiseksi kysymykseksi viime vuosina. EU-tasolla ja kansainvälisesti maaperään liittyvät ainakin seuraavat maataloutta koskevat säädökset: maatalouden ympäristötukiohjelmat, vesiputedirektiivi, nitraattidirektiivi, lietedirektiivi, kasvinsuojeluaineiden hyväksymistä koskeva direktiivi sekä ilmastomuutosohjelmat. EU:n komissio on hyväksynyt maaperän suojelua käsittelevän tiedonannon "Towards a Thematic Strategy for Soil Protection - Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa" (Euroopan yhteisöjen komissio 2002). Tämä asiakirja johtaa maaperänsuojelua koskevaan putedirektiiviin, jonka ensimmäinen luonnos valmistunee vuonna 2006. Tiedonannossa tunnistettiin seuraavat maaperän tilaa uhkaavat vaarat: a) eroosio, b) eloperäisen aineksen väheneminen, c) maaperän saastuminen, d) maaperän tiivistyminen, e) maaperän biologisen monimuotoisuuden väheneminen, f) suolaantuminen, g) maaperän sulkeminen rakentamisella ja h) hydrogeologiset riskit: tulvat ja maanvyörymät.

Suomessa näistä tärkeitä ovat ainakin viljelymaiden eloperäisen aineksen väheneminen, tiivistyminen, eroosio ja maaperän saastuminen (raskasmetallit ja orgaaniset haitta-aineet). EU:n pyrkimyksenä on kehittää tiedonkeruuta ja tiedon raportointijärjestelmiä. Kerättyä tietoa hyödynnetään mm. arvioitaessa maataloustuotantoa ja ympäristöä uhkaavia riskejä, mikä puolestaan on pohjana eurooppalaisen ympäristöpolitiikan ja maataloustuotantoa ohjaavien ympäristösäännösten laadinnassa (Esimerkkejä: European Soil Bureau 1999, s. 171–182). Vähitellen on pyrkimys saada aikaan myös EU:n laajuinen maaperää koskeva tietojärjestelmä (European Soil Information System, EUSIS).

Maaperä on biomassan tuotannossa kierron alku ja loppu tuotetaanpa sitten ruokaa, rehua, energiakasveja tai kuituraaka-ainetta. Maanviljely on maailmanlaajuisesti suurin maan käyttäjä, 36 % maapallon maa-alasta viljellään. Suomessa peltopinta-ala on keskimäärin 8 % maa-alasta, mutta Etelä- ja Länsi-Suomessa pellon osuus on 20–30 %. Vaikka meillä maatalouden merkitys kansantaloudessa on pienentynyt jatkuvasti, se on edelleen merkittävä maan käyttäjä. Peltomaa on myös merkittävä pääoma ja tuotantoväline.

Maatalouden rakennekehityksen myötä tilojen lukumäärä vähenee jatkuvasti. Vuosina 1995–2004 maatilojen määrä on vähentynyt 26 % (Niemi & Ahlstedt 2005). Tämä ei kuitenkaan vähennä viljeltävää maa-alaa vaan yksikkökoko kasvaa edelleen. Keskimääräinen tilakoko onkin kasvanut 22,8 hehtaarista 31,5 hehtaarin vuosina 1995–2004. Tilakoon kasvusta noin 66 % on tapahtunut peltoa vuokraamalla. Vuonna 2004 viljelyksessä olleesta 2,24 miljoonasta hehtaarista noin 33 % oli vuokrateltoa. Tilakoon kasvu ja kotieläintuotannon voimakas keskittyminen ovat myös maaperätieteellisiä haasteita. Peltojen viljeltävyys ja tuotantokyky on pystyttävä pitämään hyvänä tuotantomenetelmien ja maan hallintasuhteiden muuttuessa. Kotieläintuotannon keskittyessä lannan ravinteiden kierrätys peltojen kautta ympäristökuormitusta lisäämättä on vaativa tehtävä.

Maaperän ja sen tutkimuksen merkitys tiedostetaan Suomessa huonommin kuin useissa muissa maissa, vaikka maaperä säätelee tuotannon ja ympäristön kannalta keskeisiä prosesseja. Tutkimustietoa maaperästä tarvitaan kuitenkin useilla sektoreilla. Maatalouden aiheuttaman ympäristökuormituksen vähentäminen edellyttää hyvää maaperän prosessien ja ainevirtojen teoreettista tuntemusta sekä kykyä soveltaa teoretista tietoa ympäristöteknologisissa ratkaisuissa. Ilman mekanismien ja prosessien tuntemusta ei voida rakentaa systeemikuvausta ja mallittaa ilmiöitä. Vahva teoreettinen osaaminen on myös käytännön sovellusten pohja. Suomessa ei ole myöskään huolehdittu siitä, että tutkimuksessa, suunnittelussa ja päätöksenteossa tarvittava maaperätieto olisi ajan tasalla. Tästä on esimerkkinä maaperäluokituksen ja kartoituksen puutteellisuus. Toinen esimerkki on ravinnekiertojen huono tuntemus. Lannoitteiden käytön lisääntyessä on maaperän eliöiden merkitys typen, hiilen, fosforin ja rikin kierron prosesseissa on saanut vähän huomiota. Luonnonmukaisen tuotannon yleistäminen, tarve rajoittaa maatalouden ympäristökuormi-

tusta sekä tarve lisätä tähteiden kierrätystä ovat nostaneet nämä prosessit uudelleen esille.

Maaperätieto luo pohjan suunniteltaessa uusia pellonkäyttötapoja, kuten energian ja muun nonfood raaka-aineen tuotantoa tai maatalouden ja yhteiskunnan sivuainevirtojen kierrätystä pellolla. Maaperätietoa tarvitaan aikaisempaa enemmän myös peltomaan käytöstä päättävien yritysten ja maankäyttöä ohjaavan politiikan tarpeisiin. Esimerkkinä tästä on EU:ssa valmisteilla olevan maaperänsuojelun puitedirektiivi. Kehitettäessä kestäviä ratkaisuja ja mallinuksessa tarvitaan entistä vahvempaa ja laajempaa maaperätiedon teoreettista osaamista ja hallintaa. Maaperätutkimuksen liittämisesä monitieteisiin hankkeisiin ja sen verkostoitumisessa onkin vielä paljon kehitettävää.

Maa- ja metsätalousministeriö rahoitti vuosina 2002–2005 maaperätutkimusohjelmaa. Tavoitteena oli, että ohjelman hankkeet tuottavat ratkaisuja maaperään liittyviin käytännön ongelmiin, tietoa hallinnon tarpeisiin sekä lisäävät maaperän prosessien ja mekanismien teoreettista hallintaa. Tavoitteena oli myös parantaa maaperätutkimuksen laatua, tehokkuutta, tuottavuutta, vaikuttavuutta ja kilpailukykyä mm. EU-tasolla, parantaa peltomaista tuotetun maaperätiedon saatavuutta sekä edistää maaperätutkimuksen verkostoitumista ja alan opetuksen kehittämistä

Ohjelmassa oli mukana yhdeksän hanketta, joissa käsiteltiin ohjelman painopisteittäin luokiteltuna seuraavia, etupäässä maatalousmaihin painottuvia, asioita (Liite 1):

Pellon tuottokyky ja turvallisten elintarvikkeiden tarjonta

- Orgaaninen fosfori kasvien fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana
- Typenkäytön hallinta karjatiloilta, mallasohran ja avomaan vihanneskasvien viljelyssä
- Maaperäfyysiikka ja sato – viljelymaan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien hallinta maaperä- ja satokarttojen avulla

Maaperän prosessit, niiden hallinta ja ympäristökuormitusta vähentävät teknologia

- Aktiivinen lierokannan hoito huonorakenteisen peltomaan kunnostuksessa
- Erialaisten maatalouskäytäntöjen ravinnehuuhtoumien arviointi – osio 2
- Laitumen ja suojavaohyökkien ravinnekierto ja ympäristökuormitus
- Savimaiden eroosio. Eroosion mekanismit ja eroosion torjunta

Maaperätieto päätöksenteon pohjana

- Maaperän informaatiojärjestelmä: maannostietokanta 1:250 000, pilotti v. 2002 ja jatko 2003-05
- Perusparannusten ja maan kasvukunnon talous

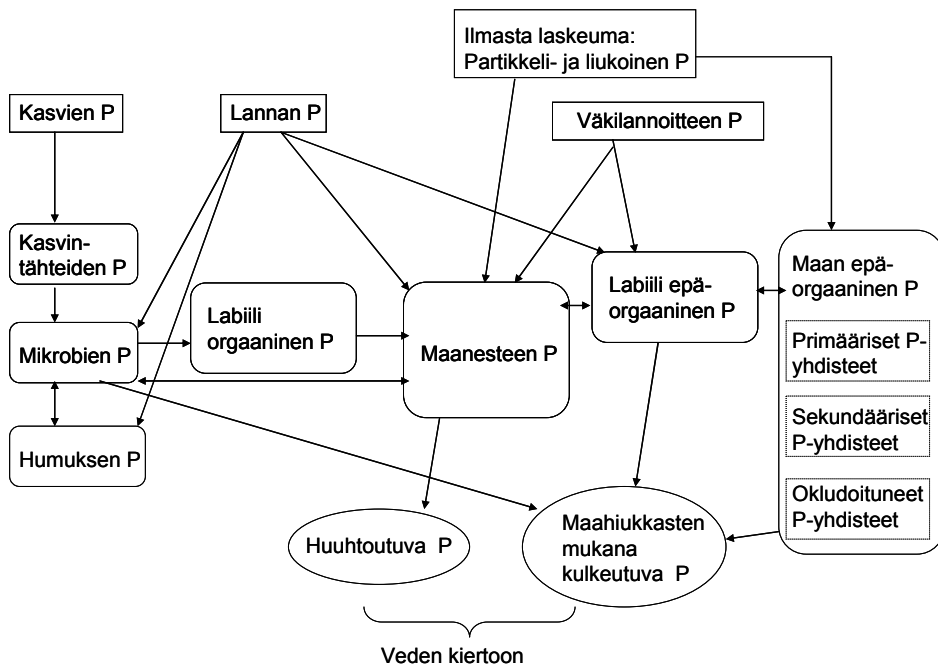
Tämä raportti on hankkeiden yhteinen loppuraportti, johon on koottu maaperätutkimusohjelman keskeisimmät tulokset. Useat hankkeet ovat julkaisseet oman loppuraportin, jossa tulokset esitellään yksityiskohtaisesti.

2 Maatalousmaan fosfori: käyttökelpoisuus, vaikutus vesistökuormitukseen ja taloudelliseen päätöksentekoon

Suomalaisissa maissa kokonaisfosforipitoisuus on luontaisesti korkea. Viljeltyjen maiden muokkauskerroksessa vaihteluväli kaikilla maalajeilla on hyvin laaja: muutamasta sadasta yli tuhanteen milligrammaan kiloa kohti (Kaila 1963). Suurin osa reserveistä on kuitenkin tiukasti pidättynyt maahan ja on siten huonosti kasvien käytössä. Viime vuosikymmenten kuluessa fosforilannoitus on lisännyt merkittävästi viljelykasvien satoja, mutta samalla maan liukoisen fosforin pitoisuudet ovat nousseet paikoitellen hyvinkin korkeiksi, kun osa lannoitefosforista on pidättynyt maahan. Yli-Hallan ym:n (2001) mukaan noin kymmenellä prosentilla Suomen peltoalasta viljavuusanalyysissä määritettävää helpoliukoista fosforia (uuttoneste hapan ammonium aseaatti, (P_{AC})) on enemmän kuin kasvit tarvitsevat, mutta samalla noin kolmannes pelloista on fosforin suhteen viljavuusluokassa huono, huononlainen tai välttävä.

Lannoituksessa maahan kertynyt fosfori lisää pelloilta vesistöön kulkeutuvan fosforikuormituksen riskiä. Nykyisin maatalouden osuuden ihmisen aiheuttamasta fosforikuormituksesta arvioidaan olevan 60 prosenttia (Vuorenmaa ym. 2002). On todennäköistä, että maatalouden suhteellinen osuus voi jopa kasvaa, kun haja-asutusalueiden vesistökuormitus vähenee vuonna 2004 voimaan tulleiden uusien jätevesien käsittelymääräysten myötä. Kuormitusta vähentävien menetelmien kehittäminen maataloudessa onkin tutkimuksellisesti suuri haaste.

Kemialliset reaktiot säätelevät voimakkaasti fosforin maaperäkäyttäytymistä ja kiertoa mikrobiologisten prosessien lisäksi (Kuva 1). Maaperäohjelman hankkeissa tutkittiin fosforin prosesseja useassa eri kierron osassa. Niissä selvitettiin maan orgaanista fosforia kasvien fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana (Hartikainen ym. 2006) sekä laitumien fosforitaloutta ja niiden aiheuttamaa fosforikuormitusta vesistöön sekä suojavyöhykkeiden tarvetta laidunmaalla (Virkajärvi & Uusi-Kämpä 2006 (toim.)). Eroosion yhteydessä vesistöön kulkeutuu kiintoainekseen sitoutunutta partikkelifosforia. Ohjelmassa tutkittiin savimaiden eroosion syntymekanismia sekä eroosion ja kiintoaineksen mukana kulkeutuvan fosforin aiheuttaman vesistökuormituksen vähentämistä viljelyteknisin keinoin (Aura ym. 2006). Mm. elinkaaritarkastelujen tarpeisiin kehitettiin maatalouden fosforikuormituksen arviointimenetelmä (Grönroos 2003, Ekholm ym. 2005). Taloudellisen näkökulman fosforikysymykseen toi hanke, jossa selvitettiin pellon hallintaoikeuden yhteyttä pelloilla havaittuihin fosforipitoisuuksiin (Myyrä ym. 2003).



Kuva 1. Fosforin (P) kierto. Suurin osa fosforin kierrosta tapahtuu maan, eliöiden ja veden kautta, kun merkittävä osa mm. hiilen ja typen kierrosta tapahtuu ilmakehän kautta. Labiili orgaaninen P tarkoittaa helposti hajoavista orgaanisista yhdisteistä vapautuvaa P:a. Labiili epäorgaaninen P on hiukkaspinnoille sitoutunutta P:a, joka on tasapainossa maavedessä olevan P:n kanssa (vapautuu kiintoaineesta, kun maaveden P-pitoisuus alenee). Maan epäorgaanisista varoista labiiliin fraktioon kuuluu osa sekundäärisestä P:stä eli Al- ja Fe-oksidiin pinoille pidäytyneistä varoista. Okludoitumisella tarkoitetaan P:n joutumista oksidiin sisäosiin erittäin vaikealiukoiseen muotoon. Primäärinen P on rapautumattomassa kiviaineksessa apatiittimineraalina olevaa P:a. Eroosio kuljettaa maahiukkasten mukana vesistöihin näin ollen monentyyppistä epäorgaanista ja orgaanista P:a. Huuhtoutuva P on maavedessä liuenneena tai liukenee labiileista varoista. Liitteeseen 2 on koottu fosforin kiertoon liittyviä termejä. (Kuva: Ylivainio ym. 2002).

2.1 Maan fosforivarat ja niiden käyttökelpoisuus

Helinä Hartikainen^{a)}, Minna Karppinen^{a)}, Risto Uusitalo^{b)}

^{a)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, helina.hartikainen@helsinki.fi, minna.karppinen@helsinki.fi

^{b)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, risto.uusitalo@mtt.fi

Suomalaisessa viljellyssä kivennäismaassa arvioidaan olevan n. 3000 kg ha⁻¹ fosforia ruokamultakerroksessa (Saarela 2002). Sitä on sekä epäorgaanisessa että orgaanisessa muodossa. Tutkimus on kuitenkin painottunut epäorgaanis-

seen fosforiin, jonka merkitystä vesistöjen kuormittajana ja käyttökelpoisuutta kasvinravinteena on selvitetty useissa hankkeissa. Orgaanista fosforia ja sen merkitystä kasvien ravinnelähteenä ei ole Suomessa tutkittu juuri lainkaan. Merkittävin alalta tehty tutkimus on Armi Kailan väitöskirja vuodelta 1948. Kuitenkin maatalousmaan fosforivaroista lähes puolet (kivennäismaisissa n. 40 % ja turvemaisissa n. 60 %) on arvioitu olevan orgaanisessa muodossa. Aiheeseen ei ole uskallettu tarttua ilmeisesti analyyttisten ongelmien vuoksi. Siksi orgaanisen fosforin rooli kasvinravitsemuksessa ja vesistöjen ravinnekuormituksessa on jäänyt vähälle huomiolle. Menetelmien kehittyessä on käynyt yhä ilmeisemmäksi, että orgaaniset ja kondensoituneet fosforiyhdisteet voivat olla vallitsevia fosforijakeita maavedessä, josta kasvit ottavat ravinteensa (mm. Ron Vaz ym. 1993, Shand ym. 1994a,b). Orgaanisen fosforin merkitys kasvinravitsemuksessa on erityisen suuri luonnonmukaisessa viljelyssä etenkin, jos maassa on vähän käyttökelpoista epäorgaanista fosforia.

2.1.1 Viljelyhistorian vaikutus savimaan fosforireserveihin

Maahan tulee orgaanisessa muodossa olevaa fosforia kasvintähteiden mukana ja karjanlannassa, minkä lisäksi epäorgaanista fosforia siirtyy orgaanisiin yhdisteisiin mikrobien toiminnan tuloksena. Kasvintähteiden merkitys orgaanisen fosforin lähteenä on suurin sellaisissa viljelykierroissa, joissa maahan jää paljon kasviainesta. Tämän lisäksi kasviaineksen sisältämää orgaanista fosforia päätyy maahan lannan levityksen kautta. Lannan fosforista n. 20 % on orgaanisessa muodossa (Floate & Torrance 1970). Mineraalilannoitteissa fosfori on suoraan kasveille käyttökelpoisessa epäorgaanisessa muodossa (fosfaattianionina, $PO_4\text{-P}$), joka kuitenkin voi sitoutua varsin nopeasti maaineeseen. Orgaanisessa muodossa annettu fosfori tulee kasvien käyttöön hitaammin hajotuksen edetessä. Fytiinihappo (myo-inositoliheksakisfosfaatti) sitoutuu maahan selvästi voimakkaammin kuin epäorgaaninen fosfaatti, mutta useiden muiden orgaanisten fosforiyhdisteiden sitoutuminen on heikompaakin epäorgaanisen fosforin. Tämän vuoksi on mahdollista, että viljelyhistorialtaan erilaisissa maissa on pitkän ajan kuluessa nähtävissä eroja fosforireservien määrässä ja luonteessa.

Fosforireservien määrää ja laatua selvitettiin MTT:n Yölin tilalta otetuista maanäytteistä, jotka edustivat jatkumoa: havumetsä, viljelemätön niitty, luonnonmukaisesti viljelty karjanlantaa saanut pelto (luomuviljelyssä vuodesta 1990) sekä tavanomaisesti viljelty pelto (lannoitettu NPK:lla). Ruokamultakerroksessa erot viljelyhistorialtaan erilaisten maiden pH:ssa, lajitekoostumuksessa (55–65 % savesta) ja fosforia pidättävien rauta- ja alumiinioksidien määrässä olivat pienet (Taulukko 1). Hiilen ja typen pitoisuudet olivat suurimmat viljelemättömässä niityssä ja pitoisuudet alenivat viljelyintensiteetin kasvaessa, mikä kuvastaa eloperäisen aineen hajotusintensiteetin kasvua, kun maa ojitetaan ja sitä muokataan, kalkitaan ja lannoitetaan.

Taulukko 1. Jokioisten Yönin tilan viljelyhistorialtaan erilaisten lohkojen ominaisuudet. Metsämaan näyte 0–10 cm, muut näytteet 0–20 cm:n kerroksesta.

	pH _{0,01 M CaCl₂}	Typpi	Hiili	Fe-ox ^{a)}	Al-ox ^{a)}
Maanäyte (maalaji)	1:2,5	(%)	(%)	(mmol kg ⁻¹)	(mmol kg ⁻¹)
Metsä (HtS)	4,2	0,31	4,9	94	98
Viljelemätön niitty (AS)	5,0	0,37	5,2	104	126
Luomu (AS)	5,3	0,32	4,4	94	101
Tavanomainen (AS)	5,1	0,26	3,6	92	108

^{a)}Ox=oksaalattiuuttainen rauta (Fe), alumiini (Al)

HtS, hietasavi; AS, aitosavi

Taulukko 2. Kokonaisfosforin ja orgaanisen fosforin pitoisuudet viljelyhistorialtaan erilaisissa savimaissa.

Maanäyte	Kokonaisfosfori (mg kg ⁻¹ maata)			Orgaaninen fosfori ^{a)}	
	Poltto- menetelmä	Mikroaalto- hajotus	Keski- Arvo	(mg kg ⁻¹ maata)	%
Metsä	845	961	903	452	50
Viljelemätön niitty	978	1018	998	641	64
Luomu	930	1070	1000	496	50
Tavanomainen	890	1163	1027	466	45

^{a)} Tehty Walkerin ja Adamsin (1958) muuntamalla Saundersin ja Williamsin (1955) polttomenetelmällä.

Kokonaisfosforipitoisuudet eivät juurikaan muuttuneet viljelyintensiteetin kasvaessa, mutta orgaanisen fosforin osuus oli suurin viljelemättömällä niityllä (64 %) ja pienin tavanomaisesti viljellyssä maassa (45 %) (Taulukko 2). Orgaanisen fosforin määrä seurasi typen ja hiilen määrää, mikä on sopusoinnussa kirjallisuudessa esitettyjen tulosten kanssa (esim. Harrison 1987). Pitoisuus pieneni otettaessa maa viljelyyn riippumatta siitä, oliko kyseessä luomuviljely vai tavanomainen viljely. Luonnonniityssä orgaanista fosforia oli jopa hieman kertynyt verrattuna metsämaahan. Samanlaista kehitystä on huomattu myös muissa tutkimuksissa (Kaila 1963, Hedley ym. 1982, Oehl ym. 2004), vaikkakin lannoituksen on joissakin tapauksissa havaittu kasvatavan orgaanisen fosforin määrää (Van Diest 1968).

Fosforin sitoutumismuotoa selvitettiin Changin ja Jacksonin fraktiointimenetelmällä (Taulukko 3). Viljelyintensiteetin vaikutuksia tarkasteltaessa voidaan jättää ottamatta huomioon lähinnä apatiittista fosforia edustavat rikkihappoliukoiset varat (Ca-P). Erittäin helppoliukoisten varojen uuttamiseen käytetty NH₄Cl aliarvioi liukoisia reservejä, sillä sen korkea suolapitoisuus vähentää fosforin vapautumista hiukkaspinoilta. Uuton tarkoitus on poistaa vaihtuva kalsium, ettei se aiheuttaisi fraktioinnin myöhemmissä vaiheissa fosforin saostumista. Muiden fraktioiden tuloksista voidaan päätellä, että viljelyintensiteetistä riippumatta oksidipinnoille pidättyneeksi oletetun orgaanisen fosforin määrä ylitti epäorgaanisen määrän (Taulukko 3). Rautaan

Taulukko 3. Fosforin jakautuminen erityyppisiin fraktioihin viljelyhistorialtaan erilaisissa savimaissa, kun maata uutettiin erilaisilla uuttoliuoksilla. P_{eo} , epä-organisen fosfori; P_o , orgaanisen fosfori.

Fraktio ^{a)} (mg kg ⁻¹)	Metsä		Viljelemätön niitty		Luomu		Tavanomainen	
	P_{eo}	P_o	P_{eo}	P_o	P_{eo}	P_o	P_{eo}	P_o
NH ₄ Cl	1,3	3,3	1,0	1,9	0,6	1,7	0,7	2,1
NH ₄ F	11,5	23,9	5,2	63,6	12,4	32,6	25,9	31,8
NaOH	163,2	307,7	157,5	413,5	200,9	337,4	225,9	261,4
H ₂ SO ₄	96,8	0,5	125,9	0,0	126,1	2,6	119,5	0,0
Yhteensä	272,8	335,4	289,6	479,0	340,0	374,3	372,0	295,3

^{a)}Fraktiot kuvaavat erilaisilla uuttoliuoksilla maasta uutuneen fosforin määrää. Uuttonesteet: NH₄Cl, ammoniumkloridi; NH₄F, ammoniumfluoridi (P_{eo} osalta sitoutuminen: Al-P); NaOH, natriumhydroksidi (Fe- P_{eo}) ja H₂SO₄, rikkihappo (Ca- P_{eo}).

(Fe-P) sitoutuminen (NaOH-uuttoinen) oli tutkituissa näytteissä selvästi voimakkaampaa (89–92 % sitoutuneesta fosforista) kuin alumiiniin (Al-P) sitoutuminen (NH₄F-uuttoinen). Eniten orgaanista fosforia oli pidättynyt viljelemättömällä niityllä, jossa oli eniten myös Al- ja Fe-oksiedeja (Taulukko 1). Epäorgaanisessa muodossa oksidien pinnoille pidättyntä fosforia sen sijaan oli eniten tavanomaisesti viljellyllä pellolla. Viljelyintensiteetin kasvu näytti lisäävän epäorgaanista fosforia orgaanisten reservien kustannuksella.

2.1.2 Orgaanisen fosforin käyttökelpoisuus

Kaikkein nopeimmin kasvien käytettävissä olevan orgaanisen fosforin fraktion maassa ja lannassa voidaan katsoa olevan vesiliukoisena, jolloin se myös voi liikkua maassa (etenkin pintavirtailun mukana) ja olosuhteista riippuen kulkeutua myös vesistöihin. Veteen liukenevan jakeen osuus orgaanisesta fosforista oli Kailan (1948) tutkimuksessa kasviaineksessa 7–18 %, mikrobeissa 3–33 % ja karjanlannassa 2–4,5 %. Pintamaasta otetuissa näytteissä orgaanisesta fosforista oli veteen liukenevaa 0,2–3 %.

Vaikka kasvit eivät mahdolisesti levätkään pysty käyttämään veteen liukenevaa orgaanista fosforia sellaisenaan, se voi muuttua käyttökelpoiseen fosfaattimuotoon mikrobin ja kasvien erittämien entsyymien vaikutuksesta. Veteen liunneena orgaaninen fosfori ei ole enää fyysisesti suojattu esimerkiksi entsyymitoimintaa vastaan ja vesistöissä myös valokemialliset hajotusreaktiot ovat varsin todennäköisiä. Näin ollen veteen liukeneva osa orgaanisesta fosforista on aktiivisessa kierrossa maassa. Kaila (1948) ja myöhemmin Coventry ym. (2001) toteavat kuitenkin, että liunneen epäorgaanisen ja orgaanisen fosforin arvot on pidettävä erillään arvioitaessa biologisesti käyttökelpoisen fosforin määrää. Näkemys perustuu siihen, että orgaanisten fosforiyhdisteiden hajoamisherkkyudessa voi olla huomattavia eroja. Tässä hankkeessa tutkittiin eri lähestymistavoilla orgaanisen fosforin luonnetta, jotta voitaisiin saada käsitys sen osallistumisesta ravinnekiertoon.

2.1.2.1 Eloperäisen aineksen laatu

Orgaanisten yhdisteiden hajoamista ja niiden sisältämän fosforin mobilisointumista voidaan tutkia erilaisten testien avulla. Yönin näytteiden vesi- ja emäsuutteille tehtiin biohajoavuustesti, jossa havaittiin, että vesiliukoinen eloperäinen aines hajosi lähes täydellisesti viiden viikon aikana, kun taas emäkseen (joka uuttaa tehokkaasti maan humusta) uuttuvasta eloperäisestä aineksesta hajosi samassa ajassa alle 20 % (Kuva 2). Uutteiden eloperäisen aineksen laatua selvitettiin myös vertailemalla niiden C:P_o -suhteita (hiili/orgaaninen fosfori -suhde; Kuva 3). Tulosten mukaan vesiliukoinen eloperäinen aines oli huomattavasti fosforiköyhempää kuin emäkseen uuttuva eloperäinen aines, jonka fytiinihappopitoisuus on suurempi.

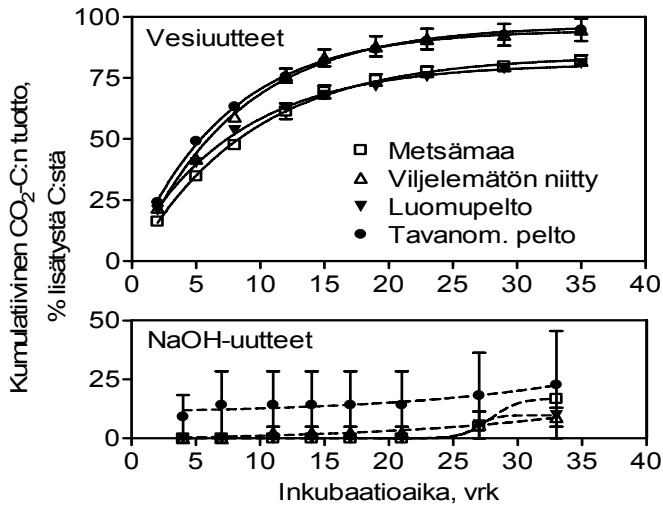
Maan eloperäisen aineksen C:P_o -suhteiden perusteella näytti siltä, että metsämaassa mineraalimaan pintaosaan kertynyt eloperäinen aines oli fosforiköyhempää kuin niityn ja viljelymaiden eloperäinen aines. Metsämaan korkeampi C:Po -suhde johtuu todennäköisesti alhaisemmasta fytiinihappopitoisuudesta. Peltomaiden eloperäisen aineksen fosforipitoisuudessa ei ollut lannoitustavasta (lanta vs. mineraalilannoitus) johtuvaa eroa. Sen sijaan verrattaessa eri utteiden C:P_o -suhteita havaittiin luomupellon vesiuuttoisen eloperäisen aineksen olevan fosforipitoisinta (suhde pienin) (Kuva 3). Muiden näytteiden kohdalla ei vesiliukoisen eloperäisen aineksen fosforipitoisuudessa ollut juuri eroja. Yleinen trendi, että vesiliukoisen eloperäisen aineksen fosforipitoisuus oli pieni, johtuu yhdisteiden helpommasta hajoamisesta (ks. Kuva 2). Metsämaan vaikealiukoinen eli emäsuuttainen eloperäinen aines oli fosforiköyhintä, mutta muiden näytteiden välillä ei ollut eroja havaittavissa.

2.1.2.2 Orgaanisen fosforin biologinen käyttökelpoisuus

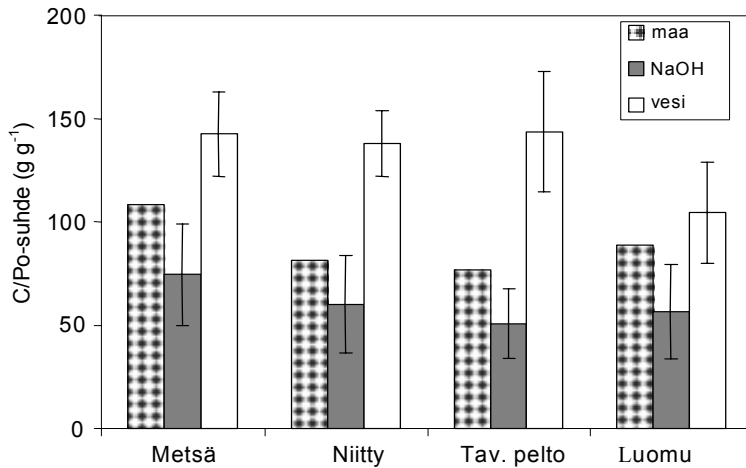
Osa orgaanisista fosforyhdisteistä voi sitoutua maahiukkasten pinnoille suoraan kemiallisesti epäorgaanisen fosforin tavoin. Sitoutumistaipumus vaikuttaa yhdisteiden mikrobiologiseen hajotukseen ja siten niissä olevan fosforin vapautumiseen kasveille käyttökelpoiseen epäorgaaniseen muotoon. Tämän vuoksi orgaanisen fosforin uuttuvuutta ja kemiallista luonnetta selvitettiin kemiallisilla lähestymistavoilla ja sen hajoamisherkkyttä entsyymitesteillä.

Kemiallinen määrittely

Fosforin fraktiointiin käytetty Hedleyn ym. (1982) menetelmän perusajatus on, että peräkkäisissä uutoissa saatavat fosforijakeet edustavat biologiselta käyttökelpoisuudeltaan alenevaa järjestystä. Tässä hankkeessa haluttiin tarkemmin selvittää, millaista eri fraktiossa uuttunut orgaaninen fosfori on



Kuva 2. Vesi- ja natriumhydroksidi (NaOH) -uuttoisen eloperäisen aineksen hajoaminen kompostiuutteella ympättyssä vesiliuoksessa viiden viikon muhituksen aikana. Janojen päät ovat kahden rinnakkaisnäytteen vaihteluväli. CO₂-C hiilidioksidina vapautuva hiili.



Kuva 3. C/P_o -suhteet maassa sekä maan vesi- että natriumhydroksidi (NaOH) -uuttoisessa eloperäisessä aineksessa. Janat osoittavat neljän rinnakkaisen keskiahajontaa.

molekyylikooltaan, sillä pienimolekyylisen aineksen katsotaan olevan helpommin käytettävissä kuin suurimolekyylisen. Fraktioinnissa saatujen uutteen epäorgaanisen ja orgaanisen fosforin pitoisuus määritettiin suodatamattomasta ja suodatetusta (0,2 µm huokosen läpi mahtuvasta) näytteestä.

Taulukossa 4 on esitetty orgaanisen fosforin jakautuminen liukoiseen (partikkelikoko < 0,2 µm) ja suurimolekyyliseen (>0,2 µm) fraktioon eri maankäyttömuotoja edustavissa Yönin näytteissä. Sen mukaan suurin osa maan orgaanisesta fosforista oli suurimolekyylisessä aineksessa ja siten heikommin kasvien saatavilla. Koska vesiuutto tehdään ensimmäisenä, uutteessa on ennen suodatusta mukana partikkelimaista ainesta, mikä selittää suurimolekyylisen aineksen korkean osuuden vesiliukoisessa jakeessa. Tässä yhteydessä on syytä huomata, että kuvassa 2 esitetty vesiuutteen orgaaninen fosforin hajotustesti on tehty suodatetusta näytteestä, minkä vuoksi siinä on ollut vain pienimolekyylistä ainesta, joka hajosi odotusten mukaisesti nopeasti. Seuraavan vaiheen uutto tehtiin natriumbikarbonaatilla (NaHCO₃), jota käytetään useissa maissa fosforitestinä (nk. Olsenin ja Colwellin menetelmät). Tässä vaiheessa uuttunut orgaaninen fosfori oli kokonaan pienimolekyylistä. Natriumhydroksidia (NaOH) käytetään yleisesti humuksen uuttamiseen. Se uutti odotusten mukaisesti etupäässä suurimolekyylistä orgaanista fosforia. Kuvan 3 mukaan tämä fraktio on hyvin hitaasti hajoavaa, mikä on sopuoinnussa molekyylikokojakauman kanssa. Suurimolekyylisten humusyhdisteiden (>0,2 µm NaOH-fraktio) osuus oli suurin metsämaassa ja se pieneni otettaessa luonnonniitty viljelykseen, mikä kuvastanee osaltaan hajotuksen lisääntymistä ja mahdollisesti myös lähtömateriaalin eroja.

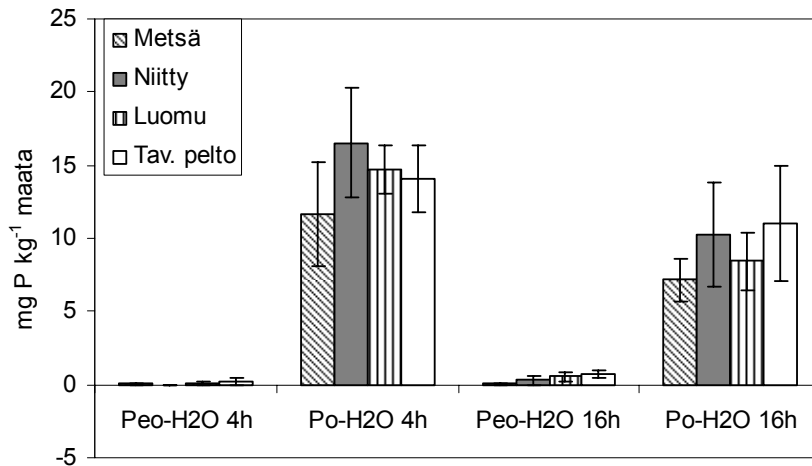
Yönin savimaanäytteille tehty varsinainen Hedleyn fraktiointianalyysi vahvisti käsityksen, että vain pieni osa orgaanisesta fosforista oli biologisesti käyttökelpoiseksi luokiteltavaa. Ainoastaan 22–26 % orgaanisten fraktioiden summasta oli vesi- ja NaHCO₃-liukoisissa fraktioissa, joiden katsotaan edustavan helposti kasveille käyttökelpoisia varoja (Kuvat 4 ja 5). Suurin osa (keskimäärin n. 76 %) orgaanisesta fosforista oli hitaasti mobilisoituvassa NaOH-liukoisessa fraktiossa.

Eniten käyttökelpoista orgaanista fosforia oli viljelemättömällä niityllä (104 mg kg⁻¹) ja vähiten metsässä (71 mg kg⁻¹). Erot viljelymenetelmien välillä olivat varsin pienet. Kuten orgaanisen fosforin kokonaispitoisuus myös sen

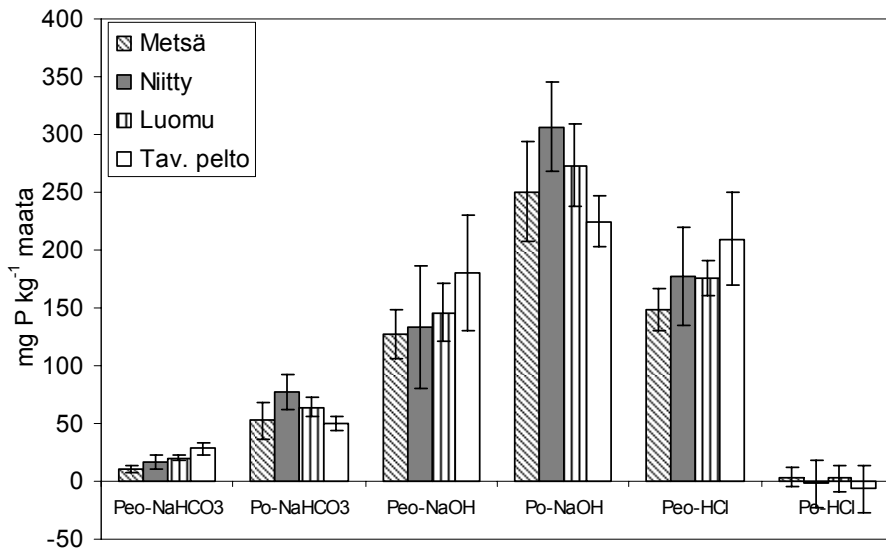
Taulukko 4. Hedleyn fraktioinnissa uuttuneen orgaanisen fosforin (P_o) fraktioiden kokojakauma (partikkelikoko < 0,2 tai > 0,2 µm) viljelyhistorialtaan erilaisissa savimaissa. 1 µm = 0,001 mm.

Uutto- neste	Metsä		Niitty		Luomu		Tavanom. pelto	
	< 0,2 µm	> 0,2 µm	< 0,2 µm	> 0,2 µm	< 0,2 µm	> 0,2 µm	< 0,2 µm	> 0,2 µm
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
H ₂ O	21	79	9	91	14	86	9	91
NaHCO ₃	97	3	100	0	98	2	98	2
NaOH	1	99	24	76	26	74	26	74
Osuus P _o (%)	20	80	34	66	33	67	31	69

H₂O, vesi; NaHCO₃, natriumbikarbonaatti; NaOH, natriumhydroksidi.



Kuva 4. Hedleyn fraktioinnissa peräkkäisissä uutoissa (4 ja 16 tunnin käsitte-lyajat) veteen uuttuneet fosforimäärät. Janat pylväiden päissä kuvaavat keskihajontoja. Peo, epäorgaaninen fosfori; Po, orgaaninen fosfori.



Kuva 5. Hedleyn fraktioinnin natriumbikarbonaatti (NaHCO₃-), natriumhydroksidi (NaOH)- ja suolahappo (HCl)-uuttoiset fosforifraktiot. Janat pylväiden päissä kuvaavat keskihajontaa. Peo, epäorgaaninen; Po, orgaaninen fosfori.

erilaista käyttökelpoisuutta kuvaavien fraktioiden (H₂O, NaHCO₃, NaOH) pitoisuudet pienenevät otettaessa luonnonniitty viljelykseen (Kuvat 4 ja 5). Samalla epäorgaanisen fosforin fraktioiden pitoisuudet pääosin kasvoivat.

Tulokset selittyvät osin lannoituksena lisätyn epäorgaanisen fosforin määrän kasvulla ja todennäköisesti myös orgaanisen fosforin hajotuksen tehostumisella. Tavanomaisesti viljelyssä pellossa oli enemmän vesiliukoista (16 h) ja helposti mobilisoituvaa (NaHCO_3) epäorgaanista fosforia kuin metsässä ja viljelemättömässä niityssä ($p < 0,05$).

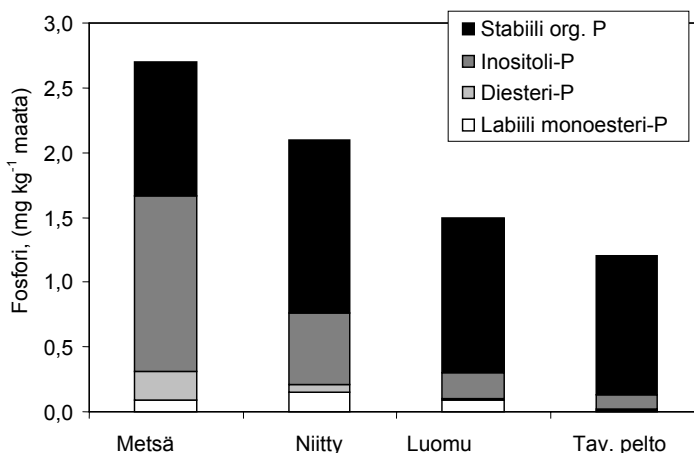
Entsyymitestit

Orgaanisten fosforyyhdisteiden käyttökelpoisuutta voidaan testata laboratoriossa käyttämällä kaupallisia entsyymivalmisteita, joiden avulla matkitaan luonnossa maan mikrobien tuottamien hajotusentsyymien toimintaa ja orgaanisten yhdisteiden pilkkoutumista epäorgaaniseen muotoon. Yönin maiden vesiliukoisen orgaanisen fosforin hajoamista tutkittiin tällä periaatteella kirjallisuuden perusteella laaditun protokollan mukaan. Kuvassa 6 on esitetty kokeiden tulokset, jotka ovat kahden rinnakkaismäärittelyn keskiarvoja.

Labiileihin eli helposti hajoaviin monoestereihin voidaan lukea mm. erilaisien fosforipitoisten yhdisteiden synteessissä ja hajotuksessa syntyvät sokerifosfaatit (glc-1-P, glc-6-P), veteen liukeneva fytiinihappo (pääosin fytiinihapon natrium- ja kaliumsuoloja), sekä sellaiset inositolifosfaatit, joissa on vähän fosfaattiryhmiä (fytiinihapon synteesi- ja hajotustuotteita). Diestereihin kuuluvat mm. kaikissa elävissä soluissa esiintyvät nukleinihapot ja solukalvoissa esiintyvät fosfolipidit. Myös inositolifosfaatit (tässä lähinnä kuusi fosfaattiryhmää sisältävä fytiinihappo) kuuluvat monoesteriryhmään. Ne ovat yleisiä luonnossa, sillä niitä on runsaasti mm. kasvien siemenissä varastoyhdisteinä (fytiinihapon suolat eli fytaanit) ja niitä syntyy myös maan mikrobien syntetisoimina. Inositolifosfaatit voivat sitoutua maahiukkasten pinnoille, jolloin niiden mikrobiologinen hajoaminen on hidasta, minkä lisäksi ne ovat myös kemiallisesti stabiilimpia kuin useat muut fosforimonoesterit ja vaativat hajotukseen käsittelyn spesifisellä fytaasi-entsyymillä.

Kuvasta 6 nähdään, että vesiliukoisen orgaanisen fosforin pitoisuus laski maankäytön intensiteetin kasvaessa, eli järjestyksessä: metsämaa > niitty > viljellyt lohkot. Helposti hajoavien monoesterien osuus oli 1–7 % vesiliukoisista varoista (alle $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ maata). Hajotustehokkuus kaksinkertaistui käytettäessä fosfodiesteri-entsyymiseosta, joka vapauttaa fosforia myös rakenteeltaan monimutkaisemmista yhdisteryhmistä kuten nukleinihapoista sekä jonkin verran myös lipidien sisältämää fosforia. Fytaasientsyymillä orgaanisesta fosforista vapautui 10–50 % (korkein osuus saatiin metsämaanäytteestä), mikä osoittaa fytiinihapon merkittävän roolin orgaanisen fosforin kierrossa.

Niityllä ja viljellyillä lohkoilla suurin osa (64–89 %) ja metsämaassa merkittävä osa (38 %) vesiliukoisesta orgaanisesta fosforista ei hajonnut lainkaan entsyymattisen hydrolyysin keinoin. Stabiilin orgaanisen fosforin määrä näytti olevan hyvin samansuuruinen ($1,0\text{--}1,3 \text{ mg kg}^{-1}$) kaikissa näytteissä



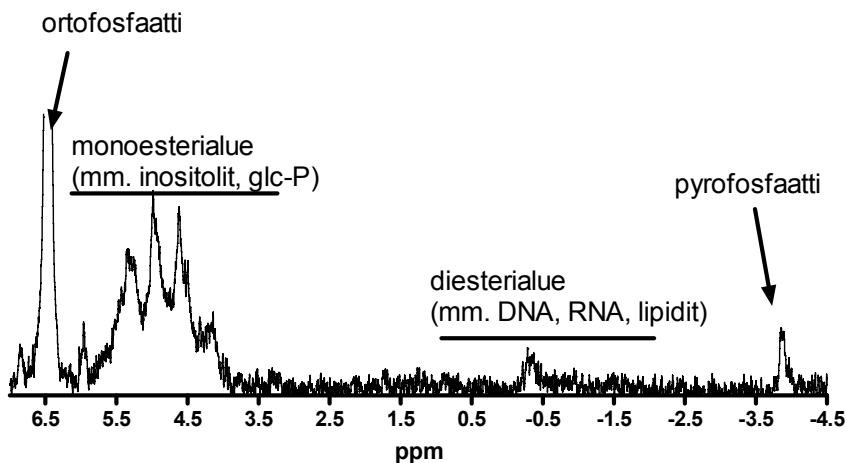
Kuva 6. Entsyymikäsitellyissä mineralisoituvan vesiliukoisen orgaanisen fosforin määrä maankäytön intensiteetin kasvaessa. Näytteet on otettu ylimmästä mineraalimaahorisontista.

maankäyttötavasta riippumatta. Yhteenvetona voidaan todeta, että metsän raivaus niityksi tai pelloksi näyttää aiheuttavan lähinnä vesiliukoisen orgaanisen fosforin (diesterien ja fytiinihapon) mineralisaatiota, jolloin orgaanisen fosforin kokonaismäärä pienenee.

Orgaanisen fosforin tunnistus NMR-analyysillä

Täsmällisemmän kuvan saamiseksi maan koko orgaanisen fosforijakeen sisältämien yhdisteiden luonteesta tehtiin Yönin maille karakterisointi ^{31}P -NMR (nuclear magnetic resonance) –tekniikalla. Maan orgaanisesta fosforista saadaan pääosa uutettua NaOH-liuoksen avulla, joten NaOH-uutteiden ^{31}P -NMR –tulokset antavat hyvän kokonaiskuvan maan orgaanisen fosforin luonteesta. Kuvassa 7 on esitetty esimerkki NMR-spektristä ja sen tulkinnasta pääpiirteittäin.

Kaikissa näytteissä suurin orgaaninen yhdisteryhmä oli monoesterifosfaatit, vaikka yksittäisistä fosforyhdisteistä eniten oli epäorgaanista fosfaattia (Taulukko 5). Kun orgaanisten monoesterien ryhmästä tunnistettiin yksittäisiä yhdisteitä, fytiinihapon (myoinositolihexakisfosfaatti, IP6, jossa on kuusi fosfaattiryhmää) osuudeksi saatiin metsämaassa 34 %, niityllä 18 % ja viljelyissä maissa 16 %. Fytiinihapon lisäksi monoestereiden ryhmästä ei voida varmuudella tunnistaa muita yksittäisiä yhdisteitä, vaikkakin todennäköisimpiä kandidaatteja löytyy alemmista inositolifosfaateista (inositolipentafosfaatit, IP5, jossa on viisi fosfaattiryhmää ja inosolitetrafosfaatit, IP4, jossa on neljä fosfaattiryhmää). Vaikka pyrofosfaatti on kemiallisessa mielessä



Kuva 7. Esimerkki Yönin tavanomaisesti viljellyn lohkon ^{31}P -NMR-spektristä, johon on merkitty spektrin eri alueilta tunnistettavat fosforyyhdisteet.

epäorgaanista (yksinkertaisimman polyfosforihapon anioni), mikrobiologisen syntytapansa vuoksi se kuuluu orgaanisiin fosforyyhdisteisiin.

Taulukon 5 mukaan maan orgaanisissa yhdisteissä olevan fosforin yhteismäärä oli 10–100 kertaa suurempi kuin vesiliukoisen fraktion entsyymihajotuksessa saatu määrä (Kuva 6). Maanäytteiden välinen järjestys (niitty > viljellyt lohkot > metsä) oli myös erilainen kuin vesiutteisille yhdisteille saatu (metsä > niitty > viljellyt lohkot). Tulos viittaa siihen, että orgaanisten fosforyyhdisteiden sitoutuminen maahan heikentää niiden hajoamista eikä yhdisteiden tunnistaminen välttämättä kerro niiden biologisesta saatavuudesta. Toisaalta fytiinihapon (IP6) määrän erilaisuus eri näytteissä viittaa siihen, että tämä määrällisesti erittäin merkittävä ja toiminnallisesti kaikkein keskeisin orgaaninen fosforyyhdiste osallistuu maan fosforikiertoon. Fytiinihapon hajotustuotteita ei kuitenkaan vielä osata tunnistaa esimerkiksi ^{31}P -NMR-spektreistä eikä fytiinihapon hajotusreittejä sen vuoksi tunneta. Tältä osin kierron kuvaus on edelleenkin puutteellinen.

Taulukko 5. Yönin maanäytteiden epäorgaanisen (P_{eo}) ja orgaanisten fosforyyhdisteiden (-P) ryhmät ja niiden pitoisuudet NaOH-uutteisessa aineksessa ^{31}P -NMR –analyysin mukaan.

	P_{eo}	Monoesteri-P (mg kg^{-1} maata)	Diesteri-P	Pyro-P
Metsä	112	225	8	4
Niitty	196	292	17	17
Luomu	168	260	10	14
Tavanomainen	194	255	9	11

2.2 Laitumen fosforitalous ja vesistökuormituksen hallinta

Kirsi Saarijärvi^{a)}, Minna Karppinen^{b)}, Jaana Uusi-Kämpä^{c)}, Eila Turtola^{c)}, Perttu Virkajärvi^{a)}

^{a)}MTT/Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, kirsi.saarijarvi@mtt.fi, perttu.virkajarvi@mtt.fi

^{b)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, minna.karppinen@helsinki.fi

^{c)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, eila.turtola@mtt.fi

Nurmi kattaa 620 000 ha eli 31 % koko maan viljelyalasta. Laidunten osuus nurmialasta on noin 100 000 ha. Suurin osa nurmenviljelystä on keskittynyt Oulu-Kajaani ja Vaasa-Savonlinna linjojen välille, missä sijaitsee myös yli 60 % maamme maidon- ja naudanlihantuotannosta (Maatilatilastollinen vuosikirja 2004).

Laidunnurmi on lehmien luonnollista ravintoa, tuottajan kannalta halvinta rehua ja säilörehun jälkeen tärkein karkearehu lypsylehmien ruokinnassa. Lisäksi laiduntaminen on oleellista maaseutumaiseman ja luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Noin 75–90 % lehmän syömistä ravinteista palaa ulosteiden mukana takaisin laitumelle. Vuosittain pintaan annettu fosforilannoitus ja osa sonnan fosforista ovat liukoisessa muodossa ja altista huuhtoutumaan pinta- ja pohjavesiin. Tuotannon tehostuessa, yksikkökoon ja eläinpaineen kasvaessa myös laiduntamiseen liittyvät ympäristöriskit kasvavat.

Laidunten ja nurmien ympäristövaikutusten tutkiminen suomalaisissa oloissa on tärkeää, sillä ilmasto (sademäärä, haihdunta, kasvukauden pituus, routa ja lumi), maalajit (koostumus, vedenläpäisevyys) ja käytettävä viljelytekniikka (lannoitustaso, eläintiheys) poikkeavat keskieurooppalaisista olosuhteista merkittävästi. Fosforin osalta Suomen tilanteen tekee erityiseksi se, että meillä on eniten järviä (47 kpl) sataa neliökilometriä kohti koko Euroopassa Venäjää lukuun ottamatta (Kuusisto 2004). Suomen vesistöt ovat keskimäärin fosforirajoitteisia, matalia (keskisyvyys 7,2 m), tilavuudeltaan pieniä ja usein yhteydessä toisiinsa. Routa, lumen sulaminen ja sateet aiheuttavat vuosittain pintavalunnan, jonka mukana suuria määriä fosforia huuhtoutuu järviin (1000 tn v⁻¹, Niemi ym. 2004) ja Itämereen (2000 tn v⁻¹, Kauppila ym. 2001). Koska peltoviljelyn fosforikuormitus ei ole ympäristötukitoimenpiteiden seurauksena odotetusti vähentynyt, lisätoimia tarvitaan sen leikkaamiseen. Nurmen ja laitumen fosforilannoitusta on syytä tarkastella tältä kannalta.

Maaperäohjelmassa tutkittiin laitumien fosforitaloutta ja niiden aiheuttamaa ympäristövaikutusta MTT:n Pohjois-Savon tutkimusaseman lysimetrikentällä Saarijärvi ym. 2006a) sekä MTT Jokioisten Lintupajun suojavyöhykekentällä (Uusi-Kämpä & Palojarvi 2006).

2.2.1 Heinälaitumen fosforitase Maaningan kokeessa

MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla tutkittiin laitumen ravinteiden kiertoa ja huuhtoumista hietamaan lysimetrikentällä (Dystic Regosol, FAO (1988)) vuosina 2001–2005. Karkeat kivennäismaat ovat yleisiä tärkeillä maidon- ja naudanlihantuotantoalueilla Pohjois-Savossa sekä Pohjois-, Keski- ja Etelä-Pohjanmaalla, missä sijaitsee noin puolet Suomen nurmialasta. Lysimetrikentälle perustettiin timotei-nurminatanurmi vuonna 2000. Alueelle kylvetty nurmilaidun sai vuotuislannoituksen kolmessa erässä, yhteensä 220 kg ha⁻¹ N, 23 kg ha⁻¹ P ja 105 kg ha⁻¹ K. Lehmien maitomäärä mitattiin laidunkierroksittain. Tarkempi kuvaus koejärjestelyistä Saarijärvi ym. (2006b).

Fosforitase on käyttökelpoinen työkalu arvioitaessa laitumen ympäristökuormituspotentiaalia. Vaikka vuotuinen tase ei suoraan kuvaa fosforipäästöjä, se kertoo kuitenkin alueen viljelyintensiteetistä ja potentiaalista purkaa fosforia valuntavesiin sopivien olosuhteiden sattuessa. Taseeseen laskettiin saamapuolelle lannoitteiden ja väkirehujen sisältämä fosfori ja poistumapuolelle maidossa poistunut, lypsyn aikana eritteiden mukana navettaan jäänyt, pintavalunnassa ja maan läpi huuhtoutunut fosfori. Tase on saamapuolen ja poistumapuolen erotus ja kuvaa lähinnä maahan kertyneen fosforin määrää.

Fosforitase riippuu lannoituksesta ja laiduntamisen intensiteetistä. Kaksi kolmasosaa Maaningan laidunmaalle tulleesta fosforista oli lannoitefosforia ja loppu oli peräisin väkirehuista ja kivennäisistä (Taulukko 6). Sontakasojen määrän ja sonnan fosforipitoisuuden perusteella yli 16 kg P ha⁻¹ kiersi systeemissä laidunkauden aikana. Tämä vastaa 46 % alueelle annetusta kokonaisfosforista. Suurin fosforinielu oli maito, joka muodosti n. 60 % kokonaispoistumasta. Pintavalunnan osuus poistumasta oli pieni ja lysimetriveteen fosforia huuhtoutui merkityksetön määrä (Taulukko 6). Turtolan & Kemppaisen (1998) hienohietamaalla tekemissä kokeissa NPK-lannoituksen (21 kg P ha⁻¹) sekä keväisen lietteen levityksen (29 kg P ha⁻¹) jälkeen pintavalunnassa huuhtoutui vuodessa alle 5 % annetusta fosforista, mikä vastaa tämän kokeen tulosta. Syksyisen lietteenlevityksen jälkeen huuhtoutui 11 % annetusta fosforista. Maaningan kokeessa taseen perusteella pellolle jäi vuosittain 16 kg P ha⁻¹, mikä on enemmän kuin Virtasen ja Nousiaisen (2005) kokonaista maitotilaa kohti laskema fosforiylijäämä (12 kg P ha⁻¹).

2.2.2 Lannoitteen ja lannan fosfori hietamaassa

Lannoitefosfori ja karjan eritteiden sisältämä fosfori kertyvät maan pintaan laidunvuosien aikana. Tämän vaikutusta pintaan (0–2 cm) fosforipitoisuuden seurattiin hankkeen kuluessa. Laitumen pintalannoitus nosti selvästi

Taulukko 6. Heinälaitumen keskimääräinen vuosittainen fosforitase laidunvuosina 2001–2004 ja uusimisvuonna 2004–2005.

	Laidun- vuodet	Uusimisen jälkeen
Saanti (kg ha⁻¹)		
Lannoite	22,8	0,0
Väkirehut	13,6	3,6
Yhteensä	36,4	3,6
Poistuma (kg ha⁻¹)		
Maito	11,7	3,2
Lypsyn aikaiset eritteet	7,5	2,5
Pintavalunta	1,2	0,7
Lysimetrihuuhtouma	0,0	0,03
Yhteensä	20,4	6,5
Tase (kg ha⁻¹)	16,0	-2,9

maan pintakerroksen helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) pitoisuutta (Taulukko 7). Uusimisen jälkeen heinälaitumen pintamaan fosforipitoisuus laski, mutta ei aivan lähtötasolle saakka. Koska alue oli laitumena jo toista nurmikiertoa, tässä voidaan ehkä havaita lannoituksen ja laiduntamisen kumuloituva vaikutus. Ilman fosforilannoitusta olleella apilalaitumella vastaavaa nousua ei tapahtunut.

Laitumilla maahan tulee fosforia orgaanisessa muodossa kuolleen kasviaineksen ja sonnan mukana. Virtsan mukana tulevan fosforin määrä on mitätön, mutta muuttamalla maan olosuhteita virtsa voi vaikuttaa fosforin liukoisuuteen ja liikkumiseen. Maaningan kokeessa seurattiin, vaikuttavatko lehmien ulosteet maan helppoliukoiseen epäorgaaniseen ja orgaaniseen fosforiin ja miten syväälle niiden mahdollinen vaikutus ulottuu ja miten kauan se kestää. Koe tehtiin lisäämällä navetassa kerättyä virtsaa tai sontaa koeruu-
duille määrät, jotka vastasivat keskimääräisiä lehmän erite-eriä. Ruuduilta otettiin näytteitä 9 kertaa 120 vuorokautta kestäneen seurantajakson aikana.

Virtsa ja sonta nostivat maan pH:ta kontrolliruutuihin verrattuna ainoastaan aivan ylimmässä maakerroksessa (0–2 cm) (Kuva 8). Virtsan vaikutus näkyi heti levityksen jälkeen, mutta se loppui 10 vrk:n kuluttua, jolloin muutos ei ollut enää tilastollisesti merkitsevää ($p > 0,025$). Myös aiemmissa tutkimuksissa urean on havaittu nostavan nopeasti maan pH:ta, joka kuitenkin alkaa vähitellen laskea ammonium (NH_4)-typen nitrifikaation edetessä (Hartikainen & Koivunen 1990, Hartikainen & Yli-Halla 1996). Kuitenkin 120 vrk:n kuluttua virtsakäsittelyssä yllättäen maan pH nousi uudelleen ($p < 0,025$). Tämä saattaa johtua siitä, että viljavuusanalyysissä pH mitataan vesilietoksessa, joka on herkkä maan suolapitoisuuden vaihtelulle: liukoisten suolojen määrän vähetessä esim. kasvien ravinteiden oton seurauksena mitattu pH-arvo pyrkii nousemaan. Sonnan pH:ta nostava vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevää, vaikka pientä nousua olikin havaittavissa 3 vrk:n kohdalla.

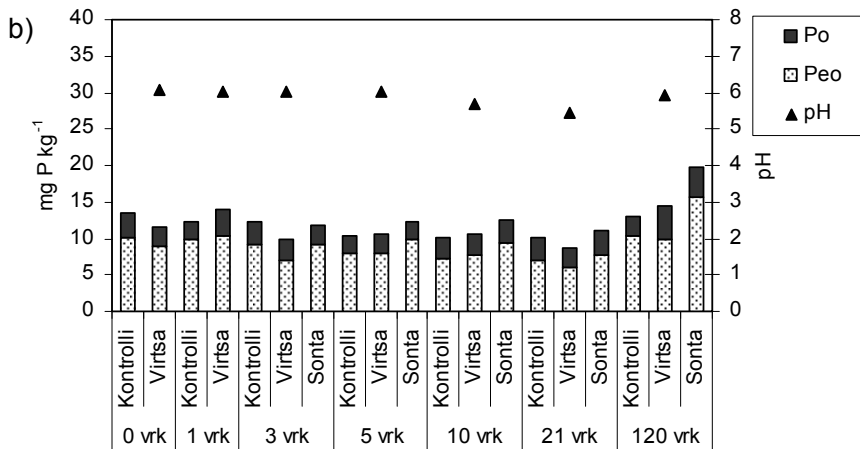
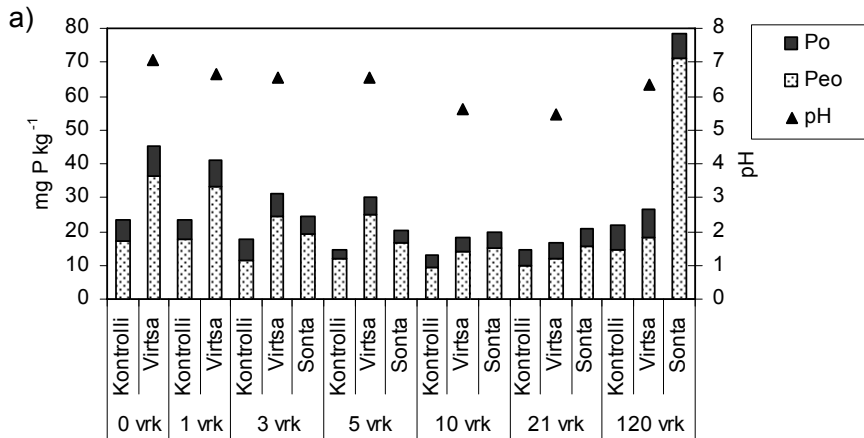
Taulukko 7. Laitumen pintamaan ja kyntökerroksen maan helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) pitoisuuden kehitys laidunvuosien 2001–2003 aikana sekä uusimisen jälkeen vuonna 2004. SE on keskiarvon keskivirhe.

Vuosi	Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus (mg l^{-1} maata)							
	Pintamaa 0–2 cm				Kyntökerros 0–25 cm			
	Heinä	SE	Apila	SE	Heinä	SE	Apila	SE
alku	9,5	1,8	8,1	0,2	7,6	2,7	4,8	0,9
2001	14,5	1,8	6,4	0,5	10,1	2,2	5,3	0,6
2002	19,2	3,0	9,7	0,8	12,7	3,0	6,2	0,5
2003	23,6	2,9	9,3	1,4	10,8	1,9	6,2	0,4
2004	12,9	0,5	8,9	0,3	9,8	1,0	5,8	0,8

Vesiliukoisen epäorgaanisen fosforin pitoisuudet seurailivat virtsaruuuilla kiinteästi maan pH-muutoksia: merkitseviä eroja oli havaittavissa kuitenkin vain ylimmässä (0–2 cm:n) maakerroksessa (Kuva 8). Virtsa lisäsi vesiliukoisen epäorgaanisen fosforin pitoisuuksia heti lisäyksen jälkeen ($p < 0,025$), mutta vaikutus loppui 10 vrk:ssa. Liukoisen orgaanisen fosforin määrässä sitä vastoin kasvua oli nähtävissä 120 vrk:n kuluttua 2–10 cm:ssä. Sonnan vaikutus näkyi vasta viimeisellä mittauskerralla 120 vrk:n kuluttua, jolloin vesiliukoisen epäorgaanisen fosforin pitoisuus maan pintakerroksessa (0–2 cm) selvästi kasvoi. Vaikutusta oli nähtävissä myös syvemässä kerroksessa (2–10 cm), vaikka se ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Lisäksi sonta lisäsi liukoisen orgaanisen fosforin pitoisuutta syvemässä kerroksessa (2–10 cm).

Maan helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) nousua ei ollut juurikaan havaittavissa virtsakäsitellyssä maassa heti levityksen jälkeen voimakkaasta pH:n noususta huolimatta (Kuva 9). Sonta lisäsi helppoliukoisen fosforin pitoisuuksia maan pintakerroksessa (0–2 cm) vasta 49 vrk:n kuluttua (vesiliukoista ei mitattu). Hidas vaikutus selittyy sillä, että vielä kolmen viikon kuluttua vajaa puolet sontaerästä oli jäljellä maan pinnalla eikä ollut ehtinyt reagoida maa-aineksen kanssa. Kuten vesiliukoisessa fosforissa myös helppoliukoisessa fosforissa (P_{AC}) nousu oli korkeimmillaan havaintosarjan lopussa eli 120 vrk:n kuluttua levityksestä, jolloin tilastollisesti merkitsevää pitoisuuden nousua tapahtui myös syvemässä kerroksessa.

Maan pH:n nousun vaikutus näkyi vesiuuttoisessa fosforissa huomattavasti selkeämmin kuin hapana ammonium asetaatti uuttoisessa (P_{AC}). Ero johtuu ammoniumasetaatti liuoksen alhaisesta pH:sta, joka vähentää fosforin liukoisuutta. Vesiuutto on siis hapanta ammoniumasetaattiuuttoa huomattavasti herkempi menetelmä muutosten seurannassa. Sonta lisäsi lähinnä epäorgaanista fosforia mutta hitaasti, koska se säilyi maan pinnalla kasana hyvin kauan. Siinä olevan orgaanisen fosforin voidaan olettaa huuhtoutuvan

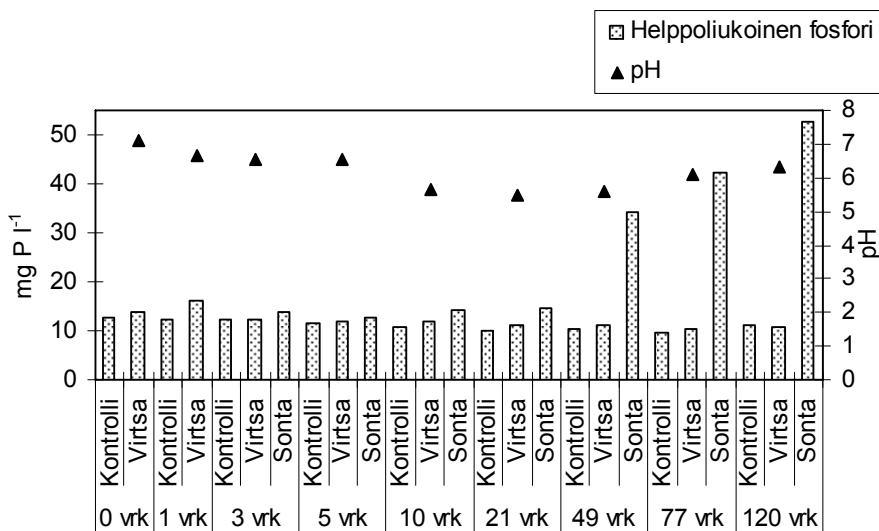


Kuva 8. Vesiuttolinen epäorgaaninen (P_{eo}) ja orgaaninen fosfori (P_o) ja virtsaruutujen $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ eri ajankohtina sonnan ja virtsan lisäämisen jälkeen 0–2 (a) ja 2–10 cm:n kerroksessa (b).

hitaammin kuin epäorgaanisen, koska suurin osa siitä on epäorgaanista muotoa tiukemmin kiinni olevina yhdisteinä (mm. fytiinihappona).

2.2.3 Laitumelta kulkeutuva fosforikuormitus

Laitumelta huuhtoutuvan fosforin määrää ja koostumusta selvitettiin kahdella pintakeräimellä Maaningan lysimetrikentän yhteydessä. Näytteet kerättiin kolmen laidunvuoden ja uusimisvuoden aikana $n. 500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ välein ja niistä määritettiin mm. kokonaisfosforin ja liuenneen fosforin pitoisuudet. Kun huuhtoumatuloksia verrattiin alueelta otettuihin pintamaanäytteisiin, havaittiin pintamaan helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) ja pintavalunnassa

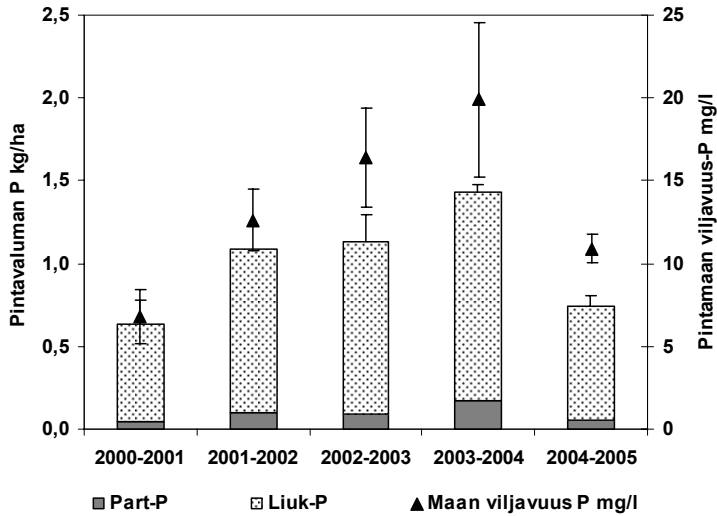


Kuva 9. Laidunruutujen helppoliukoinen fosfori (P_{AC}) ja virtsaruutujen pH_{H_2O} eri ajankohtina sonnan ja virtsan lisäämisen jälkeen 0-2 cm:n kerroksessa.

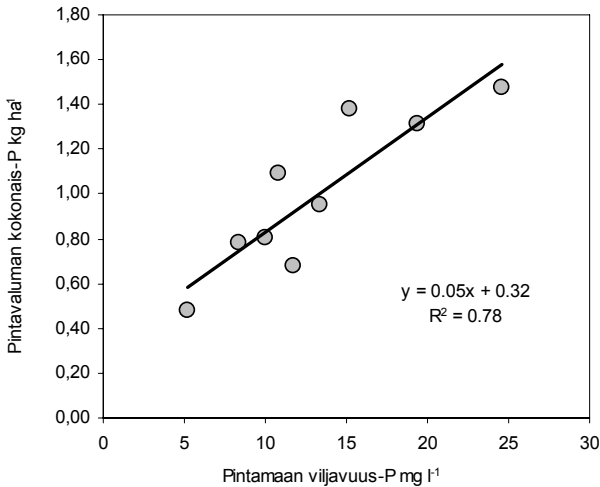
huuhtoutuneen kokonaisfosforimäärän välillä selkeä riippuvuus (Kuvat 10 ja 11). Pintamaan helppoliukoisin fosforin pitoisuuden noustessa myös huuhtoutunut kokonaisfosforimäärä kasvoi. Nurmen kyntäminen vähensi sekä pintamaan helppoliukoisin fosforin pitoisuutta että huuhtoutuneen fosforin määrää. Nurmi kynnettiin ja uusi ohra-raiheinäkaskuvosto perustettiin keväällä 2004, joten uusimista seuraavan kevään valuntahuipun aikana alue oli kasvi-peatteinen, eikä kynnemisen mahdollinen vaikutus partikkelifosforin huuhtoutumiseen tule tässä näkyviin. Hietamaa ei ole yhtä eroosioherkkää kuin savimaa, joten karkeilla kivennäismailla kynnäminen ei luultavasti aiheuta yhtä suurta partikkelifosforin huuhtoumaa kuin savilla. Käsitystä tukee myös Turtolan & Kemppaisen (1998) tulos, jonka mukaan kynnemisen jälkeisenä keväänä huuhtoutui vähiten kokonaisfosforia koko nurmikierron aikana, vaikka toisaalta kuormitus oli lähes kokonaan partikkelimuotoista.

Keskimääräisen viljelymailta huuhtoutuvaan fosforikuormitukseen (Ekholm 1998) verrattuna laitumen huuhtoumassa liuenneen fosforin osuus oli korkea, 86 % (Kuva 10). Suurimmat liuenneen fosforin pitoisuudet (kolmen laidunvuoden jälkeen jopa 10 mg P l^{-1}) mitattiin vuosittain heti kevätvalunnan alussa, minkä jälkeen pitoisuus laski nopeasti tasolle 1 mg l^{-1} (Kuva 12).

Laitumelta tulevan fosforikuormituksen vaikutus järviökosysteemiin riippuu monista tekijöistä. Tärkeimpiä ovat mm. järven tilavuus, pinta-ala ja veden vaihtuvuus, valuma-alueen pinnanmuodot sekä laitumen määrä valuma-alueella. Koska laitumen fosforikuormitus on pääosin liuenneessa muodossa,

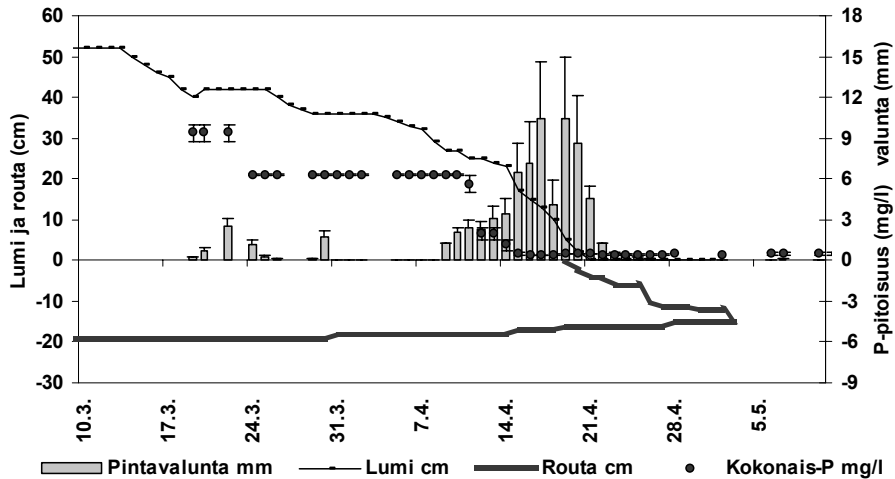


Kuva 10. Pintavalunnassa huuhtoutuneen partikkeli- (Part-P) ja liuenneen (Liuk-P) fosforin määrä sekä pintamaan (0–2 cm) helppoliukoisen fosforin pitoisuus (viljavuus-P) laidunvuosina 2001–2003 sekä uusimisvuonna 2004–2005. Hydrologiset vuodet 1.6.–31.5. Pystyjana on keskiarvon keskivirhe.



Kuva 11. Laitumen pintavalunnassa huuhtoutuneen kokonaisfosforimäärän ja pintamaan (0–2 cm) helppoliukoisen fosforin pitoisuuden (viljavuus-P) välinen riippuvuus. Mallin P-arvo = 0,016.

se on hyvin käyttökelpoista leväkasvustoille. Jo 10 µg l⁻¹ kokonaisfosforipitoisuuden nousu järivedessä voi aiheuttaa rehevöitymistä (Sharpley & Smith 1989), joten intensiivisesti lannoitettujen laidunmaiden sijoittaminen vesistöjen välittömään läheisyyteen saattaa olla riskialtista.



Kuva 12. Lumipeitteen ja roudan sulaminen sekä pintavalunnan määrän ja kokonaisfosforipitoisuuden dynamiikka keväällä 2004 kolmen laidunkesän jälkeen. Pystyjana on keskiarvon keskivirhe.

2.2.4 Suojakaista fosforikuormituksen vähentäjänä

Suojavyöhykkeitä ja -kaistoja suositellaan viettäville rantapelloille, koska ne vähentävät tehokkaasti eroosioaineksen, fosforin ja muiden haitallisten aineiden kulkeutumista pellon pintavalunnan mukana vesistöön. Heinämaalla suojakaistaa ei tarvita eroosion torjuntaan. Sen sijaan nurmen pintalannoitus ja laiduntaminen saattavat lisätä ravinteiden, erityisesti fosforin, sekä ulosteperäisten mikrobien määrää pintavalunnassa, jolloin suojakaista puoltaa paikkaansa. Tässä hankkeessa tutkittiin, onko suojakaistoista hyötyä myös laidunmaalla ja voidaanko suojavyöhykkeiden laiduntamista suositella niiton ohella – vai onko siitä haittaa ympäristölle.

MTT:n Lintupajun suojakaistakoekentällä Jokioisissa on tutkittu vuodesta 1991 lähtien 10-metrin levyisten suojakaistojen kykyä vähentää eroosioaineksen ja fosforin määriä savimaan pintavalunnassa (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Maaperäohjelman yhteydessä kentällä selvitettiin erilaisten suojakaistojen kykyä pidättää fosforia ja tyypeä laitumen pintavalunnasta koejaksolla kesäkuu 2003–elokuu 2005. Koekentällä oli kolme erilaista kais-
 taa: 1) niitetty nurmikaista, 2) luonnonvaraisia lehtipuita, pensaita ja heiniä kasvava luonnonkasvikaista, jota ei niitetty, ja 3) laidunkaista, jota laidunnettiin. Nurmi- ja luonnonkasvikaistat oli perustettu vuonna 1991 (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000) ja laidunkaista keväällä 2002 (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006).

Suojakaistoilta tullut fosforikuormitus

Sekä laidun että laidunkaistat lannoitettiin fosforia sisältävillä lannoitteilla kahdesti kokeen aikana. Fosforia annettiin 7 kg ha^{-1} nurmen perustamisen yhteydessä keväällä 2002 ja 6 kg ha^{-1} keväällä 2004. Muutoin laidunalueella käytettiin vain typpilannoitteita. Laitumella ja laidunkaistoilla oli 2–5 ummassa olevaa lehmää ja hiehoa. Laidunnusintensiiteetti oli $72\text{--}234 \text{ eyvrk ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ (eyvrk; eläinyksikkövuorokautta), kun yksi täysikasvuinen lehmä vastaa yhtä eläinyksikköä ja alle 2-vuotias hieho $0,6$ eläinyksikköä.

Ennen laiduntamiskokeen alkua, keväällä 2003, ensikertaisen nurmen pinta-avalunnassa oli erityisen paljon liuenutta fosforia (Taulukko 8). Edellisen syksyn poikkeuksellisten sääolosuhteiden arveltiin olevan osasyyn liuenneen fosforin suureen määrään. Lämmin sää oli jatkunut syyskuulle asti, minkä jälkeen maahan tuli pysyvä lumipeite. Kasvit eivät ilmeisesti olleet valmistautuneet talventuloon, joten niiden maanpäällisissä osissa saattoi olla jäljellä runsaasti ravinteita.

Laitumen pintavalunnassa eroosioaineksen ($0,3 \text{ tn ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$), kokonaisfosforin ($0,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) ja partikkelifosforin ($0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) määrät olivat pienempiä kuin ilman suojakaistaa viljellyn kevätiljamaan. Kevätviljamaan pintavalunnassa oli keskimäärin $1,1 \text{ tn ha}^{-1}$ eroosioainesta, $1,1 \text{ kg ha}^{-1}$ kokonaisfosforia ja 1 kg ha^{-1} partikkelifosforia vuodessa (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006).

Laitumen pintavalunnassa oli melko paljon fosforia, vaikka fosforia sisältäviä lannoitteita ei käytetty lukuun ottamatta kevättä 2004. Runsaan kahden laidunvuoden yhteenlaskettu kokonaisfosforikuormitus oli $1,6 \text{ kg ha}^{-1}$, josta puolet oli liuenneessa muodossa (Taulukko 8). Kevätviljamaalla liuenneen fosforin osuus oli 10 % ilman suojakaistaa viljellyillä ruuduilla ja 20–30 % suojakaistaruuduilla (Uusi-Kämpä 2005). Laidunkokeessa liuenneen fosforin kuormitus oli vähän suurempi laidunkaistaruuduilla kuin muilla ruuduilla (Taulukko 8). Luonnonkasvikaistaruuduilta, joilta suojakaistakasvustoa ei korjattu, vuosittainen liuenneen fosforin kuormitus oli yhtä suuri sekä laitumelta että kevätiljamaalta (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Jos laitumelle olisi levitetty lannoitefosforia 20 kg ha^{-1} , mikä on ympäristötuen sallima määrä, fosforikuormitus olisi todennäköisesti ollut huomattavasti suurempi.

Laitumilta ja nurmilta kulkeutuu pintavalunnan mukana runsaasti liuenutta fosforia, jota suojavyöhykkeet eivät pysty poistamaan tehokkaasti. Jatkotutkimuksessa tulisi selvittää, millä tavalla liuenut fosfori saadaan paremmin pidättymään suojavyöhykkeisiin.

Taulukko 8. Kuormitus Lintupajun suojavyöhykekentän pintavalunnassa ennen laidunkoetta 1.1.–22.5.2003 ja laidunkoejaksolla 1.6.2003–31.8.2005.

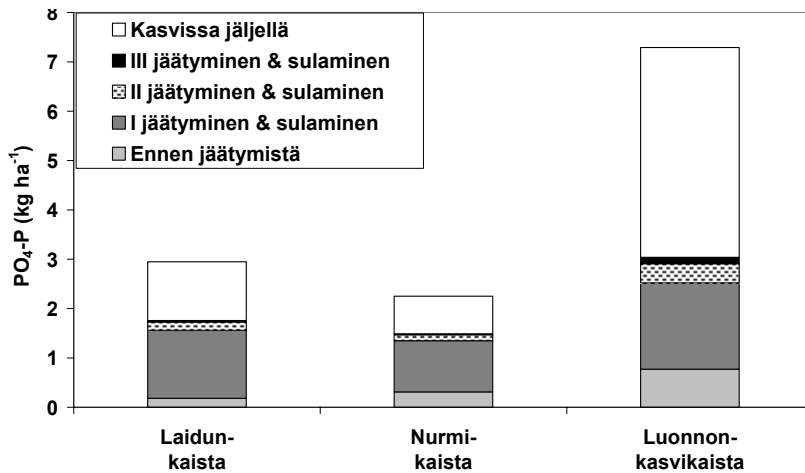
	Nurmi- kaista	Luonnon- kasvikaista	Laidun- kaista
Kuormitus ennen laiduntamista 1.1.–22.5.2003			
Pintavalunta (mm)	60	80	40
Erosio (tn ha ⁻¹)	0,1	0,1	0,1
Kokonais-P (kg ha ⁻¹)	0,7	1,0	0,5
Liennut-P (kg ha ⁻¹)	0,6	0,9	0,4
Part-P (kg ha ⁻¹)	0,1	0,1	0,1
Kuormitus koejaksolla 1.6.2003–31.8.2005			
Pintavalunta (mm)	260	240	290
Erosio (tn ha ⁻¹)	0,6	0,6	0,7
Kokonais-P (kg ha ⁻¹)	1,5	1,4	1,8
Liennut-P (kg ha ⁻¹)	0,9	0,6	1,1
Part.-P (kg ha ⁻¹)	0,6	0,8	0,7

Kokonais-P, pintavalunnan kokonaisfosforikuormitus
 Liennut-P, pintavalunnan liunneen fosforin kuormitus
 Part.-P, pintavalunnan partikkelifosforikuormitus

Suojakaistan kasvuston niitto tärkeää

Liunneen fosforin määrän on todettu toisinaan lisääntyvän suojavyöhykkeiden pintavalunnassa. Tämän takia tutkittiin, onko liennut fosfori peräisin suojavyöhykkeen kasveista. Suojakaistoilta otettiin lokakuussa 2003 kasvinäytteitä, joita laboratorioissa vuoroin jäädytettiin, sulatettiin ja huuhdottiin vedessä (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Maanpäällisen kasviaineksen jäätyminen ja sulaminen lisäsivät merkittävästi liunneen fosforin huuhtoutumista kasveista (Kuva 13). Samoin myös luonnossa fosforia vapautuu suojavyöhykkekasvustoista jäätyminen ja sulamisen seurauksena. Kasvien ensimmäinen jäätyminen ja sulaminen aiheuttivat suurimman fosforihuuhtouman. Helppoliukoisen fosforin pitoisuus kasvaa myös pintamaassa, jos maanpäällistä kasvillisuutta ei korjata pois suojavyöhykkeeltä (Uusi-Kämpä 2005). Tämän vuoksi suojakaistojen ja -vyöhykkeiden kasvuston korjaaminen on tärkeää. Hankkeen aikana selvitettiin työnmenekkiä erilaisilla suojavyöhykkeiden hoitotavoilla. Suojavyöhykkekasvuston niittäminen ja pyöröpalaaminen veivät vähemmän työaikaa kuin niittosilppurilla korjaaminen (Palva & Peltonen 2006).

Lankoski & Ollikainen (2006) selvittivät suojakaistojen käyttöön liittyviä yhteiskunnallisia hyötyjä ja kustannuksia. Heidän tekemä empiirinen analyysi osoitti, että nykyinen perustoimenpiteiden tuki lannoiterajoitteen ja suojakaistanormin yhdistelmänä toimii hyvin ja on lähellä yhteiskunnan optimia.



Kuva 13. Suojakaistakasveista huuhtoutuneen veteen liunneen fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) määrä, kun kasvit vuoronperää jäätyivät ja sulivat. Pylvään valkoinen osa kuvaa kasvin maanpäällisten osien sisältämää fosforia, joka ei huuhtoutunut käsittelyjen aikana kasvisoluista.

2.3 Fosforitase huuhtoumien arvioinnissa

Petri Ekholm^{a)}, Eila Turtola^{b)}, Juha Grönroos^{a)}, Pentti Seuri^{c)}, Kari Ylivainio^{b)}

^{a)} Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki. petri.ekholm@ymparisto.fi, juha.gronroos@ymparisto.fi

^{b)} MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, eila.turtola@mtt.fi, kari.ylivainio@mtt.fi

^{c)} MTT/Kasvintuotannon tutkimus, Karilantie 2 A 50600 Mikkeli, pentti.seuri@mtt.fi

Elintarvikkeiden elinkaariarvointitutkimusten yhteydessä on todettu tarve kehittää yksinkertaisia menetelmiä, joilla voitaisiin arvioida tuotannon maatalousperäisiä typpi- ja fosforipäästöjä. Hankkeessa 'Erilaisten maatalouskäytäntöjen ravinnehuuhtoumien arviointi osio 2' otettiin tavoitteeksi kehittää arviointimenetelmät, joilla saataisiin mahdollisimman luotettavat, tieteellisiin tuloksiin perustuvat huuhtoutuma-arviot, kun erilaisia tuotantomenetelmiä ja -tapoja verrataan keskenään (Ekholm ym. 2005).

Fosforihuuhtouman arviointimenetelmän perussyötetietoja ovat tilamalleille lasketut fosforitaseet ja tilamallien pellon jakautuminen eri käyttötarkoituksiin (viljanviljely, nurmien perustaminen, nurmet, kesanto). Malli perustuu peltomaan fosforitilan muutokseen fosforitaseen seurauksena ja sen perusteella laskettuun liunneen reaktiivisen fosforin (DRP) huuhtoumaan. Lisäksi liunneen fosforin huuhtoumaan vaikuttaa pellon käyttötapa, jota tarvitaan myös eroosion määrän arvioinnissa. Menetelmässä hyödynnetään kenttäkokein saatuja huuhtoumatuloksia savimailta ja hietamailta. Tämä rajoittaa menetelmän käytön toistaiseksi vain kyseisille maalajeille.

Maan fosforitilan ja –taseen yhteys

Fosforitaseen aiheuttamia muutoksia peltomaan fosforitilassa arvioitiin pitkäaikaisten hienojakoisilla epäorgaanisilla maalajeilla tehtyjen fosforilannoituskokeiden tulosten perusteella (Saarela ym.1995, 2003, 2004, Taulukko 9). Koesarjojen pituudet olivat 10–15 vuotta. Jokaisesta kokeesta laskettiin muutos maan fosforitilassa (lopullinen miinus alkuperäinen; fosforitilaa kuvasi maan helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) pitoisuus) ja se esitettiin suhteessa fosforitaseeseen. Koska funktio fosforitilamuutoksen ja fosforitaseen välillä näytti olevan lineaarinen, laskettiin funktiota kuvaava regressiosuora käyttämällä pienimmän neliösumman menetelmää (Taulukko 9).

Koska suoran kulmakerroin (mg l^{-1} suhteessa kg ha^{-1} , Taulukko 9) kuvaa muutosta maan helppoliukoisen fosforin arvossa tietyn suuruisen fosforitaseen seurauksena, esitetty havainto olettaa, että fosforitase vaikuttaa maan fosforitilaan enemmän niillä mailla, joilla on alkujaan korkea fosforitila. Tätä voidaan havainnollistaa seuraavasti: oletetaan kaksi erityyppistä peltoa, joiden fosforitilat ovat alussa 4 mg l^{-1} (tapaus A) ja 58 mg l^{-1} (tapaus B). Lisäksi oletetaan, että näiden kahden pellon vuosittainen fosforitase on 2 kg ha^{-1} , mikä on kymmenen vuoden aikana 20 kg ha^{-1} . Muodostetun regressioyhtälön mukaan regressiosuorien kulmakertoimet ovat 0,007 (A) ja 0,052 (B). Näillä arvoilla kyseisten peltomaiden fosforitila nousisi kymmenessä vuodessa $0,13 \text{ mg l}^{-1}$ tapauksessa A ja $1,04 \text{ mg l}^{-1}$ tapauksessa B.

Esitetty laskelma ei kuitenkaan ole täysin oikea, sillä se ei ota huomioon vakiota (Taulukko 9), joka kuvaa muutosta maan fosforitilassa taseen ollessa nolla. Kenttäkoeaineiston perusteella kyseinen vakio oli negatiivinen 11 kokeessa (14:stä), mikä osoittaa, että maassa oleva helppoliukoinen fosfori muuttuu vähitellen käyttökelvottomaksi. Jotta vuosittainen häviö maanalyyysituloksen osoittamasta maan helppoliukoisesta fosforista voitaisiin laskea, jaettiin vakio kokeen pituudella ja tulostettiin nämä suhteessa maan alkuperäiseen fosforitilaan. Näin laskien fosforin häviö oli sitä suurempi mitä korkeampi maan alkuperäinen fosforitila-arvo oli. Tässä yhteydessä tehtiin myös se oletus, että fosforihäviö ei liity pelkästään nollatasetilanteeseen, vaan tapahtuu sama suuruisena kaikilla fosforitaseen arvoilla. Fosforin näennäinen häviö saattaa osittain selittyä lannoituskokeissa tapahtuneella artefaktilla, kyntösyvyyden vähittäisellä kasvulla.

Taulukko 9. Pellon fosforitaseen ja -tilan välistä yhteyttä arvioitaessa käytettyjen kenttäkokeiden ominaisuuksia (Saarela ym. 1995) ja yhteyttä kuvaavat kulmakertoimen, vakion ja selitysasteen arvot.

Koe Nro	Vallitseva maalaaji	Kokeen kesto (v)	Alkuperäinen fosforiarvo (mg l ⁻¹)	Kulmakerroin ((mg l ⁻¹)/(kg ha ⁻¹))	Vakio (mg l ⁻¹)	Selitysaste (R ²)
1	Savi	15	3,9	0,006	-0,047 ^{a)}	0,86
3	Savi	12	5,5	0,005 ^{a)}	0,076 ^{a)}	0,62
7	Savi	12	14	0,009	-0,304	0,90
8a	Savi	12	58	0,053	-1,51	0,95
8b	Savi	12	55	0,048	-0,302 ^{a)}	0,91
5	Hiue	15	8,9	0,012	-0,026 ^{a)}	0,85
2	Hiue	13	3,0	0,009	0,063 ^{a)}	0,97
6	Hiue	11	9,2	0,008	-0,094 ^{a)}	0,95
4	Hiue	15	5,8	0,009	-0,004 ^{a)}	0,98
16	Hiesu	15	15	0,014	-0,355	0,99
9	Hiesu	15	3,7	0,010	-0,031 ^{a)}	0,98
17	Hiesu	12	28	0,030	-0,539	0,94
11	Hiesu	15	4,7	0,008	0,029	1,00
12	Hiesu	10	6,9	0,010	-0,043 ^{a)}	0,95

^{a)} ei merkitsevä tasolla $p < 0,05$.

Maan fosforitila määritettiin viljavuusanalyysissä (hapan ammoniumasetaattiutto)

Lopullinen arvio muutoksesta maan helppoliukoisen fosforin tilassa fosforitaseen funktiona lasketaan yhtälöllä:

$$SoilP_y = SoilP_0 + (0,00084 \cdot SoilP_0 + 0,0032) \cdot SoilP_{bal} \cdot y - 0,0184 \cdot SoilP_0 \cdot y \quad (1)$$

missä $SoilP_y$ on maan fosforitila y vuoden jälkeen, $SoilP_0$ alkuperäinen maan fosforitila-arvo (mg l⁻¹) ja $SoilP_{bal}$ vuosittainen fosforitase (kg ha⁻¹ v⁻¹).

Liukoisen fosforin huuhtouman ja maan fosforitilan välinen yhteys

Viljavuusanalyysin tulosta (maan helppoliukoine fosfori) on käytetty yleisesti arvioitaessa veteen liunneen fosforin (DRP) huuhtoumaa peltomaista (esim. Uusitalo & Jansson 2002). Tässä tutkimuksessa liunneen fosforin pitoisuus peltomaalta tulevassa huuhtoumassa (DRP_{s-a}, µg l⁻¹) arvioitiin Uusitalon & Janssonin (2002) esittämällä regressioyhtälöllä:

$$DRP_{s-a} = 1000 \cdot (0,021 \cdot SoilP_y - 0,015) \quad (2)$$

Monivuotisissa nurmissa lannoitefosfori voi rikastua ohueen maan pintakerrokseen etenkin, jos lannoite on levitetty nurmen pintaan. Maan fosforipitoisuusanalyysi 0–20 cm paksuisesta maakerroksesta voi siten aliarvioida maan fosforipitoisuutta siltä osalta, joka altistuu eniten sateelle ja sulamisvesille. Lisäksi fosforia voi vapautua valuntaveteen hajoavista kasvintähteistä (esim. Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Liunneen fosforin pitoisuus (DRP) pinta-lannoitettujen nurmien ja laidunten pintavalunnassa ja sen pinta-lannoittamat-

tomien nurmien pintavalunnassa ja viherkesannoilla laskettiin huuhtoumamentiltä saatujen spesifisten kertoimien avulla viljanviljelyalueiden valunta-veden liuenneen fosforin pitoisuuden funktiona. Salaojavalunnan liuenneen fosforin pitoisuudet (DRP) laskettiin vastaavalla tavalla (Ekholm ym. 2005). Lopuksi liuenneen fosforin huuhtouma (kg ha^{-1}) laskettiin kertomalla pintavalunnan määrä (mm) pintavalunnan liuenneen fosforin pitoisuudella kullekin pellonkäyttötavalle. Samalla tavalla laskettiin liuenneen fosforin salaojahuuhtoumamäärä (Ekholm ym. 2005).

Maa-ainekseen sitoutuneen fosforin huuhtouma

Maa-ainekseen sitoutuneen fosforin partikkelifosforin (PP) huuhtouma riippuu eroosiosta ja maan fosforipitoisuudesta. Viljavuusanalyysi kuvaa helppoliukoisen fosforin määrää, mutta ei maan kokonaisfosforipitoisuutta (Uusitalo & Jansson 2002). Alkuperäinen maan kokonaisfosforipitoisuus ($\text{SoilP}_{\text{tot}}$) arvioitiin olevan $0,8 \text{ g kg}^{-1}$ hietamaalla ja $1,4 \text{ g kg}^{-1}$ savimaalla (vastaten koekentillä havaittuja arvoja). Sen arvioitiin riippuvan fosforitaseesta (P_{bal}) seuraavasti (Hooda ym. 2001):

$$\text{SoilP}_{\text{toty}} = \frac{(P_{\text{bal}} \cdot y + P_{\text{plough}}) \cdot \text{SoilP}_{\text{tot}}}{P_{\text{plough}}} \quad (3)$$

missä P_{plough} tarkoittaa kyntökerroksen kokonaisfosforimäärää (kg ha^{-1}).

Partikkelifosforin huuhtouma (PP) saatiin kertomalla eroosiomäärä (kg ha^{-1}) maan kokonaisfosforipitoisuudella (eroosion oletettiin olevan fosforin suhteen valikoimatonta). Lopuksi leville käyttökelpoisen fosforin osuus maa-ainekseen sitoutuneesta kokonaisfosforista (PP_{aa}) saatiin käyttämällä tiettyä käyttökelpoisuusvakiota maa-ainekseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuudelle. Vakio (0,16) perustuu (1) anioninvaihtohartsuutetun fosforin määrään neljältä koekenttäalueelta (savimaita) kerätystä huuhtoumanäytteestä ja (2) anioninvaihtohartsuutetun fosforin muuntautumiseen kasveille käyttökelpoiseen muotoon (Uusitalo & Ekholm 2003).

$$\text{PP}_{\text{aa}} = 0,16 \cdot \text{PP} \quad (4)$$

Yhteenvedona voidaan todeta, että kehitetty empiirinen malli soveltuu pellolta tulevan leville käyttökelpoisen fosforin kulkeuman arviointiin pellon fosforitaseen ja tuotantosuunnan funktiona. Mallia voidaan käyttää elinkaaritarkastelujen lisäksi arvioitaessa maatalouden erilaisten kehitysnäkymien potentiaalista vaikutusta fosforikuormitukseen. Malli toimii 10 vuoden aika-askelilla. Johtopäätelmien kannalta näin pitkä aika-askel lienee riittävä, sillä maan fosforitila muuttuu hitaasti.

2.4 Savimaiden eroosio: prosessit ja torjunta

Erkki Aura^{a)}, Mari Rätty^{b)}, Helinä Hartikainen^{b)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, erkki.aura@mtt.fi

^{b)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, mari.ratty@helsinki.fi, helina.hartikainen@helsinki.fi

Suomessa keskimääräinen sadanta ja sateen intensiteetti ovat pieniä ja todellinen vesieroosio, pahimmillaan uomaeroosio, on meillä harvinaista. Peltojen valumavesissä kulkeutuu kuitenkin vesistöihin huomattava määrä kiintoainesta, josta suurin osa on hyvin hienojakoista jopa silmin havaitsematonta. MTT:n mittauksen mukaan (julkaisematon aineisto) jäykkien savimaiden ojavedessä 100 % hiukkasista kuuluu savesfraktioon, jossa hiukkasten läpimitta on alle 2 µm (0,002 mm).

Savimaita ei ole pidetty yhtä eroosioherkkänä kuin karkeampia lajittuneita maita saveksen voimakkaan murunmuodostamistapumuksen (aggregoitumistapumuksen) vuoksi. Hienon aineksen merkitykseen eroosiossa onkin kiinnitetty pitkään vähän huomiota. Hienoin maafraktio on kemiallisesti aktiivisinta ja vaikuttaa vahvasti vesistöjen laatuun. Hieno eroosioaineksi sinänsä huonontaa järvi- ja jokivesien laatua. Pienten maahiukkasten mukana peltoa kulkeutuu pois leville käyttökelpoista fosforia suunnilleen yhtä paljon kuin vesiliukoisessa epäorgaanisessa muodossa ja hapettomissa olosuhteissa maahiukkasten merkitys voi olla fosforin lähteenä leville vesiliukoista suurempi (Uusitalo ym. 2003). Tämän vuoksi on Suomessa alettu selvittää hienon aineksen merkitystä vesistöjen pilaajana (Aura ym. 2006).

Saveksen irtoamista peltomaasta tapahtuu hiljaisinkin sateen aikana (Puustinen ym. 2006). Kun saveshiukkanen on kerran irronnut maan huokosen seinästä ja alkanut kulkeutua veden virtauksen mukana, ei hiukkanen enää helposti kiinnity huokosen seinämään takaisin. Erilaisin mittauksin on voitu osoittaa, että eroosioaineksi Suomessa on peräisin lähinnä ruokamultakerroksesta (Uusitalo ym. 2001). Eroosion määrä savimaassa on noin 1–2 tn ha⁻¹ (Puustinen ym. 2005). Savimaiden eroosiokysymys on merkittävä, sillä n. kolmannes Suomen pelloista luokitellaan savimaiksi (savesta yli 30 % kivennäisaineesta, Puustinen ym. 1994).

Maaperämme sisältää runsaasti heikosti kiteytyneitä alumiini- ja rautaoksidipolymeerejä, jotka sitovat voimakkaasti lannoitteena annettua fosforia. Nämä oksidit voivat olla irtonaisina maassa tai sitoutuneena savimineraaleihin ja humukseen. Oksidien ansiosta lannoitefosforia joudutaan yleensä levittämään peltoon enemmän kuin kasvit sitä ottavat. Pitkäaikainen runsas fosforilannoitus lisää oksidien pintaan kiinnittyneiden fosfaattimolekyylien määrää. Samalla maan kyllästysaste fosforin suhteen kasvaa. Oksidien pinnalla oleva fosfori on dynaamisessa tasapainossa maanesteen kanssa. Tämä tarkoittaa sitä, että mitä suurempi maan fosforikyllästysaste on, sitä suurempaa fosfori-

pitoisuutta maa ylläpitää nestefaasissa. Myös valuntavesissä maahiukkasten pinnoilla oleva fosfori pyrkii tasapainoon veteen liunneen fosforin kanssa. Liunneen fosforin lisäksi siis osa, ehkä noin 10–15 prosenttia hapellisissa oloissa, valuntaveden kiinteään aineen fosforista on leville käyttökelpoista (Uusitalo & Ekholm 2003). Hapettomissa olosuhteissa jopa 35–60 % kiinteitten hiukkasten fosforista voi olla leville käyttökelpoista (Uusitalo 2004). Tällainen fosfori voi irrota maahiukkasista veteen ja rehevöittää vesistöjä. Toimenpiteet, jotka vähentävät eroosiota, pienentävät myös peltojen vesistöille aiheuttamaa fosforikuormitusta. Vaikka Suomessa hyvin rankat sateet ovat harvinaisia, silti sadepisaroiden pommittava vaikutus liuottaa maan pinnasta savesta. Pintamaan osittainkin peittäminen kasviaineksella vähentää eroosiota. Syksyinen pintamuokkaus tai muokkaamatta jättäminen vähentää eroosiota syyskynnettyyn paljaaseen maahan verrattuna (Puustinen ym. 2005). Samanlainen vaikutus on katteilla ja syyviljalla.

Pelkkä kate ei kuitenkaan riitä estämään eroosiota. Huokosten pinnalta diffundoituu maan veteen jatkuvasti saveshiukkasia. Tämän vuoksi maan rakenteen kestävyydellä on mitä suurin merkitys. Muokkaus ja maan pitäminen avokesantona ovat pahimpia maan rakenteen pilaajia. Muokkaus leikkaa maahan tuoreita pintoja, jotka eivät ole ehtineet stabiloitua mikrobien tuottamien liima-aineiden ja kuivumisen ansiosta. Näistä tuoreista pinnoista saveshiukkaset diffundoituvat nopeasti huokosen veteen. Haitallisinta on veden jatkuva seisominen ruokamultakerroksessa. Erittäin vahingollisia ovat märät syksyt yhdistettynä lauhan talveen, jolloin maa ei routaannu kunnolla (Puustinen ym. 2006). Kuivumisen aikana saveshiukkaset puristuvat voimakkaasti toisiaan vasten tehden kemiallisen stabiloitumisen mahdolliseksi. Toimiva salaojitus vähentää pintavaluntaa ja lisää maan rakenteen kestävyyttä, mikä puolestaan vähentää eroosiota. Savimaissa saattaa kuitenkin huuhtoutua huomattavia määriä maa-ainesta ja fosforia salaojien kautta, mikä on tullut esille myös suomalaisissa kenttäkokeissa (Turtola & Paajanen 1995, Paasonen-Kivekäs ym. 2000, Uusitalo ym. 2001). Kiintoaineen pitoisuus salaojavedessä voi nousta jopa yli 3 grammaan litrassa vettä. Pintavesien vähentäminen ei poista eroosio-ongelmaa, vaan savimaan kestävyuden huomattava parantaminen. Eroosion torjumiseksi on tutkimuksissa pyrittävä tulevaisuudessa erityisesti pintamaan hyvään kestävyYTEEN.

Nurmiviljelyä ja kevennettyä muokkausta on usein esitetty ratkaisuksi savimaiden eroosio-ongelmaan. Sekä Suomessa että myös ulkomailla on kuitenkin kiinnitetty vähän huomiota savimaiden eroosioprosessiin eli ongelman syntyyn. Savimaiden eroosiohankkeessa keskityttiin maan rakenteen kestävyuden tutkimiseen ja sitä lisääviin aineisiin ja niiden käytön yhdistämiseen muokkauksen vähentämiseen. Maan rakennetta stabiloivien aineiden toimintamekanismi voidaan jaotella seuraavasti:

- a) Stabiloiva aine sitoo kemiallisin sidoksin maan hiukkasia yhteen (eloperäinen aines, synteettiset polymeerit)

- b) Aine muuttaa hiukkasten pintojen fysikokemiallisia ominaisuuksia siten, että hiukkasten flokkuloitumistaipumus kasvaa (kalkki)
- c) Aine lisää maanesteen suolapitoisuutta (sähkönjohtokykyä), joka kasvattaa flokkuloitumista (kipsi, kalkki)

2.4.1 Kalkituksen vaikutus mururakenteeseen

Mururakenteen kestävyys peltokokeissa

Savimaiden hiukkasissa on paljon negatiivista varausta, mikä mahdollistaa kationien kuten kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin tehokkaan sitoutumisen maahan vaihtuvina kasveille käyttökelpoisina ravinteina. Mikäli saveshiukkasilla ei olisi varausta, niiden ryhmittyminen mururakenteeksi olisi vähäistä. Kalkituksella voidaan kasvattaa hiukkasten pintojen varaustiheyttä. Kalkitus lisää myös maaveden sähkönjohtavuutta kohottamalla maanesteen kalsium (Ca^{2+}) - ja magnesium (Mg^{2+}) -pitoisuutta.

Edellä esitetyt vaikutukset todettiin Etelä-Suomen savimailla tehdyssä sadesimulaatiokokeessa (Aura ym. 2006). Koetta varten kerättiin viidestätoista savimaan kalkituskokeesta maanäytteet sekä kalkituista että kalkitsemattomista koeruuduista 0–8 cm:n äestyskerroksesta. Kalkitus oli kohottanut maan pH-arvoa noin yhden yksikön verran. Näytemaan rakenteen kestävyyttä mitattiin laboratorioissa sadettamalla maata sadesimulaattorilla kaksi tuntia. Sateen voimakkuus oli 5 mm tunnissa, mikä on Suomen oloissa kohtalaisen voimaksa sade. Kun maan alkuperäinen pH-arvo ilman kalkitusta oli 5,5–6,3, kalkitus vähensi selvästi eroosiota ja fosforin huuhtoutumista. Jos koemaa oli alun perin hyvin hapan (pH < 5,5) ja sisälsi vaihtuvaa alumiinia, joka tunnetusti edistää voimakkaasti murujen muodostumista, kalkitus lisäsi lievästi eroosiota. Tämä johtui siitä, että kalkitus polymerisoi aktiivisen vaihtuvan alumiinin tavallisiksi maan oksideiksi.

Kalkitus voi parantaa maan fosforin käyttökelpoisuutta kasveille eli fosforia siirtyy maassa labiilimpaan muotoon. Kalkituksen fosforin labiilisuutta lisäävä vaikutus ei kuitenkaan aiheuttanut liuenneen fosforin pitoisuuden nousua valuntavedessä sadesimulaatiokokeessa. Tämä johtuu valuntavedessä olevien Ca^{2+} -ionien pitoisuuden kasvusta kalkituksen ansiosta. Kasvava Ca^{2+} -pitoisuus ikään kuin pakottaa epäorgaanista fosfaattia valuntavedestä maan alumiini- ja rautaoksidien pinnoille. Koska kalkitus vähentää maahiukkasten eroosiota, lopputuloksena kalkituksesta oli näissä kokeissa leville käyttökelpoisen fosforin väheneminen. Tämä tulos voitiin mitata ns. hartsimenetelmällä (Aura ym. 2006).

Mururakenteen muodostuminen nopeasti vaikuttavilla kalkitusaineilla

Sadesimulaatiokokeen perusteella tavanomainen kalkitus vaikutti veden laatuun. Nopeasti vaikuttavilla kalkitusaineilla maan pintakerros voitaisiin kevennytyssä muokkauksessa ja suorakylvössä stabiloida edullisesti. Työhypoteesia testattiin kontrolloidussa laboratoriokokeessa, jossa tutkittiin nopeasti reagoivan kalsiumkarbonaatin vaikutusta mikromurujen kokoon savimaiden suspensiovedessä (Aura ym. 2006). Kokeessa sekoitettiin 18 g jauhamatonta, ilmakeivää savimaata 450 ml tislattua vettä. Koetekijöinä olivat 1) ei kalkin lisäystä, 2) nopeasti vaikuttava kalkkitekollisuuden sivutuote ns. piippukalkki, 3) hyvin hienoksi jauhettu magnesiumkalkki ja 4) hienojakoinen puhdas kalsiumkarbonaatti. Kalkitus (0,36 g) vastasi 10 tonnia hehtaarille 0–5 cm:n maakerrokseen sekoitettuna. Suspensiota seisotettiin noin kolme viikkoa välillä minuutin ajan varovasti huiskuttaen. Viimeisen sekoituksen jälkeen suspension annettiin seistä vuorokauden ja suspension pintakerroksesta otettiin analyysiä varten 200 ml. Koemaina olivat kenttäkokeiden ilman kalkitusta jääneet koejäsenet. Koska koeaika oli lyhyt, tulokset osoittivat kalkituksen puhtaan fysikaalis-kemiallisen vaikutuksen.

Tulokset vahvistivat sadesimulaatiosta saatuja tuloksia. Kalkitus nopeasti vaikuttavilla aineilla vähensi voimakkaasti kaikkien koemaiden eroosiotai-pumusta. Se ei lisännyt suspensiovedeen liuenneen fosforin pitoisuutta. Sen sijaan kalkitus alensi suspensiovedessä leville käyttökelpoisen fosforin (anioninvaihtajahartsin uuttuva fosfori) pitoisuutta. Kalkitus lisäsi huomattavasti suspensiovedessä Ca^{2+} -ionien pitoisuutta ja veden sähkönjohtokykyä. Magnesiumkalkki kohotti veden Mg^{2+} -ionipitoisuutta. Piippukalkilla oli suunnilleen sama teho eroosion pienentämisessä kuin puhtaalla kalsiumkarbonaatilla. Sen sijaan magnesiumkalkki torjui vähemmän eroosiota kuin kalsiumkarbonaatti, mutta vaikutti kuitenkin eroosiota pienentävästi ja samalla alensi leville käyttökelpoisen fosforin konsentraatiota.

2.4.2 Mururakenteen muodostuminen erilaisia maanparannusaineita käytettäessä

Kipsi

Kipsin lisääminen maahan lisää maanesteen kalsiumpitoisuutta, mutta kasvat-
taa vain vähän maan negatiivista varaustiheyttä, kun taas kalkitus lisää sekä
varaustiheyttä että kohottaa maanesteen kalsiumionipitoisuutta. Koejärjestely
oli samanlainen kuin kontrolloiduissa kalkituskokeissa laboratoriossa (luku
2.4.1). Kokeet tehtiin neljän kalkituskokeen maalla (Aura ym. 2006). Tulok-
set osoittivat, pieni määrä kipsiä alentaa maa – vesisuspensiossa tehokkaasti
epäorgaanisen liuenneen fosforin ja anioninvaihtajahartsin uuttuvan leville
käyttökelpoisen fosforin pitoisuutta. Lisäksi kipsi torjui tehokkaasti saveksen
eroosiotai-pumusta. Kidevedettömän ja kidevedellisen kipsin välillä ei ollut

oleellista eroa tehokkuudessa. Koska kipsiä on runsaasti teollisuuden sivutuotteena ja Suomessa on kipsille ollut vaikea löytää laajaa käyttöä, kipsi eroosion torjunnassa on jatkotutkimuksissa varsin varteen otettava tehoaine.

Polyakryyliamidit (PAM)

Maan humuspitoisuuden kasvaessa murujen kestävyys yleensä paranee. Vanha tumma humus, jonka molekyylimuoto on pallomainen, ei kuitenkaan yksinään ilman rautaoksideja tai savimineraaleja ole tehokas dispersion estäjä. Sen sijaan nauhamaiset mikrobien, juuriston ja lierojen erittämät limamaiset liima-aineet sitovat saveshiukkaset sadetta kestäviksi muruiksi. Liima-aineet stabiloivat vettä kestäviksi maan ns. biohuokosten eli lierokäytävien ja juurikanavien seinämät. Valitettavasti maan entsyymit hajottavat herkästi näitä liima-aineita, joten vain jatkuva mikrobien ravinnon eli kasvitähteiden lisääminen maahan estää maan dispersiota. Maahan voidaan lisätä synteettisiä nauhamaisia liima-aineita, jotka muistuttavat luonnon yhdisteitä, mutta haajoavat maassa hitaasti. Tällaisia yhdisteitä ovat esimerkiksi maan stabilointiin paljon käytetyt polyakryyliamidit. Synteettiset polyakryyliamidit (PAM) ovat polymerisoimalla valmistettuja akryyliamidin (AMD) yhdisteitä. PAM-tekniologiaa on hyödynnetty maataloudessa jo 1950-luvulta lähtien. Polymeerit voivat olla joko varauksettomia, anionisia tai kationisia. Niiden varustiheys vaihtelee suuresti, samoin molekyylikoko.

Kationisten polymeerien adsorptio negatiivisesti varattujen saveshiukkasten pinnoille tapahtuu pääasiallisesti sähköstaattisten vuorovaikutusten kautta ja polykationi toimii siltana negatiivisten maahiukkasten välillä. Moniarvoiset kationit, kuten Ca^{2+} , Mg^{2+} ja Al^{3+} , toimivat siltoina polymeerien anionisten ryhmien ja saveshiukkasten välillä edistäen näiden sorptiota.

Kokeet tehtiin muhittamalla 56 vuorokautta heikosti murustunutta Jokioisten kartanon pellon pohjamaan savea kaupallisten yhdisteiden (valmistaja KE-MIRA Oy) kanssa suunnilleen kenttäkapasiteettia vastaavassa kosteudessa. Synteettisistä yhdisteistä Fennopol A 305 (anioninen) ja K504 (kationinen) olivat tehokkaimpia flokkuloijia ja näitä tutkittiin uudelleen kahdella ruokamultakerroksen maalla vesisuspensiossa muovisylintereissä (Aura ym. 2006). Tässä kokeessa Fennopol A305 oli tehokkain flokkuloija. Sama yhdiste kasvatti maa-aineksen kykyä sitoa kationeja vaihtuvina. Synteettiset kuidut ovat tehokkaita murujen muodostajia, mutta käytännön tekniikka ja taloudellisuuden arviointi puuttuvat.

Luonnon kuidut

Suomen metsäteollisuus tuottaa suuren määrän kuitu- ja pastalietettä, joista merkittävä osa on jouduttu viemään kaatopaikoille. MTT:ssä selvitettiin sekä laboratorioissa että pellolla ns. nollakuitujen käyttöä maanparannusaineena. Kuidun vaikutusta eroosioon tutkittiin sadesimulaation avulla samalla tavoin

kuin selvitettiin kalkituksen vaikutusta mururakenteen kestävyys. Tulokset osoittivat, että noin 60 tonnia hehtaarille kuitua vähentää huomattavasti eroosiota ja yllättäen myös pienentää huomattavasti valuntaveden liuennan fosforin pitoisuutta.

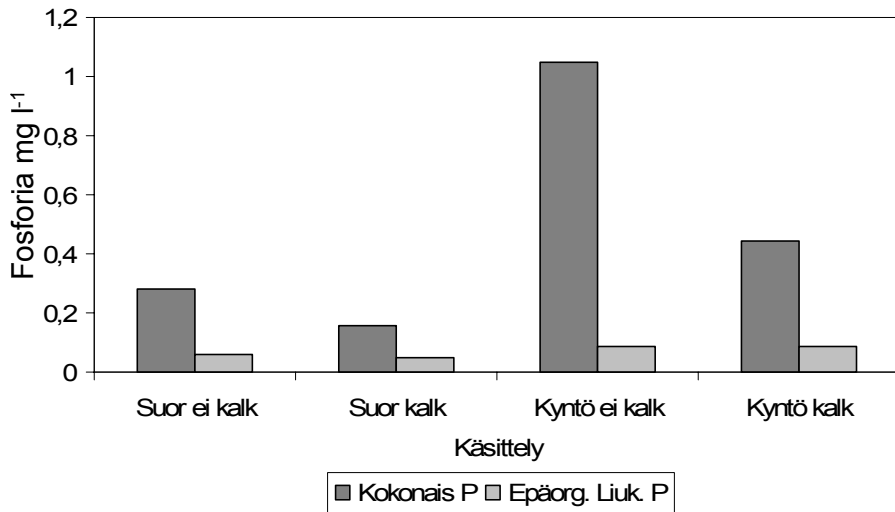
2.4.3 Maanparannusaineet tehostamaan kevennetyn muokkauksen vaikutusta eroosion torjunnassa

Muokkauksen minimoiminen ja suorakylvö pienentävät savimaan eroosiota. Koska nopeasti reagoiva kalsiumkarbonaatin todettiin vähentävän savimaan eroosiota, tehtiin koesarja, jossa tutkittiin sitä, miten maan pinnalle levitetty karbonaatti vaikuttaa erilaisesti muokatun maan pintarakenteeseen. Kokeeseen otettiin halkaisijaltaan 15 cm:n (pituus 35 tai 50 cm) häiriintymättömät maan rakennenytyt kahdesta muokkaukokeesta. Maanäytteiden eroosiotaipumusta mitattiin laboratoriossa sadesimulaatiota käyttäen. Ensin tehtiin mittaukset Suomen ympäristökeskuksen Aurajoen savimaakentältä (Puustinen ym. 2005), jossa koejäseninä ovat syyskylvö ja suorakylvö. Näytteenottohetkellä kokeen ikä oli viisi vuotta. Sadesimulaatio osoitti, että nopeasti reagoiva kalkki (noin 5 tn ha⁻¹) vähensi tehokkaasti kynnetyt maan eroosiota ja samalla fosforin huuhtoutumista, mutta suorakylvetyllä maalla vaikutus oli vähäisempi (Kuva 14). Kuten oli odotettavissa, suorakylvetyt maan eroosiotaipumus oli paljon alhaisempi kuin kynnetyt. Aurajoen kentän tuloksista ei voitu osoittaa kalkituksen vaikutusta valuntaveden liuennan fosforin pitoisuuteen.

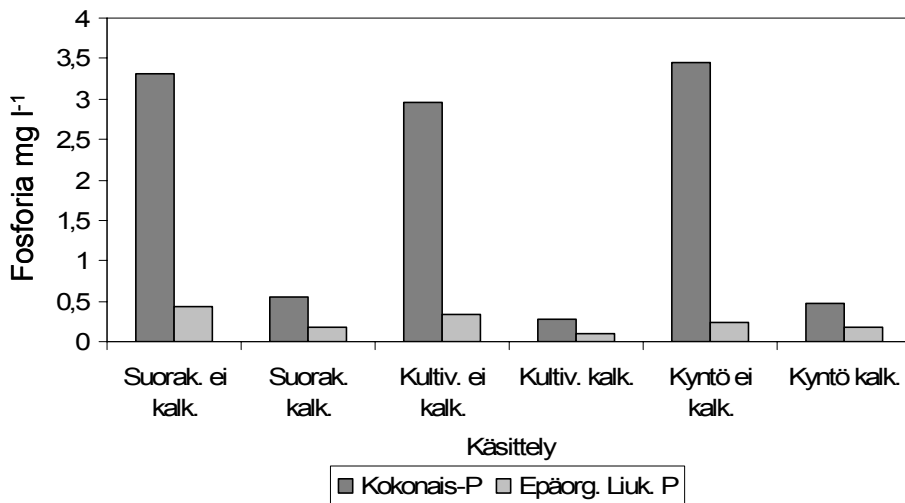
Muokkaustavan ja nopeasti reagoivan kalkin yhteisvaikutuksen tutkimista jatkettiin ottamalla vastaavat näytteet myös Jokioisten muokkaukokeesta, jossa koejäseninä oli syyskylvö, syyskultivointi ja suorakylvö. Sadesimulaatiossa maan pinnalle levitettiin nopeasti vaikuttavaa kalkkia (5 tn ha⁻¹). Muokkaustavasta riippumatta nopeasti vaikuttava kalkki alensi voimakkaasti pintaveden kokonaisfosforipitoisuutta ja myös liuennan fosforin pitoisuutta (Kuva 15).

2.4.4 Tulosten arviointi

Tehtyjen kokeiden perusteella maanparannusaineiden käyttö yhdistettynä vähennettyyn muokkaukseen näyttää lupaavalta keinolta vähentää savimaiden eroosiota ja samalla ympäristön fosforikuormitusta. Suurilla pinta-aloilla eroosion torjunta olisi helpointa toteuttaa käyttämällä nopeasti vaikuttavaa kalsiumkarbonaattia yhdistettynä pintamuokkaukseen tai suorakylvöön. Muokkauksen vähentäminen pienentää kalkkimäärän tarpeen noin viiteen tonniin hehtaaria kohden. Potentiaalisina maanparannusaineina on pidettävä teollisuuden jätekipsiä ja puutavarateollisuuden jättekuituja.



Kuva 14. Piippukalkin 5 tn ha⁻¹ vaikutus kynnetyn ja suorakylvetyn maan läpi valuneen veden kokonais- ja liuenneen fosforin pitoisuuksiin (KokonaisP ja Epäorg. Liuk P). Maan rakenteen säilyttävät näytteet (pituus 35 cm) otettiin Suomen ympäristökeskuksen Aurajoen savimaakentältä (Puustinen ym. 2005). Näytteenottohetkellä kokeen ikä oli 5 vuotta. Tulokset neljän toistonäytteen keskiarvoja. Kolme sadetusta (kerralla 15 mm) ennen pintakalkitusta ja kolme kalkituksen jälkeen. Simulaatiossa ei kerääntynyt pintavettä.



Kuva 15. Piippukalkin 5 tn ha⁻¹ vaikutus kynnetyn, kultivoidun ja suorakylvetyn maan pinnalle sadestimulaatiossa kerääntyneen veden kokonais- ja liuenneen fosforin pitoisuuksiin (KokonaisP ja Epäorg. Liuk P). Näytteet (pituus 50 cm) otettiin Jokioisilta MTT:n savimaakentältä viisi vuotta kokeen perustamisen jälkeen. Tulokset keskiarvoja neljästä ruutukerranteesta. Kolme sadetusta (15 mm kerralla) ennen pintakalkitusta ja kolme sadetusta kalkituksen jälkeen. Näytteet eivät juurikaan läpäissyt vettä ja simulaatiossa sadetettu vesi kertyi niiden pinnalle.

2.5 Pellon hallintasuhteet ja maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus

Sami Myyrä^{a)}

^{a)}MTT/Taloustutkimus, Luutnantintie 13, 00410 Helsinki, sami.myyra@mtt.fi

Maaperäohjelman hankkeessa ”Perusparannusten ja maan kasvukunnan talous” tarkasteltiin kannattavuuskirjanpitoiltojen tilinpäätös-, peltolohkorekisteri- ja viljavuusanalyysiaineiston perusteella maan hallintaoikeuden yhteyttä pelloilta havaittuihin helppoliukoisen fosforin pitoisuuksiin (P_{AC}) ja pH-lukuihin (Myyrä ym. 2005). Aihe on hyvin ajankohtainen sillä, vuonna 2004 Suomessa oli vuokrateltoa noin 750 000 ha (1/3 peltoalasta).

Viljelijän omien ja vuokrattujen peltöjen helppoliukoisen fosforin tasoero on nyt 1/3 viljavuusluokkaa viljelijän omien peltöjen hyväksi. Peltöjen kasvukunnan ollessa kohtalaisen hyvä ei viljavuuden tasoero aiheuttane kuitenkaan vielä merkittävää eroa omien ja vuokrattujen peltöjen sadontuottokyvvyssä. Suuntaa antava tulos on kuitenkin sikäli merkittävä, että vastaavaa tulosta ei ole aikaisemmin Suomessa saatu. Tämä johtuu osaltaan siitä, että asiaan ei ole aikaisemmin kiinnitetty huomiota, ja osaltaan siitä, että rekistereihin tallennettu viljavuusanalyysitieto on ollut vasta viime vuosina yhdistettävissä peltöiden hallintasuhteita kuvaaviin tietoihin. Toisaalta peltöiden hallintaoikeuteen liittyvä epävarmuus on tullut taas voimakkaammin mukaan viljelijöiden päätöksentekoon vaikuttavaksi muuttujaksi peltövuokrauksen yleistyessä 1990-luvulla. Historiallisesti ottaen viljelijöiden kokema epävarmuus peltöiden hallintaoikeudesta on ollut viimeksi tällä tasolla 1900-luvun alussa, jolloin siihen puututtiin säätämällä torpparinvapautuslaki.

Tämän tarkastelun rinnalla mallinnettiin peltöiden hallintaoikeuteen vaikuttavien osatekijöiden vaikutusta viljelijän fosforilannoituspäätöksiin. Laadittujen dynaamisen ohjelmoinnin mallien perusteella tuotteiden hinnan lasku, vuokrasopimuksen jatkumiseen liittyvä epävarmuus sekä vuokrasopimusten lyhyys pienentävät fosforilannoituksen kannattavuutta. Lannoituksen luonne voi myös muuttua. Vuokrasopimuksen ensimmäisinä vuosina fosforia käytetään jopa niin paljon, että sillä pyritään nostamaan aikaisemmilla vuokrasopimuskausilla alas painunutta helppoliukoisen fosforin tasoa. Vuokrasopimuksen viimeisinä vuosina tai lyhyillä vuokrasopimuksilla toimittaessa taloudellisesti kannattava fosforilannoitus tyydyttävässä viljavuusluokassa on vain muutama kilo hehtaaria kohti. Keskeisin tulos on se, että vuokrateltojen taloudellisesti optimaalinen fosforilannoitus poikkeaa siitä, mikä on taloudellisesti optimaalista omilla pelloilla. Käytännössä tulos tarkoittaa laajemmin sitä, että ympäristöohjelmien tehokkuus alenee vuokrateltojen kohdalla silloin, kun ohjelmilla pyritään ohjaamaan pitkävaikutteisten lannoitteiden käyttöön tai kun ohjelmat edellyttävät pitkävaikutteisia maanparannuksia.

2.5.1 Hallintaoikeuden ja helppoliukoisen fosforin suhde eri tukialueilla

A- ja B-tukialueet

Arviot omien ja vuokrattujen peltöjen keskimääräisille helppoliukoisen fosforin (P_{AC}) pitoisuuksille on esitetty Taulukossa 10. Keskiarvoestimaatti on omilla pelloilla hieman suurempi kuin vuokrapelloilla. Testituloksen mukaan eroa voi pitää suuntaa-antavana.

Helppoliukoisen fosforin pitoisuuksien havaittiin riippuvan etäisyydestä ja peltokoosta siten, että helppoliukoisen fosforin pitoisuus laskee, kun lohkon etäisyys talouskeskuksesta kasvaa ja nousee, kun peltokokoo kasvaa. Aineistossa ei kuitenkaan ollut todistetta siitä, että omien ja vuokrapeltojen fosforipitoisuusero riippuisi etäisyydestä ja/tai peltokoosta. Tulos viittaa siihen, että tilusrakenteella on yhteyksiä tuotannon järjestämiseen ja – intensiteettiin.

A- ja B- tukialueen aineistossa oli 10 helppoliukoisen fosforin pitoisuutta, jotka viljavuusanalyysitulosten tulkinnassa luokiteltaisiin arveluttavan korkeiksi. Seitsemän näistä mittauksista oli peräisin viljelijöiden omilta lohkoilta ja kolme vuokralohkoilta (Myyrä ym. 2003). Koska havainnot eivät edustaneet helppoliukoisen fosforipitoisuuden tavoitealuetta, niiden vaikutus tuloksiin tutkittiin poistamalla havainnot aineistosta. Havaintojen ei todettu vääristävän omien ja vuokrapeltojen vertailua.

C-tukialueet

Myös C-tukialueen aineistossa oli todistetta siitä, että maan helppoliukoisen fosforin pitoisuudet ovat viljelijöiden omilla pelloilla suurempia kuin vuokrapelloilla. Eron suuruus riippuu kuitenkin tuotantosuunnasta ja etäisyydestä talouskeskuksesta (Taulukko 11). Se, että eri tukialueilta tehdyt havainnot ovat samansuuntaisia viittaa siihen, ettei tukijärjestelmän eroilla tukialueiden välillä ole kovin suurta vaikutusta viljelijöiden fosforilannoituspäätöksiin. Hieman yllättävä tulos oli se, että loogiset havainnot tuotantosuunnan ja talouskeskusetäisyyden vaikutuksista tulivat esiin vain C-tukialueen havainnoista. Vuokrasopimukset eivät kuitenkaan poikkea kovinkaan paljoa toisistaan, esimerkiksi vuokra-ajan pituuden tai suhteellisen hinnan (vuokran suhde pellon hintaan) suhteen, A- ja B-tukialueen, sekä C-tukialueen välillä (Myyrä 2004).

Omien ja vuokrapeltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuusero oli kotieläintiloilla pienempi kuin kasvinviljelytiloilla (Taulukko 11). Syynä saattaa olla se, että peltoa on vuokrattu kotieläintiloille nimenomaan lannanlevitysalaksi. Samasta syystä A- ja B-tukialueiden omien ja vuokrapeltojen

Taulukko 10. Omien ja vuokrapeltojen keskimääräisten helppoliukoisten fosforipitoisuuksien (P_{AC} , mg l⁻¹ maata) vertailu A- ja B-tukialueella. Keskiarvoestimaatit ja keskiarvojen 95 % luottamusvälien päätepisteet on määrätty 2 ha:n kokoisille pelloille, jotka sijaitsevat 1 000 m etäisyydellä talouskeskuksesta.

Maalaji		Lohko- määrä	P_{AC} keski- arvo ^{a)}	95 % luottamusväli keskiarvolle ^{a)}
Kaikki	Oma	210	10,6	(8,9–12,5)
	Vuokra	101	9,2	(7,6–11,0)
Savimaat (m)	Oma	53	10,6	(8,5–13,2)
	Vuokra	30	8,6	(6,6–11,1)
Savimaat (rm ja erm)	Oma	71	9,5	(7,7–11,7)
	Vuokra	40	7,9	(6,2–9,9)
Karkeat kivennäismaat	Oma	86	11,7	(9,6–14,4)
	Vuokra	31	11,4	(9,0–14,5)

m = multava, rm = runsasmultainen, erm = erittäin runsasmultainen

^{a)}Logaritmiset arvot on muunnettu takaisin alkuperäiselle asteikolle. Keskiarvot ja luottamusvälien päätepisteet sijoittuvat tyydyttävään viljavuusluokkaan lukuun ottamatta alleviivattuja arvoja, jotka sijoittuvat välttävään luokkaan.

fosforipitoisuusero pitäisi olla kotieläintiloilla pienempi kuin kasvinviljelytiloilla. Tälle ei saatu kuitenkaan aineistosta vahvistusta kuten edellä todettiin.

Vuokrapelloilla fosforipitoisuus ei juuri riipu etäisyydestä, mutta omilla pelloilla fosforipitoisuus laskee etäisyyden kasvaessa. Tämä näkyy kolmella eri etäisyydellä estimoiduista keskiarvoista (Taulukot 11 ja 12). Omien peltöjen helppoliukoisen fosforin pitoisuus on vuokrapeltojen fosforipitoisuutta suurempi etäisyyksillä 500 ja 1 000 m, mutta 2 000 m:ssä ero ei enää ole tilastollisesti merkitsevä (ero log-asteikoilla = 0,07, keskivirhe = 0,04 ja $p = 0,13$). Pellon hallintaoikeuteen liittyvä epävarmuus ja suunnittelujänteen lyhyys todennäköisesti vaikuttavat vuokrapeltojen viljelyyn, vaikka ne olisivat lähellä vuokraisännän talouskeskusta.

C-tukialueen 327 havainnon aineistossa esiintyi vain yksi arveluttavan korkeaan luokkaan sijoittuva helppoliukoisen fosforin pitoisuus. Havainnon poistolla ei ollut olennaista vaikutusta tuloksiin.

Se, että omien ja vuokrapeltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuuksien tasoero on tilastollisesti merkitsevä, tarkoittaa, että eroa voidaan pienellä erehdyksen riskillä pitää todellisena eikä sattumasta johtavana. Eron käytännön merkittävyuden arvioimiseksi tasoeron vaikutusta täytyykin hieman konkretisoida. Jos esimerkiksi C-tukialueen viljavuusfosforipitoisuuskeskiarvot 500 m:n etäisyydellä talouskeskuksesta muutetaan satoeroksi, on se omien ja vuokrapeltojen välillä 120 kg (3 336–3 216 kg ha⁻¹) (Myyrä ym. 2003). C-tukialueen omien ja vuokrapeltojen fosforipitoisuuksista aiheutuva kasvupotentiaalinen ero on siten ohrasatona mitattuna noin 120 kg ha⁻¹ omien peltöjen hyväksi.

Taulukko 11. Omien ja vuokrapeltojen keskimääräisten helppoliukoisen fosforin pitoisuuksien (P_{AC} , mg l⁻¹ maata) vertailu C-tukialueella. Keskiarvoestimaatit ja keskiarvojen 95 % luottamusvälien päätepisteet on määrätty 2 ha:n kokoisille pelloille, jotka sijaitsevat 1 000 m etäisyydellä talouskeskuksesta.

Tuotantosuunta		Lohko määrä	P_{AC} keskiarvo ^{a)}	95 % luottamusväli keskiarvolle ^{a)}
Kaikki	Oma	198	10,5	(8,9–12,5)
	Vuokra	129	7,8	(6,4–9,5)
Hieta ja moreeni (rm ja erm)	Oma	65	10,9	(8,9–13,3)
	Vuokra	32	7,1	(5,6–9,0)
Muut karkeat kivennäismaat	Oma	93	10,5	(8,7–12,6)
	Vuokra	78	8,8	(7,3–10,7)
Eloperäiset maat	Oma	40	10,2	(8,2–12,7)
	Vuokra	19	7,6	(5,8–9,9)
Kasvi	Oma		11,6	(8,5–15,8)
	Vuokra		7,2	(5,1–10,0)
Kotieläin	Oma		9,6	(8,3–10,9)
	Vuokra		8,5	(7,2–10,0)

^{a)}Logaritmiset arvot on muunnettu takaisin alkuperäiselle asteikolle. Keskiarvot ja luottamusvälien päätepisteet sijoittuvat tyydyttävään viljavuusluokkaan lukuun ottamatta alleviivattuja arvoja, jotka sijoittuvat välttävään luokkaan

Kasvupotentiaalin erolla on useita taloudellisia implikaatioita. Ensinnäkin viljelyn tuottavuus jää vuokrapelloilla alemmaksi. Vuokrapelloilla ei saada samoilla panoksilla tuotettua samaa tuotantomäärää kuin omilla pelloilla. Pellon hallintaoikeuteen liittyvä epävarmuus aiheuttaa siis sekä viljelijälle, että yhteiskunnalle tappioita. Toinen keskeinen vaikutus liittyy ravinnehuutoumiin. Samalla panoskäytöllä ravinnehuutoumien riski vuokrapelloilta on suurempi kuin viljelijän omistamilta pelloilta. Ero vastaa suuruudeltaan 120 ohrakilon ravinnesisältöä.

Taulukko 12. Omien ja vuokrapeltojen keskimääräisten helppoliukoisen fosforin pitoisuuksien (P_{AC} , mg l⁻¹ maata) vertailu C-tukialueella. Keskiarvoestimaatit on määrätty 2 ha:n kokoisille pelloille kolmella etäisyydellä talouskeskuksesta.

Hallinta-oikeus	P_{AC} keskiarvo 500 m	95 % luottamusväli keskiarvoille	P_{AC} keskiarvo 2000 m	95 % luottamusväli keskiarvoille
Oma	11,9	(10,0 – 14,1)	9,3	(7,7 – 11,2)
Vuokrattu	7,6	(6,2 – 9,3)	8,0	(6,6 – 9,7)

2.5.2 Pellonvuokrauksen sopimuskäytännöt maaperän hoidon ja maatalouden ympäristökuormituksen näkökulmasta

Maataloustuotannon keskeisin päämäärä on ruuan tuotanto. Jatkuvasti painoarvoaan nostavana tavoitteena on tietenkin myös tuotannon aikaansaaminen

mahdollisimman pienin ympäristövaikutuksin. Ympäristöpolitiikan instrumentit ovat kuitenkin luonteeltaan usein sellaisia, että ne rajoittavat tai vaikeuttavat ruoan tuotantoa. Esimerkkejä tästä ovat pientareet ja suojavyöhykkeet, jotka pienentävät viljelypinta-alaa, sekä erilaiset lannoitteiden ja lannan käyttörajoitukset (lannoiteverot), jotka estävät tuottavuuden näkökulmasta tehokkaimpien mahdollisten tuotantopanosyhdistelmien käyttöä (Lankoski & Ollikainen 2003, Iho 2004). Tuotteiden ja panosten hintasuhteen olennainen heikkeneminen vuonna 1995 yhdessä käytettyjen politiikkainstrumenttien kanssa on saanut aikaan kehityssuuntauksen, jossa satotasojen nousu on taantunut (Salonen 2004).

EU:n yhteisen maatalouspolitiikan (CAP) uudistusta on perusteltu sillä, että se lisää maatalouden markkinasuuntautuneisuutta. Ajatuksena on, ettei tuotantoresurssien käyttöä enää jatkossa ohjata tukipolitiikalla siinä määrin kuin aikaisemmin on tehty. Tuotannosta irrotettu tuki turvaa viljelijän tulotason ja tuotantontekijöitä voidaan kohdentaa aikaisempaa voimakkaammin markkinoilta tulevien taloudellisten kannusteiden perusteella. Uudistuksen onnistuminen edellyttää näin ollen, että markkinat ensinnäkin olisivat olemassa myös peltojen perusparannusten kohdalla ja markkinat vieläpä toimisivat niin tehokkaasti, että takaisinmaksuajaltaan pitkiä perusparannuksia kannattaisi tehdä myös vuokrapelloille. Pitkävaikutteisten perusparannusten markkinoiden toimintahäiriöiden korjaamiseksi on esitelty erilaisia ohjauskeinoja, kuten viljelykäytännön normistoja. Tuotanto-orientoituneet viljelijät ovat kuitenkin kokeneet useat ympäristöpolitiikan ohjauskeinot negatiivisiksi.

Positiivista keinovalikoimaa voisi nimittää tavoite, jonka puitteissa pyritään parantamaan sitä suhdetta, jolla tuotantopanoset muuttuvat tuotteiksi. Taloustieteen termistössä puhutaan tässä yhteydessä tuottavuudesta. Maaperän hoidon kontekstissa tämä voisi tarkoittaa sitä, että politiikkatoimenpiteillä poistettaisiin institutionaalisia esteitä ja kannustettaisiin perusparannusten tekoon. Perusparannuksilla pidetään yllä ja parannetaan pellon sadontuotto-kykyä, joka edesauttaa saamaan ravinteet talteen elintarvikkeina. Nykyään ympäristöohjauksessa katse on usein ollut kohdistettuna siihen, miten liikkeelle lähtevät ja lähteneet ravinteet saadaan kaapattua talteen esimerkiksi erilaisilla suojavyöhykkeillä ja pientareilla.

Äärimmäisenä esimerkkinä maan hallintaan liittyviä institutionaalisia esteitä poistavasta politiikasta voitaisiin pitää omistajaviljelyä suosivia politiikkainstrumentteja. Lähtökohta on kuitenkin se, että iso osa maatalousmaasta on jo nyt ”kaupunkilaisten” omistuksessa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että kaupunkilaismaanomistajien rahoitusosuus maataloudessa on suurempi (n. 3,5 mrd EUR) kuin maatalojen velat rahoituslaitoksista (2,5 mrd EUR). Omistajaviljelyä suosivat politiikkainstrumentit johtaisivatkin väistämättä rakennekehityksen taantumiseen ja maatalouden rahoitusongelmiin. On myös ilmeistä, että osa maatalousmaata omistavista kaupunkilaismaanomistajista ei olisi valmis luopumaan maanomistuksestaan vaikka maanomistus olisikin

kannattamatonta. Maanvuokraukseen liittyvän lainsäädännön ja käytäntöjen kehittäminen onkin siksi tärkeää.

Myyrän ym:n (2005) tutkimuksessa saadut tulokset antavat viitteitä siitä, että suomalaiseen pellonvuokrauskäytäntöön liittyy piirteitä, jotka aiheuttavat epävarmuutta peltojen hallintaan. Hallintaoikeuteen liittyvä epävarmuus on jo konkretisoitunut niin, että vuokrapelloilla on havaittavissa laiminlyöntejä viljelysmaan hoidossa. Keskiarvotasolla tämä on havaittavissa esimerkiksi niin, että vuokrapeltojen pH on alemmalla tasolla kuin omistajaviljelijöiden peltojen pH. Ero on nyt noin 0,2 -pH yksikköä eli noin ½ viljavuusluokkaa. Pellonvuokraukseen liittyvän hallintaoikeuden epävarmuuden poistaminen voidaan nähdä uutena menetelmänä maaperän hoidossa.

Dynaamiseen ohjelmointiin perustuvaa mallintamista hyväksikäyttäen pellon hallintaoikeuteen liittyvä epävarmuus on voitu jakaa kahteen osaan. Osat ovat vuokrasopimuksen pituus ja vuokrasopimuksen uusiutumisen todennäköisyys (Myyrä ym. 2006).

Vuokrasopimukset ovat Suomessa pituudeltaan yleisimmin (40 % sopimuksesta) viiden vuoden mittaisia (keskiarvo noin 6 vuotta). Maanvuokralaki rajoittaa vuokrasopimusten maksimipituuden kymmeneen vuoteen. Maanvuokralainsäädäntö poikkeaaakin tässä suhteessa muissa EU-maissa toteutettavassa lainsäädännöstä, jossa pikemmin pyritään rajoittamaan vuokrasopimusten lyhyttä kuin pituutta. Jos vuokrasopimusten keskimääräinen pituus saadaan nostettua kymmeneen vuoteen, voidaan kannustinvaikutteen odottaa realisoituvan vuokramiehen kalkituskynnyksen nousuna noin 0,1 yksiköllä (Myyrä ym. 2006). Kalkituskynnyksen nousu kohdistuu kaikkein alhaisimman pH tason viljelysmaihin ja se voisi siten osaltaan estää alhaisen tuottavuuden peltojen syntymistä ja yleistymistä.

Tutkimuksen tulokset ehdottavat, että maaperän hoidon ja maatalouden ympäristöpolitiikan suunnittelussa tulisi kiinnittää huomiota myös epävarmuutta poistaviin ja tuotantoa kannustaviin politiikkavaihtoehtoihin.

3 Peltomaan tyyppi: käyttökelpoisuus ja ympäristövaikutukset

Suomalaiset viljelysmaat sisältävät runsaasti typpeä (N). Kivennäismaan pintakerros (0–60 cm) voi sisältää typpeä yli 10 tn ha⁻¹ (Sippola 1981). Turvemaissa sitä voi olla jopa 40–60 tn ha⁻¹. Yli 90 % maan muokkauskerroksen typestä on eloperäisessä (orgaanisessa) muodossa (Stevenson 1982).

Maan orgaaninen typpi koostuu humuksen, kasviaineksen, mikrobiston ja kuolleiden eliöiden sisältämästä typestä (Stevenson 1982). Noin 40 % maan kokonaistypestä on proteiineissa, peptideissa ja aminohapoissa ja noin 35 %

heterosyklisissä typpiyhdisteissä (Schulten & Schnitzer 1998). Fraktioiden jakautumisessa on kuitenkin eroja sekä maalajien että samaa maalajia olevien eri alueiden välillä. Suurin osa maan orgaanisesta tyyppistä kuuluu mikrobien hajotusta kestävään pooliin ja se on liittyneenä humukseen, savimineraaleihin sekä raudan ja alumiinin hydroksideihin. Noin 0,3–1 % maan orgaanisesta kokonaistyyppistä on vesiliukoisessa muodossa (Mengel 1985). Ulkomaisten tutkimusten mukaan liukoista orgaanista tyyppiä on maassa vastaavia määriä kuin mineraalityppiä, ja liukoisen orgaanisen tyypin merkityksen selvittämiseksi peltomaan typpikierrossa tarvitaan uutta tietoa (Murphy ym. 2000).

Epäorgaanisella tyypellä tarkoitetaan maan ammonium-, nitriitti- ja nitraattityppiä. Nitriittiä (NO_2^-) on kuitenkin maassa harvoin merkittäviä määriä, ja usein epäorgaanisesta tyyppistä puhuttaessa kyseessä ovatkin vain ammonium (NH_4^+) ja nitraatti (NO_3^-) (Scheffer ym. 1989, s. 260). Nitraatti ei juurikaan pidäty maahan ja sitä on yleensä maanesteessä. Positiivisesti varautunut ammoniumioni sitoutuu suhteellisen helposti kationinadsorptioon kautta maahan. Osa ammoniumtyypistä voi olla sitoutuneena savimineraalien silikaattikerrosten väleihin. Suomalaisissa viljelysmaissa on keskimäärin vähemmän epäorgaanista tyyppiä kuin keskieuropalaisissa maissa, joissa etenkin talvikauden lämmin sää lisää eloperäisestä aineksesta mineralisoituvan tyypin määrää.

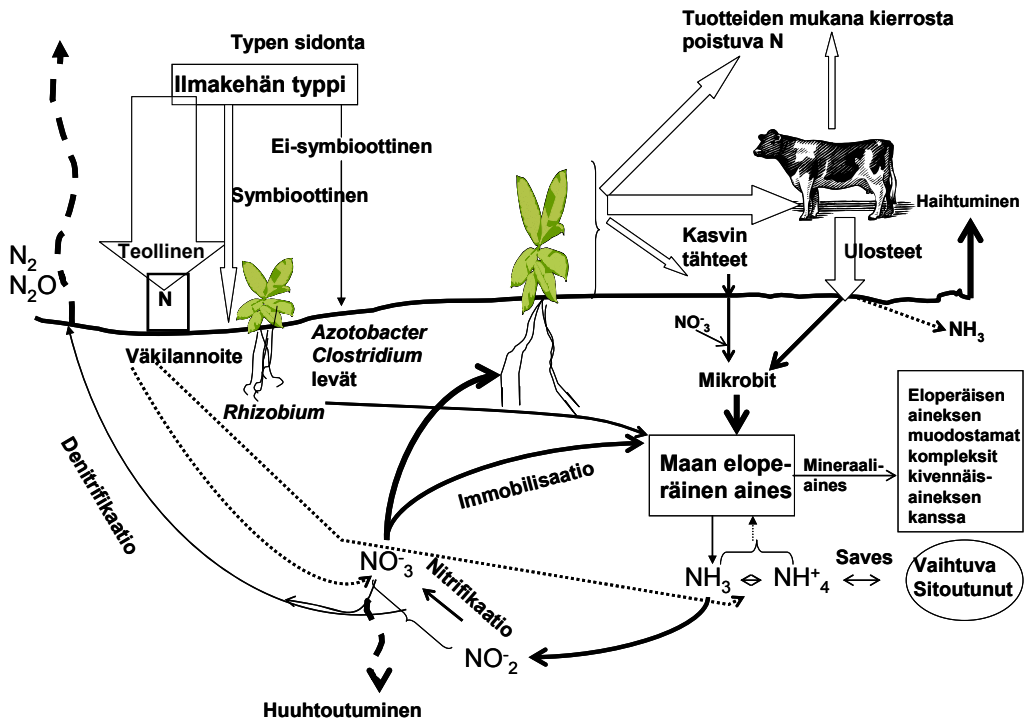
Kuvassa 16 on esitetty tyypin kierto. Maaperäohjelman hankkeissa tutkittiin typpenkäytön hallintaa karjatiloilta, mallasohran ja avomaan vihanneskasvien viljelyssä, tyypin huuhtoutumisen arviointia erilaisissa maatalouskäytännöissä (Grönroos 2003, Salo & Turtola 2006) ja tyypin kiertoa laitumella ja suoja- vyöhykkeissä (Virkajärvi & Uusi-Kämpä (toim.) 2006). Typpi on ehkäpä tärkein kasviraavinne. Epäorgaaninen lannoitetyppi valmistetaan etupäässä fossiilisen energian avulla öljystä, minkä vuoksi on tärkeää tehostaa lannoitetyypin hyväksikäyttöä mahdollisimman paljon. Nykyisin lannoitetyypistä poistuu pellolta sadon mukana 30–70 %. Maataloudesta syntyy n. 50 % ihmisen aiheuttamasta vesistöjen typpikuormituksesta. Tyypin kiertoon kuuluvat myös tyypin kaasumaiset päästöt, jotka voivat olla kasvihuonekaasuja (N_2O , NO_x).

3.1 Typpenkäytön hallinta

Tapio Salo^{a)}, Anni Kokkonen^{a)}, Martti Esala^{a)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, tapio.salo@mtt.fi, anni.kokkonen@mtt.fi, martti.esala@mtt.fi

Kasvien typpentarve on yleensä suuri, optimaalisen kasvun saavuttamiseksi kasvilajista riippuen 2–5 % kasvin kuivapainosta, ja tyypin puute onkin useimmin kasvin kasvua rajoittava tekijä (Marschner 1986). Suurin osa kasveista pystyy ottamaan maasta nitraattia ja ammoniumia (Kuva 16), mutta vähäisiä määriä myös ureaa ja aminohappoja. Marschnerin (1986) mukaan



Kuva 16. Yksinkertaistettu esitys typen kierrosta. Mikrobeilla on erittäin tärkeä rooli maassa olevan typen määrän ja muodon säätelijänä. Mikrobitoiminnan seurauksena tapahtuu typen biologista immobilisaatiota (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , $NO_3^- \rightarrow$ orgaaniseen muotoon), helposti hajoavien orgaanisten yhdisteiden typen mineralisaatiota (eloperäinen aines $\rightarrow NH_4^+$), nitrifikaatiota ($NH_4^+ \rightarrow$ välituotteet $\rightarrow NO_3^-$), denitrifikaatiota ($NO_3^- \rightarrow$ välituotteet $\rightarrow N_2$) ja biologista typensidontaa ($N_2 \rightarrow$ eloperäinen aines). Dityppioksidi (N_2O , typpioksiduuli) on tehokas kasvihuonekaasu, jota syntyy denitrifikaation, mutta myös nitrifikaation välituotteena. NH_4^+ , ammonium-ioni; NH_3 , ammoniakki; NO_2^- , nitriitti-ioni; NO_3^- , nitraatti-ioni; N_2 , typpikaasu. Usein käytetään lyhenteitä, joissa kemialliseen lyhenteeseen liitetään typen kemiallinen merkki N (esim. NH_3-N). Liitteessä 2 typen kiertoon liittyvää sanastoa. (Mukaeltu Stevenson 1982).

reagoiminen typen tiettyyn muotoon vaihtelee kuitenkin kasvilajeittain. Pääsääntöisesti typen muodon esiintyminen ja saatavuus määrää otettavan muodon suosituimmuuden.

Maan epäorgaaninen typpi eli maan mineraalityppi on kasvien käytettävissä olevaa tyyppiä, jonka lannoitusarvo arvioidaan yleensä mineraalilannoitetyyppiä vastaavaksi. Maan epäorgaanisen typen määrät vaihtelevat huomattavasti typpilannoituksen, maalajin, viljelykierron ja sääolojen mukaan. Vain osa lannoitusaineesta annetusta tyypestä tulee kasvien käyttöön. Osa menetetään joko nitrifikaation ja denitrifikaation tai ammoniakkin haihtumisen kautta tapahtuvina kaasumaisina typpiyhdisteiden päästöinä ilmakehään tai vesi-

liukoisten typpiyhdisteiden huuhtoutumisena vesistöihin ja osa myös immobilisoituu maamikrobistoon (Kuva 16). Kasvien typenkäytön tehostaminen onkin tutkimuksellinen haaste. Hankkeen 'Typenkäytön hallinta karjatiloiilla, mallasohran ja avomaan vihanneskasvien viljelyssä' tavoitteena oli kehittää maan mineraalityypianalyysi typpilannoitus-suosituksia varten ja aineistojen tuottaminen typpilannoituksen ennustemallia varten.

3.1.1 Mineraalityypimäärityksen käyttö typpilannoitus-suosituksissa

Typelle ei ole voitu kehittää viljavuusanalyysin kaltaista menetelmää lannoitustarpeen ennakoimiseksi samaan tapaan kuin muilla ravinteilla. Kasveille käyttökelpoisen typen määrittämistä varten tarvitaan tuoreet näytteet, näytteiden kylmäsäilytys ja erillinen analyysi, mikä nostaa määrittämisen hintaa ja rajoittaa siihen käytettävissä olevaa aikaa. Käytännössä analyysi olisi tehtävä noin parin viikon aikana keväällä ennen kylvöä, mikä kaupallisessa mittakaavassa on vaikeaa. Tähän saakka typpilannoitusta koskeva neuvonta on annettu lannoitus-suositustaulukoissa, jotka on laadittu mm. viljelykasvin, lajikkeen, odotettavissa olevan sadon, maalajin, ilmastovyöhykkeen ja esikasvin perusteella.

Aikaisemmin on katsottu, että Suomen ilmasto-oloissa maan kasveille käyttökelpoisen ns. mineraalitypen määrä keväällä ja sitä koskevan tiedon huomioon ottaminen lannoituksessa ei ole perusteltua, koska mineraalitypen määrä maassa on keväällä vain 10–20 kg ha⁻¹ ja sen vaihtelu on vähäistä jatkuvassa viljanviljelyssä (Sippola & Ylärinta 1985). Leppänen & Esala (1995 ja 1999) ovat osoittaneet, että toisin kuin jatkuvassa viljanviljelyssä mm. karjanlannan levityksen jälkeen, nurmiviljelyssä, vihannesviljelyssä sekä eräiden muiden kasvien jälkeen maassa voi olla niin suuria määriä mineraalityppeä, että se tulisi ottaa huomioon lannoitusta suunniteltaessa. Alustavat tutkimukset osoittivat lisäksi, että keväisen mineraalitypen määrä voidaan ottaa suoraan huomioon lannoitusta mitoitettaessa. Mineraalityypianalyysin avulla voitaisiin myös tarkentaa nurmien ja vihannesten täydennyslannoitusta. Viljojen typpilannoitus ei ollut kannattavaa, jos maan mineraalityypipitoisuus ylitti keväällä 100–130 kg ha⁻¹ (Leppänen & Esala 1999). Nitraattidirektiivi asettaa typpilannoituksen ylärajat, joita tiukempia rajoja ovat vielä maatalouden ympäristötuen mukaiset typpilannoitusrajat.

3.1.2 Aiemmat aineistot ja uudet kenttäkokeet

Aikaisempia tutkimuksia, joissa voitiin verrata keväisen mineraalityypipitoisuuden vaikutusta optimilannoitukseen, kerättiin useilta kasveilta ja vuosilta (Taulukko 13). Nurmen typpilannoituksesta tehtiin kaksivuotinen koesarja hieta- ja turvemaalla Jokioisissa, Ylistarossa ja Ruukissa. Näissä kokeissa saatiin syksyisellä lannan levityksellä (0, 40 ja 80 tn ha⁻¹ karjanlantaa

Taulukko 13. Uusien kenttäkokeiden ja vanhojen aineistojen koepaikat, -vuodet ja -kasvit.

Koepaikka	Koevuodet	Koekasvit	Maalaji
Jokioinen	2002-2004	nurmi	hieta ja turve
Ruukki	2002-2004	nurmi	hieta ja turve
Ylistaro	2002-2004	nurmi	hieta ja turve
Juva	2002-2003	vihannekset (luonnonmukainen)	hieta
Ruukki	1998-2001	kokoviljasäilörehu ja nurmi	hieta ja turve
Jokioinen	1996-1997	ohra	savi ja turve
Ruukki	1996-1997	ohra	hieta ja turve
Ylistaro	1996-1997	ohra	hieta ja turve
Jokioinen	1993-1995	vihannekset	hieta

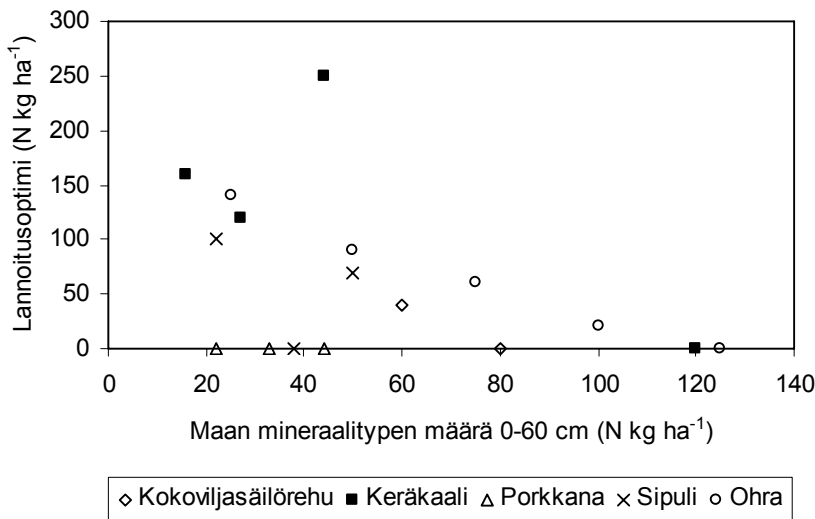
Jokioisissa ja Ruukissa, 20 ja 40 tn ha⁻¹ sianlantaa Ylistarossa) aikaiseksi erilaisia mineraalityppipitoisuuksia keväällä ja tutkittiin niiden vaikutusta typpilannoitusoptimiin. Typpilannoitusoptimiksi määritettiin taso, jolla saavutettiin 90 % korkeimmasta kuiva-ainesadosta. Nurmea lannoitettiin typpilannoitustasoilla 0, 75, 150, 225 ja 300 kg ha⁻¹. Nykyiset ympäristötuen mukaiset säilörehunurmen typpilannoitusosuudet ovat hieta- ja eloperäisille mailla kahdelle sadolle yhteensä 200 kg ha⁻¹ (Viljavuuspalvelu 2000).

Aiemmat aineistot

Vanhoissa koeaineistoissa oli usein vaikeata määrittää optimaalista typpilannoitustasoa. Typpilannoitustasoja oli joko liian vähän tai satovaste typpilannoitukselle oli hyvin vähäinen. Jos maan mineraalityppipitoisuus oli keväällä korkea, typpilannoitusoptimi aleni kuitenkin selkeästi (Kuva 17). Tulosten tarkastelussa on huomioitava etenkin kasvien erilaiset tyypin kokonaistarpeet ja ajanjakso, jona tyypeä tarvitaan. Varsinkin runsaasti eloperäisestä aineksesta tyypeä vapauttavilla mailla pitkän kasvuajan kasvit, kuten porkkana, menestyivät alhaisella typpilannoituksella.

Kenttäkokeet karjanlannalla

Jos lietelantaa ei levitetty edellisenä syksynä, hietamaiden typpilannoitusosuudesta lähellä oleva 225 kg ha⁻¹ tuotti yleensä korkeimman satotason (Kuva 18). Vastaavasti eloperäisillä mailla 225 kg ha⁻¹ mineraalilannoitus tuotti korkeimman sadon puolessa kokeista, mutta ero 150 kg ha⁻¹ typpitasoon oli vain keskimäärin 12 % (Kuva 19). Hietamailla edellisen syksyn 40 tai 80 tn ha⁻¹ lietelantalevitykset eivät juurikaan vaikuttaneet optimityppilannoitustasoon ja lannanlevitysten typpilannoitusvaikutus hietamaan nurmilla oli yhtä vähäinen kuin Kempvaisen (1989) arvioima 40–50 kg ha⁻¹. Turveilla satoerot typpilannoitustasojen välillä olivat pieniä ja syksyllä levitetty 40 tn ha⁻¹ lietelantaa vastasi noin 75 kg ha⁻¹ typpilannoitusta (Kuva 19).



Kuva 17. Maan keväisen mineraalityypipitoisuuden vaikutus typpilannoitusoptimiin vanhoissa koeaineistoissa.

Kevään mineraalityypipitoisuudella 0-60 senttimetrin kerroksessa (MIN, kg ha⁻¹) ja typpilannoitusoptimilla (TLO, kg ha⁻¹), jolla saavutettiin 90 % suurimmasta satotasosta oli lievä riippuvuus ($R^2 = 0,31$) koko aineistossa:

$$TLO = 254 \text{ kg ha}^{-1} - 40 \cdot \ln(MIN) \quad (5)$$

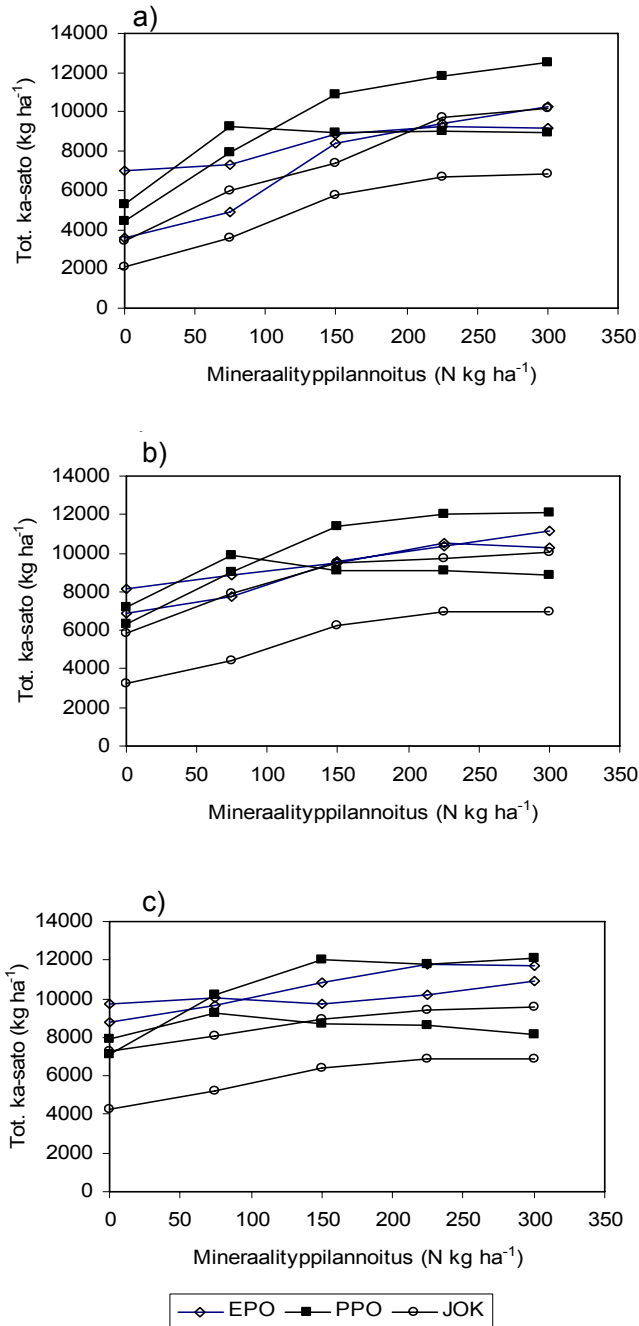
Jos aineisto jaettiin hieta- ja turvemaihin (Kuva 20), hietamaiden regressioyhtälö oli:

$$TLO = 293 \text{ kg ha}^{-1} - 42 \cdot \ln(MIN) \quad (6)$$

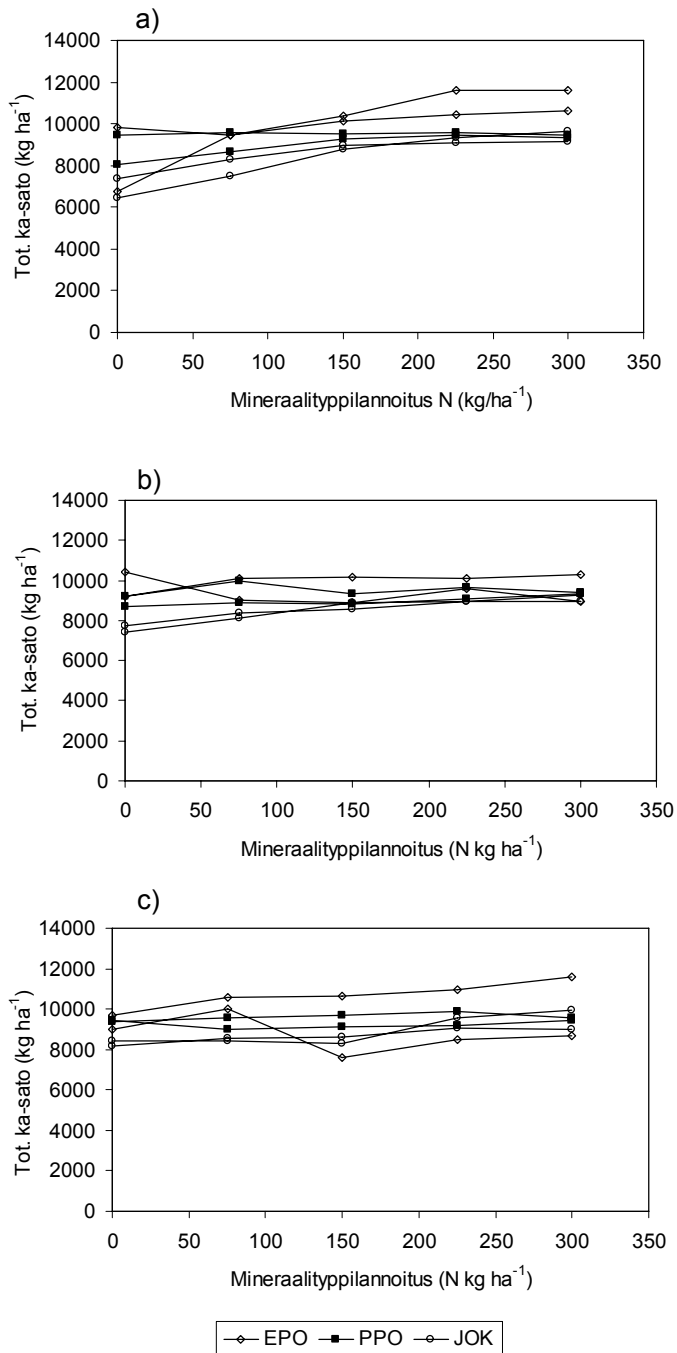
Riippuvuus selitti 41 % vaihtelusta. Turvemaiilla typpilannoitusoptimi oli 0–100 kg/ha, ja mikäli Jokioisten turvemaa vuodelta 2004 jätettiin pois regressiosuoralta, yhtälö 7 selitti 71 % vaihtelusta (Kuva 20):

$$TLO = 81 \text{ kg ha}^{-1} - 0,4 \cdot \ln(MIN) \quad (7)$$

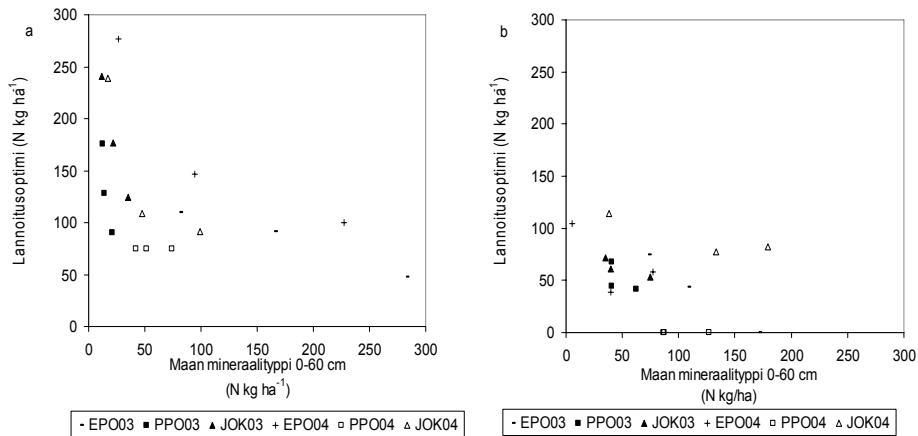
Sian ja naudan lietelanta erosivat typen vapautumisen osalta, koska sian lietelannalla syksyllä lannoitetuissa kokeissa maan mineraalityypipitoisuus oli kohonnut keväeseen mennessä selvästi, mutta naudan lietelannalla lannoitetuilla vain vähän. Mahdollisesti naudan lietelannan hajoaminen sitoo lannan liukoista typpeä, jolloin liukoisen typen lannoitusvaikutus jää alhaisemmaksi naudan lietelannalla.



Kuva 18. Typpilannoitustason vaikutus nurmen kokonaiskuiva-ainesatoon (Tot. ka-sato) hietamaalla kolmella koepaikalla kahtena koevuonna, kun lietalantaa ei levitytetty (a), naudan lietalantaa syyslevitettiin 40 tn ha⁻¹ Ruukissa ja Jokioisissa tai Ylistarossa 20 tn ha⁻¹ sian lietalantaa (b) tai syyslevitys naudan lietalantaa 80 tn ha⁻¹ Ruukissa ja Jokioisissa tai Ylistarossa 40 tn ha⁻¹ sian lietalantaa (c). Koepaikat: EPO, Ylistaro; PPO, Ruukki ja JOK, Jokioinen.



Kuva 19. Typpilannoitustason vaikutus nurmen kokonaiskuiva-ainesatoon (Tot. ka-sato) turvemaalla kolmella koepaikalla kahtena koevuonna, kun lietelantaa ei levitytetty (a), naudan lietelantaa syyslevitettiin 40 tn ha⁻¹ Ruukissa ja Jokioisissa tai Ylistarossa 20 tn ha⁻¹ sian lietelantaa (b) tai syyslevitys naudan lietelantaa 80 tn ha⁻¹ Ruukissa ja Jokioisissa tai Ylistarossa 40 tn ha⁻¹ sian lietelantaa (c). Koepaikat: EPO, Ylistaro; PPO, Ruukki ja JOK, Jokioinen.



Kuva 20. Keväällä maassa 0–60 cm kerroksessa olevan mineraalityypen vaikutus nurmen typpilannoitusoptimiin (a) hieta- ja (b) turvemaijalla. Koepaikat ja vuodet: EPO, Ylistaro; PPO, Ruukki; JOK, Jokioinen; 03, 2003 ja 04, 2004.

Hankkeen tuloksista nähdään maan mineraalityypianalyysin merkitys, kun maan mineraalityypen määrä on yli 40 kg ha⁻¹. Tämän raportin luvussa 5 käsitellään maasta mineralisoituvan typen määrittämiseen soveltuvaa menetelmää. Säilörehunurmien typpilannoitussuositus kahdelle sadolle turvemaijalla on 200 kg ha⁻¹, joka on vähintään kaksinkertainen verrattuna turvemaiden mitattuihin typpilannoitustarpeisiin (Kuva 20).

3.2 Laitumen ja suojakaistan typpitalous

Jaana Uusi-Kämpä^{a)}, Kirsi Saarijärvi^{b)}, Ansa Palojärvi^{a)}, Katri Rankinen^{c)}, Kristiina Regina^{a)}, Marja Maljanen^{d)}, Perttu Virkajärvi^{b)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi, ansa.palojarvi@mtt.fi, kristiina.regina@mtt.fi

^{b)}MTT/ Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, kirsi.saarijarvi@mtt.fi, perttu.virkajarvi@mtt.fi

^{c)}Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, katri.rankinen@ymparisto.fi

^{d)}Kuopion yliopisto, Ympäristötieteen laitos, Bioteknia 2, PL 1627, 70211 Kuopio, marja.maljanen@uku.fi.

Maamme viljellystä peltoalasta laitumia on noin 100 000 ha. Laitumien ympäristövaikutuksia on tutkittu vähän, vaikka niiden ympäristökuormituksen riski kasvaa, kun laitumen merkitys on suurentunut tuotannon tehostuessa ja yksikkökoon kasvaessa. Noin 75–90 % lehmän syömistä ravinteista palaa ulosteiden mukana takaisin laitumelle. Virtsan sisältämä typpi on lähes täydellisesti liukoisessa muodossa, joka on heti kasvien käytettävissä ja altista huuhtoutumaan pinta- ja pohjavesiin, kun taas sonnan tyypeistä yli 80 % on stabiilimmassa orgaanisessa muodossa. Osa eritteiden ravinteista on altista huuhtoutumaan pinta- ja pohjavesiin. Usein ympäristöystävällisemmäksi vaihtoehdoksi tarjotun luomuviljelyn yleistyminen luo oman erityistarpeensa laiduntutkimukseen, koska palkokasveihin perustuvien luomulaidunten todelliset ympäristövaikutukset ovat meidän oloissamme lähes selvittämättä.

Suojavyöhykkeitä on perustettu vesistöjen varsille maassamme jo 1980–90-luvun vaihteesta lähtien (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Niiden määrä kasvoi rajusti sen jälkeen, kun Suomi liittyi Euroopan unioniin. Kolmen metrin levyisiä suojakaistoja oli vuonna 2002 noin 4150 peltohehtaarilla (Maa- ja metsätalousministeriö 2004). Vastaavasti vähintään 15 metrin levyisiä suojavyöhykkeitä on perustettu 6142 peltohehtaarille (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus, 13.2.2006, sähköpostiviesti). Suojakaistojen ja -vyöhykkeiden on todettu vähentävän tehokkaasti sekä eroosioaineksen että fosforin kulkeutumista vesistöön maan päällä ja pintakerroksessa. Suojavyöhykesopimuksissa yleensä vaaditaan kasvuston korjaamista suojavyöhykkeiltä. Suojavyöhykkeiden niittämisen vaihtoehtona on laiduntaminen, mutta sitä on toistaiseksi tutkittu hyvin vähän. Suojavyöhykkeiden ja -kaistojen merkitys tyyppikuormitukselle sekä niiden sisäiset typen kierron prosessit ovat niin ikään jääneet vähälle huomiolle.

Typpi esiintyy laidunmaissa spatiaalisesti, monissa eri muodoissa ja voi vaihtaa nopeasti sekä fysikaalista että kemiallista muotoaan. Vesistökuormituksen ohella laitumen ja suojakaistan kaasumaiset typpipäästöt voivat olla merkittävät. Suomessa maatalouden kasvihuonekaasupäästöistä 60 % on dityppioksidin päästöjä maaperästä. Ammoniakkitypen haihtuminen saattaa olla yli 20 % ympäristöön kohdistuvasta kokonaistyyppikuormituksesta. Dityppioksidia tuottavien mikrobien aktiivisuuteen vaikuttavat maaperässä vallitsevat olosuhteet, joten päästöt vaihtelevat sekä maalajin mukaan että ajallisesti ja paikallisesti, ja tästä aiheutuu suuri epävarmuus kasvihuonekaasupäästöjen arviointiin. Suojakaistat pidättävät niiden läpi kulkevaa typpeä, mutta ei tiedetä, kuinka paljon typpeä suojakaistoilta poistuu kaasumaisessa muodossa.

Maaperäohjelmassa selvitettiin MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla olevalla lysimetrikentällä tavalliseen tapaan lannoitetulta heinälaitumelta ja luomutyypiseltä lannoittamattomalta valkoapila-heinälaitumelta pohjavesiin kohdistuva ravinnekuormitusta (Saarijärvi ym. 2006a). Pohjois-Savon tutkimusasemalla selvitettiin myös sonnan ja virtsan typpifraktioiden dynamiikkaa maassa sekä kasvuston typen hyväksikäyttöä laitumella (Saarijärvi ym. 2006c). MTT:n Lintupajun suojakaistakoekentällä Jokioisissa tutkittiin typen prosesseja laitumella ja suojakaistoilla mittaamalla nitraatti- ja ammoniumtypen määriä, maaperän mikrobiston typen kierron potentiaalista aktiivisuutta (Uusi-Kämpä & Palojarvi 2006) sekä typen kaasumaisia päästöjä (Regina ym. 2006). Mitattuja arvoja hyödynnettiin typen kierron mallinnuksessa (Rankinen ym. 2006). Kaasumaisia päästöjä mitattiin myös laitumien lanta- ja virtsalaikuista Jokioisten lysimetrikentällä sekä Pohjois-Savon laidunkoikeissa (Regina ym. 2006).

3.2.1 Typpifraktioiden dynamiikka sekä nurmen typenotto sonta- ja virtsalaikuissa

Tutkimuksessa selvitettiin sonnan ja virtsan typpifraktioiden dynamiikkaa laidunmaassa sekä kasvuston ravinteiden hyväksikäyttöä. Sontakasojen ja virtsalaikkujen sekä pelkän väkilannoituksen vaikutusta maaperään seurattiin maa- ja kasvinäytteiden avulla läpi kesän ja yhden näytteen otettiin vielä seuraavana keväänä (Saarijärvi ym. 2006c).

Kesän kasvuolosuhteet olivat suotuisat. Lannoitetypen hyväksikäyttö oli yli 100 % eli maasta mineralisoitui typpeä nurmen käyttöön. Virtsalaikun ja sontakasan vaikutus kasvuun näkyy viiveellä: vasta 49 vrk kokeen alusta eritteet lisäsivät sekä typpi- että kuiva-ainesatoa kontrolliin verrattuna ja vaikutus jatkui tästä syksyyn saakka. Kun laidunta ajatellaan kokonaisuutena, eritteet lisäsivät sekä typpi- että kuiva-ainesatoa kontrolliin verrattuna. Yhteensä nurmi käytti sonnan tyyppistä kokeen aikana 7 % ja virtsan tyyppistä 19 %. Hyväksikäyttöasteiden perusteella laitumelle eritteissä tulevasta typpimäärästä n. 100 kg N ha⁻¹ v⁻¹ joko immobilisoituu (tai sonnan osalta ei mineralisoidu), haihtuu tai huuhtoutuu.

Koealueen maassa oli n. 15 000 kg kokonaistyppeä 0–60 cm kerroksessa (Saarijärvi ym. 2006c). Läpi koejakson kontrollikohdan maassa suurin liukoinen typpipooli oli liukoinen orgaaninen typpi (Kuva 21). Sitä oli kaikissa koekäsittelyissä maassa jatkuvasti vähintään 40–60 kg N ha⁻¹ 0–60 cm kerroksessa. Kirjallisuuden perusteella maan orgaanisen typen määrä vaikuttaa maasta mineralisoituvan typen määrään. Tässä kokeessa tätä käsitystä ei voitu arvioida, mutta tulosten perusteella maan liukoisen orgaanisen typpipoolin ja typen mineralisaation välistä suhdetta on syytä tutkia tarkemmin.

Kontrollikohdassa lannoitteen mineraalityppi hävisi maasta kolmen viikon kuluessa lannoitteen antamisesta (Kuva 21). Sontakasan vaikutus maan liukoiseen typpipooliin oli läpi kokeen hyvin pieni verrattuna kasassa annettuun suureen typpimäärään. Toisaalta kasa hajoaa hitaasti: 52 % alun tyyppistä löytyi edelleen kasasta 120 vrk kuluttua. Virtsan ureatyppi näkyi kokeen alussa ensimmäisenä orgaanisessa fraktiossa ja vaikutus ulottui välittömästi 25 cm syvyyteen saakka. Vaikutus hävisi maasta kesän aikana.

Virtsalaikun kohdalla oli kolme merkittävää typen hävikkihetkeä. Ensimmäinen hävikki oli heti simuloidun virtsaamisen yhteydessä. Sen yhteydessä annettua tyyppistä hävisi 24 %. Osa virtsasta saattoi kulkeutua pintavirtauksena pois näytteenottoalueelta, osa imeytyi luultavasti pintakarikkeeseen, joka poistettiin maanäytteen päältä, ja osa luultavasti haihtui. Toinen merkittävä

häviö (28 %) tapahtui 10–21 vrk kokeen alusta 0–10 cm syvyydessä. Osa nitraattitypestä liikkui selvästi tällä jaksolla maassa alaspäin ja löytyi 10–25 cm kerroksesta. Tällä ajanjaksolla tapahtui pääosa nitrifikaatiosta, joten luultavasti osa typestä haihtui typen oksideina. Oletusta tukevat myös jakson dityppioksidin haihduntamittausten tulokset (Regina ym. 2006).

Kolmas merkittävä hävikki tapahtui 77–120 vrk kokeen alusta. Tässä vaiheessa tyypeä hävisi maasta 12 % annetusta. Jakson sademäärä oli 110 mm, joten tyyppi luultavasti huuhtoutui syvempiin maakerroksiin. Pakroun & Dillonin (1995) mukaan virtsan tyypestä n. 20 % immobilisoituu maan orgaaniseen typpifraktioon, joten osa typen hävikistä myös meidän kokeessamme voitaneen selittää immobilisaatiosta johtuvaksi.

Osan maaperän liukoisesta tyypeä voidaan olettaa huuhtoutuneen syksyn ja kevään aikana, mutta tästä huolimatta kontrollikohdassa liukoisen typen kokonaismäärä maassa kasvoi talven aikana 40 kg N ha^{-1} . Suurin osa lisääntyneestä tyypeä löytyi 10–25 cm syvyydestä ja 73 % siitä oli liukoista orgaanista tyypeä. Koska liukoisen orgaanisen typen määrä kesän aikana pysyi lähes vakiona ja talven aikana kasvoi, kumuloituminen voi johtua kasvuston typenoton puuttumisesta, joka maan alhaisen lämpötilan ohella on saattanut hidastaa mineralisaatiota.

3.2.2 Heinä ja apila-heinälaitumen typpitase

MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla tutkittiin laitumen ravinteiden kiertoa ja huuhtoutumista hietamaan lysimetrikentällä vuosina 2001–2005. Kentälle perustettiin timotei-nurminatanurmi vuonna 2000. Alueelle kylvetty nurminatalaidun sai vuotuislannoituksen kolmessa erässä, yhteensä $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$, $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ ja $105 \text{ kg ha}^{-1} \text{ K}$. Apilapitoinen nurmi sisälsi valkoapilaa, alsikeapilaa, timoteitä, nurminataa ja niittynurmikkaa, ja sitä ei lannoitettu lainkaan. Lehmien maitomäärä mitattiin laidunkierroksittain. Lysimetri- ja pintavalunnan määrä kirjattiin valumahuipun aikaan 3–4 kertaa vuorokaudessa ja muuna aikana kahdesti viikossa. Pintavalunta mitattiin vain heinälaitumelta. (Saarijärvi ym. 2006b).

Heinäladun hehtaari tuotti 12,2 tn ja apilaheinäladun 11,4 tn kuiva-ainetta vuodessa. Apilan osuus apilaheinälaitumella kasvoi vuosien mittaan. Heinälaitumen energiakorjattu vuotuinen maitotuotos oli keskimäärin $13\,380 \text{ kg ha}^{-1}$ ja apilaheinälaitumen vastaavasti $12\,210 \text{ kg ha}^{-1}$, joten apilalaidun tuotti noin 90 % lannoitetun heinälaitumen maitotuotoksesta. Laitumien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa.

Nurmivuosien 2001–2003 aikainen huuhtouma on esitetty Taulukossa 14. Huuhtouman typpipitoisuus sekä määrä kasvoivat vuosien mittaan merkittävästi (Kuva 22). Uusimisvuoden aikana heinälaitumelta huuhtoutui

Taulukko 14. Heinä- ja apilaheinälaitumen keskimääräinen typen saanti ja poistuma kolmen nurmivuoden sekä uusimisvuoden aikana. Koko kierron (kolme laidunvuotta ja yksi uusimisvuosi) ajalle laskettuna heinänurmen tase oli 73 kg ha⁻¹ ja apilaheinänurmen -5 kg ha⁻¹. (Saarijärvi ym. 2006b).

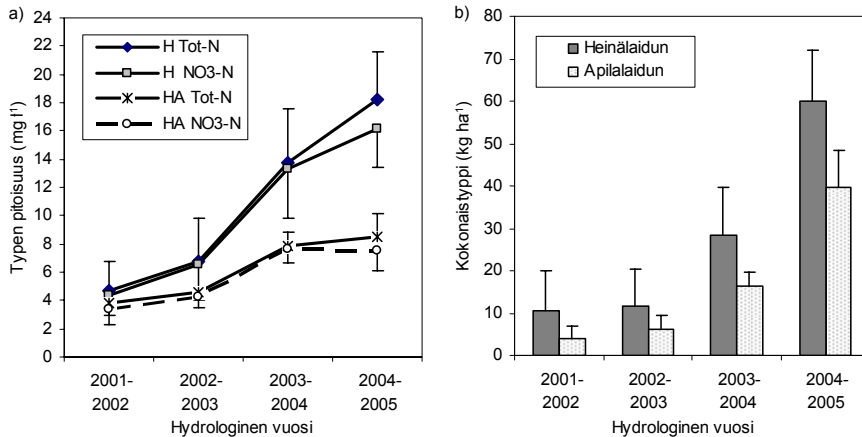
	Laidunvuodet		Uusimisvuosi	
	Heinä	Apila	Heinä	Apila
Typen saanti (kg ha⁻¹ v⁻¹)				
Lannoitteet	220	0	0	0
Väkirehu	67	62	15	15
Laskeuma ^{a)}	3	3	4	4
Biologinen N sidonta ^{b)}	0	150	0	0
Kokonaissaanti (kg ha⁻¹ v⁻¹)	290	215	19	19
Typen poistuma (kg ha⁻¹ v⁻¹)				
Sato			144	143
Maito	69	66	20	20
Sonta ja virtsa lypsyaikana	71	66	19	19
Ammoniakin haihdunta ^{c)}	16	Em	Em	Em
Dityppioksiduulin haihdunta ^{c)}	3	5	Em	Em
Huuhtouma pintavalunnassa	4	Em	3	Em
Huuhtouma salaojavalunnassa	17	9	60	40
Mitattu kokonaispoistuma (kg ha⁻¹ v⁻¹)	180	149	246	222
Vuositase (kg ha ⁻¹ v ⁻¹)	110	69	-227	-203

^{a)} Vuorenmaa ym. 1998 ; ^{b)} Arvio; ^{c)} Saarijärvi ym. 2004; Em, ei määritetty

keskimäärin 20 kg N ha⁻¹ v⁻¹ enemmän kuin apilaheinälaitumelta. Heinälaitumen osalta mitattu laidunvuosien kuormitus (10–28 kg N ha⁻¹ v⁻¹) oli suurempi kuin edellisessä kokeessa (1–2 kg N ha⁻¹ v⁻¹, Saarijärvi ym. 2006a).

Ympäristön kannalta haitallinen typen hävikki oli laidunvuosien aikana melko vähäistä. Esimerkiksi typpeä huuhtoutui 8 % vuotuisesta lannoituksesta. Kolmen vuoden aikana kertyneestä ylijäämästä (315 kg N ha⁻¹) yli 50 % saatiin talteen uusimisvuoden kokoviljasäilörehusadossa sekä syyskasvuston laiduntamisen maitosadossa, kun uudistamisvuonna ei annettu lisätyppeä. Kevätkyntöön ja nopeakasvuiseen typensitojakasvustoon perustunut uusiminen oli tehokas tapa saada maahan jäänyttä typpeä takaisin kierto.

Heinä- ja apilalaitumen typpitaseisiin laskettiin saantipuolelle lannoitteet, laskeuma ja väkirehut, poistupuolelle maito, lypsyn aikana eritteissä navettaan jääneet ravinteet, laitumelta haihtuneet kaasumaiset typpipäästöt sekä pinta- ja pohjavesikuormitus (Taulukko 14). Apilalaitumen typpitaseen tärkein tekijä on symbioottinen typensidonta jonka suuruus voi olla välillä 100–350 kg N ha⁻¹ vuodessa (Whitehead 1995). Nurmen assosiativinen typensidonta on vain muutamia kiloja vuodessa (Jones ym. 2003). Kokeessa ei määritetty biologista typensidontaa, joten sen määrä on estimoitu laitumen kuiva-ainesadon, laitumen hyväksikäyttöasteen, laitumen apilapitoisuuden ja apilan typpipitoisuuden perusteella Saarijärven ym:n (2006b) esittämällä tavalla.



Kuva 22. Heinä- ja apilalaitumelta huuhtoutuneen kokonais- ja nitraattitypen pitoisuudet (a) sekä kokonaisytypen määrä (b) vuosina 2001–2005 (hydrologiset vuodet 1.6.-31.5.). Pystyjana, keskiarvon keskivirhe. Laitumien väliset keskimääräiset erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (Saarijärvi ym. 2006a). H, heinänurmi; HA, apilaheinänurmi; Tot-N, kokonaisytypen pitoisuus valuntavedessä; NO3-N, nitraattitypen pitoisuus valuntavedessä.

Apilan osalta pintavalunnan, ammoniakkin haihtumisen tai typen kaasumaisen emissioiden mukana systeemistä poistunutta typpeä ei otettu huomioon, koska niitä ei mitattu (heinälaitumen osalta typen oksidit: katso Regina ym. 2006, ammoniakkin haihtuminen: Saarijärvi ym. 2006d). Tämä aiheuttaa pientä epätarkkuutta taselaskelmiin, mutta puutteineenkin laskelma antaa melko kattavan kuvan typen kierrosta eri laidunsystemeissä Suomessa. Käytännössä voidaan olettaa, että apilalaitumen typpihävikki ammoniakkin haihtumisen ja pintavalunnan mukana olivat suunnilleen heinälaitumen tasolla, koska apilalaitumen laidunpaine oli sama kuin heinälaitumen ja näin ollen sontaa ja virtsaa tuli pellon pintaan yhtä paljon hehtaaria kohti laskettuna.

Heinälaitumen typpitase oli laidunvuosina keskimäärin $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ja apilalaitumen tase $69 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ylijäämäinen. Koska apilalaidun tuotti lähes saman määrän kuiva-ainetta kuin lannoitettu heinäladunkin ja uusimisen jälkeinen sato oli molemmilla käsittelyillä yhtä suuri (Taulukko 14), typensidonnan on täytynyt olla merkittävää. Toisaalta koska laidun- ja uusimisvuosien aikana apilalaitumelta huuhtoutui vähemmän typpeä kuin heinälaitumelta, apila tuskin sitoi täyttä lannoitetyypen määrää. Tämän perusteella biologisen typensidonnan estimaatti $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ lienee oikeaa suuruusluokkaa. On kuitenkin muistettava, että biologinen typensidonta on hyvin säädeltyä; jos maassa on vapaata mineraalityppeä huuhtoutumisriskiksi asti, kasvi käyttää vapaata typpeä ja sidontaintensiteetti vähenee, mikä vähentää huuhtoutumista. Säättely on erityisen merkittävää juuri laitumella, jossa virtsan mukana tuleva typpi aiheuttaa voimakkaita ajallisia ja paikallisia muutoksia typen konsentraatioissa (Whitehead 1995).

Lopputaseet koko laidunkierron ajalta (3 laidunvuotta ja uusiminen) sisältävät maan typpipoolin muutokset ja denitrifikaation. Laidunvuosien tase on käytännössä samansuuruinen kuin typen porttitase suomalaisilla lypsykarjataloilla ($104 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$), mutta uusimisvuosi huomioiden selvästi alempi (Virtanen & Nousiainen 2005). Niitonurmen ja laitumen välillä on selvä ero: Saarijärven ym:n (2006a) mukaan niitonurmen tase oli negatiivinen ($-18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1} \text{ N}$) kun taas tässä aiemmassa kokeessa heinälaitumelle kertyi typpeä noin $190 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Laitumen voimakas positiivinen typpitase laidunvuosina, sen selvä ero säilörehunurmien typpitaseeseen, ja huuhtoutuneen typen määrä uusimisvuonna antoivat aihetta alentaa laitumen lannoitussuosituksia (aikaisempi: $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, uusi $190 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$), vaikka varsinaisesti typpi-lannoituksen vaikutuksia laitumen satoon selvittävät kokeet jatkuvat vielä.

3.2.3 Typen kierto suojakaistalla

Suojavyöhykkeet vaikuttavat ensisijaisesti maan päällä sekä maan pintakerroksessa tapahtuvaan pintavaluntaan, kun taas salaojavaluntaan niiden vaikutus on vähäinen. Kenttäkokeissa suurimman osan tyypestä on todettu kulkeutuvan salaojavalunnan mukana, joten suojavyöhykkeen vaikutus typpikuormitukseen on arvioitu olevan vähäinen.

Lintupajun koekentällä on tutkittu erilaisten suojakaistojen toimintaa vuodesta 1991 lähtien (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Koalueella viljeltiin kevätiljaa vuosina 1991–2002 ja laidunnettiin nautoja vuosina 2003–2005 laidunnusintensiteetin ollessa $72\text{--}234 \text{ eyvrk ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$ (eyvrk: eläinyksikkövuorokautta). Laidunnuksen vaikutuksesta kentälle tuli typpeä arviolta 10 kg ha^{-1} vuodessa. Suojakaistojen yläpuoliselle laitumelle levitettiin vuosittain typpeä $130\text{--}185 \text{ kg ha}^{-1}$, mikä noudattaa laitumen uusia typpilannoitussuosituksia. Heikon kasvuston takia myös laidunkaistat saivat typpilannoituksen kesällä 2003 (150 kg N ha^{-1}) ja keväällä 2004 (80 kg N ha^{-1}). Viljaa viljeltäessä nurmi- ja luonnonkaistaruutujen tuloksia verrattiin ilman suojakaistaa viljeltyyn ruutuun, ja laidunkokeessa niitä verrattiin laidunnettuun suojakaistaruutuun.

Kymmenen metrin levyiset suojakaistat poistivat kevätiljamaan pintavalunnan kokonaistyyppikuormasta $40\text{--}60 \%$. Laitumella kokonaistyyppikuormitus ($1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$) oli pienempi kuin kevätiljamaalla ($3\text{--}6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$), eikä suojakaistoilla ollut vaikutusta kuormituksen suuruuteen (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Laitumen uusien lannoitussuositusten mukainen typpilannoitus vähensi osaltaan typen määrää pintavalunnassa.

Maaperän mikrobibiomassa ja typen kierron potentiaalinen aktiivisuus

Lintupajussa tehdyt maaperämikrobiologiset määritykset osoittivat, että suojakaistojen perustaminen ja niiden erilaiset hoitotavat muuttavat maaperän mikrobiston kokonaismäärää ja mikrobiston suorittamia typenkiertoon liitty-

viä potentiaalisia mikrobiaktiivisuuksia. Maaperän mikrobibiomassan määrä nousi suojakaistoilla peltoon verrattuna. Arvot olivat luonnonkasvikaistalla jopa hivenen nurmikaistaa korkeammat (Uusi-Kämpä & Palojarvi 2006).

Maaperän mikrobiston potentiaalinen kyky vapauttaa typpeä eloperäisestä aineksesta (typen nettomineralisaatio) näytti olevan yhteydessä mikrobiston kokonaismäärään, eli olevan suojakaistoilla peltoa suurempi. Epäorgaanisessa muodossa olevan ammoniumin hapettaminen nitraatiksi taas oli potentiaalisesti tehokkaampaa peltomaassa, mikä selittynee sillä, että peltomaan mikrobisto on sopeutunut suojakaistoja korkeampiin ammoniumin määriin lannoituksen seurauksena. Maaperän mikrobiston potentiaalinen kyky pelkistää nitraattia denitrifikaation kautta taas oli parempi suojakaistoilla. Tulos on johdonmukainen mikrobiston kokonaismäärän kanssa.

Typen kierron potentiaalisia aktiivisuuksia mittaamalla saatiin esille erilaisen peltomaan ja suojakaistojen käyttö- ja hoitotapojen vaikutuksia. On kuitenkin huomattava, että maaperän mikrobiston potentiaalinen tehokkuus eri typen kierron prosesseissa ei välttämättä kerro tapahtumista peltolosuhteissa, sillä niihin vaikuttavat erilaiset ympäristöolosuhteet kuten maan kosteus, lämpötila sekä saatavilla oleva ammoniumin, nitraatin ja liukoisen hiilen määrä. Tuloksia voidaan parhaiten hyödyntää, kun typen kiertoa voidaan mallintaa perustuen todellisille mitatuille arvoille ja mallinnuksen avulla arvioidaan eri suojakaistojen merkitystä ympäristökuormitukselle.

Typen mallintaminen

Matemaattisen mallin COUP (Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system) avulla tehtiin synteesi Lintupajun suojakaistakoekentän mittaustuloksista sekä tarkasteltiin typen kiertoa suojakaistoilla ja varsinaisella laidunalueella. COUP-malli on dynaaminen, prosessipohjainen malli, joka laskee veden ja lämmön vuon sekä typen ja hiilen kierron maaprofiilissa. Mallinnus perustui mitattuun pintavaluntaan, maan kosteuteen, maan fysikaalisiin, kemiallisiin ja mikrobiologisiin ominaisuuksiin.

Pintavalunnan mallintaminen savimaassa onnistui vasta, kun makrohuokosten kautta tapahtuva oikovirtaus oli otettu huomioon. Nurmikaistan maankosteus oli laidunnettua peltoaluetta pienempi erityisesti pintakerroksissa, mikä mallinnuksessa selittyi sekä suuremmalla juuritiheydellä että tiheämmällä ja korkeammalla kasvustolla. Kahden vuoden kumulatiivinen haihdunta nurmikaistalta oli 130 mm suurempi kuin laidunnetulta alueelta.

Simuloitu kasvuston typen otto oli vuosittain laidunnetulla peltoalueella 115–140 kg ha⁻¹, niitetyllä nurmikaistalla 44 kg ha⁻¹ ja niittämättömällä luonnonkaistalla 38 kg ha⁻¹. Typen huuhtouma laidunnetulta peltoalueelta oli 22–23 kg ha⁻¹ vuodessa. Niitetyltä nurmikaistalta huuhtoutui noin 7 kg ha⁻¹ ja luonnonkaistalta 5 kg ha⁻¹ typpeä vuodessa. Satunnainen ja lyhytkestoinen lai-

dunnus ei näyttänyt lisäävän epäorgaanisen typen huuhtoutumista (Rankinen ym. 2006).

Simuloitu denitrifikaatio laidunnetulla alueella vaihteli 0,2–1,5 kg ha⁻¹ vuodessa. Denitrifikaatio luonnonkaistalla oli suurempi, noin 0,8 kg ha⁻¹, kuin nurmikaistalla, missä se oli vain 0,15 kg ha⁻¹. Mallinnettu typpitase näiden kahden vuoden aikana oli lannoitetulla alueella positiivinen. Suojakaistoilta huuhtoutui selvästi vähemmän typpeä, koska niitä ei lannoitettu, mutta myös maan mikrobiologinen aktiivisuus oli alhaisempi (Rankinen ym. 2006).

3.2.4 Typen kaasumaiset päästöt

Laitumet

Dityppioksidin (N₂O) päästöjä mitattiin Maaningalla hietamaalla olleelta laitumelta ja Jokioisilla savimaalla sijainneelta laitumelta (Regina ym. 2006). Maaningan laidunkokeessa mitattiin myös ammoniakkipäästöjä n. viikon ajan levityksistä. Haihtunut ammoniakki (NH₃) ja dityppioksidi (N₂O) mitattiin sonnan ja virtsan kertaerityksestä. Mittaukset tehtiin simuloituista keskimääräisen kokoisista virtsalaikuista (2,37 kg) ja sontakasoista (2,47 kg) sekä N₂O myös puhtaan maan kohdalta. Näiden erotuksena saatiin laskettua virtsan tai sonnan aiheuttama päästö. Jokioisilla tulokset saatiin kolmella maalajilla täytetyiltä lysimetreiltä. Kasvihuonekaasunäytteet otettiin noin kahden viikon välein, ja tulosten perusteella laskettiin vuotuinen kaasupäästö jokaiselle mitauspisteelle. Typen kaasumaiset päästöt laidunhehtaaria kohti laskettiin eritteiden ja puhtaan maan pinta-alapeittävyyden (%) perusteella. Eritteiden peittoala laskettiin kertaerityksen vaatiman pinta-alan ja eritysten lukumäärän per laidunvuorokausi perusteella (Saarijärvi ym. 2006c).

Ammoniakkityppeä haihtui laidunhehtaarilta 17 kg vuodessa (Taulukko 14). Ammoniakki haihtui nopeasti varsinkin virtsalaikun kohdalta, ja 79 % ammoniakin kokonaishaihdunnasta tapahtui levitystä seuraavien ensimmäisten 44 tunnin aikana. Huippuarvo (0,52 g NH₃-N m⁻² h⁻¹) virtsalaikusta mitattiin kesäkuun jaksolla neljä tuntia simuloidun erityksen jälkeen. Ammoniakin haihdunta riippui lämpötilasta ja eniten sitä haihtui iltpäivällä, kun taas aamuyöllä haihdunta oli hyvin vähäistä. Molemmilla jaksoilla sääolosuhteet suosivat ammoniakin haihtumista (kuiva, lämmin ja tuulinen sää), joten mitatut arvot ovat luultavasti keskimääräistä suurempia. Virtsan tyypestä haihtui ammoniakkina 17,2 %, kun taas sonnan tyypestä haihtui vain 1,3 %, joten ammoniakin kannalta sonta on melko merkityksetön lähde.

Vuotuinen dityppioksidipäästö laitumilta vaihteli välillä 1–5 kg N₂O-N ha⁻¹ v⁻¹ (Taulukko 15). Suurimmat kokonaispäästöt tulivat hietaisilta mailta: Maaningan laitumelta sekä hiedalla täytetyiltä lysimetreiltä. Virtsa- ja

Taulukko 15. Dityppioksidin päästöt laidunhehtaarilta Maaningalla ja Jokioisilla arvioituna taustapäästön sekä simuloitujen virtsa- ja sontalaikkujen päästöjen avulla (Regina ym. 2006). N₂O-N (%), prosenttiosuus sonnan ja virtsan tyypestä, joka haihtui dityppioksidityyppenä.

Maalaji/ levitysaika	Vuospäästö (kg N ₂ O-N ha ⁻¹ v ⁻¹)			N ₂ O-N (%)
	Kontrolli	Virtsa + sonta	Yhteensä	Virtsa + sonta
Hieta ^{a)}				
10.6.2002	1,26	1,27	2,26	0,69
24.8.2002	2,29	1,31	3,11	0,56
11.6.2003	2,20	1,82	3,55	0,89
26.8.2003	3,34	2,04	4,66	0,91
Savi ^{b)}	2,60±2,43	-	2,60±2,43	
Savi ^{c)}				
16.6.2003	0,45	0,73±0,04	1,18	0,57±0,03
26.8.2003	0,17	0,68±0,17	0,88	0,37±0,12
Hiesu ^{c)}				
16.6.2003	0,32	0,78±0,24	1,10	0,61±0,29
26.8.2003	0,40	0,71±0,03	1,11	0,23±0,02
Hieta ^{c)}				
16.6.2003	0,40	4,32±0,64	4,72	3,06±0,84
26.8.2003	0,56	1,57±0,34	2,13	0,73±0,63

^{a)}Laidun Maaningalla, ^{b)}Laidun suojakaistojen yläpuolella Jokioisilla, ^{c)}Lysimetrit Jokioisilla. Hajontaa ei voitu joka tapauksessa laskea, koska joko virtsan ja sonnan päästö on laskettu vähentämällä laikkujen keskiarvosta kontrollien keskiarvo tai koska rinnakkaisia oli vain kaksi (kontrollilysimetrit).

sontalaikkujen vaikutus jatkui pitkään; pääsääntöisesti niiden vaikutus oli havaittavissa vielä levitystä seuraavalla kasvukaudella.

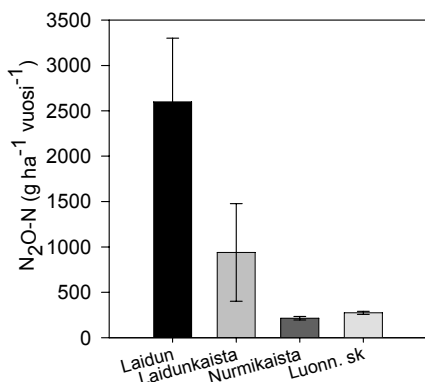
Talvikauden dityppioksidiemissiot olivat hyvin korkeat, ja ne muodostivat keskimäärin n. 50 % koko vuoden emissioista. Yleensä talvikauden dityppioksidiemissiot on liitetty maan jäätymsulamissykleihin (Teepe 2001). Tässä tutkimuksessa emissiot pysyivät korkealla tasolla, vaikka ilman lämpötila oli useita vuorokausia alle -20 °C. Koska lumipeite oli samanaikaisesti paksu (> 30 cm), pysyi maan lämpötila 5 cm syvyydessä -0,1 ja -1,8 °C välillä, mikä on todennäköisesti pääsyy havaittuihin emissioihin. Havainto osoittaa, että dityppioksidiemissioihin vaikuttavat mekanismit tunnetaan vielä puutteellisesti.

Keskimäärin kaikkien virtsa- ja sontalaikkujen sisältämästä tyypestä 0,9 % haihtui dityppioksidina vuoden aikana (Taulukko 15). Tämä on vain noin puolet oletuspäästökertoimesta, jonka mukaan kasvihuonekaasuinventaarissa lasketaan laitumien päästöt (2 %). Kirjallisuudessa arviot laitumien dityp-

pioksidipäästöistä vaihtelevat välillä 0,3–7,3 % lisätyn typen määrästä (Flessa ym. 1996, Goossens ym. 2001, Anger ym. 2003). Havaintojen avulla saadaan kasvihuonekaasuinventaarioon tarkemmat arviot laiturien N_2O -päästöistä.

Suojakaista

Dityppioksidin päästöjä mitattiin Jokioisilla myös laitumen alapuoliselta suojakaistalta. Erityyppisten suojakaistojen päästöt vaihtelivat välillä 0,2–0,9 kg $N_2O-N ha^{-1} v^{-1}$ (Kuva 23). Tulokset osoittivat, että suojakaistat eivät ole merkittävä dityppioksidin lähde. Päästöt olivat erittäin alhaiset verrattuna yläpuolella olevaan laitumeen, ja suomalaisiin peltomaihin yleensäkin. Laidunkaistoilta päästöt olivat korkeammat kuin muilta suojakaistoilta, koska ne lannoitettiin kyseisenä vuonna toukokuussa toisin kuin muut suojakaistat.



Kuva 23. Dityppioksidin päästöt (\pm keskiarvon keskivirhe) laitumelta ja suojakaistoilta ajalla 5/2003 - 5/2004.

3.3 Typpitaseen käyttö huuhtoutumisen arvioinnissa

Tapio Salo^{a)}, Eila Turtola^{a)}, Juha Grönroos^{b)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, tapio.salo@mtt.fi, eila.turtola@mtt.fi

^{b)}Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, juha.gronroos@ymparisto.fi

Maassa oleva nitraatti on altis huuhtoutumiselle, mutta typpeä voi huuhtoutua osin myös ammoniumina ja orgaanisena typpenä. Typen kulkeutuminen voi tapahtua joko pintavirtauksen mukana tai se voi huuhtoutua juuristovyöhykkeen alapuolelle juurten ulottumattomiin ja joutua salaojavaluntaan tai pohjaveteen (Kuva 15). Maassa liikkuvan veden määrän kasvu lisää huomattavasti typen huuhtoutumisaltiutta. Huuhtoutumisaltiuteen vaikuttavat sademäärän ohella pohjaveden korkeus ja maan läpäisevän veden määrä. Kuivuus heiken-

tää kasvien kykyä ottaa typpeä juuristovyöhykkeestä ja lisää huuhtoutumiselle alttiiksi jäävän typen määrää. Turvemaiilla huuhtoutumisriski on erityisen suuri, koska orgaanisesta typestä vapautuu runsaasti vesiliukoista epäorgaanista typpeä.

Typpitaseiden laskeminen on valittu yhdeksi tärkeimmistä maatalouden ympäristövaikutusten indikaattoreista (OECD 2002). Typpitase voidaan laskea monella eri tavalla ja tässä tutkimuksessa tarkasteltiin peltotasetta, jossa lasketaan peltoon lannoituksessa tulevat ja sieltä sadon mukana lähtevät ravinteet (Salo & Turtola 2006). Tavoitteena oli löytää yksinkertaiset yhtälöt kuvaamaan typpitaseen suhdetta typen huuhtoutumiseen (Grönroos 2003).

Huuhtoutumiskenttien aineistot

Tutkimus aloitettiin kartoittamalla MTT:n aineistot, joissa oli mitattu typen huuhtoutumista ja joista pystyttiin laskemaan typpitase (Taulukko 16). Typen huuhtoutumamittauksia kerättiin kolmelta huuhtoutumiskentältä, Jokioisilta 1980–2001, Toholammelta 1992–2001 ja Tohmajärveltä 1980–2001 sekä Jokioisten lysimetrikentältä (1984–1998). Kentiltä kerättiin huuhtoutumis-, sato- ja toimenpidetiedot sekä muut mittaustiedot. Niiden perusteella laskettiin vuosittaiset typpitaseet sekä typen huuhtoutuminen jakaen vuodet kevävalunnan päättymisen mukaan.

Typpitaseen ja huuhtoutumisen vertailu

Ensimmäisissä tarkasteluissa jokaisen koeruudun vuosittainen typpitase ja typen huuhtoutuminen esitettiin samoissa kuvissa ja laskettiin selittäviä yhtälöjä. Vuosittaisen taseen ja typen huuhtoutumisen yhteyttä ei koko aineistossa voinut havaita. Tohmajärven turvekentän typpitaseet olivat järjestään negatiivisia, ja typen huuhtoutuma ei ollut riippuvainen typpitaseesta.

Koska vuosittaisilla taseilla ja typen huuhtoutumalla ei näyttänyt olevan kenttäkohtaisessa tarkastelussa selkeää yhteyttä, jaettiin kenttien aineistot tiettyä viljelykiertoa kuvaaviin osiin. Tarkasteluun otettiin yhteensä 11 ajanjaksoa ja viljelykiertoa (Taulukko 16). Viljelykierroille laskettiin myös typpihuuhtouman ja typpitaseen keskiarvot koejaksolta, jolloin vuosittaisen sadannan ja huuhtoutumisen aiheuttama vaihtelu saatiin poistettua.

Viljakiertojen vuosittaisten arvojen paras selitysaste regressioanalyysissä saatiin Kotkanojan kultivointijaksolla (1994–2000):

$$\text{Huuhtoutuminen} = 5 + 0,16 \cdot \text{typpitase}; \quad R^2 = 0,46; p < 0,001 \quad (8)$$

Viljelykierroissa, joissa avokesanto seurasi viljan tai nurmen viljelyä, typpitaseen ja typpihuuhtouman keskiarvoilla oli selkeä yhteys.

Taulukko 16. Huuhtoutumiskentiltä valitut koejaksot. Kotkaojan kenttä on savimaalla Jokioisissa ja Toholammen kenttä hietamaalla.

Kenttä	Ajanjakso	Koekasvit	ruutuja/vuosi
Kotkanoja	1980-1984	nurmi	8
Kotkanoja	1980-1986	vilja	6
Kotkanoja	1980-1990	vilja/nurmi +avokesanto	8
Kotkanoja	1980-1990	vilja/nurmi +viherkesanto	8
Kotkanoja	1994-2000	vilja (kyntö)	8
Kotkanoja	1994-2000	vilja (säntki+kultivointi)	8
Toholampi	1992-1996	nurmi	16
Toholampi	1997-2000	nurmi	16
Lysimetrit	1984-1986	nurmi	32
Lysimetrit	1984-1986	apila	8
Lysimetrit	1984-1986	vilja	40

$$\text{Huuhtoutuminen} = -13 + 0,57 \cdot \text{typpitase}; R^2 = 0,71; p=0,005 \quad (9)$$

Tällöin maahan viljelykierron alussa varastoitunut typpi (typpitase 10–50 kg ha⁻¹ v⁻¹) huuhtoutui avokesannon aikana. Jos viljan tai nurmen viljelyä seurasi viherkesanto, typpitaseella oli jopa negatiivinen vaikutus huuhtoutumiseen.

Nurmen typen huuhtoutumisen parhaat selitysasteet saatiin Toholammen lietalannan levityskokeesta (1992–1996), jolla keskiarvojen käyttö selitti 60–80 % vaihtelusta (Kuva 24) ja vuosittaisten arvojen käyttö 30–40 % vaihtelusta. Toholammen käsittelyihin sisältyi lietalannan levitys joulukuussa, mikä johti korkeisiin typen huuhtoutumahävikkeihin eikä ole nykyisin sallittu levitysjankoa. Toholammen aineisto analysoitiin sekä näiden koeruutujen kanssa että ilman niitä.

Talvilevitys mukana:

$$\text{Huuhtoutuminen} = 5 + 0,21 \cdot \text{typpitase}; R^2 = 0,80; p < 0,001 \quad (10)$$

Talvilevitys poistettu:

$$\text{Huuhtoutuminen} = 8 + 0,09 \cdot \text{typpitase}; R^2 = 0,59; p < 0,001 \quad (11)$$

Lysimetrien selitysasteet olivat apilalla ja nurmella alle 20 % sekä viljalla parhaimmillaan 34 %.

Regressioyhtälöiden tarkastelu

Kuvissa 25 ja 26 on esitetty edellä esitettyjen yhtälöiden 9 ja 10 sekä aikaisemmin käytetyn yhtälön, jossa huuhtouma oli 33 % typpitaseesta (Grönroos & Seppälä 2000) graafinen tarkastelu. Kuvissa käytettiin myös norjalaisessa

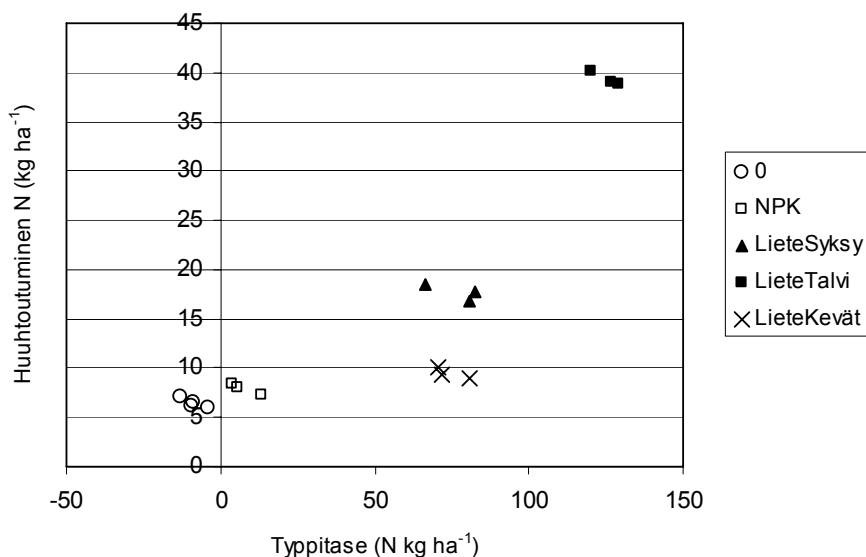
tutkimuksessa (Korsaeth & Eltun 2000) typen huuhtoutumisen ja typpitaseen välillä vilja- (yhtälö 12) ja nurmikierrossa (13) saatuja regressioyhtälöitä:

$$\text{Huuhtoutuminen} = 31 + 0,16 \cdot \text{typpitase}; \quad R^2=0,87, n=42 \quad (12)$$

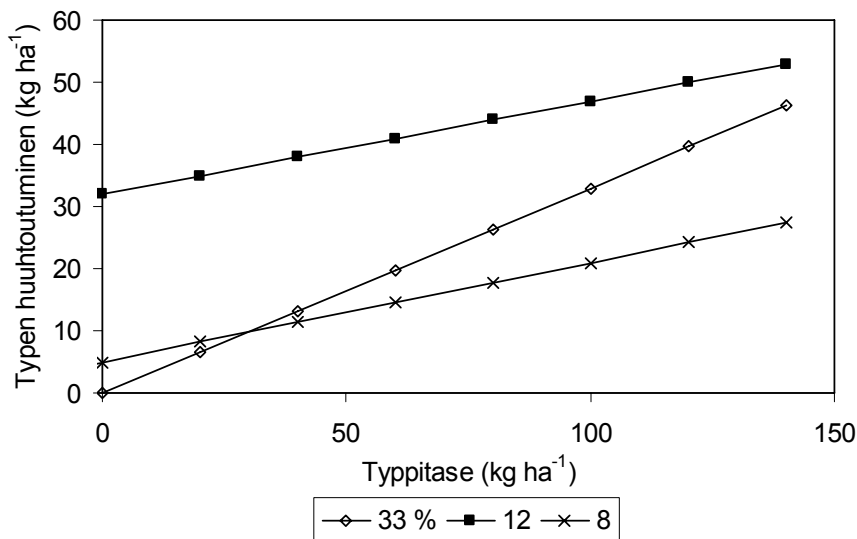
$$\text{Huuhtoutuminen} = 25 + 0,10 \cdot \text{typpitase}; \quad R^2=0,65, n=42 \quad (13)$$

Verrattuna elinkaarianalyysissä aikaisemmin käytettyyn 33 %:n huuhtoutumisyhtälöön (Grönroos & Seppälä 2000), sekä suomalaiset että norjalaiset (Korsaeth & Eltun 2000) tulokset tukevat lineaarista yhtälöä, joka muodostuu vakioista ja typpitaseen kertoimesta (Kuvat 25 ja 26). Vakioterminä on pelto-kohtainen ominaisuus, joka riippuu mm. maalajista, orgaanisen aineksen laadusta ja määrästä ja vuosikymmenien mittaisesta viljelyhistoriasta.

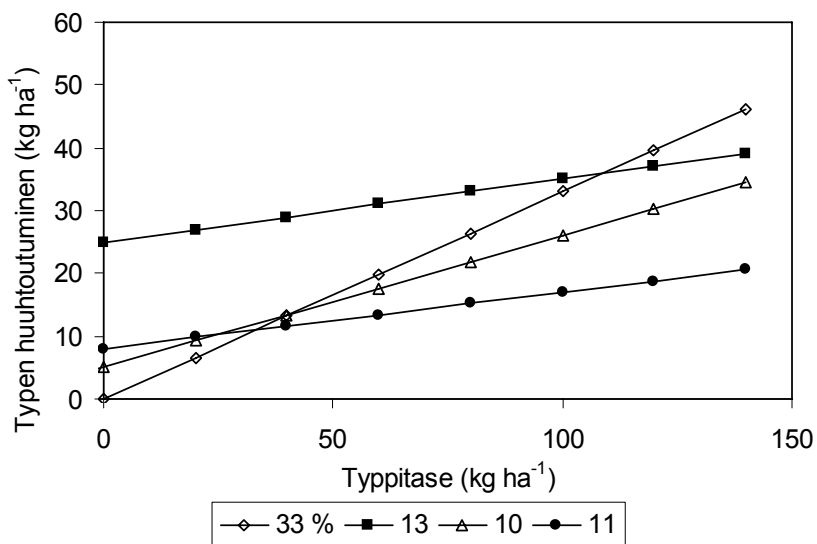
Typpitase selitti vuosittaista huuhtoutumista parhaimmillaankin vain noin 50 % selitysteitse. Typpitaseen onkin todettu olevan ennen kaikkea potentiaalisen eikä todellisen huuhtoutumisen mittari (Parris 1998). Suomalaisessa ilmastossa vuosittainen valunnan jakautuminen vaikuttaa huomattavasti typen huuhtoutumiseen. Vuosittaisiin taseisiin perustuvat arviot eivät voikaan vaihtelevissa ilmasto-oloissamme tuottaa hyvää selitystä typen huuhtoutumiselle. Useamman vuoden keskiarvoista laskettava typpitase antaa sen sijaan hyvän pohjan arvioida typen potentiaalista huuhtoutumista (Salo & Turtola 2006).



Kuva 24. Koeruutujen keskiarvona lasketun typpitaseen ja typen huuhtoutumisen yhteys Toholammin huuhtoutumiskentällä 1992–1996.



Kuva 25. Typen huuhtoutumisen ja typpitaseen välinen yhteys viljakierrossa. Typpitaseen ja typen huuhtoutumisen välinen yhteys on laskettu yhtälöllä 8, 33 % on Grönroosin & Seppälän (2000) ja yhtälö 12 Korsæth & Eltunin (2000) mukaan.



Kuva 26. Typen huuhtoutumisen ja typpitaseen välinen yhteys nurmikierrossa. Typpitaseen ja typen huuhtoutumisen välinen yhteys on laskettu yhtälöllä 10 ja 11, 33 % Grönroosin & Seppälän (2000) ja yhtälö 13 Korsæth & Eltunin (2000) mukaan.

4 Karttatietoa pohjaksi päätöksentekoon

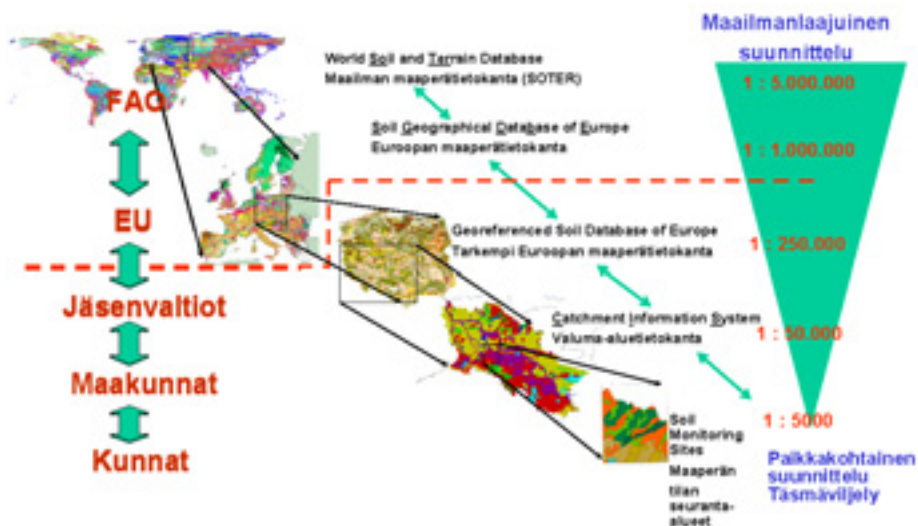
Maa- ja metsätaloudessa tarvitaan karttapohjaista maaperätietoa monessa eri mittakaavassa (Kuva 27). Paikkatietoa maalajien levinneisyydestä ja maan ominaisuuksista (spatiaalista maaperätietoa) tarvitaan mm. maa- ja metsätaloustaloustuotannon ohjaustoimien suunnittelussa, laadittaessa arvioita maatalouteen kohdistuvien politiikkatoimien ympäristövaikutuksista, maa- ja metsätalouden ja ilmastonmuutoksen välisten suhteiden tarkastelussa, kehitettäessä luonnonvarojen kestävästä käytöstä indikaattoreita, erilaisten ympäristöriskien arvioinnissa ja kansainvälisessä tutkimusyhteistyössä.

Eurooppalaisen maankäyttö- ja ympäristöpolitiikan luomista vaikeuttavista tekijöistä tärkeimpiä on digitaalisen spatiaalisen maaperätiedon puute (European Soil Bureau, 1998, s. 1). Ongelma on myös kansallinen. Maaperää koskeva tieto on hajallaan eri lähteissä, ja usein se kattaa vain pieniä alueita, jolloin sen pohjalta ei voi tehdä valtakunnallisia yleistyksiä. Tietojen käytökelpoisuus kansainvälisessä yhteistyössä voi lisäksi olla huono tiedon kansallisen luonteen takia. Tiedon yleistä käytettävyyttä huonontavat se, että on käytetty erilaisia mittaamenetelmiä samasta asiasta ja että esimerkiksi maalajit on nimetty kansallisen luokittelun perusteella.

Maaperäkartat ovat perinteisiä maaperää koskevan tiedon lähteitä. Paikkatietotekniikan (GIS, Geographical Information System) laajan käyttöönoton myötä kartoista on tullut digitaalisia tietokantoja (Kuva 27), joista voi tulostaa erilaisia teemakarttoja. Ne voivat sisältää myös monenlaista ominaisuustietoa. Poliitikot ja lainsäädännön valmistelijat käyttävät yleisesti valtakunnallisia ja seutukunnallisia karttoja hahmottaessaan erilaisten toimien tarpeellisuutta ja säädösten potentiaalisia vaikutuksia.

Edellistä tarkemmassa mittakaavassa karttapohjaista maaperätietoa kaivataan täsmäviljelyssä, jossa tuotantopanosten määrää lohkon sisällä säädellään lohkon taustiedon perusteella. Lohkon ominaisuuksien sisäisestä vaihtelusta kerätään tietoa sekä suoraan (ravinteisuus, maalaji, eloperäisen aineksen määrä) että epäsuorasti (satokartat, topografia). Lisäksi voidaan kerätä ajallisesti muuttuvaa tietoa mittaamalla esimerkiksi maan kosteuden vaihtelua kasvukauden aikana. Tiedon perusteella määritellään maan sadontuottokyky lohkon eri osissa, minkä perusteella säädellään viljelyyn käytettäviä panoksia. Toteutuessaan täsmäviljely vähentäisi maatalouden ympäristökuormitusta ja parantaisi maatalouden kannattavuutta, koska panosten käyttö voitaisiin optimoida myös lohkon sisällä paikkakohtaisen kasvupotentiaalin tai sadon käyttötarkoituksen mukaiseksi (Booltink ym. 2001).

Täsmäviljelyn hyödyntäminen yleistyy tulevaisuudessa tilakoon kasvaessa sekä peltoviljelyn automaation ja yleisen teknologisen kehityksen edetessä. Täsmäviljelyajattelu on asettanut maaperätutkimuksen uusien haasteiden



Kuva 27. Suunnittelussa karttatietoa tarvitaan monella eri tasolla. Julkisista maaperäkartoista on koottu kansainvälisiä ja kansallisia tietokantoja. Pelto-lohkojen kemiallisista ominaisuuksista on koottua tietoa mm. MTT:n maatieterekisterissä. Myös GTK:n erilaiset tietokannat sisältävät paljon maalajeja koskevaa tietoa, joita on yhdistetty tämän hankkeen tuloksena syntyviin tietokantoihin. Termien suomennokset kirjoittajien. (Montarella ym. 2005).

eteen. Viljelypanosten tehokkaan kohdentamisen tueksi tarvitaan karttatietoa maan sadontuottokykyyn ja lohkon sisäiseen satovaihteluun vaikuttavista maaperätekijöistä. Vaihteluun vaikuttavien tekijöiden mittaaminen ja hallinta on tärkeää siirryttäessä lohko-kohtaisista viljelytoimista tarkemmin paikkaan sidottuun täsmäviljelyyn (Earl ym. 2003). Tällä hetkellä täsmäviljelyn laajamittaisen käytäntöön saattamisen suurimpana esteenä on satoon vaikuttavien maaperäfyysikaalisten tekijöiden hallinnan ja tietoa hyödyntävien mallien puute. Tarkan karttatiedon tuottamiseksi tarvitaan myös nopeita ja edullisia menetelmiä mitata maan ominaisuuksia.

Karttapohjaisen maaperätiedon saatavuuden parantamiseen tähdättiin kahdessa Maaperäohjelman hankkeessa. 'Maaperän informaatiojärjestelmä: maannostietokanta 1:250 000' käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan tietokannan laadinta MTT:n, Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ja Metsäntutkimuslaitoksen (Metla) yhteistyönä. Hanke rakentuu GTK:n tuottaman 1:250 000 –mittakaavaisen geologisen maaperäkartan pohjalle. Maannostietokanta sisältää tyypillisten suomalaisten maalajien ja maannosten levinneisyydet ja maalajien ominaisuuksia (Lilja ym. 2006). Vuoden 2006 alussa tietokanta/kartta kattoi 35 % Suomen maapinta-alasta.

Lohko sisäistä maaperän sähköisten ja fyysikaalisten ominaisuuksien vaihtelua tutkittiin hankkeessa 'Maaperäfyysiikka ja sato (MaSa) - viljelymaan fyysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien hallinta maaperä- ja satokarttojen avul-

la' (Ristolainen ym. 2006a). Siinä selvitettiin, miten eri maaperätekijät selittävät lohkon sisäistä satovaihtelua ja tutkittiin mahdollisuuksia tehdä helpolla tavalla GPS (Geographical Position System) paikannukseen perustuvia karttoja maan fysikaalisesta tilasta geofysikaalisia mittausten menetelmiä käyttäen.

4.1 Maan nimi tiedonsiirron apuneuvona

Markku Yli-Halla^{a)}, Harri Lilja^{b)}

^{a)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, markku.yli-halla@helsinki.fi

^{b)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, harri.lilja@mtt.fi

Maalajin nimi ilmaisee tiivistetysti sen keskeiset ominaisuudet. Suomessa käytössä olevat maalajien nimeämisjärjestelmät perustuvat pääosin maan eloperäisen aineksen pitoisuuteen ja kivennäisaineksen lajitekoostumukseen. Koska maaperämme on nuorta, nämä ovat tarkoituksenmukaisia ja kotimaiseen keskusteluun riittäviä luokitteluperusteita. Useimmilla muilla alueilla maailmassa maaperää on tapana luonnehtia maaprofiiliin syntyneiden horisonttien perusteella. Lähtöaines, ilmasto, kasvillisuus ja pinnanmuodot vaikuttavat siihen, millaiseksi maa aikojen kuluessa kehittyy. Maassa edellä mainittujen tekijöiden vaikutuksesta tapahtuvia prosesseja sanotaan maannostumiseksi, ja sen seurauksena syntyy maannos.

Kansainvälisten yhteyksien lisääntymisen myötä Suomessakin on syntynyt tarve nimetä maitamme maannosnimillä. Liittämällä maan ominaisuustieto maannoksen nimeen maaperäämme koskevat tiedot tulevat kansainvälisesti ymmärrettäviksi ja muita alueita koskevien tietojen kanssa helpommin vertailtaviksi. Käytetyin maannosten luokittelujärjestelmä on FAO:n/Unescon järjestelmä (FAO 1974, 1988). Sen pohjalta on Kansainvälisen Maaperätieteen Seurojen Liiton (IUSS) aloitteesta syntynyt World Reference Base for Soil Resources-järjestelmä (WRB, FAO 1998). Näiden järjestelmien yleispiirteistä ovat suomeksi kirjoittaneet Yli-Halla ym. (2000). WRB-järjestelmä vakiintunee EU:n viralliseksi luokittelujärjestelmäksi.

4.1.1 Maaperä eurooppalaisena kysymyksenä

EU:n komissio on hyväksynyt maaperän suojelua käsittelevän tiedonannon "Towards a Thematic Strategy for Soil Protection - Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa" (Euroopan yhteisöjen komissio 2002). Tiedonannossa tunnistettiin kahdeksan maaperän tilaa uhkaavaa vaaraa: eroosio, eloperäisen aineksen väheneminen, maaperän saastuminen, maaperän tiivistyminen, maaperän biologisen monimuotoisuuden väheneminen, suolaantuminen, maaperän sulkeminen rakentamisella ja hydrogeologiset riskit: tulvat ja maanvyörymät. EU:n pyrkimyksenä on kohdentaa maaperätiedon tiedonkeruuta ja tiedon raportointijärjestelmiä. Tätä tietoa hyödynnetään mm. arvioi-

taessa maataloustuotantoa ja ympäristöä uhkaavia riskejä, mikä puolestaan on pohjana eurooppalaisen ympäristöpolitiikan ja maataloustuotantoa ohjaavien ympäristösäännösten laadinnassa (Esimerkkejä: European Soil Bureau 1999, s. 171-182).

Vähitellen on pyrkimys saada aikaan myös EU:n laajuinen maaperää koskeva tietojärjestelmä (European Soil Information System, EUSIS). Sen pohjana on digitaalinen maannosluokitukseen perustuva maaperäkartta ja siihen liittyvä numeerinen maaperää koskeva paikkatieto (Le Bas ym. 1998). EU-komission alainen Euroopan Maaperätoimisto on jo julkaissut ohjeet tarkemman maaperäkartan (1: 250 000) laatimiseksi (European Soil Bureau 1998). Puitedirektiivi tullee suosittamaan 1:250 000-mittakaavaisten maaperäkarttojen käyttöä riskialueiden rajausten lähtökohtana. Sitä varten Suomesta tarvitaan maaperää koskevaa aikaisempaa yksityiskohtaisempaa paikkatietoa, sillä Suomen osuus nykyisellä Euroopan maaperäkartalla (1:1000 000) on hyvin yleisluontoinen, eivätkä maaperää koskevat ominaisuustiedot ole helposti saatavilla.

4.1.2 Karttatieto suomalaisesta maaperästä

Hankkeessa 'Maaperän informaatiojärjestelmä: maannostietokanta 1:250 000' (Yli-Halla ym. 2003) tehtävän suomalaisen maannoskartan pohjana oleva GTK:n maaperäkartta tehdään maastohavaintojen sekä kartta- ja ilmakuvatulkinnan perusteella. Käytettäviä aineistoja ovat mm. erilaiset GTK:n tekemät kartoitukset ja havainnoinnit, kairaukset ja analyysit. Matalalentogofysiikkaa käytetään sekä turpeen paksuuden määrittämiseen että hienoraakeisten sedimenttien rajaamiseen. Ulkopuolisista aineistoista tärkeimmät ovat digitaalinen korkeusmalli ja Maanmittauslaitoksen ylläpitämä maastotietokanta eri mittakaavoissaan. Maalajien nimeämisessä käytetään suomalaista rakennusteknistä luokitusta (Aaltonen ym. 1949, Haavisto 1983). Aineisto tuotetaan 1:250 000 mittakaavassa. Jo kartoitettujen alueiden (lähinnä Etelä-Suomi) aineisto yleistetään numeerisista olemassa olevista 1:20 000 ja 1:100 000 -mittakaavaisista maaperäkartoitusaineistoista.

Maaperäkartoituksen yhteydessä on kerätty myös sellaista lisätietoa, joka mahdollistaa maannostulkinnan. Maa- ja metsätalousministeriön Tietopalvelukeskuksen (TIKE) hallussa olevan peltolohkokisterin ja viljavuusanalyysissä määritettävän lohko-kohtaisen maalajitiedon käyttäminen referenssipisteinä helpottaa suomalaisen luokituksen mukaisen maalajitiedon tulkintaa viljelymaista niiltä alueilta, joilta ei ole 1:20 000 maaperäkarttaa. Vastaavasti Metlan Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) koeloilta keräämä aineisto auttaa maalajin määrittämistä metsämaa-alueilla. Aineiston tuotantoprosessia ovat kuvanneet raporteissaan Nevalainen ym. (2002) ja Yli-Halla ym. (2003). Maannostulkinta on tehty siten, että suomalaisen maalajiluokituksen

Taulukko 17. Maannosnimen (FAO 1998) johtaminen suomalaisen luokituksen mukaisesta pinta- ja pohjamaan maalajista. Maannosnimi kuvaa maaprofiilin ominaisuuksia ja se on kansainvälinen maaperää koskevien tietojen luokitteluperuste.

Pohjamaa	Pintamaa	Maannos
Avokallio	Avokallio	Lithic Leptosols 1
Avokallio	Soistuma	Fibric/Terric Histosols 3
Avokallio	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Kalliomaa	Kalliomaa	Dystric Leptosols
Kalliomaa	Kivikko	Lithic Leptosols 2
Kalliomaa	Soistuma	Gleyic Podzols 1
Kalliomaa	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Kivikko		Lithic Leptosols 2
Lohkareikko		Lithic Leptosols 2
Moreeni	Kivikko	Lithic Leptosols 2
Moreeni	Moreeni	Haplic Podzols 1
Moreeni	Soistuma	Gleyic Podzols 1
Moreeni	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Karkearakeinen lajittunut	Karkearakeinen lajittunut	Haplic Podzols 2
Karkearakeinen lajittunut	Soistuma	Gleyic Podzols 2
Karkearakeinen lajittunut	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Hienojakoinen lajittunut	Hienojakoinen lajittunut	Eutric Regosols
Hienojakoinen lajittunut	Soistuma	Umbric Gleysols 2
Hienojakoinen lajittunut	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Savi	Savi	Vertic Cambisols (1)
Savi	Savi	Eutric Cambisols 2 (2)
Savi	Karkearakeinen lajittunut	Eutric Cambisols 1
Savi	Hienojakoinen lajittunut	Eutric Cambisols 1
Savi	Soistuma	Umbric Gleysols 1
Savi	Ohut turve (30-60 cm)	Fibric/Terric Histosols 2
Paksu turve (>60 cm)		Fibric/Terric Histosols 1
Paksu turve (>60 cm)	Paksu turve	Fibric/Terric Histosols 1
Paksu turve (>60 cm)	Soistuma	Fibric/Terric Histosols 1
Paksu turve (>60 cm)	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 1
	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Eloperäinen		Dystric Gleysols
Eloperäinen (lieju)		Dystric Gleysols
Eloperäinen	Eloperäinen	Dystric Gleysols
Eloperäinen	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Eloperäinen (lieju)	Ohut turve	Fibric/Terric Histosols 2
Eloperäinen	Soistuma	Umbric Gleysols 3

(1) Etelä- ja Lounais-Suomen rannikkoalueilla (2) Rannikkoalueiden ulkopuolella

mukaisesta pinta- ja pohjamaalajista johdetaan maannosnimi (Taulukko 17) MTT:ssä ja Metlassa tehtyjen tutkimusten perusteella. Yli-Halla ym. (2003) ovat tarkastelleet käytettävän maannostulkinnan rajoitteita.

Maatyypit, maannosmaisema ja maaperän suuralue

Euroopan maaperätoimiston ohjeen (ESB 1998) keskeinen termi maannostyyppi (soil body) vastaa muutamien varauksin suomalaisen luokituksen mukaista maalajia (=tietty maaperäkartalla oleva väri). Näiden kuvioiden minimikoko tässä hankkeessa on 6,25 ha. 1:250 000-mittakaavaisessa kartassa tämä on kuitenkin liian pieni kuviokoko, jotta maannosten jakaumaa voisi visuaalisesti hahmottaa. Tästä syystä käyttöön on otettu maannosmaiseman (soilscape) käsite. Maannosmaisema koostuu tavallisesti useammasta, yleensä samantapaista maannosta edustavasta kuviosta, ja näiden karttakuvioiden minimikoko on 150 ha. Maannosmaisema –karttakuviot voidaan puolestaan yhdistää maaperän suuralueiksi (Soil Region).

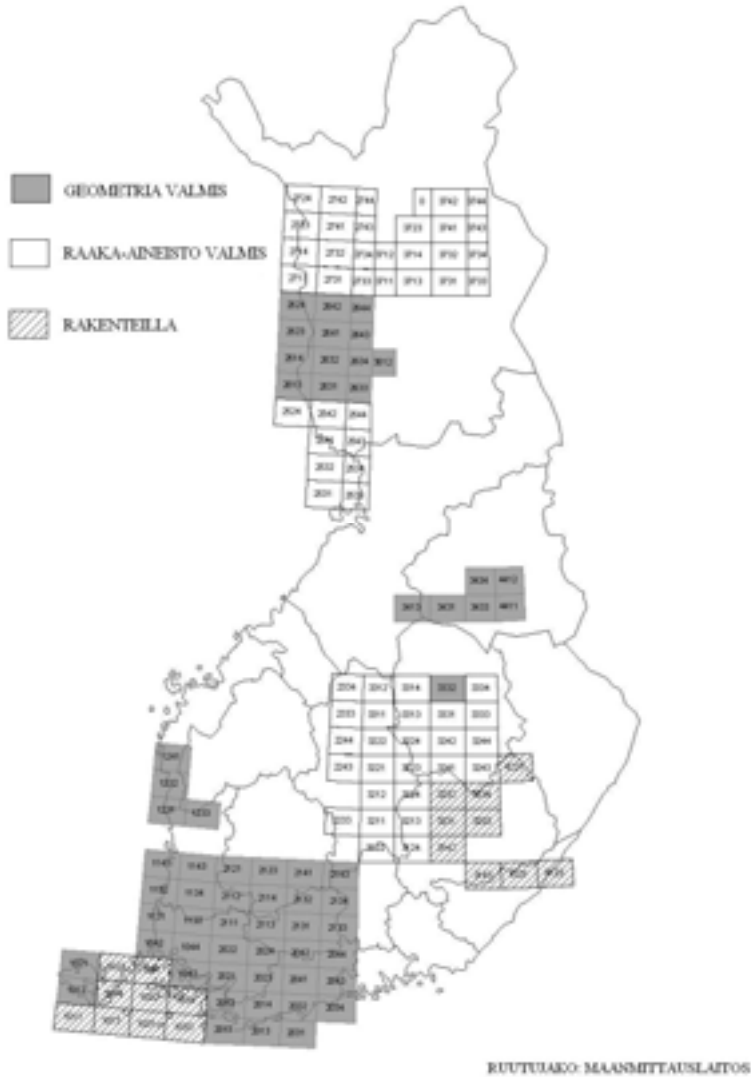
Kuvassa 28 on esitetty maannostietokannan peitto tammikuussa 2006. Maannostulkintaa varten pienet (<6,25 ha) karttakuviot on yhdistetty suurempiin naapurikuvioihin Arcview 3.2:ssa ohjelmalla Arc4You Poly Clean. Tämän jälkeen kuvioille on annettu maannosnimet hankkeessa kehitetyllä Visual Basic (VB)-sovelluksella ArcGIS 8.3:ssa. Kuvassa 29 esitetään Uudenmaan maakunnan maannokset. Maannosmaisemien muodostaminen tietokoneohjelmalla maannoskuviosta on ollut yksi hankkeen haastavimmista tehtävistä. Sovellus on ohjelmoitu VB-ohjelmalla ArcGis 8.3- alustalle. Maannosmaisemaa kuvaavien polygonien luonti tapahtuu siten, että ensimmäisessä vaiheessa valitaan ytiminä toimivat maannoskuviot (soil body). Toisessa vaiheessa näihin ytimiin liitetään VB-sovelluksen avulla iteroimalla tiettyjen sääntöjen mukaan kaikki sellaiset polygonit, joiden koko on alle 150 ha.

Saarten käsittely maannosmaisemien muodostamisessa on vielä työn alla. Uudenmaan maakunnan maannosmaisemat suomalaisten sanallisten luonnehdintojen mukaisesti esitettynä näkyvät Kuvassa 30.

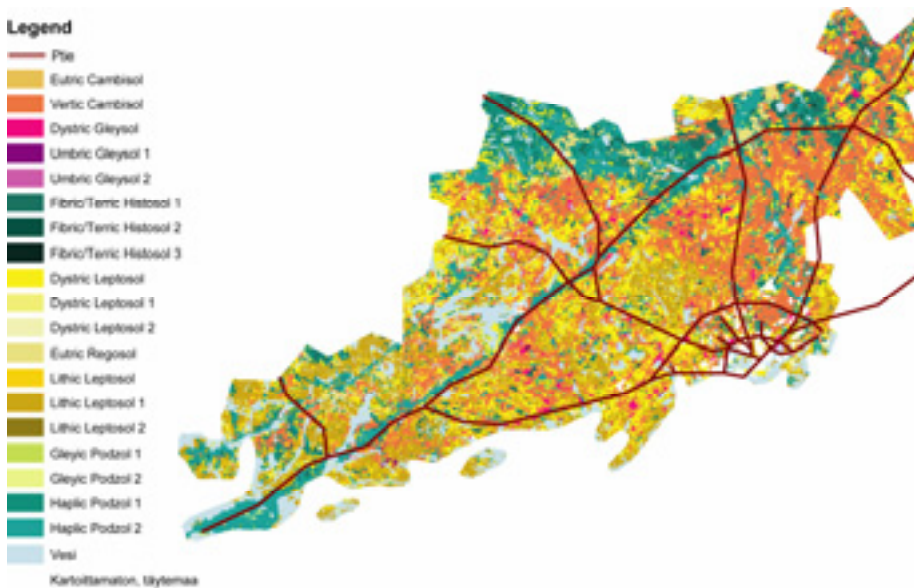
Maalajien ja maannosten ominaisuudet

Euroopan maaperätoimiston ohjeen (ESB 1998) mukaiseen maannostietokantaan kuuluu myös semanttinen osuus, jossa kullekin maannokselle esitetään sen tyypilliset ominaisuudet. Tässä hankkeessa suomalaisille maannoksille ja maalajeille kerätyt ominaisuustiedot perustuvat seuraaviin lähteisiin:

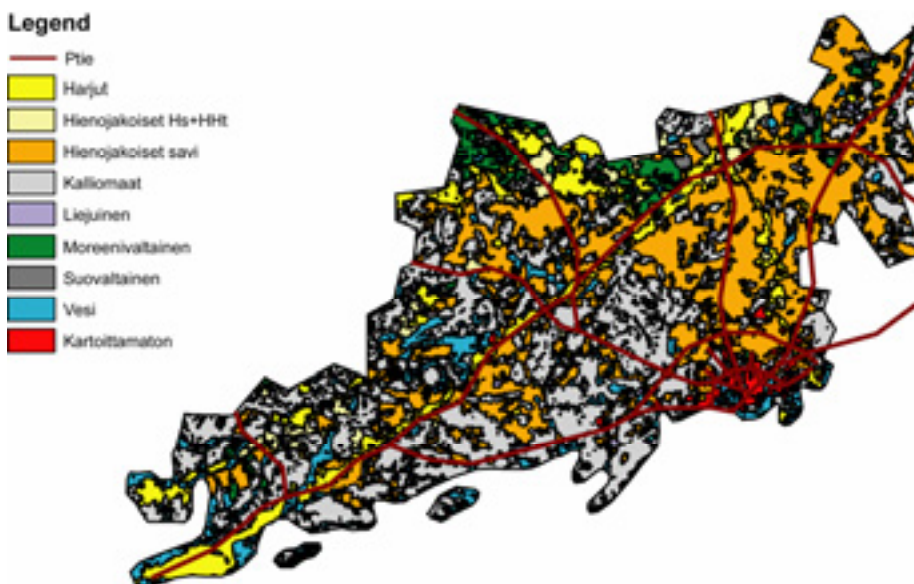
- Tiedot 36:sta MTT:ssä analysoidusta viljelymaaprofiilista. Maannoksen ominaisuudet on määritetty erikseen pintamaalle (Ap-horisontti), muuttuneelle pohjamaalle (B-horisontti) ja muuttumattomalle pohjamaalle (C-horisontti). (Alkuperäisaineisto Yli-Halla ym. 2000).
- MTT:n numeeristettu maatietorekisteri (julkaisematonta aineistoa). Tässä aineistossa on erikseen lajitekoostumusmäärittelyn tulokset pintamaalle (0–20 cm) ja muuttuneelle pohjamaalle (15–80 cm) yhteensä 5561 pisteestä. Kemiallisia analyysejä on 2931 pisteestä.



Kuva 28. Maannostokartoituksen kattavuus tammikuussa 2006. Lounais-Suomessa, Suopohjan alueella, Kainuussa ja Länsi-Lapissa olevien harmaalla merkittyjen alueiden maannostyypin ja maannosmaisemien kuviointi on valmis. Keski-Suomessa, Pohjois-Pohjanmaalla ja Lapissa olevien valkoisella merkittyjen karttalehtien alueelta on laadittu suomalaisen maalajinimistön mukaiset kuviot, mutta niitä ei ole vielä prosessoitu maannoksiksi tai maannosmaisemiksi. Vinoviivoituksella merkittyjen karttalehtien alueiden aineisto on koottu vuonna 2005.



Kuva 29. Uudenmaan maakunnan maannokset (soil body).



Kuva 30. Uudenmaan maakunnan maannosmaisemat. Eri maannosmaisemissa vallitsevat maannokset ovat seuraavat: Harjut : Haplic Podzols 2; Hienojakoiset (Hs + HHT): Eutric Regosols; Hienojakoiset (savi): Vertic Cambisols; Kalliomaat: Lithic Leptosols; Moreenivaltainen: Haplic Podzols 1; Liejuinen: Dystric Gleysols; Suovaltainen: Fibric/Terric Histosols. Kartta on yleistyys kuvasta 28, ja se on saatu aikaan yhdistämällä samantyyppiset maannokset maannosmaisemiksi (soilscape).

- Viljavuuspalvelu Oy:n analysoima tieto peltojen peruslohkoista: aistinvaraisesti määritetty maalaji ja viljavuusanalyysin muut tulokset: Ca, Mg, K, Na and P (mg l⁻¹ maata) ja pH. Aineisto käsittää peruslohkojen pintamaat n. 122 000 pisteen osalta. Esimerkki tuloksista on Taulukossa 18.
- Metsämaannosten tyypilliset ominaisuudet (raekoostumus, orgaanisen hiilen pitoisuus, pH, kationinvaihtokapasiteetti ja emäskyllästysaste) saadaan Metlan tämän hankkeen aikana tutkimasta noin 200 metsämaaprofiilista ja vuosina 1986-95 kerättyjen VMI 8:n koealojen tietojen avulla.

Taulukko 18. Esimerkki attribuuttitietojen esittämisestä. Lieju- ja mutamaiden (Maatyyppi/Soil type 700) magnesiumpitoisuuksia (mg l⁻¹) maakunnittain ryhmiteltynä maatalousmaan pintakerroksessa. 6, Pirkanmaa; 7, Päijät-Häme; 10, Etelä-Savo; 11, Pohjois-Savo; 13, Keski-Suomi; 14, Etelä-Pohjanmaa; 15, Pohjanmaa/Österbotten; 16, Keski-Pohjanmaa; 17, Pohjois-Pohjanmaa; 19, Lappi.

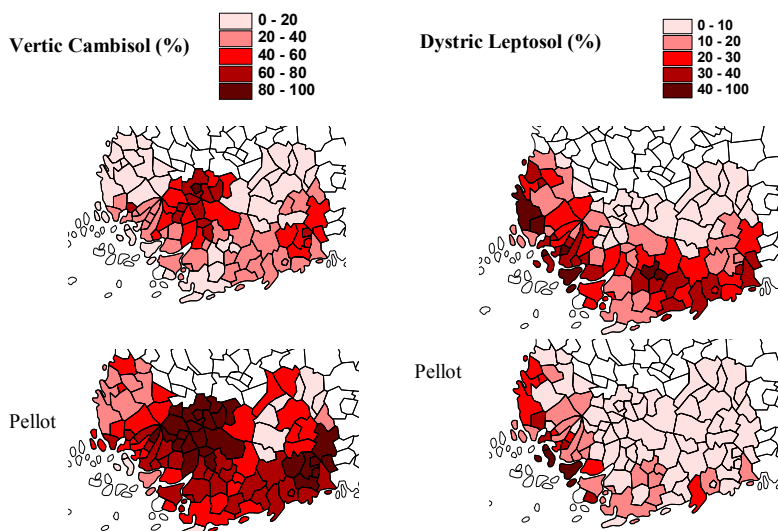
Ominaisuus	Maakuntanumero									
	6	7	10	11	13	14	15	16	17	18
Havaintoja, kpl	147	142	177	231	439	1722	430	280	143	8
	Maan Mg-pitoisuus, mg l ⁻¹									
Keskiarvo	179	163	300	246	250	183	187	387	274	115
Std. poikkeama	109	85	187	126	157	109	85	202	174	73
Keskiarvon keskivirhe	9	7	14	8	8	3	4	12	15	26
Keskiarvon luotettavuusrajat:										
Yläraja (95 %)	161	149	272	230	235	177	179	363	245	55
Alaraja (95 %)	197	177	328	262	265	188	195	411	303	176
Aineiston minimi	34	21	11	27	17	21	35	45	28	47
25 %:n fraktiili	98	105	158	147	134	104	123	241	146	57
Mediaani	147	148	262	235	213	161	175	361	216	89
75 %:n fraktiili	228	211	411	320	331	235	247	505	368	174
Aineiston maksimi	557	463	958	912	1250	1090	504	1240	942	237

Yhteenvetokartat

Maannoskartoista voi tehdä myös erilaisia yhteenvetoja, jotka esittävät esimerkiksi eri maannosten yleisyyttä kunnittain. Esimerkkinä Kuvassa 31 on Vertic Cambisols-maannoksen (lähinnä savimaat) ja Dystric Leptosols –maannoksen (lähinnä kalliomaat, alle 1 m paksuinen irtaimen maan kerros) Varsinais-Suomessa.

Lounais-Suomen alueen aineisto on toimitettu tammikuussa 2006 paikkatietolainaan (<http://www.paikkatietolainaanmo.utu.fi>), josta tiedon tarvitsijat saavat aineistoa koekäyttöön. Karttoja saa PDF-muodossa myös MTT:n palvelimella olevilta hankkeen Internet-sivuilta, jonka osoite on seuraava: <http://www.mtt.fi/tutkimus/ymparisto/maannostietokanta/maannostietokanta>.

[html](#). Sivuilta voi myös ladata DivX –videoita, joissa esitellään erilaisia visuaalisointitekniikoita. Ennen videoiden katsomista on asennettava DivX player ja Codec DivX web-osoitteesta <http://www.divx.com>.



Kuva 31. Vertic Cambisols-maannoksen (lähinnä savimaat) ja Dystric Leptosols –maannoksen (lähinnä kalliomaat, alle 1 m paksuinen irtaimen maan kerros) pinta-alaosuus kunnittain Varsinais-Suomessa. Maannosten pinta-alaosuus on ilmoitettu erikseen koko maapinta-alalle (ylemmät kuvat) ja peltomaille (alemmat kuvat).

4.2 Sadon ja maan ominaisuuksien vaihtelun käyttö suunnittelussa

Antti Ristolainen^{a)}, Antti Jaakkola^{b)}, Pekka Hänninen^{c)}, Laura Alakukku^{a,d)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, antti.ristolainen@mtt.fi

^{b)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, antti.jaakkola@kotikone.fi

^{c)}Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo, pekka.hanninen@gtk.fi

^{d)}Helsingin yliopisto, Agroteknologian laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi

Lohkon sisällä maan ominaisuuksien vaihtelu aiheuttaa usein epätasaisuutta kasvuston kasvussa sekä myös lopputuotteessa eli sadon määrässä ja laadussa ja sitä kautta viljelyn kannattavuudessa. Vaihtelun mittaaminen ja hallinta ovat tärkeitä pyrittäessä tuottamaan mahdollisimman hyvää ja tasalaatuista raaka-ainetta teollisuuden tarpeisiin. Se on tärkeää myös ympäristönhoidon ja maaperän tilan seurannan kannalta. Kun koko lohko on viljelty samanlaisella

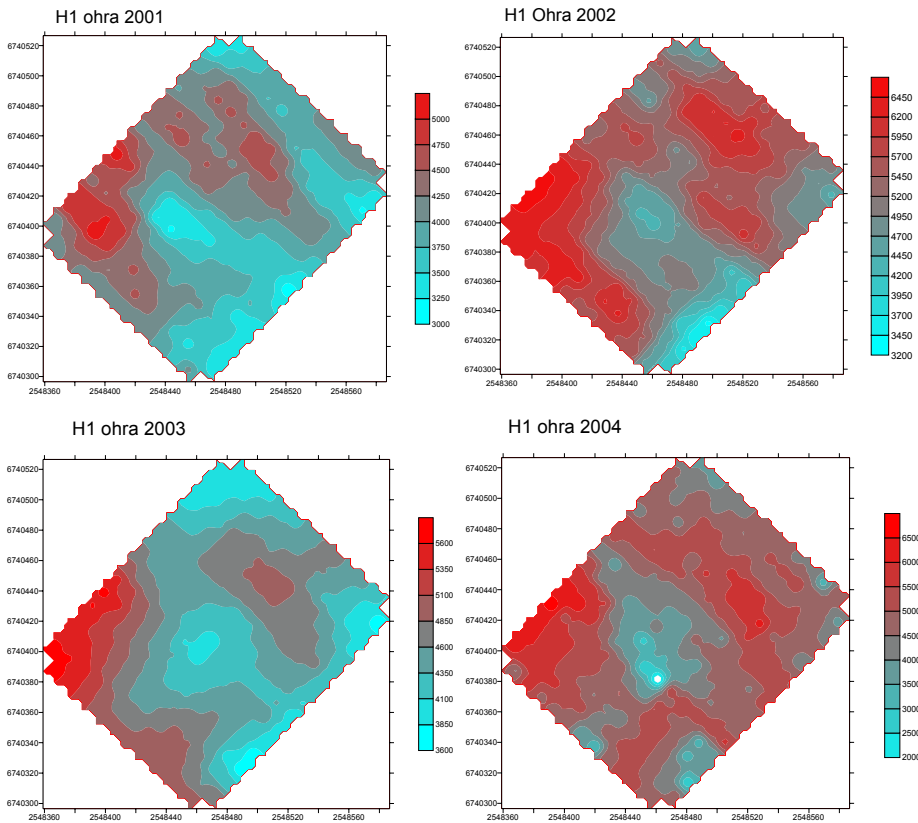
panostuksella, huonosti kasvava alue ottaa vähemmän ravinteita kuin rehevästi kasvava. Tämä lisää ravinteiden huuhtoutumisriskiä. Suuret erot kasvussa voivat olla myös oire esimerkiksi maan rakenneongelmista tai huonosti toimivasta ojituksesta.

Täsmäviljelyn perusoletusten kannalta viljelijää kiinnostaa, onko sadon ja maan ominaisuuksien vaihtelu pysyvää eri sääolosuhteissa eli toistuuko lohkon sisäinen (spatiaalinen) vaihtelu kasvukausittain (ajallinen eli temporaalinen) samoissa kohdissa. Maaperäfyysiikka ja sato (MaSa) -hankkeessa tutkittiin neljän lohkon sadon määrän ja laadun vaihtelua sekä maan ominaisuuksien vaihtelua ja maan ominaisuuksien välillistä mittaamista (Ristolainen ym. 2006a). Tutkituista lohkoista kolmella sadon määrän ja eräiden laatuominaisuuksien vaihtelu lohkon sisällä oli sekä paikallisesti että ajallisesti pysyvää. Tämän perusteella niillä voitiin todeta selvä mahdollisuus tuotantopanosten paikkakohtaiseen säätöön.

4.2.1 Satokartat maan ominaisuuksien kuvaajina ja päätösten tukena

Leikkuupuimureihin asennettavien satokarttalaitteiden kehitys alkoi 1980-luvun lopussa. Ne ovat yleistyneet viime vuosina nopeasti varsinkin intensiivisen ja suurimittakaavaisen tuotannon alueilla Euroopassa, Pohjois-Amerikassa ja Australiassa. Suomessa on 5–10 satokarttalaittein varustettua puimuria. Satokarttalaitteilla voidaan tuottaa karttatietoa sekä sadon määrän (Kuva 32) että tietyissä tapauksissa myös laadun vaihtelusta. MaSa-hankkeessa sato vaihteli kaikkien koalueiden sisällä huomattavasti vuosittain. Leikkuupuimuriin asennettu satokarttalaitteisto osoittautui tehokkaaksi menetelmäksi vaihtelun todentamiseen.

Kun käytössä on usean vuoden satokartat (Kuva 32), niitä tarkastelemalla voidaan kartoittaa pellon hyvin ja huonosti kasvavat alueet. Usean vuoden aineiston koostaminen yhdeksi kartaksi on tehtävä huolella, jotta vuosittainen informaatio säilyy. Blackmore (2000) ja Blackmore ym. (2003) käsittelivät vuotuisten satokarttojen yhdistämistä yhdeksi käsittelykartaksi. He ehdottivat menetelmää, jossa satotaso luokitellaan satoisuuden ja vuosittaisen vaihtelun perusteella luokkiin a) yli keskiarvon ja vuosittainen vaihtelu pientä b) alle Keskiarvon ja vaihtelu pientä ja c) vuosien välinen vaihtelu suurta (Blackmore 2000). Menetelmää kehitettiin edelleen lisäämällä luokitteluun keskimääräistä suuremman ja pienemmän sadon alueet, joiden vaihtelu on suurta (vaihtelukerroin vuosien välillä yli 15 %) (Blackmore ym. 2003). Tutkimuksen hieman yllättävä tulos oli, että kuuden vuoden jaksolla huolimatta



Kuva 32. Hietamaan (H1) lohkon satokartta (kg ha^{-1}) vuosilta 2001–2004 (Ristolainen ym. 2006a).

vuotuisesta suuresta lohkojen sisäisestä satovaihtelusta huolimatta keskimääräiset sadot tasoittuivat alueellisesti eri sääolojen vaikutuksesta (Blackmore ym. 2003).

Edellä kuvattuja menetelmiä kokeiltiin hankkeen hietamaan lohkojen satokartoille. Molemmilla lohkoilla vuosittainen satovaihtelu oli kohtalaisen pysyvää (Ristolainen ym. 2006a, H1 Kuva 32 ja Taulukko 19). Edellä esitetty jaottelu johti siihen, että koalueiden sisälle hyvä- ja huonosatoisille alueille syntyi pieniä alueita, joiden vuosien välinen vaihtelu ylitti esitetyt luokkarajat. Samalla alueellinen jako vain hyvä- ja huonosatoisiin alueisiin johti siihen, että informaatiota keskimääräisestä sadosta menetettiin. Lohkojen vuosittainen satovaihtelu oli lähes normaalisti jakautunut (Ristolainen ym. 2006a). Vuosittaisesta pistekohtaisista satoarvojen vaihtelusta noin kolmannes oli lähellä lohkon keskiarvoa ja vastaavasti kaksi kolmannesta pinta-alasta selvästi huono- tai hyväsatosempaa (Kuva 33). Yhdistettyjen satokarttojen avulla lohkoilla tehtäviä mittauksia voidaan kohdentaa sadontuottokyvyltään erilaisille alueille.

Taulukko 19. Koealueen H1 12x12 metrin gridin pistekohtaisen (n=208) satovaihtelun pysyvyyttä kuvaava järjestyskorrelaatiomatriisi.

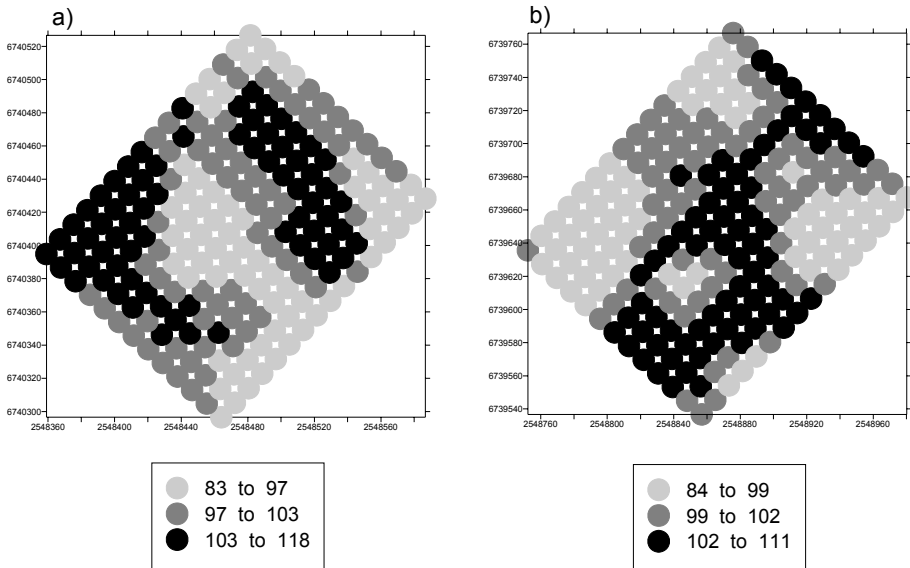
	Vehna1999	Ruis2000	Ohra2001	Ohra2002	Ohra2003
Vehna1999	1,00				
Ruis2000	-0,21 ^{a)}	1,00			
Ohra2001	0,31 ^{a)}	0,00	1,00		
Ohra2002	0,24 ^{a)}	0,09	0,67 ^{a)}	1,00	
Ohra2003	0,08	0,18	0,62 ^{a)}	0,72 ^{a)}	1,00
Ohra2004	0,28 ^{a)}	0,03	0,59 ^{a)}	0,68 ^{a)}	0,69 ^{a)}

a) tilastollisesti merkitsevä ero $p < 0,01$.

Tulosten perusteella kolmella tutkimuksen neljästä koealueesta olisi selvää potentiaalia täsmäviljelyn mukaiseen tuotantopanosten säätöön. Satovaihtelu oli alueellisesti selvimmän pysyvää hietamaalla Hausjärven koealueilla. Jokioisten toisella koealueella satovaihtelua tasoitti kasvuston vuosittainen lakoutuminen. Lakoutuminen keskittyi kuitenkin alueellisesti savespitoisuudeltaan lohkon keskimääräistä alemmille osille, joissa kasvuston alkukehitys oli nopeaa. Myös Hausjärven koealueilla muodostuvat satoerot erottuivat jo kasvuston pituudessa ja lehtialassa lippulehti- ja tähkälletulovaiheessa kasvukauden puolivälissä. Tulosten perusteella Jokioisten koealueiden väliset satoerot (kolmen vuoden keskiarvona satoero 800 kg ha^{-1}) selittyivät eroilla maan rakenteessa. Jäykän savimaan luontainen vedenjohtavuus on hyvin alhainen. J1 kaikissa maanäytteissä oli jatkuvia lierojen tekemiä käytäviä myös pohjamaassa ja maan vedenläpäisevyys savimaalle korkea (keskimäärin 350 cm h^{-1}), toisin kuin loholla J2, joissa lierokäytäviä ei juurikaan havaittu ja vedenläpäisevyys oli savimaalle tyypillisen alhainen ($< 0,01 \text{ cm h}^{-1}$ pohjamaassa). Todennäköisesti juuri pohjamaan korkea vedenläpäisevyyden ansiosta maan ilmatilavuus säilyi riittävänä myös ennätysateisena kesänä 2004 eikä kasvuston havaittu kärsineen liiasta märkydestä J1 loholla.

Eloperäinen aines kasvattaa maan huokostilavuutta ja vedenpidätyskykyä. Ilmiö vaikutti selvästi lohkojen H1 ja H2 vesitalouteen (Kuva 34). H1 oli vesitaloudellisesti edullisempi korkean eloperäisen aineksen pitoisuuden ansiosta, vaikka H2 lohkon kivennäisaines oli karkeampaa.

Satovaihtelu osoittautui oletettua monimutkaisemmaksi ja kerätyn aineiston perusteella ei todellisia vaihtelun syitä voitu yksiselitteisesti selittää. Satovaihtelu keskittyi myös maan ominaisuuksien vaihtelua pienemmille alueille. Yleisesti esimerkiksi viljavuusanalyysissä määritettävien maan helppoliukoisten ravinteiden ja sadon välinen yhteys oli huono. Vuosittain hyviä satoja saatiin jopa alueilta, joiden fosforipitoisuus oli Suomessa käytetyn luokituksen mukaisesti vain välttävä. Hausjärven koealueilla, joissa satovaihtelu oli vuosittain suhteellisen pysyvää, maan eloperäisen aineksen pitoisuus

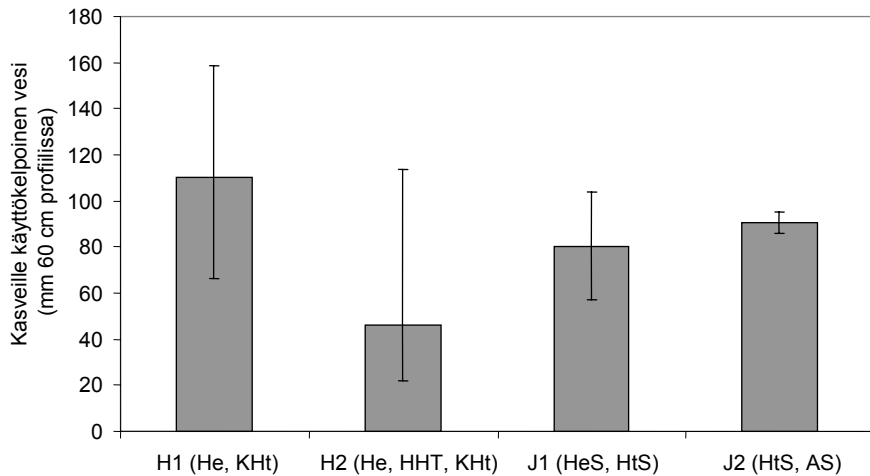


Kuva 33. MaSa –tutkimuksen hietamaan lohkojen suhteelliset satokartat (prosenttia vuotuisesta keskisadosta) laskettuna vuosien 1999-2004 (a, lohko H1, satokartat v. 2001-2004 kuvassa 31), tai 2000-2004 (b, lohko H2) satokartta-aineistosta (Ristolainen ym. 2006a). Kuvan kartoissa yksi piste edustaa 12x12m ruutua, joka nykyisin saatavilla olevalla tekniikalla on lähellä pienintä mahdollista käsittelyaluetta.

oli ainoa yhteinen tekijä, joka satoisuuden mukaan luokiteltaessa erotti hyvän, keskimääräisen ja huonon sadon alueet toisistaan. Satovaihtelun pysyvyys sekä sateisina että poutaisina kasvukausina tuki käsitystä paikallisesti kasvua rajoittavien tekijöiden vaikutuksesta. Koska vaihtelu oli jo havaittavissa kasvustossa, tutkimuksen tulokset korostivat alkukasvukauden merkitystä sadonmuodostuksessa. Todennäköisesti erot kylvön onnistumisessa ja alkukasvukauden ravinteiden- ja veden otossa kertautuvat kasvukauden aikana ja aiheuttavat selviä satoeroja.

4.2.2 Sadon kertyminen ja laadun vaihtelu

Kultakin neljältä koekentältä otettiin vuosittain kahdestakymmenestä ruudusta kasvustonäytteet tähkälletulovaiheessa runsas kuukausi ennen tuleentumista sekä jyvänäytteet puinnin yhteydessä (Ristolainen ym. 2006a). Näytteistä määritettiin kertynyt kuiva-ainemäärä pinta-alayksikköä kohti sekä analysoitiin mallasohran kaupallinen laatu ja määritettiin seuraavien alkuaineiden pitoisuudet: typpi, fosfori, kalium, kalsium, magnesium, rauta, mangaani, sinkki, kupari, molybdeeni, natrium, aluminium, strontium, kromi, lyijy ja kadmium.



Kuva 34. Koealueilta määritetty keskimääräinen kasveille käyttökelpoisen veden määrä 60 cm profiilissa. H, Hausjärven hiue (He), karkea (KHT) ja hieno (HHT) hietamaat; J, Jokioisten hiue-, hieta- ja aitosavet (HeS, HtS, AS); Jana, vaihteluväli (maksimi-minimi).

Kasvuston ja sadon määrien välinen yhteys oli usein varsin löyhä, toisin sanoen tähkälletulovaiheen kasvustomassa ennusti hehtaarisatoa melko huonosti. Kasvuston tyyppipitoisuus korreloi jyvien typpi- (ja raakavalkuais-) pitoisuuden kanssa kohtalaisesti. Määritetyistä alkuaineista myös fosfori, kalium, kalsium, magnesium, strontium ja kadmium, mutta erityisesti mangaani, sinkki, kupari ja molybdeeni vaihtelivat samaan suuntaan jyvissä kuin tähkälletulovaiheen kasvustossa (Ristolainen ym. 2006a). Mainittujen alkuaineiden spatiaalinen vaihtelu oli melko pysyvää eli toistui vuodesta toiseen samanlaisena ainakin osalla koekentistä.

4.2.3 Maan ominaisuuksien vaihtelu ja sen mittaaminen

Satokartta on tilinpäätös kasvukauden tapahtumista. Sen huomioon ottaminen viljelyn päätöksenteossa vaatii tietoa vaihtelun syistä, joita voi olla useita. Viljelytoimenpiteiden onnistuminen ja ajoitus vaikuttavat kasvien kasvuun ja sadonmuodostukseen. Vaihtelua aiheuttaa myös kasvukauden sää ja esimerkiksi sateen ajoittuminen kasvuston eri kehitysvaiheisiin. Maan ominaisuuksien vaihtelu merkitys sadontuottoon on edellistä pysyvämpää, koska maan ominaisuudet muuttuvat yleensä hitaasti. Useimmiten maaperän ominaisuuksien vaihtelusta johtuva satovaihtelu liittyy maan vesitalouteen ja sitä kautta maaperän fysikaalisiin ominaisuuksiin, kuten sen vedenpidätyskykyyn, vedenjohtavuuteen tai mekaaniseen lujuuteen.

Sadon vaihteluun vaikuttavien tekijöiden selvittäminen ja hallinta edellyttävät, että niitä voidaan mitata riittävän tiheästi karttatiedon tuottamiseksi. Tärkein kriteeri mittausta suunniteltaessa on kuitenkin se, että mitattava suure selittää pellon sadontuottokykyä ja sadossa esiintyvää vaihtelua. Maan ominaisuuksien moninainen vaihtelu asettaa myös mittausten menetelmille erilaisia vaatimuksia. Ominaisuudet vaihtelevat lohkon sisällä (spatiaalisesti), mutta myös ajallisesti (temporaalisesti) ja syvyysuunnassa. Mitattaessa maan hitaasti muuttuvia ominaisuuksia, kuten maalajia, eloperäisen aineksen määrää tai pohjamaan huokoisuutta, mittausten menetelmän on oltava riittävän erottelukykyinen sisäisen vaihtelu määrittämiseksi. Lisäksi mittaustulos ei saisi vaihdella ajallisesti.

Kasvukauden aikainen maan kuivuminen ja kastuminen on esimerkki maan ominaisuuksien temporaalisesta vaihtelusta. Sen määrittäminen edellyttää mittausten toistamista samassa paikassa. Tähän on kehitteillä mm. langattomia antureita, jotka lähettävät mittaustiedon tiedonkeräimeen (Tiusanen 2005). Temporaalista vaihtelua voidaan myös mallittaa, jolloin toistomittaustapaikkojen tarve vähenee (Farkas ym. 2005). Syvyysuuntainen vaihtelu on Suomessa peräisin jääkaudelta, jolloin maa-ainekset kerrostuivat päällekkäin jään sulaessa. Meiltä löytyy lohkoja, joissa karkean kerroksen alla on savea tai savimaassa on syvällä karkean maalajitteen kerroksia. Syvyysvaihtelun määrittäminen edellyttää, että mittausten menetelmä erottaa erilaiset kerrokset.

Maan ominaisuuksien kartoittaminen

Perinteinen maaperätutkimus perustuu pitkälti maanäytteistä laboratoriossa tehtäviin määrittäksiin, jotka hitautensa ja kalleutensa puolesta eivät useinkaan sovellu maan ominaisuuksien vaihtelun tarkkaan määrittämiseen. Toistaiseksi viljelijöillä on käytettävissä ravinneanalyysin tuottaman tiedon lisäksi vähän muuta karttatietoa maan ominaisuuksista. Selkeä pullonkaula satovaihtelua selittävien muuttujien mittauksessa on se, että maan fysikaalisia ominaisuuksista ei pystytä tuottamaan nopeasti ja edullisesti karttatietoa. Tämä johtuu siitä, että nykyisin useimmat keskeiset maaperäfyysiikan mittaukset vaativat näytteenottoa ja ne ovat aikaa vieviä, mikä rajoittaa lohkolta otettavien näytteiden määrää. Niihin ei ole myöskään tarjolla kaupallista analyysipalvelua. Lohkokohtaisen maaperäfyysikaalisen karttatiedon tuottaminen vaatiikin menetelmäkehitystä.

Ristolainen ym. (2006a) esittelevät katsauksen uusista menetelmistä, jotka ovat kehitteillä maan ominaisuuksien kartoittamiseen. Useat niistä ovat vielä tutkimusasteella ja käytännön sovelluksia joudutaan odottamaan. Pisimmällä kehityksessä ovat geofysiikasta tutut sähkönjohtavuusmittaukset. Peltomaiden kaupallinen sähkönjohtavuuskartoitus on yleistymässä sekä resistiivisyydemittauksena (Veris System, Veris tech, KS, USA ja GeoCarta, Paris, France) että elektromagneettiseen induktioon perustuvilla laitteilla (EM38, Geonics Ltd, Ont, Canada). Tämä johtuu siitä, että maan sähkönjohtavuuden

on raportoitu korreloivan useiden maan kasvukunnolle oleellisten tekijöiden, kuten savespitoisuuden, maan vedenpidätyskyvyn ja maan ravinteisuuden, kanssa (Waine 1999, Godwin & Miller 2003, Domsch & Giebel 2004). Viime vuosina menetelmä on rantautunut pohjoismaista Tanskaan ja pienessä mittakaavassa kokeiluja on tehty Ruotsissa ja Norjassa.

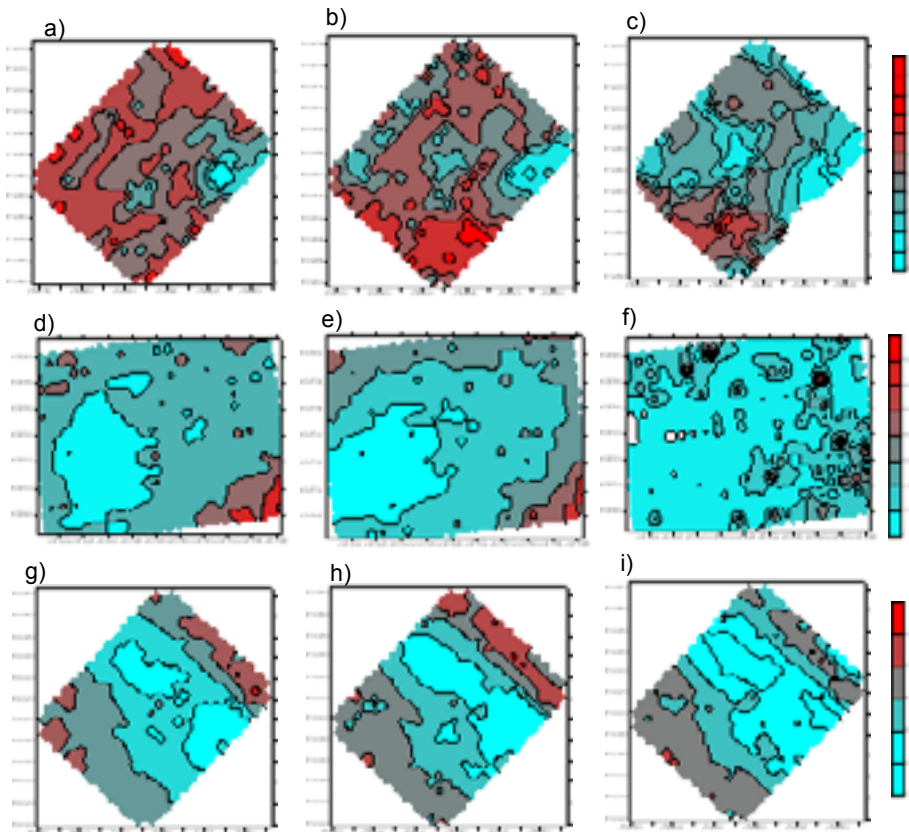
Suomessa sähköisiin ominaisuuksiin perustuvaa luokittelua on tehty karkeilla metsämailla geofysikaalisissa tutkimuksissa. Dielektrisyyttä on käytetty männulle ja kuuselle edullisten kasvupaikkojen luokitteluun (Sutinen ja Hänninen 1990, Hänninen 1997, Penttinen 2000). Metsämaiden primäärejä mittaustuloksia ei kuitenkaan voida hyödyntää suoraan viljeltyjen peltomaiden luokitteluun. Niiden eloperäisen aineksen ja ravinteiden pitoisuudet ovat selvästi metsämaita korkeammat ja vuotuiset viljelytoimenpiteet (muokkaus, lannoitus) sekä esimerkiksi ojitus vaikuttavat mittaustuloksiin.

Viljelymaan sähköisten ominaisuuksien käyttö kartoituksessa

Maaperäohjelmassa selvitettiin kartoitusmielessä peltomaan sähkönjohtavuutta ja dielektrisyyttä (vesipitoisuutta) sekä savi- että hietapelloilta (Ristolainen ym. 2006a). Pelloilta otettiin myös referenssinäytteitä maalajin, eloperäisen aineksen pitoisuuden, viljavuuden ja maan vedenpidätyskyvyn määrittämistä varten. Dielektrisyyksmittauksia on harvoin käytetty peltomaiden kartoitukseen, vaikka fyysikaalinen perusta maalajien luokitteluun vesipitoisuuden mukaisesti luokkiin olisi vahvempi kuin sähkönjohtavuudella.

Maan sähkönjohtavuus mitattiin muokkauskerroksessa GTK:ssa suunnitellulla sähkönjohtavuustalukolla (0–30 cm, Puranen ym.1999) ja pohjamaassa EM38 -laitteella (0–100 cm, Geonics Ltd, Ont, Canada). Maan dielektrisyyttä mitattiin 20 cm syvyydessä Plakk perkometrillä (Adek Ltd, Estonia). Hartsock et al. (2000) totesivat, että kartoituksessa käytettävien mittausten menetelmien täytyy täyttää seuraavat ehdot ennen niiden yleistymistä a) mittausten on oltava spatiaalisesti stabiileja, b) spatiaalisen rakenteen on oltava ajallisesti pysyvä ja c) mitatuilla suureilla on oltava viljelyn kannalta mielekäs selitys. Edellä mainittuja mittauksia arvioitiin näiden kriteerien pohjalta.

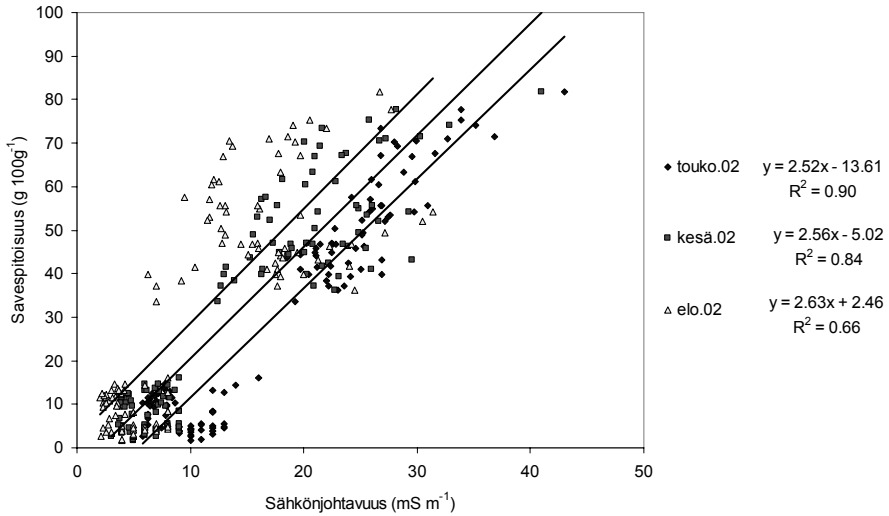
Tulosten mukaan peltoviljelyssä olleiden savi- ja hietamaiden sähkönjohtavuus ja dielektrisyyttä ovat spatiaalisesti ja ajallisesti riittävän stabiileja käytettäväksi lohkon sisäisen vaihtelun kartoittamiseen huolimatta vuotuisista muokkauksista, kasvustoparametreista ja säävaihtelusta (Kuva 35, Ristolainen ym. 2006b). Mittausten tasovaihtelut ovat selitettävissä lähinnä maan kosteuden ja ionipitoisuuden perusteella. Mittausten ajoitus vaikuttaa kuitenkin luokittelutarkkuuteen ja tarvittavien mittauspisteiden määrään, mikä tulee ottaa huomioon kartoitusta suunniteltaessa. Savilla dielektrisyyksmittauksia tulisi välttää märissä (kosteus selvästi yli kenttäkapasiteetin) ja sähkönjohtavuusmittauksia kuivissa (maa halkeilee) olosuhteissa. Savessa ja hiedassa lannoitus tasoittaa pellon sähkönjohtavuuden sisäistä vaihtelua ja heikentää



Kuva 35. Maan sähköisten ominaisuuksien spatiaalinen ja temporaalinen vaihtelu touko-, kesä ja elokuussa vuonna 2002. Hiumaan permittiivisyys (a-c), savimaan sähkönjohtavuus 0–30 cm:n syvyydessä (d-f) ja hietamaan sähkönjohtavuus 0–100 cm:ssä (g-i). Ristolainen ym. (2006b).

luokittelun tarkkuutta. Lannoitus (maan ja maaveden ionipitoisuus) muuttaa maan vesipitoisuuden ja sähkönjohtavuuden välistä suhdetta. Lannoituksen jälkeen maan sähkönjohtavuus kohoaa välittömästi ja suhteellisesti muutos on hietamailla suurempi kuin savella. Savella lannoituksen vaikutus sähkönjohtavuuteen kestää kauemmin. Jos lannoituksesta on riittävästi aikaa, niin suhteella on spatiaalinen rakenne ja se korreloi maalajivaihtelun kanssa vahvistaen niiden välisiä eroja.

Maan sähköisten ominaisuuksien (dielektrisyys ja sähkönjohtavuus) perusteella peltomaita voidaan luokitella hienoaineksen (erityisesti savet) ja eloperäisen aineksen pitoisuuden perusteella, mikä vastaa maailmalla raportoituja tuloksia. Sähkönjohtavuuden ja dielektrisyyden (vesipitoisuuden) mittauksilla voidaan paikantaa tehokkaasti selviä lohkon sisäisiä ja niiden välisiä maalajieroja. Esimerkiksi Jokioisten savilla sähkönjohtavuudella voidaan selittää noin 50 prosenttia lohkon sisäisestä vaihtelusta savespitoisuudessa ja koko aineistossa mukaan lukien hieta ja savimaat selitysaste nousee noin 80



Kuva 36. Muokkauskerroksen sähkönjohtavuuden ja savespitoisuuden välinen suhde tutkimuksen koelaeilla. Mittaukset johtavuustalikkolla (syvyysvaste 0-30 cm) touko-, heinä- ja elokuussa kesällä 2002. n=90

prosenttiin (Kuva 36, Ristolainen ym. 2003). Kuvassa 34 erottuu myös maan kuivumisen vaikutus laskevana sähkönjohtavuutena kasvukauden aikana ja elokuun 2002 maan halkeilusta johtuva suuri mittausten hajonta. Mittausten kasvukauden aikainen vaihtelu oli suurta, mikä vaikeuttaa tulosten yleistämistä ajallisesti. Esimerkiksi 30 cm:n syvyydellä kesällä 2003 (1.5.-30.9.) aikana mitattu sähkönjohtavuuden vaihtelu oli Jokioisten savimaassa 200 % ja Hausjärven hietamaassa jopa 260 % kasvukauden keskiarvosta. Tästä johtuen mittausten tulisi tukeutua ainakin harvahkoon näytteenottoon.

Sähkönjohtavuusmittaukset olivat ensisijaisesti herkkiä eri maalajien vedenpidätyskyvylle ja toissijaisesti niille tyypilliselle maan vesipitoisuus-sähkönjohtavuus suhteelle. Maalajien luokittelu perustuu ensisijaisesti eri maalajeille tyypilliseen vedenpidätyskykyyn ja sitä kautta tyypilliseen kosteustilaan mittaushetkellä. Referenssinäytteiden perusteella savilohkoilla (maalaji AS, HtS, HsS) savespitoisuus hallitsee maan vedenpidätyskykyä sekä määrissä (kenttäkapasiteetti) että kuivissa (lakastumisraja) olosuhteissa (Ristolainen ym. 2003). Karkeammilla (He, HHt, KHt) mailla voidaan osoittaa päälajitteen ja orgaanisen aineksen olevan maan vedenpidätyskyvyn kannalta tärkeimmät tekijät (Ristolainen, julkaisematon). Kaikkina mittausaikoina savimaiden sähkönjohtavuus-vesipitoisuus suhde oli hietamaita korkeampi, mikä vahvistaa sähkönjohtavuusmittauksilla erotettavia maalajieroja verrattuna pelkkiin maan dielektrisyden (vesipitoisuuden) mittauksiin. Todennäköisesti savimaassa huokosveten liuenneiden ionien pitoisuus on korkeampi kuin karkeammilla maalajeilla.

Koska tutkimuksessa kenttämittauksiin käytetyistä geofysikaalisista suureista dielektrisyys kuvaa veden tilavuusosuutta maassa ja sähkönjohtavuus on voimakkaasti riippuvainen huokosveden määrästä ja ionipitoisuudesta, ts. ravinteisuudesta, oletettiin molemmilla menetelmillä voitavan kartoittaa yksinkertaisesti satoisuudeltaan eroavat alueet. Kuitenkin maan sähköisten ominaisuuksien mittaaminen voidaan sijoittaa vain osittain lohkon sisäisiin kasvusto- ja satoparametreihin. Helpoimmin tämä on tehtävissä alueilla, jossa maan vesipitoisuus on selvästi ensisijainen kasvua rajoittava tekijä. Savi- ja hietamaan tulosten perusteella satovaihtelu jakaantuu pienempiin yksiköihin kuin sähköisten ominaisuuksien vaihtelu ja on osittain selitettävissä maan fysikaalisten ominaisuuksien vaihtelulla eri kerroksissa (Ristolainen ym. julkaisematon). Savia karkeammilla mailla maasta johtuva vaihtelu kasvaa ja siten myös sen mittaamisella voidaan saavuttaa enemmän lisäarvoa. Tulosten perusteella maan sähköisten ominaisuuksien mittauksia ei voida käyttää suoraan korvaamaan satokarttojen tuottamaa informaatiota sadon vaihtelusta.

5 Mittausmenetelmien ja maaperän hoitokeinojen kehittäminen

Useassa maaperäohjelman hankkeessa kehitettiin maan ominaisuuksien mitta- ja määritysmenetelmiä sekä tuotettiin käytäntöön sovellettavia menetelmiä maan kunnon säilyttämiseksi ja peltoviljelyn ympäristökuormituksen vähentämiseksi. Uudet mittausmenetelmät ovat tieteellisesti tärkeitä työkaluja, mutta osaa niistä voitaneen käyttää tulevaisuudessa myös laajassa mitta-kaavassa, mm. kaupallisen ja hallinnollisen maaperätiedon tuottamiseen. Maaperätietoon perustuvat maan hoitoon ja vesistökuormituksen vähentämiseen tähtäävät käytännön sovellutukset ovat osoitus maaperätieteen merkityksestä luonnonvarojen hyödyntävien elinkeinojen harjoittamisessa.

5.1 Fosforin testimenetelmät orgaanisen fosforin uuttajina

Helinä Hartikainen^{a)}

^{a)}Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, helina.hartikainen@helsinki.fi

Vaikka maatalousmaan fosforivaroista lähes puolet on arvioitu olevan orgaanisessa muodossa, orgaanisen fosforin roolia kasvinravitsemuksessa ja vesistöjen ravinnekuormituksessa on tutkittu vähän. mm. analyttisten ongelmien vuoksi. Kemiallisen analytiikan kehittymisen myötä myös orgaanisen fosforin tutkimusmahdollisuudet ovat kuitenkin ratkaisevasti kehittyneet parantaen aiheen tutkimusmahdollisuuksia.

Suomessa tärkeitä orgaaniseen fosforiin liittyviä kysymyksiä on mm. se, uuttuuko orgaanista fosforia ns. viljavuusanalyysissä (uuttoliuoksena ammoniumasetaatti, pH 4,65, Vuorinen ja Mäkitie 1955) ja olisiko orgaaninen fosfori otettava huomioon maan fosforitilan määrittämisessä. Vesiuttoa pidetään lupaavana menetelmänä kuormituksen kannalta kriittisten alueiden (CSA I. Critical Source Area) tunnistuksessa (Chardon & van Faassen 1999), mutta vesiliukoinen orgaaninen fosfori jätetään usein määrittämättä. Suomessa tehtävää riskinarviointia varten on tarpeen selvittää, miten viljavuusanalyysi ja vesiutto eroavat toisistaan orgaanisen fosforin suhteen maan fosforitilan indikaattoreina ja toisaalta kuormitusriskin indikaattoreina. Lisäksi tarvitaan tietoa orgaanisen fosforin poolista maaperässä, sen osuudesta ja kokoonpanosta vesiutossa ja valuntavesissä, sillä näiden näkökohtien selvittäminen muodostaa pohjan orgaanisen fosforin todellisen kasvinravitsemuksellisen ja ympäristönsuojelullisen merkityksen arvioinnille.

Hankkeessa 'Orgaaninen fosfori kasvien fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana' (Hartikainen ym. 2006) selvitettiin miten tavalliset käytössä olevat eri fosforitestit uuttavat orgaanista fosforia ja miten ne kuvaavat maan fosforitilaa ja olisiko orgaaninen fosfori syytä ottaa huomioon lannoitustarpeen määrittämisessä. Koska rutiinyydessä näytteiden säilyttäminen ja käsittely kuivana on helpompaa kuin kosteana säilyttäminen ja käsittely, tutkittiin myös miten näytteiden kuivaaminen vaikuttaa fosforitestien tuloksiin.

Orgaanisen fosforin uuttumista vertailtiin savimaan näytteillä, jotka oli otettu jatkumosta metsä, luonnon niitty, luomupelto, tavanomainen pelto (ks. 2.1), tavanomaisilla lannoitustarpeen määritykseen tarkoitetuilla testeillä: Suomessa käytetyn viljavuusanalyysin uutto (Vuorinen ja Mäkitie 1955), vesiutto, Olsenin testi (Olsen ja Sommers 1982). Kaikista uutteista määritettiin kokonaisfosfori peroksidisulfaattihajotuksen jälkeen sekä epäorgaaninen fosfori ja orgaanisen fosforin osuus laskettiin niiden erotuksena. Lisäksi tehtiin epäorgaanisen fosforin vertailuksi Mehlich 3 –testi (Mehlich 1984). Nämä käytännön tarpeita (esim. lannoitustarpeen arviointia) varten kehitellyt fosforitestit poikkeavat toisistaan uuttoliuoksen kemiallisen luonteen, happamuuden sekä uuttosuhteen osalta. Vertailussa käytetyistä näytteistä viljavuusuoitto (P_{AC}) uutti yleensä kaikkein vähiten sekä epäorgaanista että orgaanista fosforia, kun taas Olsenin testi uutti molempia kaikkein eniten (Taulukko 20). Orgaanisen fosforin suhteellinen osuus oli fosforitilaltaan huonoissa maissa epäorgaanista suurempi. Maiden järjestys sekä epäorgaanisen että orgaanisen fosforin uuttumisen suhteen vaihteli eri menetelmien välillä, mikä oli seurausta uuttoliuosten erilaisista kemiallisista ominaisuuksista (tarkemmin Hartikainen ym. 2006). Tulosten perusteella vesi uutti viljavuusuoittoa enemmän fosforia ja antoi selkeämmät erot maanäytteiden välille. Vesiuuton käyttöä suomalaisten maiden käyttökelpoisen fosforin arvioinnissa voidaan suositella sillä perustella, että uutto tapahtuu maan omassa pH:ssa ja on siten kaikista käytetyistä fosforitesteistä luonnollisin.

Taulukko 20. Viljavuusanalyysin (P_{AC}), Olsenin testin (Olsen-P), vesiuuton (P_{H_2O}) ja Mechlich 3 -testin (M3-P) uuttamat epäorgaanisen (P_{eo}) ja orgaanisen fosforin (P_o) pitoisuudet ja orgaanisen fosforin osuus uutteen fosforin kokonaismäärästä (%). Savimaa, jolla erilainen viljelyhistoria: metsä, viljelemätön niitty, luonnonmukainen viljely tai tavanomainen viljely.

	P_{AC} ($mg\ l^{-1}$) ^{a)}			Olsen-P ($mg\ kg^{-1}$)			P_{H_2O} ($mg\ kg^{-1}$) ^{b)}			M3-P ($mg\ l^{-1}$) ^{a)}
	P_{eo}	P_o	%	P_{eo}	P_o	%	P_{eo}	P_o	%	P_{eo}
Metsä	1,5	3,7	71	7,8	41	84	2,1	6,9	77	4,2
Viljelemätön	< 1	> 4,2	(81)	8,4	47	85	8,3	2,7	25	4,3
Luomu	1,4	3,1	69	11	30	73	5,6	4,8	46	5,4
Tavanomainen	2,3	1,8	44	17	2,6	14	9,5	3,2	25	16

^{a)} Muiden testien tuloksista poiketen pitoisuus esitetty $mg\ l^{-1}$

^{b)} Laskettu yhteen muunnellun Hedleyn fraktioiden vesiutot (4 ja 16 tuntia)

Viljavuusuton (P_{AC}) uuttamaa ”orgaanista” fosforia tutkittiin tarkemmin laajemmalla aineistolla (Hartikainen ym. 2006). Tulosten mukaan viljavuusutossa mukaan tulee lähinnä epäorgaaninen fosfori. Ne viittasivat siihen, että suurin osa viljavuusuton ei-epäorgaanisesta fosforista on orgaanisen fosforin ohella mineraaliainekseen sitoutunutta fosforia, joka on läpäissyt suodattimen. Kokonaisfosforin mittaaminen viljavuusutossa näytti parantavan joidenkin Taulukon 20 maiden viljavuusluokkaa, minkä vuoksi menetelmän uuttaman fosforin luonnetta pitäisi edelleen selvittää.

Maanäytteiden käsittelyn helpottamiseksi tehtävän ilmakeivauksen vaikutusta fosforin uuttavuuteen tutkittiin vertaamalla Hedleyn (1982) muunnellulla fraktiointimenetelmällä saatuja tuloksia näytteistä, joita oli säilytetty ilmakeivana tai näytteenottokosteudessa (+5°C). Ilmakeivaus kasvatti epäorgaanisen fosforin määrää kaikissa muissa (H_2O -, $NaHCO_3$ - ja $NaOH$ -fraktiot) paitsi HCl -fraktiossa. Se noin kaksinkertaisti veteen uuttuvan epäorgaanisen fosforin määrän ja vähensi samalla orgaanisen fosforin määrää. Ilmakeivaus aiheutti muutoksia myös orgaanisen fosforin luonteessa, se näytti pilkkovan suurimolekyylisiä orgaanista ainesta sekä tuhoavan mikrobisoluja vapauttaen siten fosforia epäorgaaniseen ja pienimolekyyliseen orgaaniseen muotoon. Vaikka tulosten perusteella näyttää siltä, että ilmakeivaus voi muuttaa fosforitestien antamia tuloksia, voidaan kuitenkin olettaa, että samanlaisia muutoksia voi tapahtua pellollakin mm. silloin, kun maa kuivuu hyvin kuivaksi. Koska kuivaus pikemminkin lisäsi kuin vähensi uuttavuutta, muutoksen voidaan katsoa edustavan varsin helposti kiertoa saatavan fosforin määrää.

5.2 Maan mobilisoituvan typen testit

Anni Kokkonen^{a)}, Erkki Aura^{a)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, anni.kokkonen@mtt.fi, erkki.aura@mtt.fi

Kasvustot saavat käyttöönsä lannoituksessa levitetyn typen lisäksi peltomaassa jo keväällä ollutta ja kasvukauden aikana maan eloperäisestä aineksesta vapautuvaa typpeä. Turve ja multamaan eloperäisestä aineksesta mineralisoituva typpi laskee lannoitusaineiden typen käyttöä riippumatta siitä, käytetäänkö epäorgaanista vai orgaanista typpilannoitusta. Pitkäaikaisen lannan käytön on todettu lisäävän orgaanisen typen kokonaismäärää sekä potentiaalisesti mineralisoituvan typen osuutta maan kokonaistyppestä.

Lannoitussuosituksissa maan eloperäisestä aineksesta vapautuva typpi on huomioitu ottamalla huomioon maalaji, maan eloperäisen aineksen pitoisuus ja viljelyhistoria. Tätä tarkempia suosituksia voidaan antaa ennusteilla, jotka perustuvat joko teoreettisiin malleihin tai laboratoriossa määritettyihin mineralisaatioindekseihin. Erilaisia malleja käyttämällä voidaan laskea kasvien typen saanti sekä maan omasta typpi poolista että lannoitteesta. Mallien konstruointia ja malleja voidaan yksinkertaistaa, jos maan typen mineralisointipyrkimys voidaan määrittää laboratoriossa. Tavanomaiset inkubaatiomenetelmät, joissa mitataan maasta vapautuvan typen määrää, vaativat viikkojen usein jopa kuukausien muhitusajan. Näiden ohelle on kehitetty kemiallisia uuttomenetelmiä, joissa osa maan orgaanisesta tyyppistä uuttuu biologisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin perustuen. Uuttunut fraktio tai sen osa edustaa tai siitä voidaan laskea maan orgaanisen typen mineralisaatio indeksi. Ongelma on siinä, että mitkään uuttomenetelmät eivät pysty selektiivisesti uutamaan juuri mineralisoituvaa maan typpeä, eikä tiedetä, mikä osa uutuneesta tyyppistä on mineralisoituvaa.

Mobilisaation nopeuttaminen ja pullomenetelmän kehittäminen

'Typenkäytön hallinta karjatililla sekä mallasohran ja avomaan puutarhakasvien viljelyssä' –hankkeessa lähdettiin kehittämään luotettavaa ja nopeaa menetelmää maasta mobilisoituvalla tyyppellä. Ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin sitä, voidaanko sopivilla liuoksilla irrottaa mobilisoituvaa eloperäistä ainetta ja entsyymejä maan mineraaliaineksesta ja sillä tavalla nopeuttaa laboratoriomenetelmää verrattuna perinteiseen vesisuspensiomuhitukseen (Kokkonen ym. 2006). Alustavasti kokeiltiin erilaisia anioneja inkubaatioliuoksina. Parhaiten tähän tarkoitukseen näyttivät sopivan puskuroidut fosfaattiliuokset. Fosfaattipuskuriliuoksessa mobilisaatio oli selvästi nopeampaa kuin vedessä ja pyrofosfaattisuspensiossa mineralisaatio oli kaikkein nopeinta. Tulokset osoittavat, että uuton tehostamisella saadaan ammoniumin mobilisaatiota huomattavasti nopeutettua ja inkubaatioaikaa lyhennettyä.

Yleisesti käytössä olevassa menetelmässä muhitus tapahtuu maa-vesisuspensiossa pulloissa, joissa ilman happi on korvattu typpikaasulla. Toistaiseksi typetyksen hyötyä ei pystytty osoittamaan. Ilmeisesti pullojen tiivis tulppaaminen aiheuttaa myös ongelmia. Tulpatuissa pulloissa kaasumaiset reaktiotuotteet eivät pääse pulloista pois, vaan akkumuloituvat pulloon ja hidastavat reaktioita. Tämä oli nähtävissä etenkin pyrofosfaattimuhituksessa. Kaasua läpäisevän, mutta ammoniakkaa sitovan kalvon käyttö tulpan sijasta näyttäisi olevan sopiva menetelmä. Menetelmä on yksinkertainen ja soveltuu hyvin rutiinilaboratoriomenetelmäksi.

Uuden menetelmän vertailu vesiuuttoon ja kasvin typen ottoon

Sekä fosfaattipuskurimuhitus että pyrofosfaattimuhitus korreloivat hyvin vesimuhituksen kanssa. Kenttäkoeaineistolla verrattiin inkubaatiomenetelmällä saatuja mobilisaatioita kenttäkokeissa kasvukauden aikana vapautuneeseen tyypeen. Menetelmien välinen vertailu osoitti, että fosfaatti- ja pyrofosfaattimuhitus korreloivat huomattavasti paremmin kasvin typen oton kanssa kuin perinteinen vesimuhitus. Koeaineisto oli kuitenkin vielä pieni.

Kenttäkoeaineistolla testattiin lyhytaikaisen lannan käytön vaikutusta mobilisoituvaan tyypeen. Lannan orgaaninen typpi ja maan orgaaninen typpi näkyivät testituloksissa eri tavalla. Lannasta peräisin oleva typpi ei tarvitse tehostettua irrotusta fosfaateilla, sillä sen eloperäinen aines suojaa typen pidättymistä oksidipinnoille.

Alun perin oletettiin, että maan orgaaninen typpi voitaisiin jakaa eri hajoamisastetta kuvaaviin pooleihin ja soveltaa tätä tietoa typen mallinnustutkimuksessa (korvaamaan mallin teoreettiset eloperäisen aineksen hajoamista kuvaavat poolit). Tulosten perusteella, toisin kuin oletettiin, kivennäismaissa vesiuuttainen eloperäinen aines ei ollutkaan sen labiilimpaa kuin vahvemmillä fosfaatti- ja pyrofosfaattiliuksilla uutettu orgaaninen typpi. Sen sijaan turvemaalla vesiuuttainen orgaaninen typpi oli selvästi labiilimpaa kuin fosfaattiuuttainen ja pyrofosfaatilla uutunut orgaaninen typpi oli kaikista huonoiten mineralisoituvaa. Mielenkiintoista on, ettei uutuneen eloperäisen aineksen C/N suhde korreloinut hajoamisherkkyuden suhteen. Ainoastaan turvemaassa pyrofosfaatilla uutuneen eloperäisen aineksen korkea C/N suhde ja huono hajoavuus korreloivat keskenään.

Orgaanisen typen erilainen mineraloitumistaipumus eri uuttoluosten välillä johtuu luultavasti eroista humifioitumisasteessa. Kivennäismaiden eloperäinen aines on hyvin pitkälle humifioitunutta, kun taas turvemaassa se voi sisältää vielä osittain hajottamatonta ainesta. Koska samankin C/N suhteen omaavien uutteiden mineralisaatioherkkyys erosi huomattavasti toisistaan, on syytä epäillä, ettei maan orgaanisen typen mineraloitumisherkkyyttä voida ennustaa uuttamalla tiettyä spesifistä fraktiota maan orgaanisesta tyypestä.

Menetelmän käyttömahdollisuudet

Ennen maan mobilisoituvan typen määritysmenetelmän laajamittaista käyttöönottoa se tulee testata tässä käytettyä kattavammalla maanäyteaineistolla. Testattavan aineiston tulisi olla mielellään samalta ilmastoalueelta. Lisäksi olisi kiinnitettävä huomiota mobilisoituvan typen lähtöaineisiin ja niiden muuttumiseen inkubaation aikana.

Tulosten perusteella eloperäisen aineksen jako eri hajoamisherkkyyttä kuvaaviin pooleihin näyttäisi kyseenalaiselta mineraalimaissa. Todennäköisesti pooleihin jako analyttisesti ei onnistu turvemaissaakaan.

Alustavasti on kehitetty kenttämittakaavaan soveltuvaa mikromenetelmää ammoniumtypen määrittämiseksi. Menetelmä koostuu kolmesta toisissaan kiinni olevasta komponentista. Muutama tippa analysoitavaa ammoniumia sisältävää ainetta imeytetään pyrofosfaatilla kyllästettyyn paperiin. Korkean pH:n vaikutuksesta analysoitavan aineen ammoniumtyyppi muuttuu ammoniakkikaasuksi, joka diffundoituu ammoniakkia läpäisevän, mutta nesteitä hylkivän kalvon läpi. Läpi diffundoitunut ammoniakki sidotaan hapolla kyllästettyyn paperiin. Happo on niin heikko, että sen sähkönjohtokyky on hyvin alhainen. Sen sijaan haposta ammoniakkin kanssa muodostunut suola on vesiliukoinen ja johtaa hyvin sähköä. Siten ammoniakkin määrä on helppo mitata yksinkertaisella yleisesti kasvihuoneviljelyssä käytössä olevalla johtokyky-mittarilla. Menetelmä vaatii kuitenkin vielä testaamista.

5.3 Lieroistutus rakenteeltaan heikentyneen savi- maan kunnostuksessa

Visa Nuutinen^{a)}, Elise Ketoja^{b)}, Mervi Nieminen^{a)}, Taisto Sirén^{a)}

^{a)}MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, visa.nuutinen@mtt.fi, mervi.nieminen@mtt.fi, taisto.siren@mtt.fi

^{b)}MTT/Palveluyksikkö, M-talo, 31600 Jokioinen, elise.ketoja@mtt.fi

Viljelymaan rakenteen huononeminen on merkittävä peltoviljelyn ekologista ja taloudellista kestävyyttä haittaava tekijä. Suomessa maan tiivistymisongelmat on tiedostettu pitkään (Alakukku 2002) ja ne ovat jatkuvasti ajankoh-
taisia varsinkin maan pääviljelyalueen saviseuduilla, joilla kehitys on vienyt kohti raskaalla kalustolla tehtävää yksipuolista viljanviljelyä. Maaperän il-
mavuuden ja vedenläpäisevyyden väheneminen heikentävät kasvien sadon-
tuotoa ja tuotantopanoksista saatava hyötyä (Aura 1998) sekä lisäävät veden
pintavalunnan ja pelloilta vesistöihin tulevalle kuormituksen riskiä (Pitkänen
1999).

Lierot ovat tärkeä tekijä Etelä-Suomen viljeltyjen savien huokosrakenteen muodostumisessa (esim. Nuutinen 2000). Lierojen alentunut määrä on yksi oire savimaan rakenteen huononemisesta ja maan kunnostuksessa on lierokannan kasvun käynnistäminen perusteltu tavoite. Lierojen runsastuminen peltolohkolla tapahtuu kohentuneen jälkeläistuoton sekä ympäröiviltä alueilta tapahtuvan yksilöiden siirtymisen/kulketumisen kautta. Jos lieroja lähtötilanteessa edelleen esiintyy peltolohkolla ja etäisyys pellon eri osista runsaasti lieroja sisältäville alueille on lyhyt, voi olettaa että maan perusparannustoimet (esim. kuivatus ja kalkitus) sekä lieroja suosivat viljelytavat (esim. muokkauksen minimoiminen, nurmien lisääminen kiertoon ja lannan käyttö) ovat riittäviä keinoja lierokantojen kasvattamiseksi.

Kun olosuhteiden huonontuminen peltolohkolla on johtanut lierojen sukupuuttoon ja kantojen kasvu on riippuvaista etäällä sijaitsevilta lähdealueilta muuttavista tai kulkeutuvista yksilöistä, lierojen luontaisen runsastumisen voi olettaa olevan hidasta ja satunnaista. Tällöin lierojen istuttaminen peltoon saattaa olla hyödyllistä maan rakenteen parantamisen kannalta. Istuttamisen mielekkyyden luonnollinen edellytys on, että pellon maanhoitoa on ensin muutettu lierojen kannalta mahdollisimman edulliseksi.

Ajatus lierojen istuttamisesta ei ole uusi ja kirjallisuudesta löytyy tietoja viljelymaille tehdyistä, hyödyllisiksi osoittautuneista istutuksista (esim. Lee 1985). Tämän tutkimuksen tavoite oli selvittää mahdollisuuksia liittää lierokannan aktiivinen hoito osaksi huokosrakenteeltaan heikentyneen viljelymaan kunnostusta. Tätä ei tiettävästi ole ennen yritetty. Erityisenä tavoitteena oli tutkia, voidaanko lieroja istuttamalla olennaisesti nopeuttaa alentuneen lierokannan kasvua. Käytännöllisenä tavoitteena oli kehittää yksinkertainen tapa istuttaa lieroja peltomaahan ja tutkia samalla mahdollisuuksia hyödyntää puunjalostusteollisuuden jättekuitua lieroistutusten onnistumisen takaajana.

Lierojen istutus huonorakenteisille savimaille

Lierojen istutuskokeet tehtiin kahdella Kuusjoella, Varsinais-Suomessa sijaitsevalla peltolohkolla (jatkossa Pellot 1 ja 2), joilla oli maan rakenteen huononemisesta johtuvia ongelmia. Lohkojen muokkauskerroksen maalaji on aitosavea ja vuonna 2000 oli kummankin pH 6,3–6,4. Lohkot olivat olleet pitkään pääasiassa viljanviljelyssä, jossa perusmuokkauksena oli syyskyntö. Alueilla tehdyissä maan rakennekartoituksissa peltomaista ei löydetty lierokäytäviä. Keväällä 2002 tehdyssä lierokartoituksessa Pellolta 1 löydettiin yksi peltoliero, Pellolta 2 lieroja ei löydetty lainkaan. Kummankin lohkon pientareilla oli harvalukuisena pelto- ja onkilieroja. Havaintojen perusteella maat eivät olleet periaatteessa sopimattomia lierojen elinympäristöksi.

Maan rakenteen parantamiseksi pelloilla otettiin vuonna 2001 viljelykiertoon pitkäaikainen ruokonatanurmi, mitä voi pitää lierojen kannankasvua tukevana toimenpiteenä. Pellot olivat nurmella koko istutustutkimuksen ajan. Lierojen

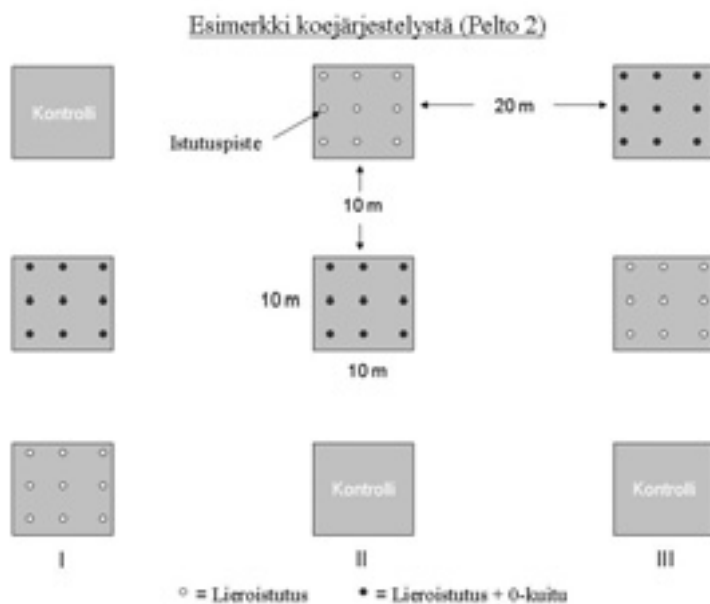
istutustavaksi valittiin lieropitoisen pintamaan siirto, joka vaikutti tarjolla olevista menetelmistä parhaiten käytännön maanhoitotyöhön soveltuvalta (Butt 1999). Tutkimuksessa mukana olleilta tiloilta osoitautui vaikeaksi löytää riittävän lieropitoista peltomaata siirtoistutusta varten. Siksi lierojen lähdealueeksi valittiin Jokioisissa hietasavella sijainnut viljapelto, joka sijaitsi lieropitoiseksi tiedetyllä alueella. Lieroyhteisön valtalaji lohkokolla oli peltoliero. Istutusta varten alueelta kerättiin pintamaata (0–20 cm) yhteensä n. 70 m²:n alueelta. Maa kuljetettiin istutuslohkojen viereen ja peitettiin.

Kummallekin pellolle perustettiin keväällä 2003 kenttäkoe satunnaistettujen täydellisten lohkojen koekaavion mukaan. Käsittelyinä olivat: 1) ei lieroistutusta (=käsittelemätön kontrolli), 2) lieroistutus ja 3) lieroistutus + kartonkitehtaan jätekuidusta ("0-kuitu") ja kananlannasta tuotettu "Pehtoorin Ehta" –maanparannusvalmiste (Humuspehtoori Oy). Käsittelyssä 3) oli orgaanisen aineksen lisäyksen tavoitteena tarjota lieroille lisäravintoa sekä parantaa maan vedenpidätyskykyä istutuspaikoissa.

Lieroistutusta varten kuhunkin istutusruutuun kaivettiin yhdeksän kuoppaa, joihin istutusmaa lapioidiin (n. 50 kg maata kuoppaa kohden) (Kuva 37). Käsittelyssä 3) kuoppiin lapioidiin vuorokerruksittain maata sekä 0-kuituvalmistetta (keskimäärin 12 kg per kuoppa). Istutusmaasta otettujen näytteiden perusteella yhteen istutuskuoppaan tuli keskimäärin 10 lieroyksilöä, joista 90 % oli peltolieroja. Vaikka määrä oli korkea koalueiden lähtötilanteisiin verrattuna, olisi suurempi lierotiheys ollut suotavaa. Lierojen runsauden kehittymistä seurattiin maanäytteiden käsinlajittelulla kolmeen otteeseen, syksyllä 2003 sekä keväällä 2004 ja 2005. Kahtena viimeisenä ajankohdana tutkittiin lierojen leviämistä ottamalla näytteitä myös istutuspaikoiden ulkopuolelta.

Istutusten onnistumisen seuranta 2003–2005

Kummallakin koepaikalla lieroja löydettiin istutuspaikoista koko seurantajakson ajan (Kuva 38a-b). Lierot olivat lähes poikkeuksetta peltolieron kaltaisia ns. endogeeisia lieroja. Ruutukohtaiset yksilömäärät olivat kuitenkin varsin alhaisia eri ajankohtina ja sen vuoksi käsittelyjen vertailussa käytettiin kunkin ruudun havaintona kolmen mittausajankohdan lierotiheyksien keskiarvoa. Käsittelyjen väliset erot eivät riippuneet koepaikasta ($p=0.69$). Molemmilla koepaikoilla keskimääräinen tiheys oli istutusruuduissa korkeampi kuin kontrollimaassa, johon istutusta ei tehty (Taulukko 21). Lieroja oli eniten 0-kuituvalmistetta saaneissa ruuduissa, joissa istutuspaikoissa mitattu keskimääräinen tiheys oli 24 yksilöä m⁻². Pelkkää istutusmaata saaneissa käsittelyssä vastaava tiheys oli 10 yks. m⁻² ja kontrollissa 1 yks. m⁻². Tutkimuksen korkein keskimääräinen lierotiheys, 67 yksilöä m⁻², mitattiin Pellon 2 0-kuituvalmistetta saaneilta ruuduilta keväällä 2005 (Kuva 38b). Istutuspaikoista löydettiin kummallakin pellolla lierojen munakoteloita keväästä 2004 alkaen, mikä osoitti lierojen luontaisen lisääntymisen alkaneen.



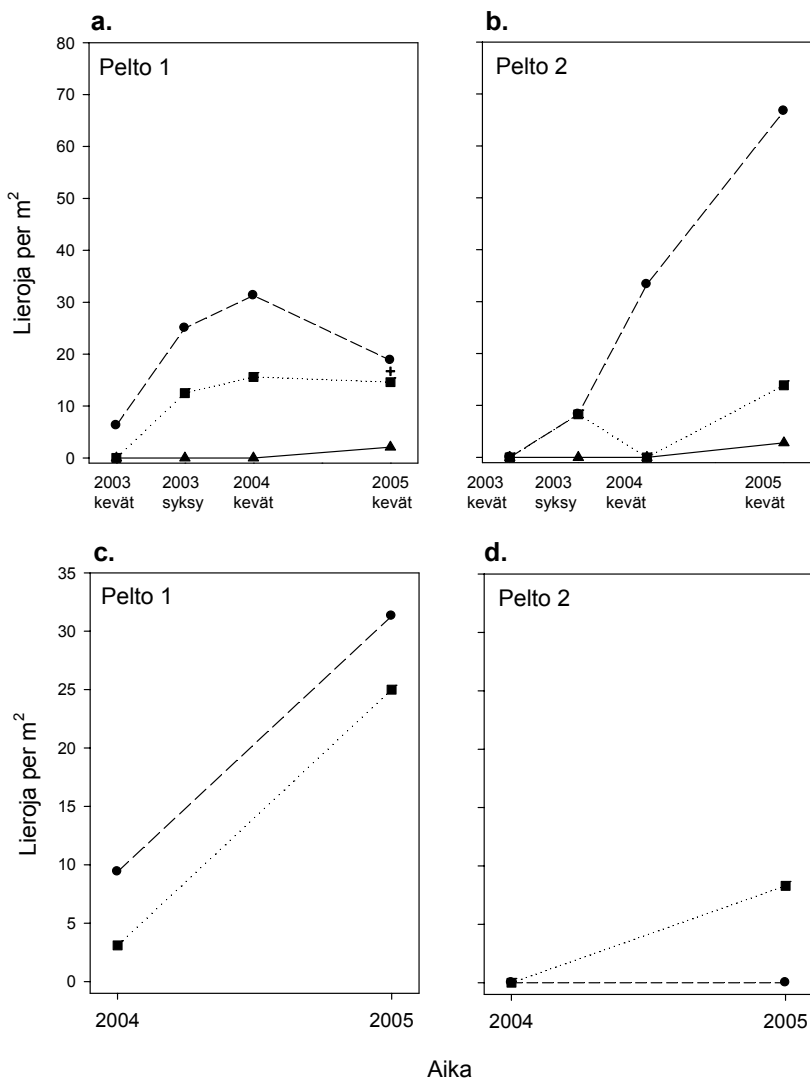
Kuva 37. Lierojen istutuskokeen koejärjestely Pellolla 2. Pisteet ruuduissa osoittavat istutuskoppien sijainnin. Kokeen kolme lohkoa on merkitty roomalaisella numerolla.

Puolen metrin etäisyydellä istutuspisteestä tehdyt mittaukset osoittivat lierojen alkaneen hitaasti levitä (Kuva 38c-d). Pellolla 2 tehdyn havainnon perusteella, ne olivat pisimmillään edenneet kahdessa vuodessa 2 m:n etäisyydelle istutuskohdasta. Keväällä 2005 esiintyi Pellolla 1 munakoteloita myös istutuspisteiden ulkopuolella. Näytteenottojen yhteydessä tehtyjen alustavien havaintojen perusteella lierot olivat alkaneet huokoistaa istutuspisteiden alapuolista maata. Pellolla 1 alueella, jossa lierot olivat levinneet tehokkaimmin, voitiin lisäksi pintamaassa nähdä merkkejä lierojen maata huokoistavasta vaikutuksesta.

Taulukko 21. Lierotiheyksien keskiarvot ja keskiarvojen luottamusvälit yli seurantajakson (2003–2005) ja koepaikkojen (Pelto 1 ja 2) yhdistetyssä aineistossa. Käsittelyissä 2) ja 3) lierojen tiheys määritettiin istutuspisteessä.

Käsittely	Lieroja per m ²		Keskiarvon 95 %:n luottamusväli	
			Yläraja	Alaraja
1) Ei istutusta (kontrolli)	1	a	0	8
2) Lieroistutus	10	a	2	23
3) Lieroistutus+0-kuitu	24	b	10	43

Samalla kirjaimella merkityt käsittelyt eivät poikkea toisistaan tilastollisesti merkitsevästi 5 %:n riskitasolla.



Kuva 38. Lierotiheyden keskiarvojen kehittyminen koepelloilla. Istutuskäsitteilyissä mittaus tehtiin istutuskuopasta (a–b). Lierotiheyden keskiarvon kehittyminen puolen metrin etäisyydellä istutuspisteestä (c–d). Luvut ovat keskiarvoja. Symbolit: kolmio, ei lieroistutusta (kontrolli); neliö, lieroistutus; ympyrä, lieroistutus + 0-kuituvalmiste; risti, runsaus Pellon 1 kontrollissa, kun yksi poikkeavan suuri havainto on mukana keskiarvoa laskettaessa.

Lierojen istutuksesta käytännön sovellutus

Kokeen tulosten perusteella istuttaminen oli edellytys lierojen runsastumiselle koepaikoilla, nurmen ottaminen viljelykiertoon ei siihen yksin riittänyt. Tässä mielessä istutukset olivat perusteltuja ja onnistuneita. Kuitenkin kaksi vuotta kokeen aloittamisen jälkeen lieroilla oli vasta sillanpääasema istutus-

pisteissä ja niiden välittömässä läheisyydessä. Levittäytyminen peltoon oli siinä määrin vähäistä, että tutkimuksen päätavoitteen – tiivistyneen saven huokoistamisen - kannalta istutuksella saavutetut hyödyt olivat kaikesta päätellen hyvin vähäisiä tutkimuksen aikajänteellä.

Tähänastisten tulosten perusteella ei voi vielä tehdä pitkälle meneviä johtopäätelmiä istutusten onnistumisesta, jota todennäköisesti rajoitti niiden ajoittuminen ennätyksellisen kuivalle sääjaksolle (Silander ja Järvinen 2004). Lieroistutusten hyödyllisyyden arviointia vaikeuttaa myös seurantajakson lyhyys. Pysyvän lierokannan aikaansaaminen istutusalueelle edellyttää pitkäaikaista sitoutumista lieroja suosivaan viljelyyn. Koelohkoilla siihen tähdätään muokkauksen keventämisellä (Pelto 1) sekä uusintasalojituksella (Pelto 2). Kokeen seurannan jatkaminen on siis perusteltua.

Lieroistutuksessa käytetyt työmenetelmät osoittautuivat yksinkertaisiksi ja toimiviksi eivätkä niihin liittyvät tekniset seikat ole esteenä käytännön lieroistutusten toteuttamiselle ja onnistumiselle. Ratkaisevilta edellytyksiltä istutuksen onnistumiselle vaikuttavat paikallisten olosuhteiden hyvä tuntemus sekä istutukseen liittyvien toimenpiteiden onnistunut ajoittaminen. Hyvää paikallistuntemusta tarvitaan myös sopivien lierojen lähdealueiden löytämisessä. Lierojen istuttamisen taustalla tulisi olla mahdollisimman varmat havainnot lierojen määrän alenemisesta sekä käsitys vähenemisen syistä. Muussa tapauksessa voimavaroja voidaan tuhlaata esimerkiksi lierojen viemiseen alueille, jotka ovat viljely- ja maanhoitotoimenpiteistä huolimatta sopimattomia elinympäristöjä lieroille.

5.4 Karttatietoa valtakunnan ja lohko-tasolla

Markku Yli-Halla^{a)}, Laura Alakukku^{b,c)}

^{a)} Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, markku.yli-halla@helsinki.fi

^{b)} MTT/Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen

^{c)} Helsingin yliopisto, Agroteknologian laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi

Vaikka maaperämme on nuori, se koostuu useista maannoksista. Kansainvälisessä yhteistyössä tarvitaan valtakunnallista tietoa maaperän ominaisuuksista ja vaihtelusta. Euroopan maannoskartalla Suomi on ollut kuitenkin lähes yksivärinen alue, mikä on selvä puute ja haitta monia luonnonvaroihin ja ympäristöön liittyviä kysymyksiä tarkasteltaessa. Tämän epäkohdan poistamiseksi maaperätutkimusohjelmassa käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan maannostietokannan laadinta. Se sisältää tyypillisten suomalaisten maalajien ja maannosten levinneisyydet ja maalajien ominaisuuksia 1:250 000 mittakaavassa. Tietokannan tekeminen on kuvattu tämän raportin luvussa 4 ja Liljan ym:n (2006) hankkeen loppuraportissa. Vuoden 2005 loppuun mennessä se kattoi 35 % Suomen maapinta-alasta.

Viljelymenetelmänä täsmäviljely edustaa ajattelua, jossa tuotantopanosten käyttö voidaan kohdistaa sekä tuotannon talouden että ympäristön kannalta optimaalisiin kohtiin. Satovaihtelun huomioon ottaminen viljelyn päätöksenteossa vaatii kuitenkin tietoa vaihtelun syistä. Täsmäviljelyn yleistyminen on asettanut myös maaperätutkimuksen uusien haasteiden eteen. Viljelypanosten tehokkaan kohdentamisen tueksi tarvittaisiin tietoa maan sadontuottokykyyn vaikuttavista tekijöistä ja keinoja mitata näitä ominaisuuksia siten, että niistä voidaan tuottaa karttatietoa. Useissa tutkimuksissa on korostettu maan fysikaalisten ominaisuuksien merkitystä sadontuottokykyyn. Nykyisin käytettävät maaperäfyysiikan mittausten menetelmät eivät sovellu karttatiedon tuottamiseen hitautensa ja kalleutensa vuoksi. Lohkokohtaisen maaperäfyysikaalisen karttatiedon tuottaminen vaatiikin menetelmäkehitystä. Maaperäohjelmassa selvitettiin geofysikaalisten mittausten soveltuvuutta karttatiedon tuottamiseen maan fysikaalisista ominaisuuksista (tämän raportin luku 4 ja Ristolainen ym. 2006a).

6 Yhteenveto

Maaperä on ruuantuotannon perusta. Siinä tapahtuvat myös ympäristön laadun kannalta keskeiset prosessit, jotka vaikuttavat mm. puhtaan veden riittävyteen, vesistöihin joutuvaan ravinnekuormitukseen ja ilmakehään tapahtuviin kaasumaisiin päästöihin. Maaperä ja sen suojele onkin noussut maailman laajuiseksi kysymykseksi viime vuosina. Maa- ja metsätalousministeriö pannonsti maaperätutkimukseen rahoittamalla vuosina 2002–2005 maaperätutkimusohjelmaa. Ohjelmassa oli yhdeksän hanketta, joissa tutkittiin peltoviljelyssä olleita maita. Hankkeissa paneuduttiin seuraaviin ohjelman painopisteisiin: a) pellon tuottokyky ja turvallisten elintarvikkeiden tarjonta; b) maaperän prosessit, niiden hallinta ja ympäristökuormitusta vähentävät teknologia ja c) maaperätieto päätöksenteon pohjana.

Ohjelmassa tutkittiin monipuolisesti fosforin ja typen käyttökelpoisuutta ja niiden aiheuttaman ympäristövaikutuksen ennustamista ja hallintaa. Yhdessä hankkeessa selvitettiin myös vuokraviljelyn yleistymisen vaikutusta maan fosforitilaan ja happamuuteen. Fosfori ja typpi ovat tärkeitä tuotantopanoksia viljelyssä, joiden hyväksikäyttöasteessa on selkeästi parantamisen varaan. Suomessa on arvioitu, että 60 % ihmisen aiheuttamasta vesistöihimme kohdistuvasta fosforikuormituksesta ja 50 % typen kuormituksesta on peräisin maataloudesta. Kuormituksen vähentäminen on merkittävä maaperätieteellinen tutkimuskohde. Lisäksi aloitettiin maannostietokannan kokoaminen, tutkittiin geofysikaalisten mittausten käytettävyyttä maaperäfyysikaalisten karttojen tuottamiseksi ja selvitettiin lierojen istutusta osana maan rakenteen hoitoa.

Fosforin ja typen reservien käyttökelpoisuus

Maatalousmaan fosforivaroista lähes puolet on orgaanisessa muodossa. Orgaanista fosforia ja sen merkitystä kasvien ravinnelähteenä ei ole Suomessa tutkittu juuri lainkaan viimeisen 50 vuoden aikana. Maaperäohjelmassa orgaanisen fosforin määrää, luonnetta ja biologista käyttökelpoisuutta selvitetiin maanäyteaineistolla, joka edusti jatkumoa havumetsä, viljelemätön niitty, luonnonmukaisesti viljelty karjanlanta saanut pelto sekä tavanomaisesti viljelty pelto. Tulokset osoittivat, että orgaaninen fosfori muodostaa huomattavan fosforireservin maassa. Kasveille käyttökelpoisessa jakeessa orgaanista fosforia oli 22–26 prosenttia. Vesiliukoinen orgaaninen fosfori hajosi nopeasti entsyymitesteissä, joten sen voidaan katsoa olevan aktiivisessa kierrossa. Oksidipinnoille sitoutunut orgaaninen fosfori lisäsi huomattavasti maan oksidien fosforinkyllästyksastetta, mikä voi edistää epäsuorasti maahan lisätyn fosforin käyttökelpoisuutta. Oksidien pidätyspaikkojen täytyessä lisätyn fosforin sitoutumistaipumus pienenee, mikä parantaa sen käyttökelpoisuutta kasveille. Mikäli riskinarvioinnissa käytetään fosforinkyllästyksastetta, tulisi orgaaniset reservit ottaa laskelmissa mukaan.

Tutkittaessa maan typen mobilisaatiota oletettiin alun perin, että maan orgaaninen typpi voitaisiin jakaa eri hajoamisastetta kuvaaviin pooleihin ja soveltaa tätä tietoa typen mallinnustutkimuksessa (korvaamaan mallin teoreettiset eloperäisen aineksen hajoamista kuvaavat poolit). Tulosten perusteella kivennäismaissa vesiuttoluonnettu eloperäinen aines ei ollut sen labiilimpaa kuin vahvemmillä fosfaatti- ja pyrofosfaattiliukoilla uutettu orgaaninen typpi. Turvemaalla vesiuttoluonnettu orgaaninen typpi oli kuitenkin selvästi labiilimpaa kuin fosfaattiuuttoluonnettu ja pyrofosfaatilla uutettu orgaaninen typpi oli kaikista huonoiten mineralisoituvaa. Mielenkiintoista on, ettei uutuneen eloperäisen aineksen C/N suhde korreloinut hajoamisherkkyuden suhteen. Ainoastaan turvemaassa pyrofosfaatilla uutuneen eloperäisen aineksen korkea C/N suhde ja huono hajoavuus korreloivat keskenään. Koska samankin C/N suhteen omaavien uutteiden mineralisaatioherkkyys erosi huomattavasti toisistaan, on syytä epäillä, ettei maan orgaanisen typen mineraloitumisherkkyyttä voida ennustaa uuttamalla tiettyä spesifistä fraktiota maan orgaanisesta typestä.

Maan orgaanisen fosforin ja mobilisoituvan typen mittaaminen

Eri maissa käytössä olevat fosforitestit poikkeavat toisistaan uuttoliuoksen kemiallisen koostumuksen ja happamuuden suhteen. Määritettäessä lannoitustarvetta Suomessa käytössä olevalla ns. viljavuusanalyysillä, mukaan ei näytä tulevan juuri lainkaan orgaanista fosforia. Tämä johtuu ilmeisesti uuttoneen happamuudesta. Asia kannattaisi kuitenkin selvittää tarkemmin laajalla aineistolla. Suomalainen viljavuusanalyysi uutti vähemmän sekä orgaanista että epäorgaanista fosforia kuin vertailussa olleet muut testimenetelmät (vesiuutto ja Olsenin testi). Näyttemaan ilmakeiväisyys muutti fosforitestien antamia tuloksia. Koska se enemmänkin lisäsi kuin vähensi uutuvuutta,

muutoksen voidaan katsoa edustavan varsin helposti kiertoon saatavan fosforin määrää.

Kasvustot saavat käyttöönsä lannoituksessa levitetyn typen lisäksi peltomaassa jo keväällä ollutta ja kasvukauden aikana maan eloperäisestä aineksesta vapautuvaa typpeä. Lannoitussuosituksissa maan eloperäisestä aineksesta vapautuva typpi on huomioitu ottamalla huomioon maalaji, maan eloperäisen aineksen pitoisuus ja viljelyhistoria. Tätä tarkempia suosituksia voidaan antaa ennusteilla, jotka perustuvat joko teoreettisiin malleihin tai laboratoriossa määritettyihin mineralisaatioindekseihin. Koska maasta mobilisoituvalla tyypelle ei ole käytettävissä luotettavaa ja nopeaa menetelmää, sitä lähdettiin kehittämään. Tulokset osoittavat, että uuttoa voidaan tehostaa mm. puskuroiduilla fosfaattiliuksilla, jolloin saadaan ammoniumin mobilisaatiota huomattavasti nopeutettua ja inkubaatioaikaa lyhennettyä. Lisäksi todettiin, että reaktioita nopeuttaa myös se, että muhituspulloissa käytetään kaasua läpäisevää, mutta ammoniakkin sitovaa kalvoa tiiviin tulpan sijasta. Ennen maan mobilisoituvan typen määrittämismenetelmän laajamittaista käyttöönottoa se tulee testata tässä käytettyä kattavammalla maanäyteaineistolla. Hankkeessa kehitettiin alustavasti myös kenttämittakaavaan soveltuva mikromenetelmä ammoniumtypen määrittämiseksi. Menetelmä vaatii kuitenkin vielä testaamista.

Laitumen ja suojavyöhykkeen ympäristökuormitus

Nurmien ympäristövaikutuksia on tutkittu melko vähän suhteessa nurmien kokonaispinta-alaan (noin 600 000 ha). Nurmialasta on laitumia noin 100 000 ha. Hietamaan kokeessa laitumen pintalannoitus ja lehmien ulosteissa tullut fosfori nostivat pintamaan helpoliukoisen fosforin (P_{AC}) pitoisuutta, mikä selitti 82 % heinänuurmelta huuhtoutuneen fosforin määrän vaihtelusta. Nurmen pintavalunnan kokonaisfosforista oli 90 % liuennutta fosforia. Myös suojavyöhyketutkimuksessa todettiin, että laitumen ja hoitamattomien suoja-kaistojen pintavalunnan kokonaisfosforista merkittävä osa oli liuennutta fosforia. Laboratoriokokein todettiin, että yksi syy liunneen fosforin suureen osuuteen on maan pintaan syksyllä jäävä kasvipeite. Siten suojavyöhykkeen ympäristötuen ehdoissa vaadittu kasvimassan korjuuvelvollisuus on perusteltu. Pientareen, suojakaistan ja -vyöhykkeen laiduntaminen voidaan sallia erikseen määrätyin ehdoin.

Hietamaalla tehty laidunkoe osoitti, etteivät nurmen niitto tai laidunnus vaaranna pohjavettä (mikrobi- ja typpikuormitus) nurmivuosina. Laitumen uusimisvuonna sen sijaan typpeä huuhtoutuu merkittävä määrä pohjaveteen. Lannoittamaton valkoapilaheinälaidun tuotti 9 % vähemmän maitoa hehtaaria kohti vuodessa kuin suositusten mukaan lannoitettu heinä-laidun. Apilanurmen typpihuuhtouma oli kuitenkin merkittävästi pienempi kuin heinä-laitumen, minkä vuoksi apila on suositeltava laidunkasvi hietamaan alueella. Laitumen voimakas positiivinen typpitase laidunvuosina, sen selvä ero säilöre-

hunurmien typpitaseeseen, ja huuhtoutuneen typen määrä uusimisvuonna antoivat aihetta alentaa laitumen lannoitus-suosituksia (aikaisempi: $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, uusi $190 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$), vaikka varsinaisesti typpilannoituksen vaikutuksia laitumen satoon selvittävät kokeet ovat vielä kesken.

Kenttäkokeessa koko kolmivuotisen laidunkauden aikana sontaa ja virtsaa kertyi laitumelle niin paljon, että sontakasat peittivät 4 % ja virtsalaikut 17 % laidunalasta. Fosforin osalta yksittäisten erite-erien aiheuttama ympäristöriski laitumilla jää tulosten mukaan pieneksi, mutta karjan kokoontumis- ja juotto-paikoilla ulosteet voivat aiheuttaa huomattavaakin pistekuormitusta. Nurmi käytti sonnan tyyppistä 7 % ja virtsan tyyppistä 19 %. Laitumen ammoniakki-päästöistä 96 % oli peräisin virtsalaikuista. Tämän tutkimuksen mukaan laitumilta haihtuvan ammoniakkitypen määrä on vain 60 % aiemmin arvioidusta ja laidunten merkitys ammoniakkin päästölähteenä on häviävän pieni. Vastaavasti todettiin, että laitumien dityppioksidiemissiot ovat noin 50 % aikaisemmin arvioidusta. Tässä hankkeessa virtsan ja sonnan tyyppistä muuntui keskimäärin 0,9 % dityppioksidiksi, kun kasvihuonekaasulaskennassa nykyään lasketaan, että 2 % laitumelle päätyneestä tyyppistä haihtuu dityppioksidina ilmaan. Pellonreunaan perustettujen suojakaistojen dityppioksidipäästöt olivat alhaiset verrattuna laitumeen ja suomalaisiin peltomaihin yleensäkin.

Ravinnetase ympäristötutkimuksen työkaluna

Viljelymenetelmä ja tuotantosuunta vaikuttavat peltoviljelyn aiheuttamaan ravinnekuormitukseen. Kokeellisesti ei voida tutkia kaikkien menetelmäolosuhte –vaihtoehtojen merkitystä vesistökuormituksen suuruuteen vaan sen arviointiin tarvitaan matemaattisia malleja. Parhaimmillaan niiden avulla voidaan simuloida erilaisia tilanteita ja tuottaa arvioita systeemissä tapahtuvien muutoksien vaikutuksesta kuormitukseen. Maaperäohjelmassa tarkasteltiin fosforin ja typen huuhtoutumisen ennustamista ravinnetaselaskelmien perusteella. Fosforitasemalli perustui yksinkertaistettuna peltomaan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden (fosforitilan) muutokseen fosforitaseen muutoksen seurauksena ja sen perusteella laskettuun liunneen reaktiivisen fosforin huuhtoumaa. Laskennassa hyödynnettiin kenttäkokein saatuja huuhtoutumistuloksia savimailta ja hietamailta, mikä rajoittaa menetelmän käytön vain kyseisille maalajeille. Menetelmää käytettiin arvioitaessa tavanomaisen ja luomuviljelyn aiheuttamaa fosforikuormitusta elinkarsianalyysiä varten.

Laitumen typpi- ja fosforitaselaskelman perusteella todettiin, että ravinnetase on arveluttava työkalu vuosittaisen kuormitusriskin arvioimiseen. Tase pitäisi laskea vähintään koko viljelykierrolle, ja silloinkin se kertoo lähinnä kuormituspotentialista, ei todellisesta tilanteesta. Sama todettiin tarkasteltaessa typen huuhtoutumisen ja typpitaseen välistä yhteyttä erilaisissa viljelykiirroissa. Typpitase selitti vuosittaista huuhtoutumista parhaimmillaankin vain noin 50 %. Suomalaisessa ilmastossa vuosittainen valunnan jakautuminen vaikuttaa huomattavasti typen huuhtoutumiseen. Vuosittaisiin taseisiin perus-

tuvat arviot eivät voikaan vaihtelevissa ilmasto-oloissamme tuottaa hyvää selitystä typen huuhtoutumiselle. Useamman vuoden keskiarvoista laskettava typpitase antanee sen sijaan hyvän pohjan arvioida typen huuhtoutumista.

Savimaiden eroosion mekanismi ja torjunta

Suomessa keskimääräinen sadanta ja sateen intensiteetti ovat pieniä. Tästä huolimatta peltojen valumavesissä kulkeutuu kuitenkin vesistöihin huomattava määrä kiintoainesta, josta suurin osa on hyvin hienojakoista jopa silmin havaitsematonta. Mittauksissa on todettu, että jopa kaikki savimaan ojaveden hiukkaset ovat savesta (hiukkaskoko alle 0,002 mm). Hienon aineksen merkitykseen eroosiossa on kuitenkin kiinnitetty pitkään vähän huomiota. Hienoin maafraktio on kemiallisesti aktiivisinta ja vaikuttaa vahvasti vesistöjen laatuun. Tämän vuoksi maaperäohjelmassa selvitettiin hienon aineksen merkitystä vesistöjen pilaajana.

Suomessa tärkeimpiä eroosion mekanismeja ovat sadepisaroiden aiheuttamat iskut maan pintaan ja ns. diffuusioeroosio. Viime mainitussa maan pienimmät hiukkaset 'liukenevat' veteen ja liikkuvat siinä lämpöliikkeessä. Maan pinnalla oleva kasvusto tai kasvintähteet pystyvät tehokkaasti vaimentamaan maan sadepisaroitteen vaikutusta. Diffuusioeroosion torjunnassa on tärkeää kasvattaa hiukkaskokoa niin, että se ei enää liiku vedessä diffuusion avulla. Laboratoriokokeissa tutkittiin maaparannusaineiden vaikutusta murujen muodostumiseen. Kokeissa kalkitus nopeasti vaikuttavilla aineilla sekä kipsisin, synteettisten kuitujen ja metsäteollisuuden ns. nollakuidun lisääminen maahan vähensivät selvästi maan eroosiotaipumusta. Maanparannusaineiden ohella muokkauksen keventäminen vähentää savimaan eroosiota. Siksi tutkittiin nopeasti reagoivan kalsiumkarbonaatin vaikutusta erilaisesti muokattujen maiden pintarakenteeseen. Tehtyjen kokeiden perusteella maanparannusaineiden käyttö yhdistettynä vähennettyyn muokkaukseen näyttää lupaavalta keinolta vähentää savimaiden eroosiota ja ympäristön fosforikuormitusta.

Pellon hallintasuhde vaikuttaa maan hoitoon

Maatalouden rakennemuutoksen myötä vuokramaiden osuus on kasvanut merkittävästi. Vuonna 2004 Suomessa oli vuokrapeltoa noin 750 000 ha (1/3 peltoalasta). Kehitys voi vaikuttaa myös maan hoitoon ja siksi tutkittiin, onko vuokramaiden kasvukunto jäämässä jälkeen viljelijäin itsensä omistamien peltojen kasvukunnosta. Tulokset osoittivat, että lyhyt suunnittelujänne on yhteydessä maan kasvukunnosta huolehtimiseen. Vuokraviljelijän viljelemien peltojen kasvukunnon havaittiin poikkeavan omistajaviljelijän viljelemien peltojen kasvukunnosta. Havaittu helppoliukoisien fosforin pitoisuusero oli suuruudeltaan 1/3 viljavuusluokkaa (maan helppoliukoinen fosfori ja pH) omistajaviljelijän viljelemien peltojen hyväksi. Nykyisillä viljavuustasoilla vuokramaiden sadontuotto kyky ei kuitenkaan ole jäänyt merkittävästi jälkeen

viljelijän omistamien peltöjen sadontuottokyvystä. Keskeisin tulos oli se, että vuokrateltojen taloudellisesti optimaalinen fosforilannoitus poikkesi siitä, mikä oli taloudellisesti optimaalista omilla pelloilla. Normatiivisissa malleissa tämä ilmeni niin, että suunnittelukauden lyhentyessä sekä kalkitusta että fosforilannoitusta kannatti nykyisillä hintasuhteilla vähentää. Käytännössä tulos tarkoittaa sitä, että ympäristöohjelmien tehokkuus alenee vuokrateltojen kohdalla silloin, kun ohjelmilla pyritään ohjaamaan pitkävaikutteisten lannoitteiden käyttöön tai kun ohjelmat edellyttävät pitkävaikutteisia maanparannuksia. Maanvuokraukseen liittyvän lainsäädännön ja käytäntöjen kehittäminen onkin siksi tärkeää.

Tietoa maaperästä valtakunnallisesta maannostietokannasta

Vaikka maaperämme on nuori, se koostuu useista maannoksista. Kansainvälisessä yhteistyössä tarvitaan valtakunnallista tietoa maaperän ominaisuuksista ja vaihtelusta. Euroopan maannostokartalla Suomi on ollut kuitenkin lähes yksivärinen alue, mikä on selvä puute ja haitta monia luonnonvaroihin ja ympäristöön liittyviä kysymyksiä tarkasteltaessa. Tämän epäkohdan poistamiseksi maaperätutkimusohjelmassa käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan maannostietokannan laadinta. Se sisältää tyypillisten suomalaisten maalajien ja maannosten levinneisyydet ja maalajien ominaisuuksia 1:250 000 –mittakaavassa. Vuoden 2006 alussa se kattoi 35 % Suomen maapinta-alasta.

Karttatiedon tuottaminen maan fysikaalisista ominaisuuksista

Satovaihtelun huomioon ottaminen viljelyn päätöksenteossa vaatii tietoa vaihtelun syistä. Täsmäviljelyn yleistyminen on asettanut myös maaperätutkimuksen uusien haasteiden eteen. Viljelypanosten tehokkaan kohdentamisen tueksi tarvittaisiin tietoa maan sadontuottokykyyn vaikuttavista tekijöistä ja keinoja mitata näitä ominaisuuksia siten, että niistä voidaan tuottaa karttatietoa. Maan vesitalous ja sen myötä maan fysikaaliset ominaisuudet vaikuttavat yleensä merkittävästi pellon sadontuottokykyyn. Nykyisin käytettävät maaperäfyysiikan mittausten menetelmät eivät kuitenkaan sovellu karttatiedon tuottamiseen hitautensa ja kalleutensa vuoksi. Maaperäohjelmassa selvitettiin geofysikaalisten mittausten menetelmien soveltuvuutta karttatiedon tuottamiseen maan fysikaalisista ominaisuuksista.

Tulosten mukaan peltoviljelyssä olleiden savi- ja hietamaiden sähköjohtavuus ja dielektrisyys ovat spatiaalisesti ja ajallisesti riittävän stabiileja käytettäväksi lohkon sisäisen vaihtelun kartoittamiseen. Mittausten ajoitus vaikuttaa kuitenkin luokittelutarkkuuteen ja tarvittavien mittauspisteiden määrään. Savilla dielektrisyysmittauksia tulisi välttää märissä ja sähkönjohtavuusmittauksia kuivissa olosuhteissa. Maan sähköisten ominaisuuksien (dielektrisyys ja sähköjohtavuus) perusteella peltomaita voidaan luokitella hienoaineksen

(erityisesti saves) ja eloperäisen aineksen pitoisuuden perusteella. Sähkönjohdavuuden ja dielektrisyiden (vesipitoisuuden) mittauksilla voidaan paikantaa tehokkaasti selviä lohkon sisäisiä ja niiden välisiä maalajieroja. Kartoituksen tulisi kuitenkin tukeutua ainakin harvakkoon näytteenottoon. Tulosten perusteella maan sähköisten ominaisuuksien mittauksia ei voida käyttää suoraan korvaamaan satokarttojen tuottamaa informaatiota sadon vaihtelusta.

Lierojen istutus osana maan rakenteen hoitoa

Viljelymaan rakenteen huononeminen on merkittävä peltoviljelyn ekologista ja taloudellista kestävyyttä häiritsevä tekijä. Suomessa maan tiivistymisongelmat on tiedostettu pitkään ja ne ovat jatkuvasti ajankohtaisia varsinkin maan pääviljelyalueen saviseuduilla, joilla kehitys on vienyt kohti raskaalla kalustolla tehtävää yksipuolista viljanviljelyä. Lierot ovat tärkeä tekijä Etelä-Suomen viljeltyjen savien huokosrakenteen muodostumisessa. Erityisen tehokkaita maan rei'ittäjiä ovat pintamaahan eri suuntiin risteileviä käytäviä kaivavat peltolierot sekä kasteliero, jonka pystysuorat käytävät ulottuvat jopa yli metrin syvyyteen.

Mahdollisuutta liittää lierojen istuttaminen osaksi huokosrakenteeltaan heikentyneen aitosavimaan kunnostusta tutkittiin kahdella varsinais-suomalaisella peltolohkolla. Ennen istutusta pelloilla esiintyi hyvin vähän tai ei lainkaan lieroja. Vuotta ennen istutusta oli kummallakin pelloilla viljelykiertoon otettu ruokonatanurmi lierojen elinolosuhteita parantavana toimenpiteenä. Istutus toteutettiin lieroja sisältäneen pintamaan pistemäisinä siirtoina koeruutuihin. Toisessa istutuskäsittelyssä maahan lisättiin puunjalostusteollisuuden jätekuittupohjaista (0-kuitu) maanparannus-valmistetta lierojen ravinnoksi ja suojaksi. Lierojen runsastuminen oli selvästi nopeampaa istutuskäsittelyissä verrattuna kontrollimaahan, johon istutusta ei tehty. Kahden vuoden seurantajakson yli yhdistetyssä aineistossa lieroja oli eniten 0-kuituvalmistetta saaneissa ruuduissa. Puolen metrin etäisyydellä istutuspaikasta tehdyt mittaukset osoittivat lierojen alkaneen hitaasti levitä.

Istutuksilla saatiin lierojen runsastuminen peltolohkoilla käyntiin, mutta kokeen jatkoseuranta on edellytys istutuksen hyötyjen perusteelliseksi arvioimiseksi. Istutusmenetelmä osoittautui yksinkertaiseksi ja käytännön maanhoitotyöhön soveltuvaksi. Perusteltujen ja onnistuneiden lieroistutusten kannalta ratkaisevalta tekijältä vaikuttaa paikallisten olosuhteiden perusteellinen tuntemus. Tulokset viittaavat siihen, että tällainen lierojen aktiivinen hyödyntäminen on mahdollista osana maan rakenteen hoitoa.

Maaperätutkimusohjelman tavoitteiden toteutuminen

Maaperäohjelman tavoitteena oli koota monitieteisiä tutkimushankkeita, mis-sä onnistuttiin. Hankkeisiin osallistui maaperätutkijoita useista eri tutkimuslaitoksista, yliopistoista ja korkeakouluista (Liite 1). Ohjelmassa käsiteltiin

tavoitteiden mukaisesti maaperän taloudellisesti ja ympäristöllisesti kestävä hyödyntämisen perusteita, ongelmia ja teknologioita. Tutkimusaiheet olivat myös kansainvälisesti ajankohtaisia maatalousmaihin liittyviä kysymyksiä. Ohjelman kuluessa järjestettiin tukijatapaamisia, mikä tutustutti eri alojen tutkijoita toisiinsa. Lisäksi eri hankkeiden välille syntyi ohjelman aikana spontaania tutkimusyhteistyötä.

Ohjelman avulla haluttiin parantaa peltomaista tuotetun maaperätiedon saataavuutta. Tähän liittyen siinä käynnistettiin valtakunnallisen, kansainvälisesti yhteensopivan maannostietokannan laadinta, johon koottua tietoa tarvitaan kansainvälisessä yhteistyössä sekä kotimaan hallinnossa tarkasteltaessa monia luonnonvaroihin ja ympäristöön liittyviä kysymyksiä. Vuoden 2006 alussa tietokanta kattoi 35 prosenttia Suomen maapinta-alasta ja siihen liittyviä karttoja on saatavissa internetistä.

Tutkimuksen sisällöllisten tavoitteiden ohella ohjelmassa haluttiin parantaa maaperätutkimuksen laatua, vaikuttavuutta ja kilpailukykyä. Siinä haluttiin myös edistää alan opetuksen kehittämistä. Tutkimuksen laatua ja opetuksen kehittämistä mitannee se, että hankkeiden aineistosta on tähän mennessä valmistunut neljä pro gradu –työtä ja yksi ammattikorkeakoulun lopputyö. Lisäksi ohjelmaan liittyen on tekeillä kolme väitöskirjaa. Tieteelliset julkaisut ovat myös tutkimuksen laadun mittari. Ohjelman hankkeet ovat tähän mennessä tuottaneet niitä 20 kappaletta ja vuoden 2006 aikana toimitetaan kustantajille vielä useita tieteellisten artikkelien käsikirjoituksia.

Maaperätutkimusohjelmassa tuotettua tietoa ja menetelmiä voidaan soveltaa hallinnon, neuvonnan, opetuksen, tutkimuksen, teollisuuden ja viljelijöiden käyttöön. Hankkeiden käytettävissä olevia tuloksia on hyödynnetty maatalouden ympäristötuen vuonna 2007 alkavan ohjelmakauden valmistelussa. Vuokraviljelyyn liittyvät ongelmat ja sen vaikutus maan tuottokyvyn säilyvyyteen on ollut tärkeä maaperätutkimusohjelmasta esiin nostettu keskustelunaihe. Tutkimustulosten perusteella on annettu myös neuvonnallisia suosituksia mm. laitumen lannoituksesta ja suojakaistojen hoidosta. Ohjelmassa aloitettiin valtakunnallisen maannostietokannan kokoaminen. Siinä selvitettiin erilaisten mittausten menetelmien soveltuvuutta orgaanisen fosforin määrittämiseen, mitä tietoa sovelletaan jo nyt uusissa meneillään olevissa hankkeissa. Tulosten perusteella on lähivuosina odotettavissa myös uusia teknologisia ratkaisuja ainakin eroosion torjuntaan, maan mobilisoituvan typen testaukseen, maan fysikaalisten ominaisuuksien kartoitukseen ja parantamiseen.

7 Kirjallisuus

- Aaltonen, V.T., Aarnio, B., Hyyppä, E., Kaitera, P., Keso, L., Kivinen, E., Kokkonen, P., Kotilainen, M.J., Sauramo, M., Tuorila, P. & Vuorinen, J. 1949. Maaperäsanaston ja maalajien luokituksen tarkistus. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 21: 37-66.
- Alakukku, L. 2002. Maan rakenteen ylläpito yksikkökoon kasvaessa. Julkaisussa: Kaisu Heikkilä ja Riitta Salo (toim.). Suurenevien tilojen haasteet Ylistaro, 7.-8.8.2002. Maa- ja elintarviketalous 7: s. 90-99.
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met7.pdf>
- Anger, M., Hoffman, C. & Kühbauch, W. 2003. Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. *Soil Use and Management* 19: 104-111.
- Aura, E. 1998. Kestäkö maa? Viljelyvarmuus ja maan rakenne. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 38: 87-94.
- Aura, E., Saarela, K. & Rätty, M. 2006. Eroosio ja fosforikuormituksen vähentäminen. Projektin "Savimaiden eroosio" loppuraportti 1. osa. Käsikirjoitus.
- Blackmore, S. 2000. The interpretation of trends from multiple yield maps. *Computers and Electronics in Agriculture* 26: 37-51.
- Blackmore, S., Godwin, R.J. & Fountas, S. 2003. The Analysis of spatial and temporal trends in yield map data over six years. *Biosystems Engineering* 84: 455-466
- Booltink, H.W.G., van Alphen, B.J., Batchelor, W.D., Paz, J.O., Stoorvogel, J.J. & Vargas, R. 2001. Tools for optimizing management of spatially variable fields. *Agricultural Systems* 70: 445-476.
- Butt, K.R. 1999. Inoculation of earthworms into reclaimed soils: the UK experience. *Land Degradation and Development* 10: 565-575.
- Chardon, W.J. & van Faassen, H.G. 1999. Soil indicators for critical source areas of phosphorus leaching. Wageningen: The Netherlands Integrated Soil Research Programme. Vol 22. 34 s. ISBN 90-73270-37-5.
- Coventry, J.L., Halliwell, D.J. & Nash, D.M. 2001. The orthophosphate content of bicarbonate soil extracts. *Australian Journal of Soil Research* 39: 415-421.
- Domsch, H. & Giebel, A. 2004. Estimation of soil textural features from soil electrical conductivity recorded using the EM38. *Precision Agriculture* 5: 389-409.
- Down to Earth. 2000. Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. A challenge for the 21st century. European Environ-

- ment Agency. Environmental issues series No 16. 32 s. ISBN 92-9167-398-6
- Earl, R., Taylor, J.C., Wood, G.A., Bradley, I., James, I.T., Waive, T., Welsh, J.P., Godwin, R.J. & Knight, S.M. 2003. Soil factors and their influence on within-field crop variability, Part I: Field observation of soil variation. *Bio-systems Engineering* 84: 425-440.
- Ekholm, P. 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Department of Limnology and Environmental Protection. University of Helsinki. Finland. Academic dissertation in limnology.
- 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 and Environment* 110: 266-278.
- European Soil Bureau 1998. Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of Procedures Version 1.0. EUR 18092 EN. Ispra, Italia: European Soil Bureau. 170 s.
- European Soil Bureau 1999. Soil resources of Europe. EUR 18991 EN. Ispra, Italia: European Soil Bureau 188 s.
- Euroopan yhteisöjen komissio 2002. Komission tiedonanto neuvostolle, Euroopan parlamentille, talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa. 16.4.2002.KOM (2002) 179lopullinen.
- FAO 1974. FAO-Unesco Soil Map of the World, 1:5000 000. Vol. I. Legend. Paris: Unesco. 59 s. ISBN 92-3-101125-1.
- FAO 1988. FAO/Unesco Soil Map of the World. Revised Legend, with corrections. World Soil Resources Report 60. Rooma: FAO. Reprinted as Technical paper 20. Wageningen, Hollanti: ISRIC. 140 s. ISBN 90-6672-057-3.
- FAO 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. Rooma, FAO. 88 s. ISBN 92-5-104141-5
- Farkas, C., Ristolainen, A. & Alakukku, L. 2005. Simulation modeling of soil water regime of a heavy clay soil in Southern Finland. Teoksessa: Review of Current Problems in Agrophysics. (Jozefaciuk, G., Slawinski, C. & Walczak, R. toim.) Institute of Agrophysics Polish Academy of Sciences, Lublin. s. 249-255. ISBN 83-89969-15-7
- Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H. & Bouwman, A.F. 1996. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *Journal of Environmental Quality* 25: 1366-1370.
- Floate, M.J.S. & Torrance, C.J.W. 1970. Decomposition of organic materials from hill soils and pastures. I. Incubation method for studying the mineralization of carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of Science and Food Agriculture* 21: 116-120.

- Godwin, R.J. & Miller, P.C.H. 2003. A review of the technologies for mapping within-field variability. *Biosystems Engineering* 84: 393-407.
- Goossens, A., De Visscher, A., Boeckx, P. & Van Cleemput, O. 2001. Two-year study on the emission of N₂O from coarse and middle-textures Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 23-34.
- Grönroos, J. 2003. Erialaisten maatalouskäytäntöjen ravinnehuuhtoumien arviointi. Osio 2. Loppuraportti, Suomen ympäristökeskus, Helsinki 15.9.2003. 32 s.
- Grönroos, J. & Seppälä, J. (toim.). 2000. Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 431. Helsinki. 244 s.
- Haavisto, M. 1983. Maaperäkartan käyttöopas. Geologian tutkimuskeskus Opas 10. 80 s.
- Harrison, A.F. 1987. Soil organic phosphorus. A review of world literature. Wallingford, CAB International. 257 s.
- Hartikainen, H., Karppinen, M., Rätty, M., Soinne, H., Turtola, E. & Uusitalo, R. 2006. Orgaaninen fosfori kasvien fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana. Loppuraportti. Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Helsinki 2006. 42 s.
- Hartikainen, H. & Koivunen, M. 1990. Mobilization of soil phosphorus as induced by urea hydrolysis. Teoksessa: 14th International Congress of Soil Science, Kyoto, Japan. Transactions. Volume II. s. 204-209.
- Hartikainen, H. & Yli-Halla, M. 1996. Solubility of soil phosphorus as influenced by urea. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159: 327-332.
- Hartsock, N. J., Mueller, T.G., Thomas, G.W., Barnhisel, R.I., Wells, K.L. & Shearer, S.A. 2000. Soil Electrical Conductivity Variability. Teoksessa: Robert, P.C. et al. (toim.) Proc. 5th international conference on precision Agriculture. ASA Publication, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Hedley, M.J., Stewart, W.B. & Chauhan, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46: 970-976.
- Hooda P.S., Truesdale, V.W., Edwards, A.C., Withers, P.J.A., Aitken, N.M., Miller, A. & Rendell, A.R. 2001. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Advances in Environmental Research* 5: 13-21.
- Hänninen, P. 1997. Dielectric coefficient surveying for overburden classification. Geological Survey of Finland, Bulletin 396. 72 s.

- Iho, A. 2004. Cost-effective reduction of phosphorus runoff from agriculture: a numerical analysis. Helsingin Yliopisto Taloustieteen laitos. Discussion papers 3. Ympäristöekonomia. 24 s. ISBN 952-10-1898-4.
- Janson, S. & Persson, J. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. Teoksessa: Stevenson, F. (toim.) Nitrogen in agricultural soils, Wisconsin, Madison s. 229-248.
- Jones, D.L., Shannon, D., Murphy, D.V. & Farrar, J. 2004. role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 749-756.
- Kaila, A. 1948. Viljelysmaan orgaanisesta fosforista. Valtion maatalouskoe-toiminnan julkaisuja 129. Helsinki. 118 s.
- Kaila, A. 1963. Organic phosphorus in Finnish soils. *Soil Science* 95: 38-44.
- Kauppila, P., Korhonen, M., Pitkänen, H., Kenttämies, K., Rekolainen, S. & Kotilainen, P. 2001. Loading of pollutants. Teoksessa: Kauppila, P. & Bäck, S. (toim.). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. *Finnish Environment* 472. 134 s.
- Kemppainen, E. 1989. Nutrient content and fertilizer value of livestock manure with special reference to cow manure. *Annales Agriculturae Fenniae* 28, 3: 163-284.
- Kokkonen, A., Esala, M. & Aura, E. 2006. Acceleration of N mineralization by release of enzymes and substrates from soil mineral particles with phosphates. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 504-508.
- Korsaeth, A. & Eltun, R. 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79: 199-214.
- Kuusisto, E. 2004. Hydrology. Teoksessa: Eloranta, P. (toim.). Inland and Coastal Water of Finland. SIL XXIX Congress Lahti, Finland. 8.-14. August 2004. University of Helsinki. Palmenia Publishing. s. 9-17.
- Lankoski, J. & Ollikainen, M. 2003. Agri-environmental externalities: a framework for designing target policies. *European Review of Agricultural Economics*: 30(1): 51-75.
- Lankoski, J. & Ollikainen, M. 2006. Suojakaistat ja maatalouden ympäristöpolitiikka. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 187-204.
- Le Bas, C., King, D., Jamagne, M. & Daroussin, J. 1998. Land information systems. Developments for planning the sustainable use of land resources. EUR 17729 EN. Ispra, Italia: European Soil Bureau. 546 s.

- Lee, K.E. 1985. Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney. ISBN 0-12-440860-5
- Leppänen, A. & Esala, M. 1995. Keväisen mineraalityypianalyysin käyttö lannoitustarpeen ennustamisessa: esitutkimus. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 1/95. 29 s.
- Leppänen, A. & Esala, M. 1999. Keväisen mineraalityypianalyysin käyttö lannoitustarpeen ennustamiseen. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 65. 25 s. + 6 liitettä <http://WWW.mtt.fi/asarja/pdf/asarja65.pdf>
- 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. 69 s.
- Maatilatilastollinen vuosikirja. 2004. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Helsinki 1996. 268 s.
- Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. 2 painos. Academic Press. San Diego. 674 s.
- McNeill, J.R. & Winiwarter, V. 2004. Breaking the sod: humankind, history, and soil. *Science* 304: 1627-1629
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of the Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15: 1409-1416.
- Mengel, K. 1985. Dynamics and availability of major nutrients in soils. *Advances in Soil Science* 2: 65.
- Montanarella, L., Jones, R.J.A. & Dusart, J. 2005. The European Soil Bureau Network. Teoksessa: Jones, R.J.A., Housková, B., Bullock, P. & Montanarella, L. (toim.) *Soil Resources of Europe*. 2nd Edition. European Soil Bureau, Joint Research Centre, EUR 20559 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. s. 3-14.
- Murphy, D.V., MacDonald, A.J., Stockdale, E.A., Goulding, K.W.T., Fortune, S., Gaunt, J.L., Poulton, P.R., Wakefield, J.A., Webster, C.P. & Wilmer, W.S. 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 30: 374-387.
- Myyrä, S. 2004. Pellon vuokrahinnat Suomessa vuosina 2003-2004. MTT:n selvityksiä 75. 23 s. + 1 liite.
- Myyrä, S., Ketoja, E. & Yli-Halla, M. 2003. Pellon hallintaoikeuden yhteys maanparannuksiin. MTT:n selvityksiä 37. 50 s. + 4 liitettä.
- Myyrä, S., Ketoja, E., Yli-Halla, M. & Pietola, K. 2005. Land Improvements under Land Tenure Insecurity the case of pH and Phosphate in Finland. *Land Economics* 81: 557-569.

- Myyrä, S., Pietola, K. & Yli-Halla, M. 2006. Exploring long term land improvements under land tenure insecurity. *Agricultural Systems*. (painossa)
- Nevalainen, R., Hyvönen, E., Lerssi, J., Liwata, P., Middleton, M., Palmu, J-P., Virkki, H. & Väänänen, T. 2002 . Maaperän yleiskartoitus paikkatietoaineistojen ja –analyysien avulla – uuden alueellisesti kattavan tietovaraston kerääminen. II Maaperätieteiden Päivät 19.-20.11.2002. Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. *Pro Terra* 15: 116-119.
- Niemi, J. & Ahlsted, J. 2005. Suomen maatalous ja maaseutuelinkeinot 2005. Kymmenen vuotta Euroopan unionissa. Maa- elintarviketalouden tutkimuskeskus. Taloustutkimus (MTTL). Julkaisuja 105. 94 s. ISBN 951-687-140-2, ISSN 1458-2996.
- Niemi, J., Lepistö, L., Mannio, J., Mitikka, S. & Pietiläinen, O.-P. 2004. Quality and trends of inland waters. Teoksessa: Eloranta, P. (toim.). *Inland and Coastal Water of Finland*. SIL XXIX Congress Lahti, Finland. 8.-14. August 2004. University of Helsinki. Palmenia Publishing. s.18-39.
- Nuutinen, V. 2000. Läpi harmaan saven. Julkaisussa: Kaisu Heikkilä ja Riitta Salo (toim.). *Suurenevien tilojen haasteet Ylistaro*, 7.-8.8.2002. Maa- ja elintarviketalous 7: s. 39-46. <http://www.mtt.fi/met/pdf/met7.pdf>
- OECD, 2002. Gross nitrogen balances. Handbook. The 2nd draft. 30 September 2002. <http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/nutrient.nsf>
- Oehl, F., Frossard, E., Fliessbach, A., Dubois, D. & Oberson, A. 2004. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 667-675.
- Olsen, S.R. & Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. In: *Methods of soil analysis*. Part2. Second Editon Agronomy Monograph 9 ASA and SSA, Madison, WI. s. 403-430.
- Paasonen-Kivekäs, Karvonen, T. & Vakkilainen, P. 2000. Vesitalouden säädön vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen. Julkaisussa: Vakkilainen, P. (toim.). *Peltoviljelyn ravinnehuuhtoumien vähentäminen pellon vesitaloutta säätämällä*. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote n:o 25. s. 8-40.
- Palva, R. & Peltonen, M. 2006. Suojavyöhykkeiden hoitomenetelmät ja työmenekki. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppeä, J. (toim.). *Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus*. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 178–186.
- Pakrou, N. & Dillon, P. 1995. Preferential flow, nitrogen transformations and 15N balance under urine-affected areas of irrigated and non-irrigated pastures. *Journal of Contaminant Hydrology* 20: 329-347.
- Parris, K. 1998. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution* 102: 219-225.

- Penttinen, S. 2000. Electrical and hydraulic classification of forest till soils in Central Lapland, Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 398. 88 s.
- Pietola, K. & Myyrä, S. 2005. Peltojen kasvukunto haaste maatalous- ja ympäristöpolitiikalle. Maaseudun tulevaisuus 8.8.2005: 2. (Vierasylö).
- Pitkänen, J. 1999. Viljelytekniikan vaikutus pintavirtailuun peltoalueella. Teoksessa: Riitta Salo, Markku Yli-Halla (toim.). Maataloustieteen päivät 2000. Kasvintuotanto ja maaperä, puutarhatuotanto. Helsinki, 10.-11.1.2000. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 67: s. 22-33.
- Puranen, R., Sulkanen, K., Nissinen, R. & Simelius, P. 1999. Ominaisvastusluotaimet ja vastustalikot. Geological Survey of Finland Q15/27.4/99/2.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. & Peltonen, K. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. Agriculture Ecosystems & Environment 105: 565-579.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. 1994. Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 198. 319 s.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. 2006. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. Soil & Tillage Research (painossa).
- 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.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 138–148.
- Regina, K., Virkajärvi, P., Saarijärvi, K. & Maljanen, M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 88–100.
- Ron Vaz, M.D., Edwards, A.C., Shand, C.A. & Cresser, M.S. 1993. Phosphorus fractions in soil solution: Influence of soil acidity and fertilizer additions. Plant Soil 148: 175-183.
- Ristolainen, A., Hänninen, P., Alakukku, L., Penttinen, S. & Jaakkola, A. 2003. Variation of Physical and Electrical Properties of Clay Soil. Proceedings of International Soil Tillage Research Organisation 16th Triennial Conference “Soil Management for Sustainability”, 13-18 July 2003, The University of Queensland, Brisbane, Australia. s. 1009–1013. <http://www.istro.org>.

- Ristolainen, A., Hänninen, P., Jaakkola, A. & Alakukku, L. 2006a. Maan fysikaalisten ominaisuuksien välillinen mittaaminen ja vaikutus satovaihteluun. Maaperäfysiikka ja sato (MaSa) –hankkeen loppuraportti. Maa- ja elintarviketalous. Käsikirjoitus.
- Ristolainen, A., Hänninen, P., Jaakkola, A. & Alakukku, L. 2006b. Spatial and temporal stability of clay and sandy soil electrical properties in Nordic conditions. Käsikirjoitus.
- Saarela, I. 2002. Phosphorus in Finnish soils in the 1900s with particular reference to the acid ammonium acetate soil test. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 257-271.
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 1995. Fosforilannoituksen porraskokeet 1977–1994. *Tiedote* 16/95. Maatalouden tutkimuskeskus, Jokioinen. 94 s. + Liitteitä.
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 2003. Phosphorus status of diverse soils in Finland as influenced by long-term P fertilisation. I. Native and previously applied P at 24 experimental sites. *Agriculture and Food Science in Finland* 12: 117–132.
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 2004. Phosphorus status of diverse soils in Finland as influenced by long-term P fertilisation. 2. Changes of soil test values in relation to P balance with references to incorporation depth of residual and freshly applied P. *Agricultural and Food Science* 13: 276–294.
- Saarijärvi, K., Maljanen, M., Mattila, P., Virkajärvi, P. & Martikainen, P. 2004. Nitrous oxide and ammonia emissions from dairy pasture in Finland. *Grassland Science in Europe* 9: 337-339.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P., Heinonen-Tanski, H. & Taipalinen, I. 2006a. Säilörehu- ja laidunnurmen pohjavesikuormitus. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 7-17.
- Saarijärvi, K., Virkajärvi, P. & Heinonen-Tanski, H. 2006b. Heinä- ja heinäapilalaitumen tuotto ja ympäristövaikutukset. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- Saarijärvi, K., Karppinen, M. & Virkajärvi, P. 2006c. Typpifraktioiden dynamiikka sekä nurmen typenotto sonta- ja virtsalaikuissa. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 18-36.
- Saarijärvi, K., Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006d. Laitumen ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suo-

- javyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. s. 75-87.
- Salo, T. & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 113: 98–107.
- Salonen, S. 2004. Mihin hukkuivat hyvät sadot? *Maatilan Pellervo* 2M/2004.
- Saunders, W. M. H. & Williams, E. G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soils. *Journal of Soil Science* 6: 254-267.
- Scheffer, F., Schachtsschabel, P., Blume, H.P., Brummer, G., Hartge, K.H. & Schwertmann, U. 1989. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 12 painos. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 491 s.
- Schulten, H.R. & Schnitzer, M. 1998. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. *Biology and Fertility of Soils* 26: 1-15.
- Shand, C.A., Macklon, A.E.S., Edwards, A.C. & Smith, S. 1994a. Inorganic and organic P in soil solutions from three upland soils. I Effect of soil solution extraction conditions, soil type and season. *Plant and Soil* 159: 255-264.
- Shand, C.A., Macklon, A.E.S., Edwards, A.C. & Smith, S. 1994b. Inorganic and organic P in soil solutions from three upland soils. II Effect of defoliation and fertilizer application. *Plant and Soil* 160: 160-171.
- Sharpley, A.N. & Smith, S.J. 1989. Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* 18: 313-316
- Silander, J. & Järvinen, E.A. (toim.) 2004. Vuosien 2002-2003 poikkeuksellisen kuivuuden vaikutukset. Suomen ympäristö 731. Suomen ympäristökeskus. Edita Prima Oy, Helsinki. ISBN 952-11-1841-5.
- Sippola, J. 1981. Maan typpivarojen mineraloituminen. *Koetoiminta ja käytäntö* 43, 25.1.1986. s. 67.
- Sippola, J. & Ylärinta, T. 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agriculturae Fenniae* 24, 3: 117-124.
- Stevenson, F. 1982. Organic forms of soil nitrogen. Teoksessa: Stevenson, F. (toim.) *Nitrogen in agricultural soils*, Wisconsin, Madison s. 67-114.
- Sutinen, R. & Hänninen, P. 1990. Radar profiling and dielectric properties of glacial deposits in North Finland. Teoksessa: Price, D. G. (toim.) *Sixth International Congress International Association of Engineering Geology*, 6-10 August 1990, Amsterdam, Netherlands: Proceedings. Vol. 2. Rotterdam: A. A. Balkema. s. 1045-1051.
- Teepe, R., Brumme, R. & Beese, F. 2001. Nitrous oxide emissions from soil during freezing and thawing periods. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1269-1275.

- Tiusanen, J. 2005. Attenuation of a Soil Scout Radio Signal. *Biosystems Engineering* 9: 127-133
- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 569-581.
- Turtola, E. & Paajanen, A. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management* 28: 295-310.
- Uusi-Kämpä, J. 2005. Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. *Ecological Engineering* 24: 491-502.
- Uusi-Kämpä, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A. 83: 49 s. + 2 liitettä. Jokioinen: MTT. (Verkkodokumentti). Ilmestynyt myös painettuna samannimisessä teoksena. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/asarja/pdf/asarja83.pdf>.
- Uusi-Kämpä, J. & Palojärvi, A. 2006. Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitumella. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämpä, J. (toim.). Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 101-137.
- Uusitalo, R. 2004. Potential availability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. Academic dissertation. *Agrifood Research Reports* 53. Jokioinen. 99 s. + 4 Liitettä.
- 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. & 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., Turtola, E., Kauppila, T. & Lilja, T. 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and strainflow from clayey soils. *Journal of Environmental Quality* 30: 589-595.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekäs, M. & Uusi-Kämpä, J. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32: 2007-2016.
- Van Diest, A. 1968. Biological immobilization of fertilizer phosphorus. II. Evaluation of factors involved in organic phosphorus transformation. *Plant and Soil* 29: 248-256.
- Viljavuuspalvelu 2000. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. Viljavuuspalvelu Oy. 32 s.

- Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). 2006. Laitumen ja suojavuohykeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76. Jokioinen: MTT. 208 s.
- Virtanen, H. & Nousiainen, J. 2005, Nitrogen and phosphorus balances on Finnish dairy farms. *Agricultural and Food Science*. 14: 166-180.
- Vuorenmaa, J., Järvinen, O. & Vänni, T. 1998. Sadeveden pitoisuus- ja la-keuma-arvot Suomessa 1997. Suomen ympäristökeskus, Moniste. 66 s.
- Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forested areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment* 76: 213–248.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications* 63: 1-44.
- Waine, T. 1999. Non-invasive soil property measurement for precision farming. PhD thesis. Cranfield University, UK.
- Walker, T.W. & Adams, A. F. R. 1958. Studies on soil organic matter: I. Influence of phosphorus content of parent materials on accumulations of carbon, nitrogen, sulfur, and organic phosphorus in grassland soils. *Soil Science* 85: 307-318.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H. & Wall, D.H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.
- Whitehead, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. CAB INTERNATIONAL, Wallingford. 397 s.
- Yli-Halla, M., Mokma, D. L., Peltovuori, T. & Sippola, J. 2000. Suomalaisia maaprofiileja. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja A 78. Jokioinen: MTT. 104 s.
- Yli-Halla, M., Nykänen, A., Siimes, K. & Tuhkanen, H.-R. 2001. Ympäristö-teen ehdot ja maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus. MTT:n julkaisuja Sarja A, 77. 45 s. + 8 liitettä. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jyväskylä. ISSN 1239-0852. ISBN 951-729-574-X.
- Yli-Halla, M., Talkkari, A., Nyholm, R., Nevalainen, R., Väänänen, T., Lerssi, J., Tamminen, P. & Starr, M. 2003. Numeerinen Suomen maannostietokanta mittakaavassa 1:250 000 – pilottihanke. MTT:n selvityksiä 44. 52 s.
- Ylivainio, K., Esala, M. & Turtola, E. 2002. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn typpi- ja fosforihuuhtoumat. Maa- ja elintarviketalous 12. 74 s.

8 Liitteet

Liite 1: Hankkeet, niihin osallistuneet tutkijat ja yhteistyötahot. Hankkeisiin osallistui tutkijoiden lisäksi merkittävä joukko teknistä henkilökuntaa, jonka panos tutkimusten onnistumisessa on erittäin tärkeä.

Erilaisten maatalouskäytäntöjen ravinnehuuhtoumien arviointi – osio 2 (2002-2003)

Vastuullinen tutkija: Juha Grönroos, Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Muut tutkijat: Eila Turtola, Tapio Salo, Kari Ylivainio, Martti Esala, Pentti Seuri, Håkan Jansson, Into Saarela, Pekka Huhtanen, Aila Vanhatalo, Hannele Khalili ja Kauko Koikkalainen, MTT; Petri Ekholm, Antero Nikander, Seppo Rekolainen, Markku Puustinen ja Jyri Seppälä SYKE; Helinä Hartikainen, Liisa Pietola ja Tommi Peltovuori, HY

Yhteistyötahot: Luonnonmukaisen viljelyn liitto ry.

Maaperän informaatiojärjestelmä: maannostietokanta 1:250 000, pilotti v. 2002, jatko 2003-06

Vastuullinen tutkija: Markku Yli-Halla, MTT/HY

Muut tutkijat: Harri Lilja, Rainer Nyholm, Ari Talkkari ja Risto Uusitalo, MTT; Erkki Tomppo, Anssi Pekkarinen, Pekka Tamminen ja Michael Starr, Metsän-tutkimuslaitos (Metla); Raimo Nevalainen, Tapio Väänänen, Jouni Lerssi, Jussi Myllykangas, Jukka-Pekka Palmu, Satu Putkinen, Birgitta Feldt, Janne Leskinen, Maarit Middleton, Pauliina Liwata, Hanna Virkki, Mari Jakonen, Eija Hyvönen ja Päivi Hannula, Geologian tutkimuskeskus (GTK)

Yhteistyötahot: Viljavuuspalvelu Oy, Oy Hortilab Ab, TIKE, Ympäristöministeriö ja Euroopan Maaperätoimisto (JRC/European Soil Bureau)

Perusparannusten ja maan kasvukunnon talous (2002-2003)

Vastuullinen tutkija: Kyösti Pietola, MTT

Muut tutkijat: Sami Myyrä, Markku Yli-Halla, Elise Ketoja, MTT

Yhteistyötahot: Viljavuuspalvelu Oy, ja TIKE

Orgaaninen fosfori kasvien fosforinlähteenä ja vesistökuormittajana (2002-2006)

Vastuullinen tutkija: Helinä Hartikainen Helsingin yliopisto (HY)

Muut tutkijat: Eila Turtola ja Risto Uusitalo, MTT; Mari Räty, Helena Soinne ja Minna Karppinen, HY.

Typenkäytön hallinta karjataloilla, mallasohran ja avomaan vihanneskasvien viljelyssä (2002-2006)

Vastuullinen tutkija: Martti Esala, MTT

Muut tutkijat: Anni Kokkonen, Tapio Salo, Erkki Aura, Mika Isohahti, Erkki Joki-Tokola, Arjo Kangas, Jaana Väisänen ja Arja Nykänen, MTT

Yhteistyötahot: ProAgraria, Viljavuuspalvelu Oy, Kemira GrowHow Oyj, Elin-tarviketeollisuusliitto, Suomen Rehu Oy, Agropolis Oy.

Aktiivinen lierokannan hoito huonorakenteisen peltomaan kunnostuksessa (2002-2006)

Vastuullinen tutkija: Visa Nuutinen, MTT

Muut tutkijat: Elise Ketoja ja Mervi Nieminen, MTT; Kevin Butt University of Central Lancashire, United Kingdom

Yhteistyötahot: Kemira GrowHow Oyj, Humuspehtoori Oy, Kuusjoen viljelijät

Laitumen ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus (2002-2006)

Vastuulliset tutkijat: Perttu Virkajärvi (laidun osio), MTT; Jaana Uusi-Kämppä (suojakasta osio), MTT

Muut tutkijat (laidun): Kirsi Saarijärvi, Eila Turtola, Riitta Lemola, MTT; Marja Maljanen, Pertti Martikainen ja Helvi Heinonen-Tanski Kuopion yliopisto; Helinä Hartikainen, Minna Karpinen ja Pasi Mattila, HY; Irmeli Taipalinen, Pohjois-Savon Ympäristökeskus

Muut tutkijat (suojakasta): Ansa Palojärvi, Kristiina Regina, Jussi Lankoski, Markku Yli-Halla, Håkan Jansson, Lauri Jauhiainen ja Anna-Mari Nyholm, MTT; Reetta Palva ja Mika Peltonen, Työtehoseura; Markku Ollikainen, Liisa Pietola ja Sanna Tarmi HY; Kirsti Granlund ja Katri Rankinen, SYKE.

Savimaiden eroosio. Eroosion mekanismit ja eroosion torjunta (2003-2006)

Vastuullinen tutkija: Erkki Aura, MTT

Muut tutkijat: Helinä Hartikainen ja Mari Rätty, HY; Maija Paasonen-Kivekäs, Harri Koivusalo, Pertti Vakkilainen ja Tuomo Karvonen, TKK

Yhteistyötahot: Nordkalk Oyj. SYKE

Maaperäfyysikka ja sato – viljelymaan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien hallinta maaperä- ja satokarttojen avulla (2002-2006)

Vastuullinen tutkija: Laura Alakukku, MTT

Muut tutkijat: Antti Ristolainen, MTT; Pekka Hänninen, Sari Penttinen, Petri Lintinen, Raimo Sutinen, Mari Jakonen, GTK; Antti Jaakkola ja Jaana Muhoonen, HY; Csilla Farkas ja Tibot Toth, Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Science.

Yhteistyötahot: Suomen Rehu Oy, Raisio Oyj, Viljavuuspalvelu Oy, Salaojituksen tukisäätiö ry, Hämeen maaseutukeskus, Kemira GrowHow Oyj.

Liite 2: Maaperäaiheista sanastoa

Aggregaatti: maan kiintoaineksesta muodostunut muru.

Ammoniumtyppi: NH_4^+ -N, voi pidäytyä maan kationinvaihtopinnoille.

Biologinen typensidonta: tietyt bakteerilajit pystyvät sitomaan ilmakehän vapaata typpikaasua ammoniakiksi ja sitä kautta kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Symbioottiset bakteerit elävät kasvin juurinyströissä, jotkut elävät juuren pinnoilla tai sen välittömässä läheisyydessä, mutta maassa voi esiintyä myös jonkin verran vapaana eläviä typensitojia.

Diffuusioeroosio: maan pienimmät hiukkaset (esim. saves) 'liukenevat' veteen ja liikkuvat siinä lämpöliikkeessä. Diffuusioeroosion torjunnassa on tärkeää kasvattaa hiukkaskokoa niin, että se ei enää liiku vedessä diffuusion avulla.

Denitrifikaatio: bakteerit muuttavat NO_3^- -N hapettomissa olosuhteissa typpi kaasuksi (N_2). Välituotteena syntyy dityppioksidiksi (N_2O), joka on kasvihuonekaasu. Kemiallinen denitrifikaatio, jossa maan nitriitti reagoi kemiallisesti vetyionien tai orgaanisten yhdisteiden kanssa, on bakteerien aiheuttamaa denitrifikaatiota selvästi vähäisempänä maatalousmaissa.

Dispersio maan rakenteen yhteydessä: maan mururakenne hajooa primäärihiukkasiksi veden liettävästä vaikutuksesta.

Eloperäinen aines (orgaaninen aines): maan pinnalla tai siihen sekoittunut kuollut kasveista tai eläimistä peräisin oleva aines, niiden orgaaniset hajotustuotteet sekä niistä syntetisoitu orgaaninen aines.

Eloperäinen maa: eloperäistä ainesta yli 20 % maan painosta. Luokittelu perustuu eloperäisen aineksen määrään ja maan syntytapaan. Turvemaat, joiden pääryhmät ovat rahka- ja saraturpeet, ovat syntyneet lähinnä suokasvien tähteistä. Niissä on yli 40 % eloperäistä ainesta. Multamaan pintaosissa on 20–40 % eloperäistä ainesta. Ne ovat usein syntyneet siten, että ohutturpeista maata muokattaessa pinnan eloperäiseen kerrokseen on sekoittunut sen alla olevaa kivennäismaata. Myös lieju- ja järvi-mutamaat (eloperäistä ainesta yli 6 %) luetaan eloperäisiin maihin kuuluviksi.

Fytiini(happo): inositolin (kuuden hiiliatomin muodostama rengasrakenne) muoto, johon on kiinnittynyt kuusi fosfaattiryhmää monoesterisidoksin (C-P-O -sidos); yleisin muoto myo-inositoliheksakisfosfaatti. Kasvien ja mikrobien syntetisoima fosforin varastomuoto. Kasveissa jyvissä, käytetään alkionkehityksen alussa, jolloin fosforin tarve on suurimmillaan. Fosforin muuttaminen käyttökelpoiseen muotoon (ortofosfaatti) spesifisen fytaasientsyymien avulla. Fytiini muodostaa niukkaliukoisia komplekseja alkali- ja metallikationien kanssa (yl. Ca, Mg, Fe) ja pidättyy voimakkaasti maahan alumiinin ja raudan oksideihin.

Epäorgaaninen fosfori: maan kiintoaineksessa on epäorgaanista fosforia rapautumattoman kiviaineksen apatiittimineraalina (kiteytyntä kalsiumfosfaattia, jossa usein fluoria) sekä rapautumisen tuottamien rauta- ja alumiinioksidien pinnoille sitoutuneena tai savimineraalien murtopinnoilla oleviin rauta- ja alumiini-ioneihin pidättyneenä ns. sekundaarifosforina. Epäorgaaninen fosfori esiintyy aina ortofosfaattina (ortofosforihapon

H₃PO₄ anioni). Kalkkipitoisissa maissa fosfaattia saattaa esiintyä myös CaCO₃:n pinnalle pidättyneenä tai kalsiumin kanssa saostuneena.

Epäorgaaninen typpi: maaperässä tähän luetaan yleensä vain ammonium (NH₄⁺) - ja nitraattimuodossa (NO₃⁻) oleva typpi. Laajana käsitteenä sisältää edellisten lisäksi myös ammoniakkin, typpikaasun ja typen oksidit.

Eroosioaines: veden tai tuulen irrottama ja kuljettava maa-aines, joka voi olla sekä epäorgaanista että eloperäistä ainesta.

Flokkuloituminen: veteen hajaantuneet primäärihiukkaset kiinnittyvät toisiinsa, jolloin syntyy höytyväistä massaa. Haituvat painuvat nopeammin alaspäin kuin yksittäiset hiukkaset, mikä näkyy suspensiovedessä veden kirkastumisena

Fosforin fraktiot: maata käsitellään erilaisilla peräkkäisillä uutoilla ja uuttoneesteeseen liuennut fosfori määritetään. Uuttonesteen luonteen perusteella voidaan päätellä millaisiin yhdisteisiin pidättynyt fosfori kulloinkin liukenee.

Fosforin kyllästysaste: hiukkasten pinoilla olevien fosforin sitoutumispaikkojen täyttöaste. Paikoille sitoutuneen fosforin määrän suhde paikkojen kokonaismäärään.

GPS: Geographical Position System

GIS: Geographical Information System

Humifioituminen: kun maan mikrobisto ja eläimet käyttävät eloperäistä ainesta ravinnokseen ja hajottavat sitä, pieni osa hajotettavasta eloperäisestä aineksesta muuttuu monimutkaisten reaktiovaiheiden kautta vaikeasti hajoavaksi humukseksi.

Humus on eloperäisestä aineksesta mikrobien ja eläinten hajotustoiminnan seurauksena muodostunutta ainesta.

Immobilisaatio: mobilisaation ja mineralisaation käänteistapahtuma: aine muuttuu kemiallisen tai biologisen prosessin tuloksena kasveille käyttökeltvottomaan muotoon.

Kivennäismaa: maassa on orgaanista (eloperäistä) ainesta alle 20 % painosta. Kivennäismaat jaetaan lajittumattomiin (moreenit) ja lajittuneisiin maalajeihin.

Kokonaisfosfori (totaalifosfori): maaperässä luontaisesti olevan ja siihen sitoutuneen fosforin määrä (mg P kg⁻¹ maata, tai mg P l⁻¹ maata). Fosforia on maassa epäorgaanisessa ja orgaanisessa muodossa.

Labii fosfori: Fe ja Al-oksidiin fosforikyllästysasteen kasvaessa yhä heikommin niiden pinnalle pidättyviä epäorgaanisia sekä helpommin hajoa-
via/liukenevia orgaanisia P-yhdisteitä.

Lierot: elintapojensa mukaan lierot voidaan jakaa kolmeen ryhmää: lähellä maan pintaa elävät **epigeeiset** lajit (esim. onkiliero), maan pintakerroksessa elävät **endogeeiset** lajit (esim. peltoliero), ja syvälle kaivautuvat lajit (esim. kasteliero).

Liennut fosfori: maanesteeseen liuennut fosfori, joka huuhtoutuu maasta veden mukana. Maanäytteen vesiuutossa sen määrä maakiloa kohti ilmaistuna kasvaa sitä suuremmaksi mitä väljempi on vesi:maa –suhde.

Liuennot fosfori muodostu sekä epäorgaanisesta että orgaanisesta fosforista. Liuennot epäorgaaninen fosfori on suoraan leville käyttökelpoista. Julkaisuissa veteen liuenneesta fosforista on käytetty mm. seuraavia termejä: liuennot reaktiivinen fosfori (DRP), vesiliukoinen fosfori, $PO_4\text{-P}$, liukoinen fosfori (Liuk-P).

Liukoinen fosfori: ks. liuennot fosfori.

Liukoinen tyyppi: tarkoitetaan yleensä maasta uutettavaa ammonium- ja nitraattityppeä. Voi sisältää myös liukoisen orgaanisen tyyden.

Maalaji: maalle sen ominaisuuksien perusteella annettu nimi. Suomessa luokitteluperusteena ovat etupäässä 1) orgaanisen (eloperäisen) aineksen pitoisuus ja laatu sekä 2) kivennäisaineksen lajittuneisuus ja raakoostumus (hiukkaskokojakauma). Joissakin tapauksissa (lieju ja järvimuta) maalaji saa nimensä maan syntyvän perusteella.

Maanesteen fosfori ja huuhtoutuva fosfori: joko ortofosfaattia tai liukoissa orgaanisissa yhdisteissä olevaa fosforia. Kemiallisena yhdisteenä ortofosfaatti (ortofosforihapon, H_3PO_4 , anioni) on maaympäristön pH-alueella $H_2PO_4^-$ tai HPO_4^{2-} -anioneina. Nämä muodot ovat tasapainossa pH:ssa 7,2. Happamassa maassa yksiarvoisen anionin ($H_2PO_4^-$) osuus kasvaa ja hyvin happamassa (pH luokkaa 4 tai alle) alkaa esiintyä myös H_3PO_4 -muotoa. Hyvin korkeassa pH:ssa (7,5 ja yli) kaksiarvoinen muoto (HPO_4^{2-}) vallitsee. Myös viimeinen protoni voi irrota HPO_4^{2-} :sta, mutta suuremmissa määrin tätä lähinnä koeputkissa aikaan saatavaa muotoa (PO_4^{3-}) esiintyy vasta pH-arvoilla 11 ja yli sen.

Maan helppoliukoinen fosfori: happamalla ammoniumasetaatilla maasta uutettu fosfori ($mg\ P\ kg^{-1}$, tai useimmin $mg\ P\ l^{-1}$ maata). Suomessa ko. uuttoa käytetään ns. virallisissa viljavuusanalyseissä. Joskus tästä näkee käytettävän termiä **viljavuusfosfori**.

Maannostuminen: prosessit, jotka johtavat erilaisten kerrosten eli horisonttien muodostumiseen maaprofiilissa. Maannostumiseen vaikuttavat tekijät ovat lähtöaines, ilmasto, kasvillisuus, eläimistö, pinnan muodot ja se aika, jonka eri tekijät ovat vaikuttaneet. Maannostumisen seurauksena syntyy **maannos**. Muutokset näkyvät ensin maaprofiilin pintaosissa mutta ajan kuluessa myös syvemmissä kerroksissa. Myös ihminen vaikuttaa maannostumiseen esimerkiksi kuivattamalla ja muokkaamalla maata ja lisäämällä maahan lannoitus- ja kalkitusaineita. Useimmilla muilla alueilla maailmassa maaperää on tapana luonnehtia maannostumisen perusteella.

Maatumisaste: kuvaa sitä, kuinka pitkälle maan eloperäinen aines on hajonnut.

Mineraalityppi: maasta uutettava ammonium- ja nitraattityppi.

Mineralisaatio: ravinteiden vapautumista hajoavasta maan eloperäisestä (orgaanisesta) aineksestä.

Mobilisaatio: ravinteiden muuttumista vaikealiukoisesta mineraalimuodosta liukoiseen (käyttökelpoiseen) muotoon.

Nitraattityppi: $NO_3\text{-N}$, helposti liikkuva, ei pidäty maan vaihtopinnoille.

Nitrifikaatio: bakteerit muuttuvat ammoniumtyyden nitraattitypeksi. Välituotteenä voi syntyä dityppioksidiksiä (N_2O), joka on kasvihuonekaasu.

Orgaaninen fosfori: maan eloperäiseen ainekseen sitoutunut fosfori kokonaisfosforista. Maassa orgaaninen fosfori (humus ja labiili orgaaninen fosfori) on pääosin fytiinihappona ja sen synteesi/hajotustuotteina (sekä kasvi- että mikrobiperäistä). Nukleiinihappona tai lipidifosforina orgaanista fosforia on vähän (hajoavat nopeasti; todennäköisesti jotain niiden hajotustuotteita on maassa, mutta näiden tunnistaminen on vaikeaa). Samoja yhdisteitä löytyy myös maanesteestä.

Orgaaninen typpi: orgaanisen (eloperäisen) eli hiiltä sisältävän materiaalin osana oleva typpi maan kokonaistypestä.

Partikkelifosfori: veden mukana kulkevaan sekä epäorgaaniseen että eloperäiseen kiintoainekseen kiinnittynyt fosfori. Se voi olla mitä tahansa maassa esiintyvää fosforin muotoa. Merkittävä osa savimaiden valumavesissä (joissa on suuria määriä maahiukkasen mukana kulkevaa fosforia) olevasta epäorgaanisesta partikkelifosforista on hiukkasten pinnoilla olevia sekundäärisiä fosforiyhdisteitä (Al- ja Fe-yhdisteiden pidättämää fosforia). Partikkelifosforista käytetään kirjoituksissa myös seuraavia termejä ja lyhenteitä: maa-ainekseen sitoutunut fosfori, eroosioainekseen sitoutunut fosfori, PP ja Part-P.

Piennar: valtaojien varsille jätettävä noin metrin levyinen, yhtenäinen, monivuotisen kasvillisuuden peittämä alue. Pientareella ei käytetä lannoitteita eikä torjunta-aineita.

Pintavalunta: maan pinnalta ja pintakerroksesta pellolta pois valunut vesi

Salaojavalunta: salaojien kautta pellolta pois valunut vesi (mm vuodessa)

Saves: hiukkaset, jotka ovat pienempiä kuin 0,002 mm, kuuluvat saveslajitteeseen.

Spatiaalinen vaihtelu: havainnoitujen ominaisuuksien vaihtelu alueen sisällä. Esimerkiksi maan ominaisuudet ovat erilaiset eripuolilla havaintoaluetta.

Suojakaista: purojen ja muiden vesistöjen varsille sekä talousvesikaivojen ympärille jätettävä, vähintään kolmen metrin levyinen, yhtenäinen kasvi- peitteinen alue. Suojakaistalla ei käytetä lannoitteita eikä torjunta-aineita.

Suojavyöhyke: vähintään keskimäärin 15 metriä leveä monivuotisen kasvillisuuden peittämä alue, joka on perustettu peltoalueelle valtaojan tai vesistön varteen. Suojavyöhyke voidaan perustaa myös pohjavesialueella olevalle pellolle. Suojavyöhykkeen kasvusto niitetään ja korjataan vuosittain. Suojavyöhykkeellä ei käytetä lannoitteita eikä torjunta-aineita.

Temporaalinen vaihtelu: ominaisuudet vaihtelevat määritysajankohdan mukaan. Esimerkiksi maan kosteus vaihtelee kasvukauden sateisuuden mukaan.

Maa- ja elintarviketalous -sarjassa ilmestyneitä julkaisuja

Kasvintuotanto

- 78 Population structure of *Pyrenophora teres*, the causal agent of net blotch of barley. *Serenius, M.* 60 s. Hinta 20 euroa.
- 67 Viljojen kehityksen ja kasvun ABC . *Peltonen-Sainio, P. ym.* 72 s. Hinta 6 euroa.

Maaseutu

- 80 Sopimuksellisuus maaseutupolitiikassa . *Eisto, I., Palviainen, S., Pohjonen, S. Vihinen, H. (toim.).* 123 s. Hinta 25 euroa.

Ympäristö

- 81 Jätekompostit lannoitteena peltoviljelyssä - biologiset ja kemialliset vaikutukset . *Halinen, A.*ym.105 s. Hinta 25 euroa.
- 76 Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus. *Virkajärvi, P.& Uusi-Kämpä, J. (toim.).* 208 s. Hinta 25 euroa.

Talous

- 74 Klassisen sikaruton taloudelliset vaikutukset Suomessa. *Niemi, J. ym.* 82 s. Hinta 20 euroa.
- 73 Utilisation of alternative scenario approaches in defining the policy agenda for future agriculture in Finland. *Rikkonen, P.* 223 s. Hinta 25 euroa.

Teknologia

- 77 Dry anaerobic digestion of organic residues on-farm - a feasibility study . *Schäfer, W. ym.* 98 s. Hinta 20 euroa.
- 71 Group management of young dairy cattle in relation to animal behaviour and welfare. *Raussi, S.* 86 s. Hinta 20 euroa.

Kotieläintuotanto

- 58 Quantitative trait loci for egg quality and production in laying hens. *Tuiskula-Haavisto, M.* 60 sivua + 5 liitettä. Hinta 25 euroa.

Julkaisuviitteet löytyvät sarjojen internetsivuilta
www.mtt.fi/julkaisut/sarjathaku.html.

