

MYKORRITSA FOSFORIN KIERRÄTTÄJÄNÄ

Kim Johan Westerling
Maisterin tutkielma
Helsingin yliopisto
Maataloustieteiden laitos
Agroekologia
Syyskuu 2011

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Maataloustieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author Kim Johan Westerling			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Mykorritsa fosforin kierrättäjänä			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Maisterin tutkielma	Aika — Datum — Month and year Syyskuu 2011	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 72 + 1 liite	
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>Suomen maatalousmaihin kertynyttä fosforia hyödynnetään tehottomasti, ja samalla muokkauskerroksen suuri fosforimäärä on alttiina huuhtoutumiselle. Arbuskelimykorrhitsaa (AM) hyödyntämällä on mahdollista tehostaa viljelykasvin fosforinottoa ja kasvua, ja siten vähentää fosforin huuhtoutumista. Tämän tutkielman tavoitteena oli selvittää mykorritsan vaikutus kasvin kasvuun ja fosforinottoon karjanlantalannoituksella mineraalilannoitukseen verrattuna sekä näiden lannoitusten pitkäaikaisvaikutusta AM-sieniyhteisöihin. Jotta lannoituskäytäntöjen vaikutus mykorritsaan voitiin suhteuttaa muihin maan laatutekijöihin, näiden käytäntöjen vaikutus myös satomääriin sekä muihin maan laatumittareihin arvioitiin.</p> <p>Pitkäaikainen kenttäkoe perustettiin kolmelle paikkakunnalle Pohjois-Ruotsissa vuosina 1965–66. Kuusivuotinen viljelykierto koostui joko viisivuotisesta nurmesta ja ohrasta tai ohramonokulttuurista. Lannoituskäsittelyt 32-vuoden ajan olivat suositusten mukainen (NPK) ja edelliseen nähden kaksinkertainen (2NPK) mineraalilannoitus sekä karjanlantalannoitus (KL), jonka ravinnemäärä vastasi NPK -käsittelyä. Kolmen lannoituskäsittelyn vaikutusta mykorritsan tehokkuuteen kasvin kasvun ja fosforiravitsemuksen näkökulmasta tutkittiin astiakokeissa. Mykorritsasieniyhteisöjen toiminnallisten erojen selvittämiseksi tehtiin takaisin- ja ristiinsiirrostuskoe. (5 v-%) steriloitua maanäytettä NPK- ja KL -käsittelyistä siirrostettiin käsittelemättömiin maanäytteisiin, jotka olivat samoista lannoituskäsittelyistä.</p> <p>Mykorritsan positiivinen vaikutus kasvin kasvuun ja fosforiravitsemukseen oli suurin kun käytettiin karjanlantaa. NPK ja 2NPK -käsittelyiden välillä ei havaittu eroja. Takaisin- ja ristiinsiirrostuskokeessa ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja. Nurmi- ja ohrasadot olivat suurimmat kun mineraalilannoitetta annettiin suosituksiin nähden kaksinkertainen määrä. Satomäärät olivat yhtä suuret tai suuremmat kun käytettiin karjanlantaa NPK -lannoituksen sijaan. Karjanlantakäsittely lisäsi maaperän kokonaishiili- ja kokonaistyyppipitoisuutta verrattuna NPK -käsittelyyn, joka sisälsi saman määrän ravinteita. Samalla huuhtoutumiselle altis liukoisen fosforin pitoisuus säilyi alhaisella tasolla.</p> <p>Karjanlanta edisti mykorritsan toimintaedellytyksiä, ja siksi mykorritsasta saatua hyötyä fosforinotossa ja kasvuvaikutuksena mineraalilannoitteisiin verrattuna, mutta se ei vaikuttanut mykorritsasieniyhteisön toiminnallisiin ominaisuuksiin. Karjanlantalannoitus paransi mitattuja maan ominaisuuksia kokonaisuudessaan, eikä se vähentänyt satoja.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords Arbuskelimykorrhitsa, ekosysteemipalvelu, fosfori, ravinteiden kierrätys			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Helsingin yliopisto, Maataloustieteiden laitos ja Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Työn ohjaajat: erikoistutkija, MMT Helena Kahiluoto sekä agroekologian professori Juha Helenius			

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos — Institution — Department Department of Agricultural Sciences	
Tekijä — Författare — Author Kim Johan Westerling			
Työn nimi — Arbetets titel — Title The Role of Mycorrhiza in Recycling Phosphorus in Agroecosystem			
Oppiaine — Läroämne — Subject Agroecology			
Työn laji — Arbetets art — Level M.Sc.Thesis		Aika — Datum — Month and year September 2011	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 72 + 1 appendix
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>In Finland most of the accumulated phosphorus in the agricultural soils is underutilized and at the same time excess phosphorus in soil is susceptible to leaching. Arbuscular mycorrhiza (AM) has the potential to promote plant phosphorus nutrition and growth, and reduce nutrient leaching. The aim of this study was to investigate the effect of mycorrhizal symbiosis on plant growth and phosphorus nutrition with three different fertilization management practices. The influence of fertilization management history on field AMF population was also studied. To relate the impact on AM to impacts on other soil quality aspects, the effect of the fertilization rates on crop growth and indicators of soil functioning was evaluated.</p> <p>Long term field experiments established in 1965-66 on three sites in Northern Sweden were utilized. Six years' rotation either with five grass years and a barley year or barley monoculture was treated with recommended (NPK) and double the recommended (2NPK) rate of mineral fertilisation or with farmyard manure (FYM) with a nutrient amount corresponding to the NPK – treatment for 32 years. The effect of three long term practices on the potential AM contribution to crop phosphorus nutrition and growth was studied in a bioassay. To study the impact of long-term management practices on functional properties of AMF, the sterilised soil from the field plots of NPK and FYM treatments was re- and cross-inoculated (5 v-%) with untreated field soil from each of the same treatments. Crop yields were measured in the field and field soil quality was assessed.</p> <p>Benefit from AM in terms of crop phosphorus nutrition and growth was greatest when manure was applied while there were no differences among the mineral fertiliser treatments. There were no statistically significant differences in the bioassay with re- and cross-inoculations. Grass and barley yields were highest when mineral NPK fertiliser was applied at double the recommended rate. Crop performed equally well or better in terms of yield with manure compared to a corresponding nutrient amount in mineral fertilizers. Manure applications seemed to increase soil carbon and nitrogen contents relative to the recommended amount of NPK, yet keeping the plant-available phosphorus concentration liable for leaching at a similarly low level.</p> <p>Thus, enhanced recycling of nutrients through use of farmyard manure to replace mineral NPK fertilisation favoured reliance on AM in phosphorus nutrition of crops with no trade-off in yields, simultaneously enhancing soil quality.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords Arbuscular mycorrhiza, ecosystem service, phosphorus, nutrient cycling			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited University of Helsinki, Department of Agricultural Sciences and Viikki science library			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Supervisors: Principal Research Scientist, PhD Helena Kahiluoto and professor Juha Helenius			

ESIPUHE

Tämä maisterintutkielma tehtiin osana Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitoksen (MTT) ohjaamaa JaloJäte -hanketta, jonka yhtenä tavoitteena on edistää uusiutuvien luonnonvarojen käyttöä ja samanaikaisesti vähentää riippuvuutta fossiilista luonnonvaroista. Tutkielma tehtiin yhteistyössä Helsingin yliopiston sekä Ruotsin maatalousyliopiston (SLU) kanssa, josta saatiin iso osa aineistosta tutkimusta varten.

Haluan kiittää suuresti työni ohjaajia, MTT:n erikoistutkijaa Helena Kahiluotoa sekä agroekologian professoria Juha Heleniusta Helsingin yliopistosta, aktiivisesta ohjauksesta ja kannustuksesta sekä MTT:n biometrikkoa Elise Ketojaa asiantuntevasta avusta tilastollisten analyysien toteuttamisessa ja tulkinnassa. Kiitän myös luomualan erikoisasiantuntijaa, agronomi Jukka Kivelää hyvistä neuvoista lannan ravinteiden sisällön tulkinnoissa.

Kiitos kaikille ystäväilleni, nykyisille ja entisille opiskelijakollegoilleni, avusta ja tuesta, hyvistä kommentteista, ja keskusteluista aiheeseen liittyen: Jarkolle, Juhalle, Juusolle sekä Marjaanalle. Lopuksi haluan kiittää vaimoani Emmaa kannustuksesta ja kärsivällisyydestä koko opiskeluideni aikana sekä erityisesti tämän opinnäytetyön loppuunsaattamisessa.

Espoon Matinkylässä 28.9.2011

Kim Westerling

Sisällys

1 JOHDANTO	8
2 TEORIA ARBUSKELIMYKORRITSASTA FOSFORIN KIERRON TEHOSTAJANA	10
2.1 Fosforin kulku Suomen elintarvikejärjestelmässä.....	10
2.1.1 Fosforilannoitteiden käytön ja fosforin kierron tehostaminen	11
2.1.1.1 Tehostaminen elintarvikejärjestelmässä	11
2.1.1.2 Tehostaminen maataloudessa	12
2.1.1.3 Tehostaminen peltoekosysteemissä	15
2.2 Strategiat kasvin fosforin oton tehostamiseksi.....	17
2.2.1 Arbuskelimykorrhitsa	18
2.2.2 Lannoituskäytännön vaikutus AM symbioosiin.....	20
2.2.3 Mykorrhitsan fosforinottotehokkuus eri lannoituskäytännöillä.....	21
3 TYÖN TAVOITTEET	24
4 AINEISTO JA MENETELMÄT	25
4.1 Pitkän ajan kenttäkokeet Pohjois-Ruotsissa	25
4.2 Astiakokeet	30
4.3 Aineiston analysointi.....	32
5 TULOKSET.....	35
5.1 Pitkän ajan kenttäkokeet Pohjois-Ruotsissa	35
5.2 Astiakokeet	43
6 TULOSTEN TARKASTELU	49
6.1 Tulosten luotettavuus ja yleistettävyys.....	49
6.2 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus mykorrhitsan toimintaan	51
6.3 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus ohran ja nurmen satomääriin	53
6.4 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus kokonaistypen ja -hiilen pitoisuuksiin	54

6.5 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus fosfori- ja kalium- pitoisuuksiin	57
6.6 Lisätutkimuksen tarve	59
7 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	60
8 LÄHDELUETTELO	62
LIITTEET	73
Liite 1: Lohkokortti Rübäcksdalenin koejärjestelystä vuodelta 2009.....	73

LYHENTEET JA TERMIT

a	Vuosi
AM	Arbuskelimykorrhitsa
C	Hiili
C _{kok}	Kokonaishiilipitoisuus
Cu	Kupari
K	Kalium
ka	Kuiva-aine
K _{AL}	Hapan ammoniumlaktaattiuuttainen kalium
N	Typpi
N _{kok}	Kokonaistyyppipitoisuus
P	Fosfori
P _{AL}	Hapan ammoniumlaktaattiuuttainen fosfori
RME	Relative mycorrhizal effectiveness
Zn	Sinkki

1 JOHDANTO

Ihmisen ylläpitämien ja luonnontilaisten ekosysteemien primäärituotanto on riippuvainen fosforista (P). Maaperän fosforin määrä vaihtelee välillä 500 - 2500 kg ha⁻¹ (White 2002), josta 20 - 80 % on orgaanisessa muodossa (Dalal 1977). Maaperän orgaanisen fosforin pitoisuus vaihtelee maalajin mukaan, ja se on suurin savimailla ja pienin karkeilla mailla. Suomalaisilla viljelymailla orgaanisen fosforin osuus kokonaisfosforista on Kailan (1948) mukaan keskimäärin lähes puolet, kivennäismailla noin 40 %, ja turvemailla suunnilleen 60 %. Absoluuttisesti tämä tarkoittaa yli tuhatta kiloa hehtaarilla, joten orgaanisen fosforin merkitys on suuri sekä kasvin ravitsemuksen että fosforin kierron kannalta.

Maaperäeliöt hajottavat orgaanista ainesta vapauttaen siitä fosforia yhteyttävien kasvien käyttöön, ylläpitäen näin ravinteiden kiertoa. Viljelyekosysteemeissä osa fosforista poistuu sadon mukana, sadonkorjuutähteiden sisältämien ravinteiden palautuessa peltoon. Kasvilajista ja sadon määrästä sekä eroosion voimakkuudesta riippuu mihin suuntaan maan viljavuus kehittyy. Tarvittaessa heikentynyttä viljavuutta täydennetään joko orgaanisilla tai mineraalilannoitteilla, eli hoidetaan maaperän sadontuottokykyä tulevaisuutta varten. Historiallisesti maan sadontuottokyky on perustunut maaperän luonnollisiin ravinnevaroihin, joita on täydennetty orgaanisilla lannoitteilla, kuten eläinten ja ihmisen lannalla (Cordell ym. 2009). Entisaikoina Suomessa karjaa pidettiin ensisijaisesti siitä syystä, että niiden tuottama lanta on arvokas lannoite. Ennen teollista maataloutta kotieläimet olivat kiinteä osa maatiloja Suomessa, ja ravinteiden kierto näin ollen kohtalaisen suljettu (Granstedt 2000). Osaltaan keinotekoisien lannoitteiden käyttö on johtanut ravinteiden kierron muuttumiseen suljetusta avoimeksi.

Mineraalilannoitteiden käyttö yleistyi nopeasti Suomessa 1940-luvun jälkeen (Tennberg 1960). Niiden suosiota voidaan selittää ainakin helppokäyttöisyydellä verrattuna orgaanisiin lannoitteisiin ja myöhemmin edullisuudella. Alun perin suuret fosforilannoitusmäärät olivat perusteltuja, koska Suomen maaperän luontaiset fosforivarat ovat kasveille pääosin käyttökelvottomassa muodossa. Lisäksi lannoitefosfori sitoutuu voimakkaasti maahiukkasten pinnoille, mikä edelleen alentaa niiden käyttötehokkuutta. Toisaalta suurilla lannoitemäärillä haluttiin myös kerätä

fosforivarantoja tulevaisuutta varten (Lemola ym. 2009). Siten 1950-luvulta lähtien suomalaisten viljelysmaiden kokonaisfosforin määrä on kasvanut voimakkaan lannoituksen seurauksena. Vuosittainen fosforikertymä oli 1960-luvulla noin 15 kg ha^{-1} (Saarela 2002). Tämän jälkeen epäorgaanisten mineraalilannoitteiden käyttö kiihtyi voimakkaasti, huipun ajoittuessa 1980-luvun lopulle ja 1990-luvun alkuun (Antikainen ym. 2005). Saarelan (2002) mukaan vuosittainen fosforikertymä oli 1970- ja 1980-luvuilla noin 25 kg ha^{-1} , mutta toisenlaisiakin arvioita on esitetty. Uusitalon ym. (2007) mukaan 1980-luvulla fosforylijäämä maaperään oli keskimäärin jopa $35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Riippumatta lannoitteen laadusta, liian suurissa määrin käytettynä ne lisäävät maatalouden ravinnekuormituspotentiaalia. Vuosikymmeniä kestänyt runsas lannoitus on kerryttänyt fosforia viljelysmaille, mistä se on muun muassa eroosion seurauksena kulkeutunut ympäröiviin vesiekosysteemeihin, mukaan lukien Itämeri, aiheuttaen niiden rehevöitymistä. Mineraalilannoitefosforin käyttöä voidaan pitää suurimpana muokkauskerroksen fosforipitoisuutta rikastaneena tekijänä (Antikainen ym. 2005). Kotieläinten lannan liiallinen käyttö on niin ikään ongelma, varsinkin alueellisesti. Kotieläinten fosforiruokinta on Suomessa ylimitoitettua, mikä edelleen lisää fosforin määrää lannassa (Lemola ym. 2009). Usein lanta levitetään sen tuotantopaikan lähelle kustannussyistä, jolloin lähipeltojen ravinnetaseet kasvavat (Antikainen ym. 2005, Lemola ym. 2009). Vaikka fosforilannoitus on viimeisten 15 vuoden aikana voimakkaasti vähentynyt, on nykymaatalouden vallitseva fosforilannoitusstrategia edelleen kestäättömällä pohjalla. Fossiiliset fosforikaivannaiset ovat rajallinen luonnonvara, ja niiden on ennustettu riittävän nykyisellä kulutuksen ja sitä säätelevän energian tasolla noin 80 vuodeksi (Smil 2000), korkeintaan 130 - 150 vuodeksi (Günther 2010a). Lisäksi mineraalilannoitteiden valmistus vaatii runsaasti energiaa, joka ainakin toistaiseksi on peräisin lähinnä fossiilista polttoaineista (Vitousek ym. 1997).

Fosforin huuhtoutumisesta aiheutuvan vesien rehevöitymisen ja välillisesti fosforilannoitteiden tuotannosta aiheutuvien ympäristöriskien vähentämiseksi tarvitaan ekologisesti kestäviä fosforilannoitusstrategioita. Vaihtoehtoina on maaperään kertyneiden fosforivarantojen tehokkaampi hyödyntäminen sekä maatalouden ja yhdyskuntien sivuvirta- ja jätebiomassojen ravinteiden kierron tehostaminen. Arbuskelimykorrhitsa (AM) on esimerkki ravinteiden kiertoon myötävaikuttavasta ekosysteemipalvelusta, jota hyödyntämällä on mahdollista edistää kasvin ravitsemusta

ja biomassan tuotantoa samalla vähentäen maataloudesta aiheutuvaa ravinnekuormitusta (Kahiluoto ym. 2009).

Tämän tutkielman tavoitteena on selvittää voidaanko arbuskelimykorrhitsaa hyödyntävää strategiaa edistää, ja mykorrhitsan toiminta ekosysteemipalveluna säilyttää korvaamalla mineraalilannoitteet karjanlannalla. Lisäksi tarkastellaan lannoituskäytännön muutoksen vaikutusta muihin maan laatutekijöihin.

2 TEORIA ARBUSKELIMYKORRITSASTA FOSFORIN KIIERRON TEHOSTAJANA

2.1 Fosforin kulku Suomen elintarvikejärjestelmässä

Fosforin kulku suomalaisessa elintarvikejärjestelmässä, joka tässä tapauksessa käsittää koko prosessiketjun alkutuotannosta elintarvikkeiden valmistukseen ja kulutukseen, on avoin (kuva 1). Pellolla satokasvi ottaa fosforin maaperästä, ja käyttää sen biomassan tuotantoon. Tuotettu sato käytetään joko suoraan elintarvikkeiden valmistukseen tai syötetään rehuina kotieläimille. Edelleen teollisuus jalostaa eläin- ja kasvikunnan tuotteista elintarvikkeita ihmisille. Elintarvikkeiden sisältämä fosfori ei kuitenkaan tavallisesti palaudu takaisin alkutuotantoon, vaan se virtaa elintarvikejärjestelmän läpi päätyen viherrakennukseen, kaatopaikoille ja lopulta vesiekosysteemeihin (Antikainen ym. 2005, Granstedt ym. 2004, Günther 1997). Koska alkutuotannon ja kulutuksen väliltä puuttuu positiivinen takaisinkytkentä, täytyy alkutuotannosta poistuneen fosforin tilalle tuoda maatalousjärjestelmän ulkopuolelta lisää fosforia, jotta maan ravinnevarat eivät vähenisi. Myös kotieläintuotannon ja kasvintuotannon väliltä puuttuu yhteys (kuva 1), mikä tavallisesti tarkoittaa sitä, että kotieläinten lannan sisältämä fosfori käytetään vain lähialueen tiloilla, minkä johdosta kasvintuotannossa joudutaan puolestaan turvautumaan keinolannoitteisiin.

Fosforin kierron tehostamisen potentiaali on erisuuruinen ketjun eri vaiheissa. Laajin tarkastelutaso käsittää koko elintarvikejärjestelmän osajärjestelmien (kuva 1). Koska ravinteita virtaa maataloudesta kohti elintarvikeketjun seuraavia toimijoita, voidaan fosforin kierto sulkea täysin vain elintarvikejärjestelmän tasolla. Samalla fosforin

kierrätyksen potentiaali on myös suurin, lähes 100 %. Fosforin kierron kannalta koko elintarvikejärjestelmää alempi tarkastelutaso on maataloustuotantojärjestelmä, johon luetaan kasvintuotanto ja eläintuotanto (kuva 1). Maataloustuotantojärjestelmässä on mahdollista kierrättää enää noin 80 % fosforista (Günther 2010b). Peltoekosysteemissä, joka on fosforin kierron suppein taso, kierrätyksen potentiaali on kaikkein pienin. Pellolla fosfori kiertää kasvuston ja maaperän välillä. Takaisin maaperään palautettavan fosforin määrä riippuu käytetystä satokasvista, ja siitä paljonko se kyseisenä kasvukautena on sitonut fosforia satokomponentteihin sekä muuhun biomassaan.

Fosforin kiertoa ja käytön tehokkuutta tehostavia toimia löytyy elintarvikejärjestelmässä ketjun jokaisessa vaiheessa, eivätkä ne ole toisiaan poissulkevia. Esimerkiksi fosforin palauttaminen elintarvikejärjestelmässä takaisin alkutuotantoon tehostaa suoraan fosforin kiertoa. Maaperän omien fosforivarantojen käyttöasteen parantaminen vähentää pellolta aiheutuvaa hävikkiä ja siten epäsuorasti tehostaa fosforin kiertoa. Molempia toimenpiteitä hyödyntämällä voidaan vähentää mineraalilannoitteiden käytön tarvetta, ja vaikuttavaa positiivisella tavalla fosforireservien riittävyyteen globaalilla tasolla.

2.1.1 Fosforilannoitteiden käytön ja fosforin kierron tehostaminen

2.1.1.1 Tehostaminen elintarvikejärjestelmässä

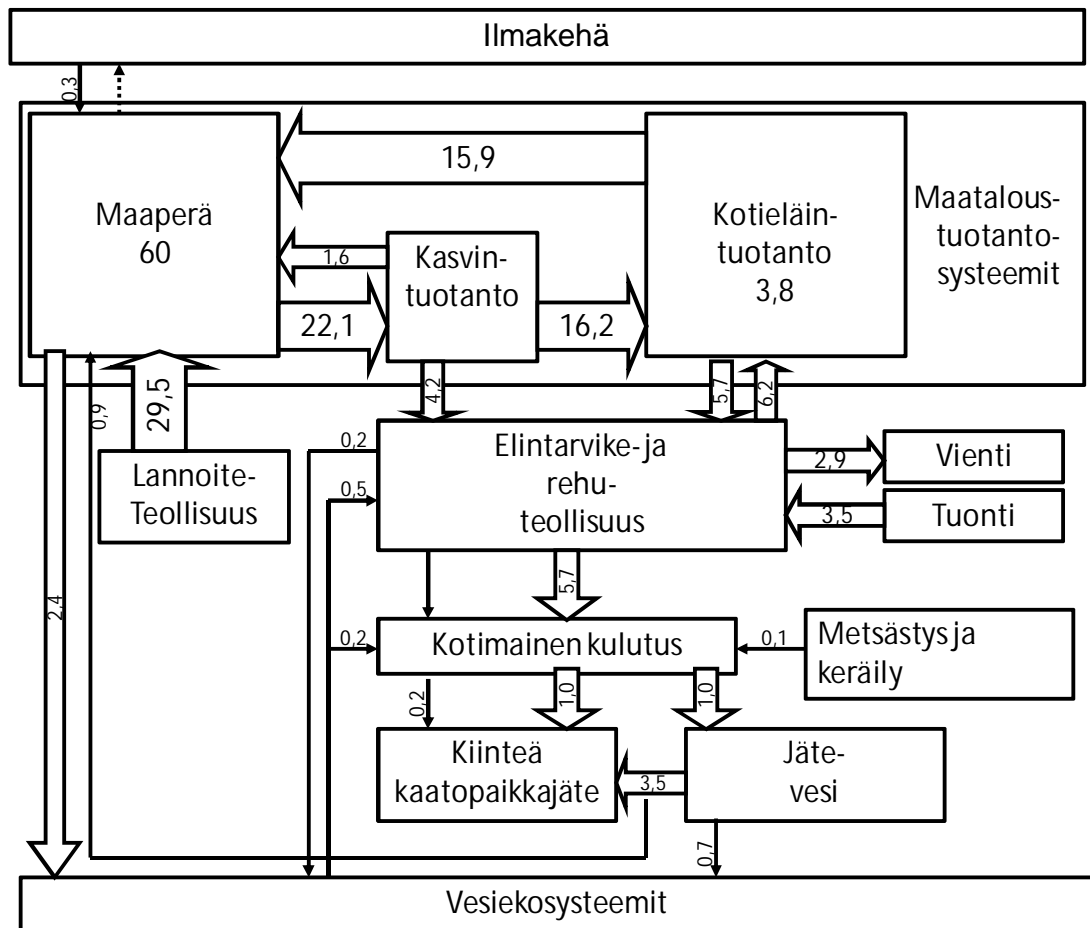
Globaalilla tasolla talouden integraatio on tehokkaasti eriyttänyt elintarvikkeiden tuotannon ja kulutuksen niin, että ravinteiden kierrätys ei ole enää mahdollista. Esimerkiksi Brasiliassa maaperä köyhtyy Suomeen tuodun lihan tai rehusoijan myötä. Vastaavasti ravinteita viedään pois Suomesta vientiin menevien elintarvikkeiden mukana.

Elintarvikejärjestelmän tasolla on teoriassa mahdollista päästä 100 % fosforiomavaraisuuteen, mutta käytännössä kaiken fosforin palauttaminen alkutuotantoon kasvien käyttöön on mahdotonta, koska merkittäviä hävikkejä aiheutuu fosforin matkalla pellolta pöytään. Cordell ym. (2009) arvioi, että jopa 55 % maatalousjärjestelmistä poistuneesta ja kulutukseen päätyneestä fosforista häviää tuotantoketjun eri osissa. Riippumatta fosforinkäytön tehokkuudesta maatalousjärjestelmässä tai peltoekosysteemissä, koko elintarvikejärjestelmän fosforin

kiertoa voidaan tehostaa palauttamalla yhdyskuntien biojättesivuvirtojen ravinteet takaisin peltoon lannoitteina. Güntherin (2010b) laskelmien mukaan keskimäärin 5-8 ihmisen vuotuisten ulosteiden ja virtsan sisältämä fosfori riittää palauttamaan peltoekosysteemiin yhdelle hehtaarille sieltä sadon mukana poistuneen fosforin. Teoriassa pellolle saataisiin näin palautettua 99 % sieltä poistuneesta fosforista, olettaen, että kyseessä on tasapainoinen maatalousjärjestelmä (kts. 2.1.1.2) (Günther 2010b). Alkutuotannossa kierrätyslannoitteiden laajempaa käyttöä ainakin toistaiseksi rajoittavat muun muassa niiden biologiset ominaisuudet sekä viljelijöiden asenteet.

2.1.1.2 Tehostaminen maataloudessa

Fosforin kierto on hyvin erilainen kotieläin- ja kasvinviljelytilojen välillä (kuva 1), mistä syystä tässä yhteydessä niitä tarkastellaan erikseen. Yhtäältä kotieläintilat hyödyntävät lantaa, jota käytetään verraten suppealla alueella, ja toisaalta kasvinviljelytilat ovat riippuvaisia järjestelmän ulkopuolisesta mineraalilannoitefosforista. Ennen 1900-luvun puoliväliä kasvintuotanto Suomessa perustui kotieläinten lannan ravinteisiin, ja kotieläimet olivat kiinteä osa maatilan rakennetta (Granstedt 2000). Ravinteiden kierron tehostamisen ja fosforilannoituksen optimoinnin kannalta maatalouden integroitu malli olisikin suositeltava. Tuotannon erikoistumisen myötä kasvinviljelytiloilla on kotieläintiloja vaikeampaa päästä ravinneomavaraisuuteen, erityisesti fosforin ja typen osalta.



Kuva 1. Fosforin keskimääräiset varastot (1000 t) ja virrat (1000 t/a) vuosina 1995–1999 suomalaisessa elintarvikejärjestelmässä (Antikainen ym. 2005).

Kotieläintuotanto

Ravinteiden kierron kannalta tasapainoisessa maataloudessa eläimille syötetään vain tilan omia rehuja. Kun fosfori palautetaan kotieläinten lannan mukana pelloille, on mahdollista kierrättää lähes 80 % fosforista takaisin maaperään (Günther 2010b). Pitkällä aikavälillä kierto ei kuitenkaan voi olla suljettu, koska osa fosforista poistuu eläin- tai kasvukunnan tuotteiden mukana elintarviketuotantoon.

Nykyaikainen kotieläintuotanto on erittäin keskittynyttä ja tehostunutta. Kun tilan koko kasvaa, sen oma rehuntuotanto ei enää riitä, vaan eläinten ruokkimiseen tarvitaan ostorehua. Suomessa noin 80 % kasvintuotannon tuotteista käytetään eläinten rehuksi, ja noin 70 % kotieläinten fosforintarpeesta täyttyy kotimaassa tuotetuilla rehuilla (Granstedt ym. 2004). Valtakunnallisesti ajatellen rehuomavaraisuus siis toteutuu suurelta osalta, mutta ongelmana on kasvinviljelytilojen ja eläintilojen toimiminen

omina yksiköinä. Ravinteiden kulusta puuttuu yhteys kasvin- ja kotieläintuotannon väliltä; kasvinviljelytilalla ei ole velvoitetta ottaa vastaan lantaa, ja kotieläintilalla on puolestaan ongelma ylijäämälannan kanssa.

Ravinteiden kierron aste yksittäisellä tilalla riippuu myös tuotantojärjestelmästä. EU-asetusten mukaan luomutilalla käytettyjen rehujen tulee olla ensisijaisesti omalla tilalla tuotettuja, mikä tehostaa ravinteiden hyödyntämistä. Jonkin verran rehuomavaraisuuteen vaikuttaa mitä tuotantoeläintä kasvatetaan. Sikojen ja broilerin rehu koostuu pääasiassa viljasta. Monipuolisessa viljelykierrossa kuitenkin osa tilan pelloista on tavallisesti nurmella, joten tehokkaan viljelykierron järjestäminen nautakarjatilalle on helpompaa, koska niiden ravitsemuksesta iso osa koostuu karkearehusta eli nurmesta. Teoriassa nautojen rehuista jopa 100 % voisi olla karkearehua, mutta tuotoksen optimoinnin kannalta tämä ei välttämättä ole järkevää. Nurmialan lisäämisellä on myös muita ympäristöhyötyjä viljaan verrattuna. Apilavaltaiset nurmet pystyvät hyödyntämään ilmakehän ja maan omia ravinnevaroja viljoja tehokkaammin (Rajala 2006). Typpiomavaraisuuden lisäksi apilan laaja ja syvä juuristo sekä mykorrhizasymbioosin tehokas hyödyntäminen (Kahiluoto 2000) vähentävät apilanurmen fosforinlannoitustarvetta viljoihin verrattuna. Viljoja paremman ravinneomavaraisuuden lisäksi apilan viljely parantaa maan rakennetta kuohkeuttamalla jankkoa (Rajala 2006), lisää maan orgaanisen aineksen määrää (Janzen ym. 1997, Rajala 2006), ja monipuolistaa viljelykiertoa. Lisäksi märehitjät pystyvät jalostamaan ihmisen ravinnoksi kelpaamattoman nurmen korkea-arvoiseksi ravinnoksi, jolloin viljaa voidaan käyttää enemmän suoraan ihmisravinnoksi.

Kasvintuotanto

Kotieläintuotannon tapaan myös kasvintuotanto on nykyisin hyvin erikoistunutta. Kasvinviljelytiloilla tuotetut sadot kuljetetaan suurimmaksi osaksi eläintiloille rehuiksi, mistä ne harvoin palautuvat alkuperäiselle pellolle. Tästä syystä kasvinviljelytilat ovat riippuvaisia mineraalilannoitteista. Koska mineraalifosforilannoitteet ovat olleet halpoja, helppokäyttöisiä ja helposti saatavilla, myöskään korjuujätteiden sisältämiä ravinteita ei ole koettu välttämättömäksi palauttaa takaisin pellolle. Alkutuotannossa kasvien hyödyntämä fosfori on pääosin peräisin kallioperästä louhitusta apatiitista jalostetusta mineraalilannoitteista, ja vähäisessä määrin maaperän luontaisista varannoista.

Suomalaisilla peltomailla maaperän fosforivarasto onkin suurelta osin kertynyt mineraalilannoitteista (Antikainen ym. 2005).

Viljelijän on korvattava maatilalta lähtevien tuotteiden mukana poistuva fosfori jollain tavalla. Nykyinen käytäntö kasvin- ja eläintiloihin erikoistuneessa järjestelmässä on mineraalifosforin käyttö. Esimerkiksi maatilan porttitaseen avulla voidaan laskea ravinteiden hyväksikäytön tehokkuus yksittäisellä kasvitilalla. Tehokkuus on kuitenkin vain näennäistä, koska kotieläin- ja viljatilat toimivat erillisinä yksiköinä. Näin kasvinviljelytila ikään kuin ”vapautuu” lannan sisältämien ravinteiden taakasta, joka puolestaan lankeaa kotieläintilalle. Lisäämällä kasvin- ja eläintilojen yhteistyötä paikallisesti, on mahdollista palauttaa fosfori takaisin alkuperäiselle tilalle. Lemolan ym. (2009) arvioiden mukaan Suomessa voitaisiin vähentää keinolannoitefosforin käyttöä kahdenkymmenen vuoden jaksolla 90 % vuoden 2005 käyttömäärään verrattuna, jos lannoitettaisiin kasvien fosforitarpeen mukaisesti. Tämän edellytyksenä olisi kuitenkin myös lannan sisältämän fosforin tehokas hyödyntäminen. Toinen keino vähentää ostettavan fosforin määrää kasvinviljelytiloilla on muutos yhteiskunnan kulutustottumuksissa. Smil (2002) laski, että vähentämällä eläinperäisten tuotteiden kulutusta kohtuullisesti, noin 35 %, vähenisi ostolannoitteiden tarve noin 10–15 %.

2.1.1.3 Tehostaminen peltoekosysteemissä

Jos rajataan tarkastelu peltoekosysteemiin ja maaperään, kierrätyksen potentiaali on kaikkein pienin, koska ainoa tapa kierrättää fosforia maaperässä on palauttaa tuotettu biomassa takaisin seuraavaan kiertoon. On selvää, että viljelyssä pyritään yleensä maksimoimaan syötäväksi kelpaavat osat, jolloin entistä pienempi osa tuotetusta biomassasta, ja sen sisältämistä ravinteista jää seuraavan sadon käyttöön. Siten peltoekosysteemissä, jossa päämääränä ovat mahdollisimman suuret sadot, on samalla mahdollisimman vähäinen sisäinen fosforin kierto. Yksisuuntaista fosforivirtaa maaperään ja edelleen vesistöihin voidaan korvata tehokkaalla kierrätyksellä. Koska elintarvikejärjestelmän fosforinkierrossa aiheutuu isoja hävikkejä nimenomaan maahan pidättymisen ja sieltä vesistöön joutumisen kautta, on aivan keskeistä parantaa fosforilannoitteiden käyttötehokkuutta sekä hyödyntää maaperään varastoitunutta fosforia. Maaperän fosforivarantojen tehokkaampi hyödyntäminen edistää epäsuorasti

fosforin kiertoa, koska se vähentää systeemin ulkopuolelta tuotavan mineraalifosforin tarvetta.

Fosforin käytön tehokkuutta maaperässä voidaan mitata esimerkiksi pellon ravinnetaseella. Se kertoo pellolle lannoitteissa annetun ja sadoissa korjatun fosforin erotuksen. Jos tase on positiivinen, fosforia kertyy maaperään enemmän kuin sadon mukana poistuu, ja päinvastoin. Pellon fosforitaseen ollessa nolla kasvit hyödyntävät annettua fosforia tehokkaasti. Jos tase on puolestaan negatiivinen, kasvit hyödyntävät lannoitefosforin lisäksi maaperään jo kertyneitä fosforivarantoja.

Suomessa on totuttu käyttämään suuria fosforilannoitusmääriä. Tästä on osoituksena viljelymaiden korkeat fosforipitoisuudet. Saarelan ym. (2004) arvion mukaan kyntökerroksen (0-22 cm) kokonaisfosforipitoisuus on kivennäismailla keskimäärin 2700 kg ha⁻¹ ja eloperäisillä mailla 1400 kg ha⁻¹. Vaikka iso osa tästä on kasveille käyttökelvottomassa muodossa, on kasvintuotanto mahdollista nolla- tai jopa negatiivisella fosforitaseella. Voimaperäisellä lannoituksella haluttiin aluksi kerätä fosforivarantoja tulevaisuutta varten (Lemola ym. 2009), erityisesti siksi, että Suomen maaperä sitoo herkästi fosforia kasvien ulottumattomiin. Viime vuosina fosforilannoitusmäärät ovat selvästi vähentyneet aiemmista vuosista, mutta ympäristötuen sallimat fosforilannoitusrajat ovat edelleen korkeampia kuin viljelykasvien tarve edellyttäisi (Uusitalo ym. 2007, Valkama ym. 2009). Pellon fosforitaseet ovat nykyäänkin positiivisia: vuosittainen kertymä on noin 8 kg ha⁻¹ (Uusitalo ym. 2007). Kaiken lisäksi nykyisen fosforilannoitusmäärän ylläpitämisellä ei ole taloudellisia perusteluja, koska alentuneet fosforilannoitusmäärät eivät ole merkittävästi alentaneet satoja (Valkama ym. 2009) tai sadon laatua (Salo ym. 2004).

Nykyinen fosforilannoitusstrategia on tehoton, ja ennen kaikkea taloudellisesti ja ekologisesti kestämaton. Tehostamalla maaperä-kasvi järjestelmän fosforin käyttöä tätä tilannetta voidaan pyrkiä korjaamaan. Kasvuston fosforinkäytön tehokkuus voi olla alhainen riippumatta siitä käytetäänkö kierrätyslannoitteita vai mineraalilannoitteita. Tähän vaikuttavat muun muassa fosforin taipumus sitoutua maahiukkasten pinnalle, fosforin hävikki pelloilta eroosion mukana, kasvin fosforinotto- ja -käyttökyky sekä kasvin fysiologinen fosforinkäyttötehokkuus (van Noordwijk 1999). Tehokkuus mitataan järjestelmän panos/tuotos – suhteena. Siten tehokkuus riippuu sen systeemin rajauksesta, jossa panokset ja tuotos mitataan. Peltoekosysteemin fosforin käytön tehokkuutta

voidaan havainnollistaa jakamalla se neljään osa-alueeseen: fosforin lisäystehokkuus (*application efficiency*), kasvin ravinteidenottotehokkuus (*uptake efficiency*), hyödyntämistehokkuus (*utilization efficiency*) sekä kasvin kyky muuttaa fosfori satokomponenteiksi (*harvest efficiency, harvest index*) (van Noordwijk 1999).

Maaperän kasveille käyttökelpoinen fosfori luo edellytykset fosforin lisäyksen tehokkuudelle (*application efficiency*). Kasveille käyttökelpoiset fosforivarat puolestaan muodostuvat yksinomaan maaperän luontaisista fosforivarannoista sekä orgaanisista ja epäorgaanisista lannoitepanoksista. Mikäli viljelykasvi käyttää tehokkaasti maaperään kertynyttä fosforia, pellon fosforitase kääntyy negatiiviseksi. Ajan myötä fosforivarantoja on täydennettävä peltoekosysteemin ulkopuolisilla fosforipanoksilla. Näin ollen lannoitteiden ja fosforin käytön tehokkuus riippuu systeemin sisäistä säätelytekijöistä (mm. maaperän ominaisuudet) sekä lannoitteiden määrästä ja laadusta. Maaperän kokonaisfosfori muodostaa sen ravinnereservin, mikä potentiaalisesti on kasvin käytössä kasvukauden aikana. Kasvin fosforinoton tehokkuus (*uptake efficiency*) riippuu näin ollen maaperään kumuloituneesta fosforin määrästä, sekä kasvin juuren morfologiasta ja ekologiasta. Fosforin hyödyntämistehokkuus (*utilization efficiency*), on kasveilla periytyvä ominaisuus. Se muodostuu siitä miten hyvin kasvi ottaa maasta fosforia ja kuinka tehokkaasti se muuttaa sen biomassaksi. Fosforin käytön tehokkuutta voidaan edellisten lisäksi kuvata satoindeksillä (*harvest efficiency, harvest index*), joka kertoo kuinka paljon kasvi on sitonut fosforia ihmiselle syötäväksi kelpaaviin osiin. Ruoaksi kelpaamattomat osat muodostavat suoraan sen biomassan, joka kasvattaa maaperän fosforireserviä ja jotka ovat biologisten prosessien jälkeen seuraavan satokasvin käytettävissä. Sadonkorjuun mukana fosfori poistuu viljelyekosysteemistä ja siirtyy elintarvikejärjestelmään. Siten yhteiskunnan mittakaavassa fosforinkäytön tehokkuus riippuu paitsi kasvinviljely- ja eläintilojen fosforinkäytön tehokkuudesta myös muiden elintarvikesektoreiden biosivujätevirtojen tehokkaasta ohjauksesta (van Noordwijk 1999).

2.2 Strategiat kasvin fosforin oton tehostamiseksi

Edellä käsiteltiin mahdollisuuksia tehostaa fosforin kiertoa elintarvikejärjestelmässä, ja sen käyttöä peltoekosysteemeissä. Sitä havainnollistettiin jakamalla tehokkuus eri osatekijöihin. Mitä tehokkaammin kasvi ottaa fosforia, sitä tehokkaampaa on maaperän

ja lannoitefosforin käyttö. Toisin sanoen fosforilannoituksen ja maaperän fosforivarantojen käytön tehostamiseen on periaatteessa kaksi mekanismia: tehostaa kasvin fosforinottoa ja vähentää fosforin hävikkiä pellolta. Fosforin käytön tehostamisessa kasvinjalostuksella on merkittävä rooli. Uusimpien viljalajikkeiden jalostus on toteutettu olosuhteissa, missä fosfori tai muutkaan ravinteet eivät ole olleet kasvin kasvua rajoittava tekijä. Tämä on johtanut siihen, että nykyiset viljalajikkeet kykenevät hyödyntämään vain suuria lannoitemääriä, jolloin panos-tuotos-suhde jää alhaiseksi, eli ravinteiden käyttö on tehotonta (Lynch 1998). Tämä voi johtua esimerkiksi juuriston ominaisuuksista tai kasvin muodostaman mykorritsan toimintakyvystä (Baon ym. 1993). Potentiaalinen keino, missä samanaikaisesti voidaan parantaa kasvin fosforin ottoa ja vähentää pellon fosforihävikkiä, on arbuskelimykorrhitsa.

2.2.1 Arbuskelimykorrhitsa

Mykorritsa eli sienijuuri on kasvin ja sienen muodostama symbioosi. Valtaosa eli noin 80 % tunnetuista kasvilajeista muodostaa arbuskelimykorrhitsa (AM)-symbioosin, joka on maataloudenkin kannalta tärkein mykorritsasienityyppi. Mykorritsasymbioosin sieniosakas saa aineenvaihduntaan, rihmaston ja itiöiden muodostamiseen tarvitsemansa hiilen ja energian isäntäkasvilta. Vastavuoroisesti sieni auttaa isäntäkasvia tunkeutumalla ympäröivään maaperään ja kuljettamalla sille ravinteita. Parantunut kasvinravitseminen on tärkein mykorritsan tuoma hyöty kasville, mutta tutkimus on löytänyt näyttöä myös isäntäkasvin lisääntyneestä stressinsietokyvystä ja patogeeniresistenssistä (Gosling ym. 2006). Mykorritsan muodostama laaja sienirihmasto kasvattaa maan orgaanisen aineksen määrää, sen aineenvaihduntatuotteilla on havaittu maamuruja stabiloiva vaikutus, ja siten mykorritsalla on suotuisa vaikutus myös maan rakenteen ylläpitämisen kannalta (Gosling ym. 2006). Hyvä maan rakenne on edellytys eroosiota ehkäisevissä toiminna. Kasvin tehostunut fosforinotto on kuitenkin merkittävin yksittäinen tekijä, jonka avulla se hyötyy mykorritsasta (Smith & Read 1997). Mekanismeja kasvin parantuneeseen fosforinottokykyyn on useita.

Mekanismit

Mykorrhizasymbioosin fosforinottomekanismeja ja kasvin parantunutta fosforiravitsemusta mykorrhitsan avulla on tutkittu jo pitkään. Useita mekanismeista on tunnistettu (Bolan 1991), mutta useimpien niiden suhteellinen vaikutus kasvin ravitsemuksessa on vielä epäselvää. Ylivoimaisesti tärkein näistä mekanismeista on mykorrhizasienirihmaston kyky levittäytyä juuristoa laajemmalle alueelle, josta se kuljettaa hidasliikkeistä fosforia kasville. Tästä mekanismista onkin eniten tieteellistä näyttöä (esim. Li ym. 1991, Thingstrup ym. 2000). Yleensä kasvit, joilla on niukka juuristo, kuten purjosipuli, hyötyvät mykorrhitsasta (Kahiluoto & Vestberg 1998), kun taas ohra, jolla on laaja hiusjuuristo, hyötyy vähemmän (Baon ym. 1992, 1993).

Laajan sienirihmaston lisäksi mykorrhitsan tehokas fosforin otto on liitetty sienen kykyyn muodostaa polyfosfaatteja (Bolan 1991). Mykorrhitsan ottaessa fosforia, se on todettu pystyvän muodostamaan nopeasti pitkäketjuisia fosforiyhdisteitä, mikä ylläpitää alhaista fosforikonsentraatiota sienessä, näin ollen mahdollistaen maanesteen fosfaatti-ionien kulkemisen kohti pienempää fosforikonsentraatiota. Mykorrhizasienirihman halkaisija on huomattavasti pienempi kuin pienimmän juurikarvan. Tämä mahdollistaa sienen tunkeutumisen pienempiin maahuokosiin kuin juuret, ja lisäksi niiden reaktiivinen, ravinteita ottava pinta-ala on suurempi kuin juurilla. Suurempi reaktiivinen pinta-ala voi johtaa jopa 2-6 kertaa suurempaan fosforin sisään virtaukseen (Jakobsen ym. 1992).

Fosfataasientsyymien vaikutusta kasvin lisääntyneeseen fosforin ottoon on selvitetty mykorrhitsatutkimuksessa paljon. Fosfataasientsyymien avulla orgaanisten fosforikompleksien hajoaminen nopeutuu, ja lopputuotteena syntynyt fosfaatti on siten suoraan mykorrhitsan saatavilla (Koide & Kabir 2000, Marschner & Dell 1994). Ektomykorrhitsan osalta fosfataasientsyymien rooli puuvartisten kasvien ravitsemuksessa on kohtalaisen hyvin tiedossa, mutta arbuskelimykorrhitsan kohdalla tutkimustietoa on sen sijaan niukasti (Bolan 1991). Koiden & Kabirin (2000) mukaan ongelmana tutkimuksessa on ollut sulkea pois muiden maaperän mikro-organismien vaikutus. Samassa tutkijat ovat kuitenkin todenneet, että *Glomus intraradices* sieni pystyy hydrolysoimaan orgaanista fosforia, mikä näin ollen lisää kasvin fosforin saantia.

2.2.2 Lannoituskäytännön vaikutus AM symbioosiin

Edellytys sille, että kasvi voi hyödyntää mykorritsaa, on luonnollisesti symbioosin muodostuminen. Useat eri kasvin ja sienien yhteensopivuustekijät vaikuttavat sen muodostumiseen (Smith & Read 1997), jonka lisäksi siihen vaikuttavat merkittävästi monet maaperä- ja ympäristötekijät. Erilaiset viljelytoimet, kuten muokkaus tai lannoitus, vaikuttavat mykorritsan muodostumiseen ensisijaisesti muovaamalla pellon mykorritsasieniyhteisöjen olosuhteita, joko niille suotuisiksi tai epäsuotuisiksi (Gosling ym. 2006). Nykyisin useimmat viljelymenetelmät eivät ole mykorritsan kehityksen tai maaperässä säilymisen kannalta suotuisia (Plenchette ym. 2005).

Yleisesti lannoituksen seurauksena maaperän korkea typpi- ja fosforipitoisuus haittaavat mykorritsan muodostumista, vaikka esimerkiksi maissin on havaittu muodostavan paljon mykorritsaa voimakkaasti lannoitetuilla pelloilla (Hayman 1982). Fosforin ja typen kohdalla merkittävämpänä pidetään maaperän liukoisen fosforin pitoisuuden vaikutusta (Smith & Read 1997). Toistaiseksi ei vielä tarkasti tiedetä minkä vuoksi liukoinen fosfori vaikuttaa mykorritsan muodostumiseen, mutta tietävästi voimakas lannoitus nostaa kasvin sisäisen fosforitason korkealle, mikä ehkäisee symbioosin muodostumista (Joner 2000). Liukoisen fosforin sietoherkkyys kuitenkin vaihtelee eri sienilajien välillä (Thingstrup ym. 2000).

Mineraalilannoitteiden voidaan olettaa vaikuttavan negatiivisesti mykorritsan muodostumiseen, koska sen sisältämä fosfori nostaa nopeasti maan ja siten myös kasvin fosforipitoisuuden korkealle. Mineraalilannoitteen heikentävä vaikutus mykorritsan muodostumiseen näyttäisi nykytutkimuksen valossa olevan yleinen ilmiö (Boddington & Dodd 2000, Gryndler ym. 2006, Hayman 1982, Mäder ym. 2000), mutta myös päinvastaisia tuloksia on saatu (Rubio ym. 2003). Sen sijaan orgaanisten lannoitteiden ja maanparannusaineiden lisääminen vaikuttaa positiivisesti mykorritsan kehitykseen (Gryndler ym. 2006, Hodge ym. 2001). Orgaanisten lannoitteiden etuna on hitaasti vapautuva fosfori (Joner 2000), mutta positiivinen vaikutus voi johtua myös maaperän mikrobien metabolian kiihtymisen seurauksena vapautuvien yhdisteiden AM-sienen kasvua stimuloivasta vaikutuksesta (Gryndler ym. 2006). Vaikutus riippuu kuitenkin orgaanisen aineksen laadusta (Boddington & Dodd 2000, Ravnskov ym. 1999), ja esimerkiksi karjanlannan ja kompostien vaikutuksista mykorritsaan on saatu vaihtelevia tuloksia (Douds ym. 1997). Christien ja Kilpatricin (1992) tutkimuksissa sian ja karjan

lietelanta vähensi mykorritsan muodostumista, mihin syynä saattaa olla näiden lannoitteiden sisältämät suuret epäorgaanisen fosforin määrät (Joner 2000) tai helposti hajoavan orgaanisen aineksen aiheuttamat anaerobiset olot, jotka Kahiluodon ym. mukaan (2009) ehkäisevät mykorritsan muodostusta. Sen lisäksi, että lannoitteen laadulla ja sen sisältämällä fosforimäärällä on merkitystä mykorritsan muodostumiseen, myös mykorritsan kyky hyödyntää eri lannoitteita fosforinlähteenä vaihtelee.

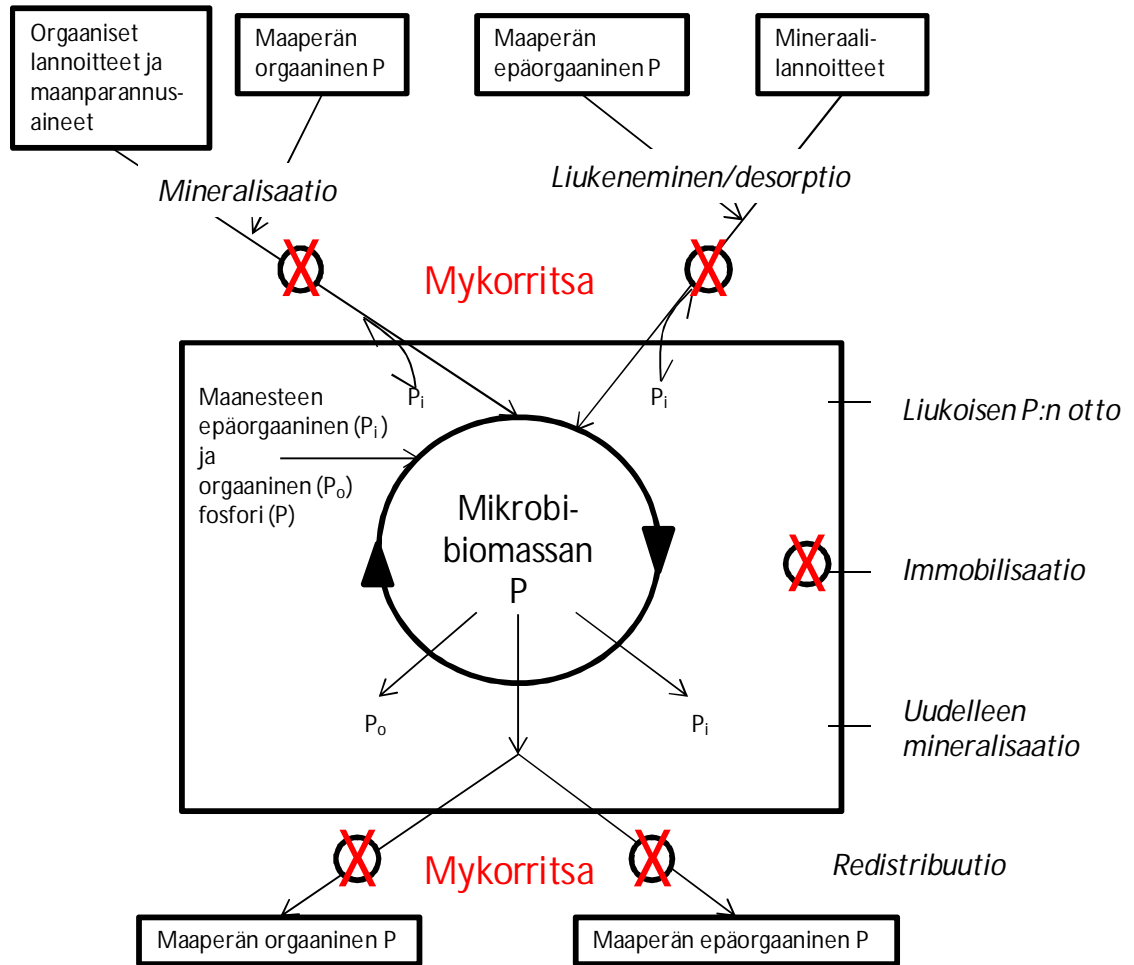
2.2.3 Mykorritsan fosforinottotehokkuus eri lannoituskäytännöillä

Bolan ym. (1987) vertasivat mykorritsan fosforiottokykyä nopea- ja hidasliukoisten fosforilähteiden kesken. Tutkimuksen perusteella mykorritsa otti tehokkaammin fosforia hidasliukoisesta kolloidisesta fosforista ja strengiitistä verrattuna liukoisempaan kaliumdivetyfosfaattiin. Rubio ym. (2003) havaitsivat myös, että vehnän fosforinotto oli mykorritsan vaikutuksesta yhtä tehokasta tai tehokkaampaa heikosti liukoisesta P-lannoitteesta kuin liukoisesta fosforin lähteestä. Heikkoliukoisena fosforilannoitteena heidän tutkimuksessaan käytettiin osittain hapotettua apatiittifosforia, mikä saattaa olla selitys sille, että vastaavia tuloksia ei saatu Kahiluodon ja Vestbergin (1998) tutkimuksissa, jossa heikkoliukoisena fosforinlähteenä käytettiin kaikkein hitaimmin rapautuvaa apatiittia.

Useissa tutkimuksissa on todettu mykorritsan käyttävän tehokkaasti orgaanisia lannoitteita fosforin (Joner & Jakobsen 1994, 1995a,b, Kahiluoto & Vestberg 1998, Kahiluoto ym. 2009) sekä myös typen lähteenään (Hodge ym. 2001). Tutkimuksissaan Joner ja Jakobsen (1994,1995a) selvittivät mykorritsan fosforinkuljetuskapasiteettia kurkulla ja apilalla. Molempien kasvien mykorritsasienirihmasto otti orgaanisesta fosforinlähteestä tehokkaammin fosforia kuin pelkkä juuristo. Myös Koide ja Kabir (2000) havaitsivat tehokkaampaa fosforiottoa erityisesti silloin, kun mykorritsalla oli pääsy orgaaniseen lannoitteeseen. Kahiluodon ja Vestbergin tutkimuksessa (1998) selvitettiin mykorritsan fosforinottotehokkuutta kierrätyslannoitteista, missä mykorritsa tehosti fosforinottoa lihaluujauhosta 73 %. Myöhemmin Kahiluoto ym. (2009) osoittivat, että mykorritsan suhteellinen fosforinottotehokkuus oli pellavalla ja apilalla keskimäärin suurempi, kun käytettiin kompostoitua viherlannoitusta verrattuna normaaliin mineraalilannoitukseen. Joissain tapauksissa myös typen otto on ollut eloperäisesti lähteestä tehokkaampaa mykorritsan avulla kuin ilman. Hodge ym. (2001)

mittasivat kahden testikasvin typenottoa, ja päättelivät toisella paremman typenoton johtuneen mykorritsasta.

Mykorritsan tehokkaan fosforinoton on katsottu perustuvan sen kykyyn kilpailla mineralisoituneesta ja liuenneista fosfaateista muiden maaperän mikrobiyhteisöjen kanssa sekä kykyyn estää mineralisoitunutta ja liennuttua fosforia pidättymästä maahiukkasten pinnalle (kuva 3) (Joner & Jakobsen 1995b). Tähän on esitetty selitykseksi, että mykorritsa reagoi maaperän lisääntyneeseen orgaanisen aineksen määrään, missä mineralisaatio lopulta tapahtuu (Joner & Jakobsen 1995b, Oberson & Joner 2003) (kuva 3). Sama mekanismi on todennäköinen selitys myös mykorritsan tehokkaaseen typen ottoon (Hodge ym. 2001). Tätä teoriaa tukee myös Kahiluodon ym. (2011) tutkimus, jossa he todistivat että mykorritsan vaikutus kasvin kasvuun ja fosforinottotehokkuuteen riippuu lannoitteen laadusta ja viljelykierrosta, ja näiden vaikutuksesta siihen, missä muodossa fosfori maassa on. Myös sillä näytti olevan merkitystä, miten nopeasti hajoavassa muodossa eloperäinen ravinne oli, koska nopea hajoaminen näytti aiheuttavan sienirihmastolle toksiset olosuhteet. Heidän päätelmänsä mukaan maaperän fosforipoolien vaihtelu eri viljelyjärjestelmissä ja mykorritsasta saatavan hyödyn erot niiden välillä vaikuttivat enemmän kuin maaperän liukoisen fosforin pitoisuuden erot (Kahiluoto ym. 2011).



Kuva 3. Fosforin liikkuminen maaperässä sekä mikrobien välityksellä tapahtuva muuntuminen. Fosforin prosessit maaperässä merkitty kursivilla ja eri fosforipoolit nelikulmioilla. Ne prosessit, joiden etenemiseen/kehittymiseen mykorritsa vaikuttaa on merkattu punaisella ruksilla (muokattu Oberson & Joner 2003).

3 TYÖN TAVOITTEET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli verrata karjanlannan ja mineraalilannoitteiden pitkäaikaisvaikutusta arbuskelimykorrhizasymbioosiin. Symbioosin tehokkuuden selvittämiseen käytettiin biotestiä, jossa mitattiin mykorritsan suhteellinen osuus pellavan ravitsemukseen ja kasvuun. Tämän lisäksi haluttiin selvittää muuttuuko pellon mykorritsasieniyhteisö toiminnallisilta ominaisuuksiltaan. Tätä tarkoitusta varten käytettiin toista biotestiä. Jotta lannoituskäsittelyiden vaikutus arbuskelimykorrhizaan voitiin rinnastaa muihin maan laatutekijöihin, tässä tutkimuksessa selvittiin samojen lannoituskäsittelyiden vaikutus nurmi- ja ohrasatoon sekä typen, fosforin, kaliumin ja hiilen pitoisuuksiin maaperässä kahdella viljelykierrolla. Tässä työssä testattiin seuraavat tutkimushypoteesit:

H1: Karjanlannan pitkäaikaiskäyttö edistää mykorritsan ja mykorritsasieniyhteisön tehokkuutta sekä parantaa maan laatua, mutta heikentää satoa keinolannoitteiden käyttöön verrattuna.

H2: Karjanlannan käyttö vaikuttaa eri tavalla maan laatutekijöihin ja satoihin ohramonokulttuurissa kuin nurmikierrossa.

4 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tässä pro gradu työssä on hyödynnetty Ruotsissa toteutettujen pitkäaikaisten kenttäkokeiden maan laatua sekä satoja koskevia aineistoja. Toinen aineisto muodostuu astiakokeista vuodelta 1997, joissa selvitettiin karjanlanta- ja mineraalilannoitteiden vaikutus mykorriitsan tehokkuuteen sekä mykorriitsasieniyhteisön toiminnallisiin ominaisuuksiin.

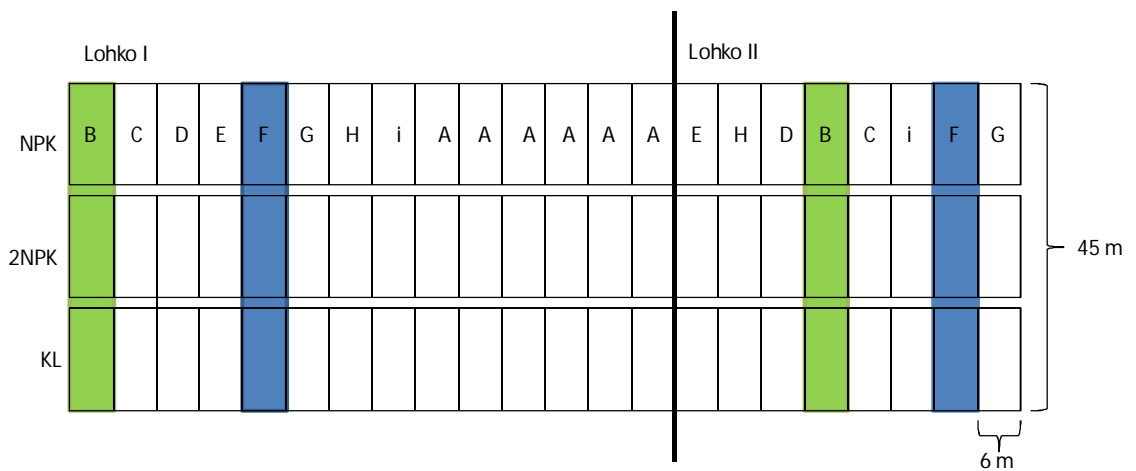
4.1 Pitkän ajan kenttäkokeet Pohjois-Ruotsissa

Vuosien 1965 ja 1966 välillä Pohjois-Ruotsissa käynnistettiin kolmella eri paikkakunnalla pitkäaikaiskoe, jonka yleisenä tavoitteena oli selvittää yksipuolisen viljelykierron vaikutuksia tärkeimpien viljelykasvien satomäärin ja laatuun (Kuva 4). Koepelloista Röbbäcksdalenin pelto sijaitsee Ruotsin maatalousyliopiston (SLU) koeasemalla ($63^{\circ}49' N$, $20^{\circ}14' E$) lähellä Uumajaa, kun taas Ås:in koepellot puolestaan sijaitsevat Jämtlandin maaseudun kehittämisen instituutissa (JiLU) ($63^{\circ} 15' N$, $14^{\circ} 33' E$). Pohjoisimpana kolmesta koepellosta sijaitsee Öjebyn ($65^{\circ}21' N$, $21^{\circ}24' E$).

Tässä tutkielmassa käytetty aineisto on peräisin kenttäkokeesta, joka toteutettiin samalla koejärjestelyllä Röbbäcksdalenissa, Åsissa ja Öjebynissä (kuva 5), joten paikkakunnat toimivat kokeen kerranteina. Alkuperäisessä kokeessa koejärjestelynä oli yhdeksän erilaista kuuden vuoden viljelykiertoa. Näistä kuvataan seuraavaksi vain ne viljelykiertokoejäsenet, joista saatua aineistoa on käytetty tässä tutkimuksessa. Alkuperäisessä kokeessa ne merkittiin symboleilla B ja F, ja nämä viljelykierrot olivat nurmivaltainen viljelykierto (B) sekä ohramonokulttuuri (F). Ohramonokulttuuri oli jatkuva kevätohra. Nurmivaltainen viljelykierto oli ohra (suojavilja) + nurmisiemenseos – nurmi I – nurmi II – nurmi III – nurmi IV – nurmi V. Viljelykierrot oli satunnaistettu sarakkeisiin (vertical strip plot) ja lannoituskäsittelyt riveihin (horizontal strip plot) kahden lohkon sisällä erikseen (kuva 5). Lohkojen sisällä sarakkeet olivat 6 metriä leveitä ja 45 metriä pitkiä. Siten kyseessä oli ns. strip plot design.



Kuva 4. Pitkän ajan kenttäkokeet kolmella paikkakunnalla Pohjois-Ruotsissa. Vasemmalta oikealle: Ås, Rönkäsdalen ja Öjebyn.



Kuva 5. Rönkäsdalenin, Åsin ja Öjebynin strip plot –koejärjestely. Lannoituskäsitteyt NPK, 2NPK, KL ovat 132 metriä pitkissä riveissä (horizontal strip plot), missä 14 ensimmäistä ruutua sisältävät kaikki kuusi viljelykiertoa (A-i) (vertical strip plot), ja muodostavat lohkon I. Lohkolla II (ruudut 15-22) viljelykierrat, paitsi A, ovat arvottu erikseen.

Liittyen karjanlannan vaikutusta maan ominaisuuksiin kuvaavaan tutkimushypoteesiin (H2), käytettiin seuraavaa kaikilta koepaikoilta saatua aineistoa:

Kokonaishiili	Vuosilta 1965, 1994
Kokonaistyyppi	Vuosilta 1965, 1994
Kalium	Vuodelta 1994
Fosfori	Vuodelta 1994

Liittyen karjanlannan vaikutusta satomääriin kuvaavaan tutkimushypoteesiin (H2), käytettiin satotuloksia Röbbäcksdalenista ohramonokulttuurista ja nurmivaltaisesta viljelykierrosta vuosilta 1985, 1991, 1997 ja 1998.

Molemmilla viljelykierroilla oli kolme lannoituskäsittelyä: tarvittaessa mineraalilannoituksella täydennetty **karjanlanta (KL)**, **normaali mineraalilannoitus (NPK)** sekä edelliseen nähden **kaksikertainen mineraalilannoitus (2NPK)**. Röbbäcksdalenista, Åsista ja Öjebynistä otettujen maanäytteiden tiedot ennen kokeen perustamista on annettu taulukoissa 1 ja 2. Lannoitusmäärissä otettiin huomioon olkien sisältämät ravinnemäärät. NPK käsittelyssä ravinteita annettiin kaliumin ja fosforin osalta suunnilleen korjattavan sadon mukana poistuva määrä, ja typen osalta satokasvin tarvetta vastaavaksi arvioitu määrä. 2NPK käsittelyllä kaikkia ravinteita annettiin kaksinkertainen määrä NPK:n verrattuna. Karjanlantana annettu ravinnemäärä oli mitoitettu vastaamaan NPK käsittelyä, ja tarvittaessa sitä täydennettiin mineraalilannoituksella.

NPK lannoitustasolla nurmelle ja ohralle annettiin sama määrä fosforia. Mineraalilannoitteessa fosforia annettiin 15 kg ha^{-1} superfosfaattina P20 (20 % P). Kaliumia NPK lannoituksessa annettiin nurmelle $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ja ohralle $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kaliumsuolana (50 % K). Nurmelle annettiin keväällä 50 kg ha^{-1} liukoista typpeä kalkkiammoniumsalpietarina (28 % N), ja ensimmäisen sadon jälkeen vielä 25 kg ha^{-1} . Ohralle annettiin liukoista typpeä ammoniumsalpietarina 40 kg ha^{-1} . 2NPK lannoituskäsittelyllä kaikkia ravinteita annettiin kaksinkertainen määrä NPK lannoitustasoon verrattuna. Karjanlantalannoituksella käytettiin ensisijaisesti nurmen kuivalantaa (kuiva-ainepitoisuus noin 20 %) ja sitä levitettiin syksyllä puinnin jälkeen 10 t ha^{-1} . Jos käytettävissä oli vain lietelantaa, käytetty määrä oli noin kaksinkertainen kuivalantaan nähden. Karjanlannan kokonaisfosforin ja -kaliumin laskettiin olevan kokonaisuudessaan kasveille käyttökelpoista pitkällä tähtäimellä. Näin ollen lannan

sisältämä fosfori laskettiin olevan verrattavissa mineraalilannoitteen fosforiin, ja sen lannoitusvaikutus keskimääräisen lanta-analyysin mukaan oli 10 kg ha⁻¹. Siten karjanlantaa täydennettiin mineraalifosforilla 5 kg ha⁻¹ nurmelle ja ohralle. Karjanlannan kaliumin lannoitusvaikutus arvioitiin olevan 45 kg ha⁻¹, joten nurmelle ja ohralle annettiin mineraalilannoitteena toiset 45 kg ha⁻¹. Karjanlannan typpilannoitusvaikutus liukoiseksi typeksi muutettuna laskettiin olevan noin 10 kg ha⁻¹, eli noin 20 % kokonaistypestä. Näin ollen nurmilannoitusta täydennettiin mineraalityypellä 40 kg ha⁻¹ keväällä ja 25 kg ha⁻¹ kesällä. Ohralle annettiin lisämineraalityyppiä 30 kg ha⁻¹. Kenttäkokeissa käytetystä lannasta otettiin joka vuosi edustava näyte laboratorioanalyysiä varten, joista esimerkkinä vuosien 1990 ja 1996 analyysit (taulukko 3).

Nurmikierron siemenseoksessa käytettiin puna-apilaa (Bjursele) 2,5 milj., timoteita (Saga) 21 milj. ja nurminataa (Boris) 3 milj. siementä ha⁻¹. Ohralajikkeena käytettiin Agnetaa. Ohramonokulttuurissa lohkot muokattiin syksyllä niin myöhään kuin mahdollista, ja kemiallisia torjunta-aineita käytettiin tarpeen mukaan. Viimeinen nurmikasvusto lopetettiin glyfosaattikäsittelyllä, jonka jälkeen kylvettiin ohra.

Taulukko 3. Röbäcksdalenissa, Åsissa ja Öjebynissä käytetyn karjanlannan laboratorioanalyysit vuosilta 1990 ja 1996.

	Röbäcksdalen	Öjebyn	Ås
	Lanta-analyysi 1990		
Kuiva-ainepitoisuus (%)	15,8	19,7	20,3
Kokonaistyyppi (% ka)	2,53	2,54	2,76
Ammoniumtyppi (% ka)	0,26	1,12	0,64
P (% ka)	0,89	0,66	1,7
K (% ka)	2,8	1,8	1,4
	Lanta-analyysi 1996		
Kuiva-ainepitoisuus (%)	12,4	17,6	24,7
Kokonaistyyppi (g kg ⁻¹)	3,7	4,9	3,4
Ammoniumtyppi (g kg ⁻¹)	1,7	2,4	0,9
P (g kg ⁻¹)	0,8	1,2	1,8
K (g kg ⁻¹)	3,6	5,3	2,3

Nurmikiirroista korjattiin kaksi satoa kasvukauden aikana; ensimmäinen heti timotein tähkälle tulon jälkeen ja toinen elokuun loppupuolella, mutta ei viljelykierron viidentenä vuonna (V). Ohrasato korjattiin joka vuosi. Ohrasta mitattiin jyväsadot (kg ha^{-1} , ka % $12 \pm 1,36$), jotka tuloksissa on korjattu 15 % kosteuteen, ja nurmesta kuiva-ainesato (kg ha^{-1} , ka % $20 \pm 2,93$). Kentältä otettiin maa-analyysejä varten näytteet joka kuudes vuosi syksyllä, aina viljelykierron viimeisestä vaiheesta. Maa-analyyseistä mitattiin kokonaishiilen (C_{kok}) ja -typen (N_{kok}) pitoisuus sekä hapan ammoniumlaktaattiuuttainen fosfori (P_{AL}) ja kalium (K_{AL}). Maaperän kokonaishiilen määrä selvitettiin kuivapolttomenetelmällä (Sthroleinin laite) ja hiilidioksidipäästöt mitattiin infrapunatunnistimella, ja se ilmoitettiin osuutena kuiva-aineesta. Kokonaistyyppi määriteltiin Kjeldahl menetelmällä (Bradstreet 1965). Maan biologisia ominaisuuksia kuvaavina mittauksina tehtiin mykorrhitsan vaikutusta kasvin kasvuun ja ravinteiden ottoon arvioivat biotestit, jotka on kehitetty Suomessa (Kahiluoto ym. 2000a,b Kahiluoto & Vestberg 2000).

Taulukko 1. Maaperän kokonaishiili (% ka), kokonaistyyppi (% ka) sekä hapan ammoniumlaktaattiuuttainen fosfori- (P_{AL}) ja kalium- (K_{AL}) pitoisuus ($\text{mg } 100 \text{ g ilmakuivaa maata}^{-1}$) nurmikierrolla ja ohramonokulttuurissa Rönkäsdalenissa kokeen perustamisvuonna 1965. Lannoitustasojen tarkemmat tiedot tekstissä.

Lannoitus	Nurmikierto				Ohramonokulttuuri			
	C_{kok}	N_{kok}	P_{AL}	K_{AL}	C_{kok}	N_{kok}	P_{AL}	K_{AL}
Normaali (NPK)	5,03	0,32	3,45	5,65	5,38	0,33	5,70	9,00
Kaksinkertainen lannoitus (2NPK)	5,34	0,34	6,55	10,3	4,04	0,26	4,85	7,50
Karjanlanta + mineraalilannoitus (KL)	4,7	0,28	5,25	8,25	4,13	0,26	4,55	10,0

Taulukko 2. Maaperän kokonaishiili (% ka) ja kokonaistyyppi (% ka) nurmikierrolla ja ohramonokulttuurissa Öjebynissä (a) ja Åsissa (b) kokeen perustamisvuonna 1966. Lannoitustasojen tarkemmat tiedot tekstissä.

Lannoitus	Nurmikierto		Ohramonokulttuuri	
	C_{kok}	N_{kok}	C_{kok}	N_{kok}
Normaali lannoitus (NPK)	1,64	0,12	1,52	0,11
Kaksinkertainen lannoitus (2NPK)	1,65	0,12	1,85	0,13
Karjanlanta + mineraalilannoitus (KL)	1,51	0,11	1,56	0,11

Lannoitus	Nurmikierto		Ohramonokulttuuri	
	C_{kok}	N_{kok}	C_{kok}	N_{kok}
Normaali (NPK)	2,87	0,22	2,91	0,22
Kaksinkertainen lannoitus (2NPK)	2,85	0,22	2,98	0,22
Karjanlanta + mineraalilannoitus (KL)	2,60	0,19	2,85	0,21

4.2 Astiakokeet

Ennen astiakokeiden (biotestit 1 ja 2) perustamista maanäytteistä analysoitiin typpi ja fosfori sekä happamuus ja kationinvaihtokapasiteetti. Kasveille käyttökelpoinen fosfori määritettiin vesiuutteella (van der Paauw 1971). Maaperän mineraalisen typpipitoisuuden selvittämiseksi osa maanäytteistä pakastettiin (-18 C°). Pakastetuista näytteistä mitattiin NH₄⁺ ja NHO₃⁻ typpikonsentraatiot kaliumkloridiuutoksesta (2 M KCl). Maanäytteiden pH määritettiin kalsiumkloridiuutteella (0,01 M CaCl₂). Kationinvaihtokapasiteetti mitattiin 1 M ammoniumasetatiuutolla ja analysoitiin induktiivisesti kytketyllä plasm-spektrometrillä (ICP) (Huang & Schulte 1985).

Biotesti 1

Kolmen pitkäaikaisen lannoitustason vaikutusta mykorritsan infektiokykyyn, sekä mykorritsan vaikutusta kasvin kasvuun sekä fosforin (P) kuparin (Cu), sinkin (Zn) ja kaliumin (K) ottoon nurmivaltaisessa viljelykierrossa tutkittiin biotestillä kasvatushuoneissa. Maanäytteet otettiin vuonna 1997, jolloin lohkoilla kasvoi nurmea (nurmi II). Rübäcksdalenin tutkimusaseman kenttäkokeen kummankin lohkon ruutujen muokkauskerroksesta otettiin maanäytteet, jotka koostuivat paristakymmenestä osanäytteestä kukin. Kokeissa käytettiin mustia PVC muovista valmistettuja litran (7 x 26 cm) astioita, joissa ei ollut vedenpoistoa. Kuhunkin astiaan lisättiin ilmakuivattua maanäytettä 750g, joka kasteltiin 60 % kenttäkapasiteetista. Kasvihuoneissa oli lisäksi toisena käsittelynä benomyyli (ben) tai ei benomyyliä (eiben). Benomyyli muodosti negatiivisen kontrollikäsittelyn, joka ehkäisi onnistuneesti mykorritsan muodostuksen, etenkin juuren ulkoisten osien kehityksen ja toiminnan, kuten aiemmissa tutkimuksissa oli todettu (Kahiluoto & Vestberg 2000, Thingstrup ym. 2000). Näin ollen käsittelyjä oli yhteensä kuusi kappaletta: NPKben, NPKeiben, 2NPKben, 2NPKeiben, KLben ja KLeiben. Toistojen lisäämiseksi biotestissä, kenttäkokeesta otettu maanäyte I jaettiin kahteen osaan, mikä vastasi biotestin lohkoja II ja III, ja vastaavasti maanäyte II jaettiin vastaamaan lohkoja I ja IV. Jokaiseen neljään lohkoon arvottiin satunnaisessa järjestyksessä jokainen kuusi käsittelyä eli koejärjestely toteutettiin lohkoittain satunnaistettuna kokeena, missä havaintoyksikköjä oli siis yhteensä 24. Lohkojen sisällä kunkin lannoituskäsittelyn benomyyliä ja ei benomyyliä saaneet astiat muodostivat parin.

Biotestin testikasvina oli pellava (*Linum usitatissimum* L. cv. Linetta (Deutsche Saatveredelung, Lippstadt-Bremen GmbH)), joka oli aiemmissa tutkimuksissa todettu siihen tarkoitukseen parhaiten soveltuvaksi (Kahiluoto 2000). Kuhunkin astiaan kylvettiin seitsemän pellavansiementä. Taimettumisen jälkeen taimet harvennettiin niin, että varsinaisia testikasveja oli kolme per astia. Neljän viikon kasvatusajan päätteeksi testikasvien versot korjattiin, putsattiin, tuore- ja kuivapaino (60 C° uunikuivaus) punnittiin ja versot varastoitiin ravinneanalyysjää varten. Fosfori, kupari, kalium ja sinkkipitoisuuksien määrittämiseksi versot kuivattiin märkäpoltolla ja analysoitiin induktiivisesti kytketyllä spektrofotometrillä (ICP) (Huang & Schulte 1985). Biotestissä 1 mykorritsan vaikutus tai kasvin kasvuun ja ravinteiden ottoon laskettiin seuraavalla kaavalla (esim. Kahiluoto ym. 2009):

Suhteellinen tehokkuus (Relative mycorrhizal effectiveness, RME) (%):

$$\text{RME} = [(Y^{\text{myc}^+} - Y^{\text{myc}^-}) / (Y^{\text{myc}^+})] \times 100$$

missä Y^{myc^+} on kuivapaino tai ravinteiden otto maanäytteistä, joissa mykorritsan muodostusta ja toimintaa ei ole estetty. Y^{myc^-} on negatiivinen kontrolli, missä mykorritsan toiminta on estetty benomyylikäsittelyllä. Mykorritsan absoluuttinen myötävaikutus on siten mykorritsallisen kasvin ja kontrollin ravinteidenoton ja kasvun erotus.

Biotesti 2

Kahden pitkäaikaisen lannoituskäsittelyn, NPK ja KL, vaikutusta mykorritsasieniyhteisön infektiokapasiteettiin ja tehokkuuteen sekä niiden riippuvuutta maaperän olosuhteista selvitettiin takaisin- ja ristiinsiirrostuskokeella. Biotestin 1 tapaan maanäytteet biotestiä 2 varten olivat peräisin Rübäcksdalenista. Biotestissa 2 kasvatettiin pellavaa biotestin 1 tapaan, mutta takaisin- ja ristiinsiirrostusta varten NPK ja KL käsitellyistä maanäytteistä (750g ilmakeivattua maata) erotettiin 10 % siirrostusmateriaaliksi, joka säilytettiin 5 C° lämpötilassa. Loput maanäytteistä molemmista lannoituskäsittelyistä säteilytettiin 10 kilograyn (kGy) annoksella maan steriloiduksi (Kolmi-Set Oy, Iloimantsi). Tämän jälkeen steriloituun, mineraalilannoituslohkolta (NPK) peräisin olevaan maanäytteeseen siirrostettiin käsittelemätöntä maata 5% (v/v) joko samalta lohkolta (takaisinsiirrostus) tai

karjanlantalohekolta (ristiinsiirtostus). Sama toimenpide suoritettiin myös karjanlantalohekolta peräisin olevalle maanäytteelle. Näiden käsittelyiden jälkeen astioihin kylvettiin pellava samaan tapaan kuin biotestin 1 kohdalla. Näin ollen käsittelyjä oli yhteensä neljä: takaisin ja ristiinsiirrostus molempiin lannoituskäsittelyihin lohkoihin. Kun kentän kerranteista otetut maanäytteet jaettiin kasvatushuoneessa kahteen lohkoon, käsittelyistä oli kasvatushuoneessa neljä kerrannetta kustakin, eli yhteensä 16 havaintoyksikköä, jotka oli satunnaisesti arvottu kasvihuoneessa. Kyseessä oli siis lohkoittain satunnaistettu koe.

Maaperän infektiokapasiteetin määrittämiseksi mykorritsan prosentuaalinen kolonisointiaste mitattiin juurinäytteestä. Tätä varten juurinäyte puhdistettiin kaliumhydroksidilla (KOH) (Kormanik and McGraw, 1982) ja värjättiin metyyllisinisellä (Grace and Stribley, 1991), jonka jälkeen kolonisaatioaste mitattiin ns. gridline intersect menetelmällä (Giovanetti & Mosse 1980). Pellavan kupari-, kalium-, fosfori- ja sinkki- pitoisuuden selvittämiseksi versot kuivattiin märkäpoltolla ja ravinnepitoisuudet määritettiin kuten biotestissä 1. Erot KL ja NPK lohkoilta (takaisin ja ristiinsiirrostus) mitatuissa ravinnepitoisuuksissa tulkittiin johtuvaksi eroista mykorritsasieniyhteisöissä. Biotesti 2:n kaltainen koe on aikaisemmassa tutkimuksessa todettu mykorritsasieniyhteisöjen vertailuun soveltuvimmaksi (Kahiluoto ym. 2000b).

4.3 Aineiston analysointi

Röbäcksdalenin satoaineistosta löydettiin yksi poikkeava havainto, joka oli vuoden 1997 nurmikerrossa karjanlantalohekolla. Koska kyseessä on pitkän ajan viljelykoe, ei poikkeavuuden syytä voi varmasti todeta. Lohkokortissa oli kuitenkin merkintä, että vuonna 1997 oli normaalista poiketen käytetty kuivalannan sijaan lietelantaa. Lisäksi oli merkintä, että nurmikasvusto oli kärsinyt talven aikana jäävaurioita, joka voidaan olettaa johtuneen juuri lietelannan käytöstä. Tästä syystä poikkeava havainto vuodelta 1997 päätettiin jättää pois. Koska kentällä oli vain kaksi lohkoa, ja yhden havainnon poisjättäminen olisi aiheuttanut ei-toivottua vääristymää vuoden 1997 satokeskiarvoon, lisättiin tulosten analyysiin ohra ja nurmisadot vuodelta 1998. Näin ollen havaintona käytetyt ohra- ja nurmisatojen keskiarvot laskettiin vuosilta 1985, 1991, 1997 ja 1998

kokonaisuudessaan lukuun ottamatta yhtä poikkeavaa havaintoja vuodelta 1997. Nurmisatohavaintoja kertyi lopulta yhteensä 23, ja ohrasatohavaintoja 24.

Aineistojen mallinuksissa käytettiin yleisiä lineaarisia sekamalleja (general linear mixed models), joissa kenttä- ja astiakokeiden koeasetelmat (design-rakenne) otettiin huomioon käsittelyrakenteiden lisäksi. Biotestissä 1 vastemuuttujien analysointi perustui satunnaistettujen täydellisten lohkojen kokeen lineaariseen sekamalliin, jossa lohko- ja lannoitusvaikutus (kaksi lohkoa) ja lannoituskäsittelyvaikutus olivat kiinteitä vaikutuksia ja lohkon ja käsittelyn yhdysvaikutus sekä ns. otantavirhe (sampling error) olivat satunnaisvaikutuksia (Steel and Torrie, 1960). Biotestissä 2 malli sisälsi kiinteän lannoituskäsittelyvaikutuksen lisäksi siirrostusmateriaalin kiinteän vaikutuksen sekä lannoituskäsittelyn ja siirrostusmateriaalin yhdysvaikutuksen, mutta muuten malli oli samanlainen kuin biotestissä 1.

Kenttäkokeessa nurmen ja ohran satomääriä analysoitaessa kutakin lohko-lannoituskäsittelykombinaatiota kohti oli vain yksi havainto (neljän vuoden keskiarvo) ja sen vuoksi otantavirhettä ei tarvittu mallissa. Vuoden 1994 kokonaishiilipitoisuuden tilastollinen analyysi perustui strip-plot-kokeen lineaariseen sekamalliin, jossa kiinteitä vaikutuksia olivat koepaikka-, viljelykierto- ja lannoituskäsittelyvaikutus sekä viljelykierron ja lannoituskäsittelyn yhdysvaikutus, ja satunnaisvaikutuksia olivat (virhetermin lisäksi) yhdysvaikutukset koepaikan ja viljelykierron välillä sekä koepaikan ja lannoituskäsittelyn välillä. Lisäksi mallissa käytettiin kovariaattina lähtötasoa, vuoden 1965 kokonaishiilipitoisuutta, jonka suhteen lannoituskäsittelyt erosivat jonkin verran sekä nurmivaltaisessa viljelykierrossa että ohramonokulttuurissa. Kovariaatin sisältyessä malliin saadaan vastaus kysymykseen, onko vertailtavien ryhmien välillä eroa vuoden 1994 keskimääräisessä kokonaishiilipitoisuudessa sen jälkeen, kun alkumittauksissa vuonna 1965 esiintyneet erot ryhmien välillä on otettu huomioon. Molempien vuosien kokonaishiilipitoisuuksiin tehtiin (10-kantainen) logaritmimuunnos ennen mallinnusta, jotta mallin oletukset, vastemuuttujan jakauman normaalisuus ja vakiovarianssisuus vertailtavissa ryhmissä, olisivat aineistossa voimassa. Kokonaistyyppipitoisuuden sekä ammoniumlaktaattiuutteen fosforin ja kaliumin aineistot analysoitiin vastaavasti. Fosforin ja kaliumin malleissa ei kuitenkaan käytetty kovariaatteja, koska molemmat pitoisuudet oli vuonna 1965 mitattu vain Rönkäsdalenissa. Fosforipitoisuudet analysoitiin logaritmimuunnettuna ja kaliumipitoisuudet käänteislukumuunnosta käyttäen.

Estimointimenetelmänä mallien sovituksessa oli REML (restricted maximum likelihood) -menetelmä. Mallitermien merkitsevyydet testattiin F-testillä, joiden vapausasteet määrättiin Kenwardin ja Rogerin (1997) menetelmällä. Keskiarvojen väliset erot testattiin kaksisuuntaisilla t-tyyppisillä testeillä. Mallien aineistoa koskevien oletusten paikkansapitävyyttä tarkasteltiin graafisesti. Jäännösten jakauman normalisuus tarkistettiin Tukeyn laatikko-jana-kuvion avulla (Tukey 1977). Analysoinnissa käytettiin SAS 9.2-ohjelmiston MIXED -proseduuria (Littel ym. 2006).

5 TULOKSET

5.1 Pitkän ajan kenttäkokeet Pohjois-Ruotsissa

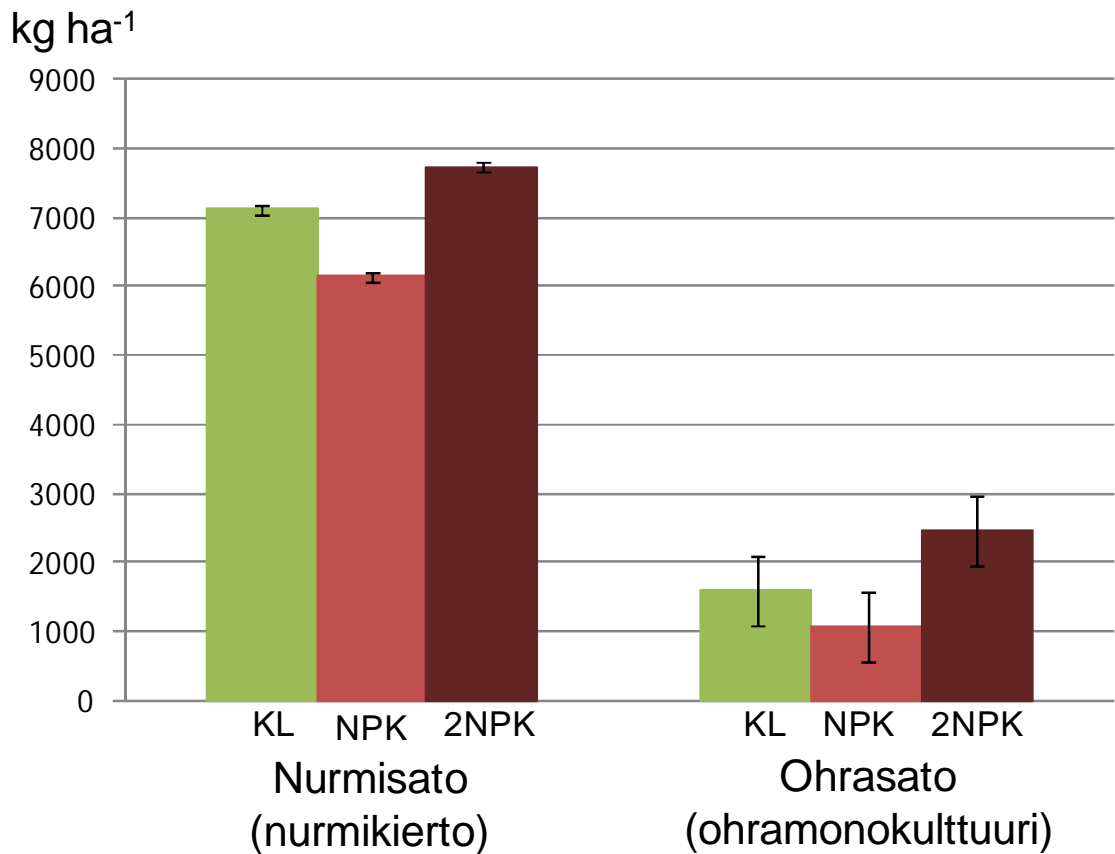
Sadot

Karjanlantakäsittely lisäsi ohran- ja nurmen satoja enemmän kuin vastaava määrä ravinteita mineraalilannoitteina. Sekä ohra- että nurmisadot olivat kuitenkin suurimmat kun lannoitemäärä oli suositukseen nähden kaksinkertainen.

Lannoituskäsittelyjen vaikutus satoon riippui viljelykierrosta. Nurmivaltaisessa kierrossa karjanlantalannoitus tuotti suuremman sadon kuin sama määrä ravinteita keinolannoitteissa. Viljamonokulttuurissa esiintyi vain taipumusta samansuuntaisesta eroista ($p=0,09$) (kuva 6). Suhteelliset sadonlisäykset ohramonokulttuurissa näyttivät olevan huomattavasti suurempia kuin nurmivaltaisessa kierrossa. Esimerkiksi keinolannoituksen kaksinkertaistaminen yli kaksinkertaisti ohran jyväsadon ohramonokulttuurissa ($p<0,01$) (kuva 6). Nurmivaltaisella viljelykierrolla tällainen ravinnemäärän kaksinkertaistaminen toi sen sijaan vain 20 %:n sadonlisäyksen ($p<0,001$) (kuva 6). Sen sijaan kaksinkertaisen keinolannoituksen satohyöty karjanlantaan verrattuna sekä nurmella ($p<0,001$) että ohralla ($p<0,03$) oli selvästi pienempi.

Taulukko 5. Nurmi- ja ohrasatojen keskiarvojen parittaiset vertailut sekä parittaisten erotusten keskivirheet (SE)

Nurmisato kg ka ha ⁻¹ (nurmikierto)	NPK-KL	2NPK-KL	2NPK-NPK
Keskiarvojen parittaiset erotukset	-969	619	1588
Parittaisten erotusten keskivirheet (SE)	22,4	22,4	22,4
p-arvo	0,001	0,001	0,001
Ohrasato kg ha ⁻¹ (ohramonokulttuuri)			
Keskiarvojen parittaiset erotukset	-527	879	1406
Parittaisten erotusten keskivirheet (SE)	166,2	166,2	166,2
p-arvo	0,09	0,03	0,01



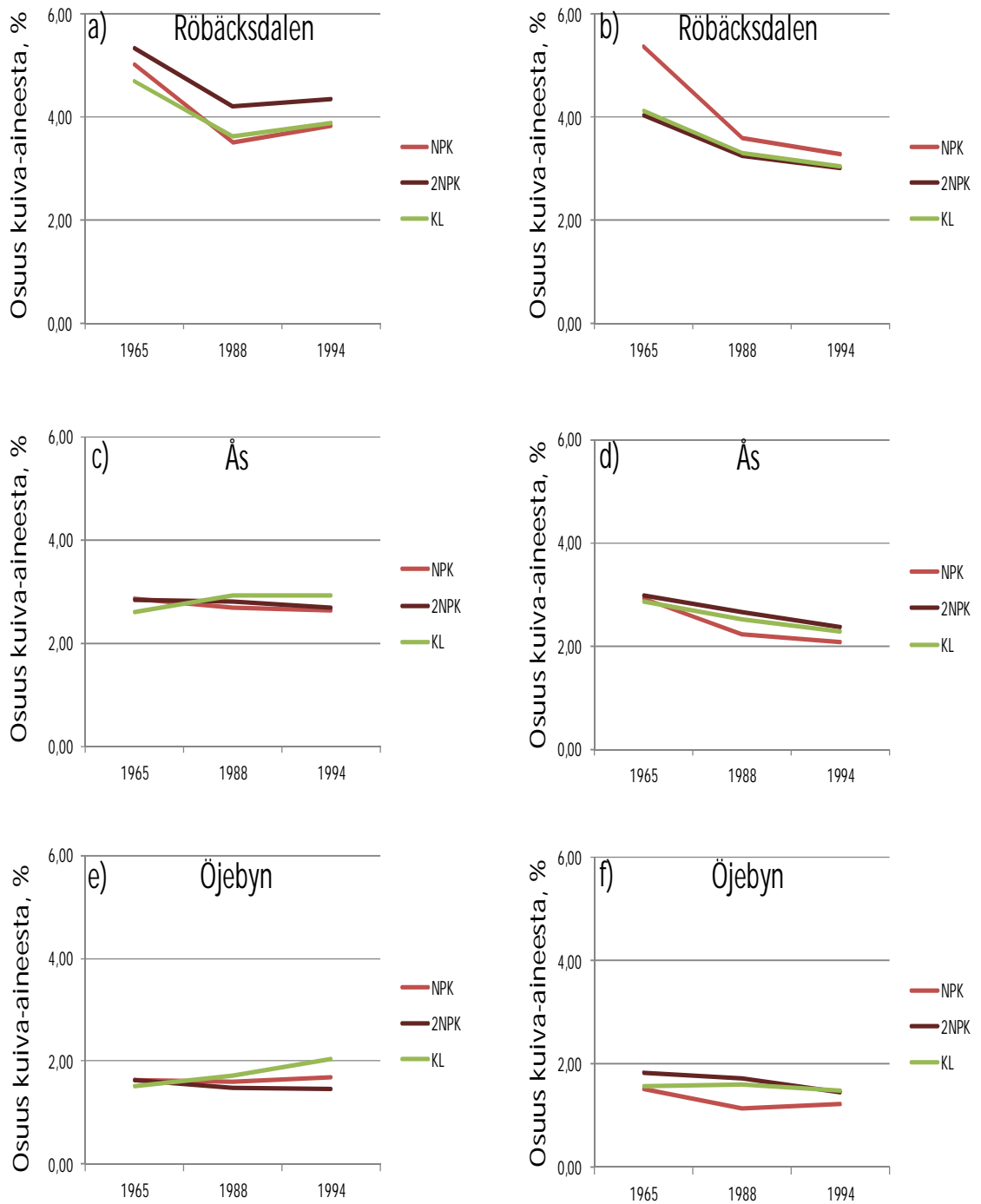
Kuva 6. Röbbäcksdalenin ohrasatojen (15 % kosteudessa) ja nurmisatojen (kuiva-ainesatoina) estimoidut keskiarvot. Virhepalkit osoittavat 95 % luottamusvälit estimoiduille keskiarvoille.

Maan laatu

Yleinen suuntaus oli maaperän hiilipitoisuuden lasku ohramonokulttuurissa kaikilla lannoituskäsittelyillä (kuva 7 b,d,f). Myös nurmikierrossa hiilipitoisuus yleisesti laski, lukuun ottamatta kahta paikkakuntaa (Ås ja Öjebyn), joissa se jopa hieman nousi karjanlantakäsittelyllä (kuva 7 a,c,e). Karjanlannan positiivinen vaikutus oli selvempi nurmivaltaisessa kierrossa kuin ohramonokulttuurissa. Myös kokonaistypen pitoisuudessa oli havaittavissa samanlainen suuntaus; se laski nurmivaltaisessa viljelykierrossa ja ohramonokulttuurissa, lukuun ottamatta nurmikierron karjanlantakäsittelyä kahdella paikkakunnalla (Ås ja Öjebyn), joissa kokonaistypipitoisuus kasvoi (Kuva 8).

Maaperän kokonaishiili nurmikierrossa

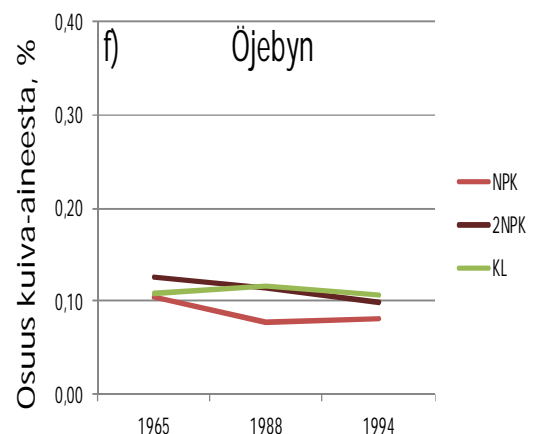
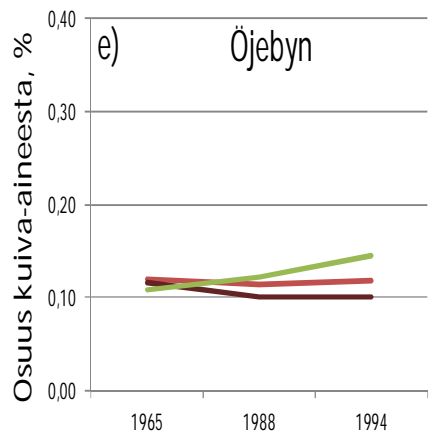
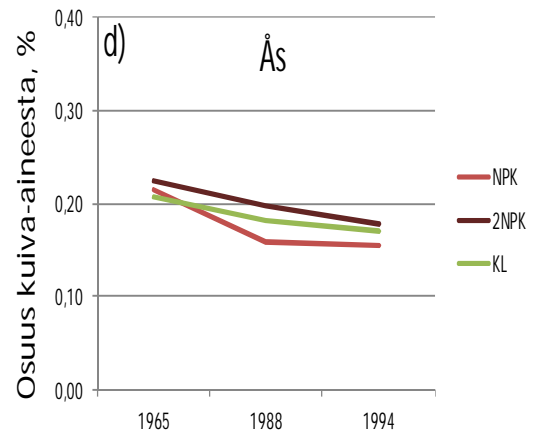
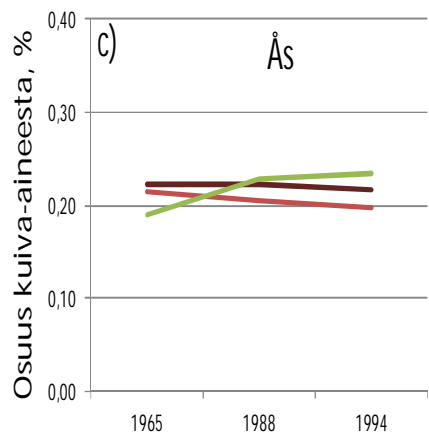
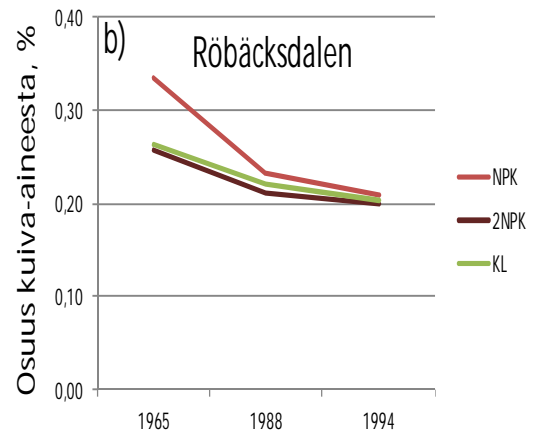
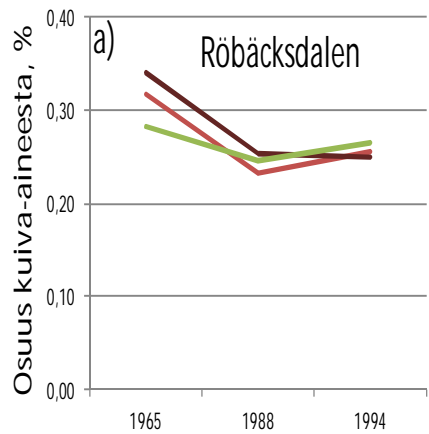
Maaperän kokonaishiili ohramonokulttuurissa



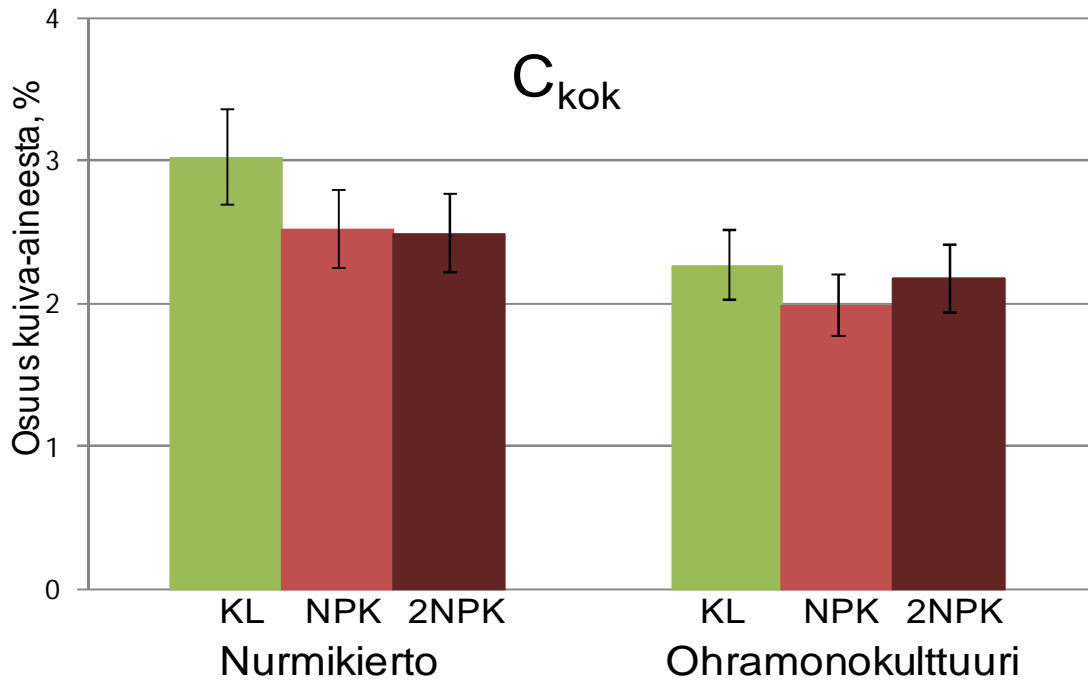
Kuva 7. Maaperän kokonaishiilen muutos kolmella paikkakunnalla (Rönnebydalen, Ås ja Öjebyn) nurmikierrossa ja ohramonokulttuurissa vuosien 1965 ja 1994 välillä.

Maaperän kokonaistyyppi nurmikierrossa

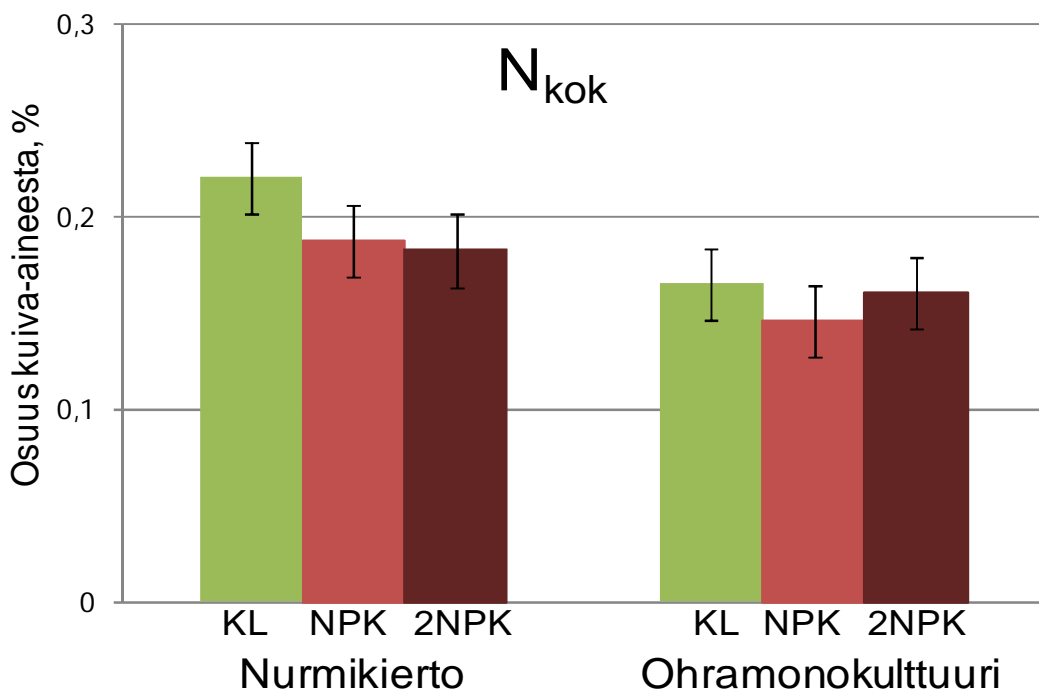
Maaperän kokonaistyyppi ohramonokulttuurissa



Kuva 7. Maaperän kokonaistyyppien muutos kolmella paikkakunnalla (Rönkäsdalen, Ås ja Öjebyn) nurmikierrossa ja ohramonokulttuurissa vuosien 1965 ja 1994 välillä.



Kuva 9. Maan kokonaishiilen pitoisuus kolmessa eri lannoituskäsittelyssä: karjanlanta (KL), mineraali- (NPK) ja kaksinkertaisen mineraalilannoitus (2NPK). Tilanne 29 käsittelyvuoden jälkeen Rübäcksdalenissa, Öjebyssä, Åsissa. Aineisto on perustamisvuodesta 1965 vuoteen 1994. Virhepalkit osoittavat 95 % luottamusvälit estimoiduille keskiarvoille.

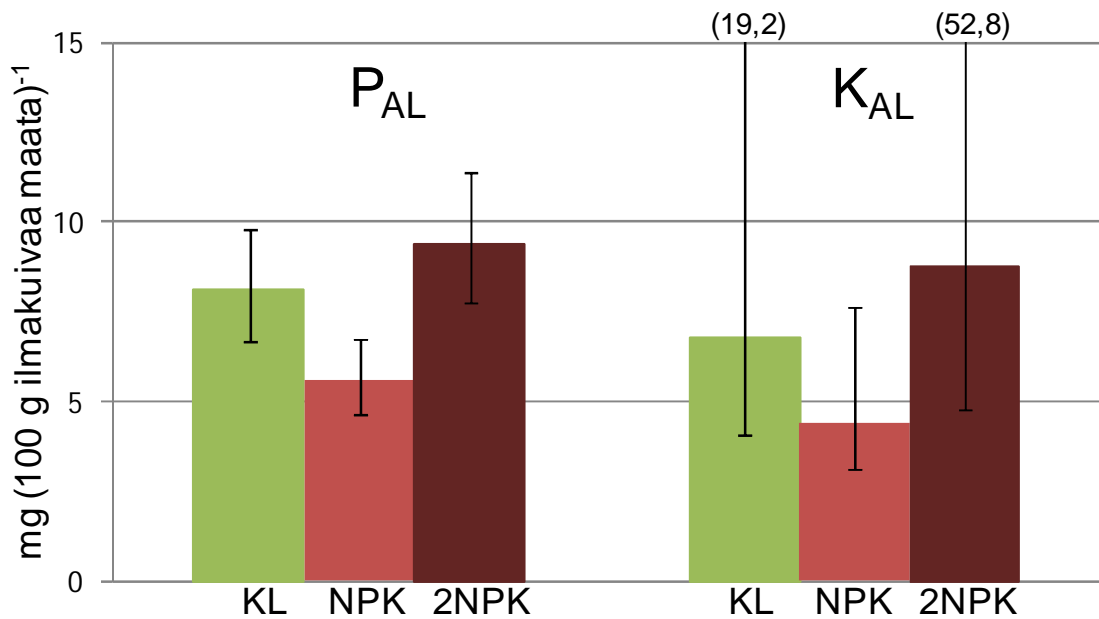


Kuva 10. Maan kokonaistyphen pitoisuus kolmessa eri lannoituskäsittelyssä: karjanlanta (KL), mineraali- (NPK) ja kaksinkertaisen mineraalilannoitus (2NPK). Tilanne 29 käsittelyvuoden jälkeen Rübäcksdalenissa, Öjebyssä, Åsissa. Aineisto on perustamisvuodesta 1965 vuoteen 1994. Virhepalkit osoittavat 95 % luottamusvälit estimoiduille keskiarvoille.

Lannoituskäsittelyiden vaikutus maaperän kokonaishiilen- ja -typen pitoisuuteen riippuivat viljelykierrosta ($p < 0,05$). Karjanlannan vaikutus oli nurmivaltaisessa viljelykierrossa suurempi kuin ohramonokulttuurissa (kuvat 9 ja 10). Sen sijaan lannoituskäsittelyiden vaikutus kasveille käyttökelpoisen fosforin ja kaliumin pitoisuuksiin ei riippunut viljelykierrosta ($p = 0,18$ ja $p = 0,10$)

Karjanlannalla lannoitetulla lohkolta hiilen määrä oli hiukan kasvanut kahdella paikkakunnalla vuodesta 1965 vuoteen 1994. Nurmivaltaisessa viljelykierrossa hiilen määrä oli kasvanut 12,75 % Åsissa (kuva 7 c) ja 35,77 % Öjebyssä (kuva 7 e) vuodesta 1965 vuoteen 1994 kun oli käytetty karjanlantaa. Vastaavat luvut viljelykierrossa, jossa vuodesta toiseen oli viljelty ohraa, olivat -20,34 % ja -4,61 % (kuvat 7 d ja f). Nurmikierrossa hiilen määrä oli suurempi karjanlannalla lannoitetulla lohkolta kuin mineraalilannoitteella lannoitetulla lohkolta ($p < 0,03$), jonka ravinnemäärä vastasi karjanlantakäsittelyä sekä kaksinkertaisen ravinnemäärä saaneella lohkolta ($p < 0,02$) (kuva 9). Ohramonokulttuurissa erot ovat samansuuntaiset mutta eivät tilastollisesti merkitseviä.

Kaksinkertaisella mineraalilannoitteella typen pitoisuuden lasku oli hitaampaa kuin normaalilla mineraalilannoitustasolla. Sen sijaan karjanlantakäsittely jopa lisäsi maaperän kokonaistypen (N_{kok}) määrää Åsissa ja Öjebyssä nurmikierrossa verrattuna samaan määrään ravinteita annettuna mineraalilannoitteena (kuvat 8 c ja e). Nurmikierrossa kokonaistypen määrä oli suurempi karjanlannalla lannoitetulla lohkolta kuin mineraalilannoitteella lannoitetulla lohkolta ($p < 0,002$), jonka ravinnemäärä vastasi karjanlantakäsittelyä, sekä kaksinkertaisen ravinnemäärän saaneella lohkolta ($p < 0,002$) (kuva 10). Myös ohramonokulttuurissa N_{kok} oli suurempi karjanlannalla kuin NPK lohkolta ($p < 0,03$) (kuva 10).



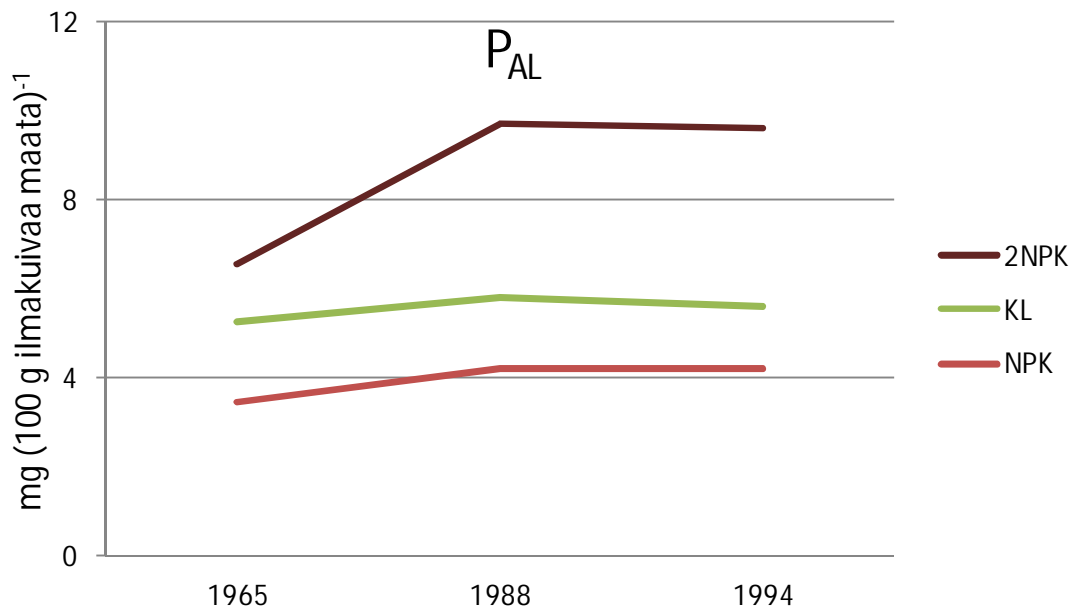
Kuva 11. Helppoliukaisen fosforin (P_{AL}) ja kaliumin (K_{AL}) pitoisuudet peltomaassa kolmen paikkakunnan (Röbäcksdalen, Ås ja Öjebyn), ja kahden viljelykierron aritmeettisina keskiarvoina vuonna 1994. Palkit osoittavat minimi- ja maksimihavaintoja.

Vuonna 1965 kalium ja fosforimittaukset oli tehty vain Röbäcksdalenissa, minkä vuoksi fosforin tai kaliumin vuoden 1965 arvoja ei voitu käyttää tilastollisissa malleissa kovariaatteina. Tuloksissa ei siis huomioitu koeruutujen mahdollista heterogeenisuutta ennen viljelykierto tai lannoitekäsittelyiden kohdentamista ruutuihin. Koepaikkakunnat erosivat fosforin suhteen ($p < 0,01$), mutta eivät kaliumin suhteen ($p = 0,3$).

Kalium ($p = 0,18$) ja fosforipitoisuuksien ($p = 0,10$) erot eri lannoitekäsittelyillä eivät riippuneet viljelykierrosta. Sen sijaan ainakin yhden lannoitekäsittelyn keskiarvo erosi ainakin yhden muun lannoitekäsittelyn keskiarvosta fosforin ($p < 0,01$) ja kaliumin ($p < 0,03$) kohdalla. Sen vuoksi fosforin ja kaliumin tulokset laskettiin kolmen paikkakunnan ja molempien viljelykiertojen keskiarvoina (kuva 11).

Suurimmat fosfori- ja kaliumpitoisuudet saatiin kaksinkertaisella mineraalilannoituksella lannoitetuilla lohkoilla. Karjanlannalla lannoitetulla loholla hapan ammoniumlaktaattiuuttoisen fosforin (P_{AL}) ($p < 0,02$) sekä kaliumin (K_{AL}) ($p < 0,04$) pitoisuus oli suurempi kuin mineraalilannoitetulla lohokolla (kuva 11).

Röbäcksdalenin hapan ammoniumlaktaattiuuttoisen fosforin pitoisuus oli kohtalaisen pieni kaikilla lohkoilla ennen lannoitusten kohdistamista niihin vuonna 1965 (kuva 12). Kaksinkertaisella mineraalilannoituksella fosforipitoisuus kasvoi kolmanneksen vuoteen 1994 mennessä. 2NPK lohkoilla fosforipitoisuus oli myös suurin lähtötilanteessa. KL lohkoilla fosforipitoisuus oli suurempi kuin NPK lohkoilla, mutta molemmilla lohkoilla fosforipitoisuuden kasvu oli maltillista. Huomionarvoista on, että P_{AL} -pitoisuus KL -lohkoilla oli suurempi kuin NPK lohkoilla, mutta vuonna 1997 otetussa näytteessä vesiuuttainen fosfori (P_{H_2O}) oli molemmilla lohkoilla sama (taulukko 6).



Kuva 12. Peltomaan hapan ammoniumlaktaattiuuttoisen fosforin muutos Röbäcksdalenissa nurmivaltaisessa kierrossa vuosien 1965 ja 1994 välillä.

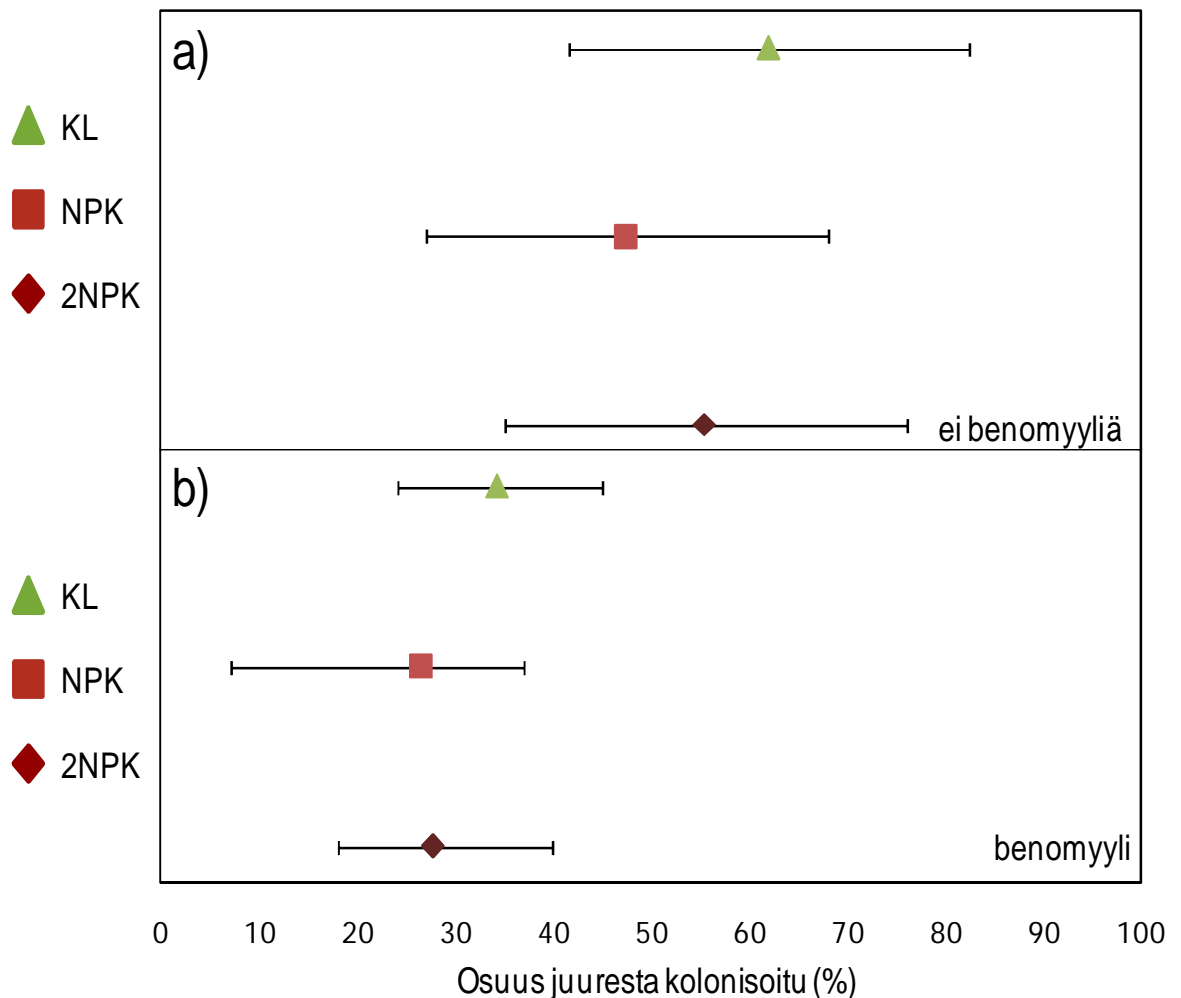
Taulukko 6. Vuonna 1997 Röbäcksdalenista nurmivaltaisesta kierrosta otetuista näytteistä määritetyt vaihtuvat kationit, fosfori sekä maan pH.

	P (H_2O)	pH ($CaCl_2$)	Vaihtuvat kationit ($mg\ kg^{-1}$)			
			Ca	K	Mg	Na
NPK	2,05	4,73	875,3	32,3	17,5	9,97
2NPK	3,69	4,79	1030	44,9	30,4	12,19
KL	2,05	4,86	1070	42,1	32,9	16,57

5.2 Astiakokeet

Biotesti 1

Astiakokeissa benomyylin käyttö näytti heikentävän mykorritsasymbioosin muodostumista, koska kaikilla lannoituskäsittelyillä juuren kolonisointiaste oli suurin ilman benomyylikäsittelyä (kuva 13). Suuren vaihtelun vuoksi erot eivät kuitenkaan tulleet tilastollisesti merkitseviksi. Suurimmat kolonisoinnin keskiarvot olivat karjanlantakäsittelyllä. Sen sijaan kumulatiivisella ravinnemäärällä ei näyttänyt olevan vaikutusta, koska infektoituneen juuren osuus pikemminkin kasvoi kuin pieneni, kun NPK lannoitus kaksinkertaistettiin (kuva 13 a,b).



Kuva 13. Infektoituneen juuren osuus benomyylikäsittelyllä sekä ilman benomyyliä. Pisteet osoittavat käsittelyiden aritmeettisia keskiarvoja ja virhepalkit minimi- ja maksimihavaintoja.

Mykorritsan suhteellinen tehokkuus (RME %) näkyi selvimmin lisääntyneenä pellavan verson kuivapainona sekä fosforin- ja kuparinottona (kuva 14). Vähäisessä määrin mykorritsan vaikutus ilmeni myös kaliumin ja sinkin ottona. Mykorritsan osuus pellavan biomassan tuotannosta oli 47 % (KL) ($p < 0,02$), 3,5 % (NPK) ja 11 % (2NPK) (kuva 14 a) sekä kuparin otosta 72 % ($p < 0,0001$), 38 % ($p < 0,01$) ja 37 % ($p < 0,01$) (kuva 14 c). Vastaavat luvut kaliumille olivat 61 % ($p < 0,07$) (KL), -5 % (NPK) ja 28 % (2NPK). Normaalilla mineraalilannoitustasolla (NPK) mykorritsan suhteellinen osuus pellavan kaliuminotosta oli -5 % ja sinkillä -0,18 %.

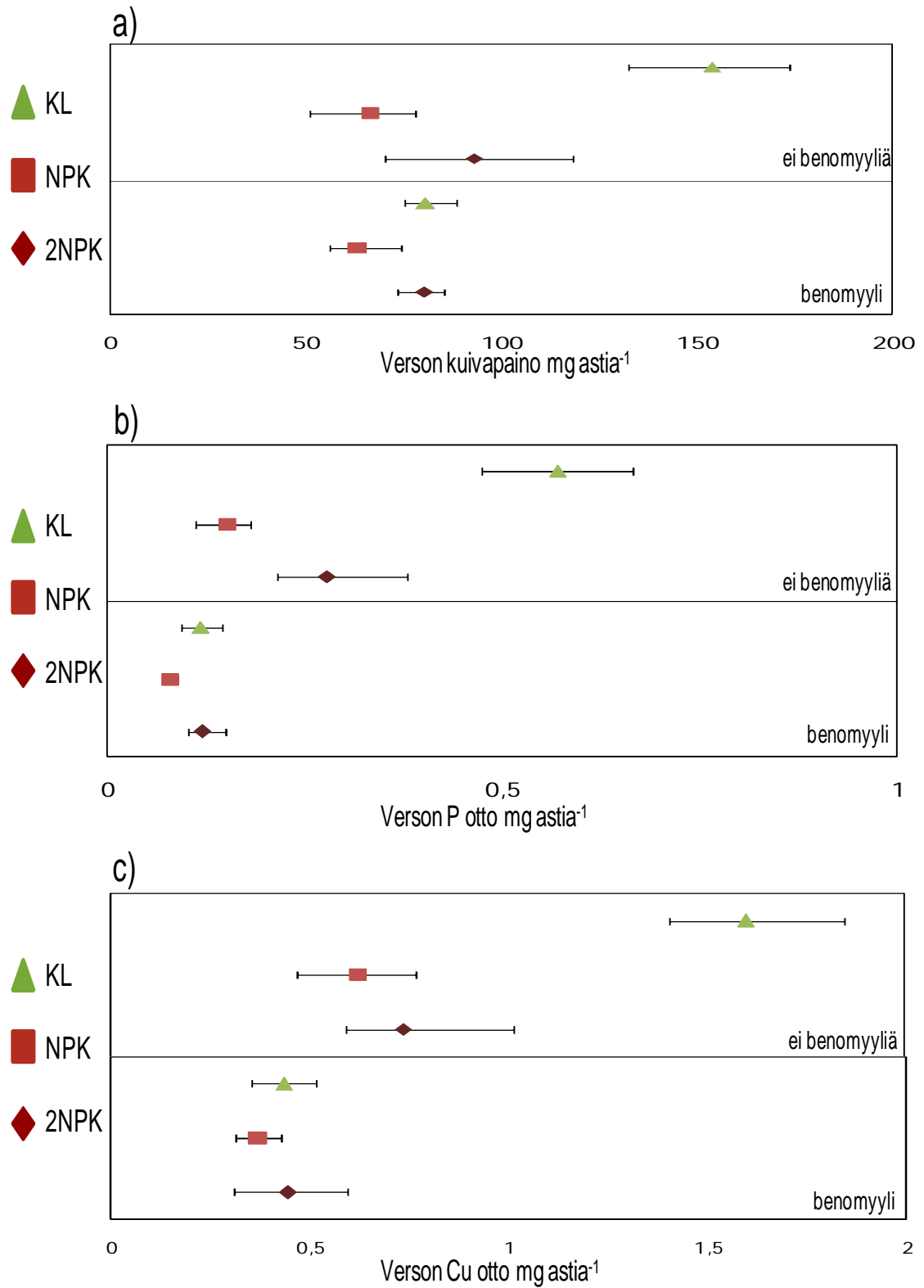
Mykorritsan vaikutuksen kasvin ravitsemukseen voi ilmaista myös absoluuttisena erona mykorritsallisen kasvin ja sellaisen kasvin välillä, jonka mykorritsan toiminta on benomyylin avulla estetty. Se ilmaisee kuinka paljon mykorritsallinen kasvi on ottanut jotain ravinnetta enemmän tai vähemmän kuin kasvi, jonka mykorritsan toiminta on estetty. Karjanlannalla lannoitetulla lohkolle mykorritsallisen pellavan fosforiotto oli noin 3,6-kertainen verrattuna kasviin, jonka mykorritsan toiminta oli estetty. Mineraalilannoitetulla lohkolle, jonka ravinnemäärä vastasi karjanlannan ravinnemäärää, mykorritsallisen pellavan fosforiotto oli vastaavasti vain noin 50 % suurempi kuin pellavalla, jonka mykorritsan toiminta oli estetty.

Pellavan kasvu ja ravinteidenotto oli samaa suuruusluokkaa kaikilla lannoite-benomyylikäsittelykombinaatioilla (kuva 15 a,b,c). Sen sijaan ilman benomyylikäsittelyä suurin verson kuivapaino ja fosforin- ja kuparinotto oli karjanlantakäsittelyllä verrattuna normaaliin ja kaksinkertaiseen mineraalilannoitustasoon (kuva 15 a,b,c).

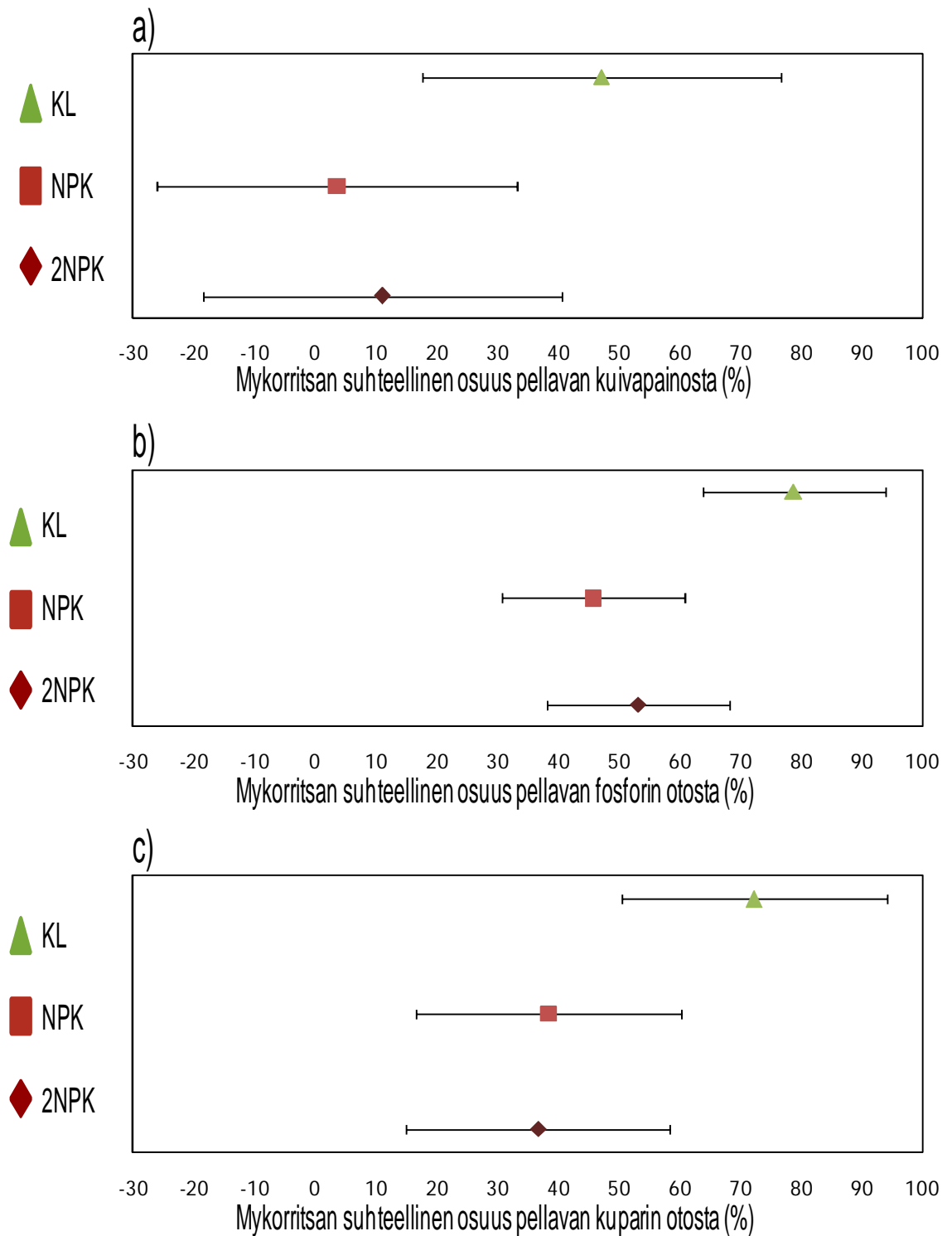
Taulukko 7. Parittaiset vertailut mykorritsan suhteellisesta vaikutuksesta pellavan biomassan tuotantoon sekä fosforin ja kuparin ottoon astiakokeessa, jossa mykorritsan toimintaa verrattiin benomyylillä käsiteltyjen ja käsittelemättömien astioiden välillä.

		NPK-KL	2NPK-KL
RME %, mitattuna:	Kuivapainona		
	Keskiarvojen parittaiset erotukset	-43,6	-36,2
	Parittaisten erotusten keskivirheet (SE)	9,7	9,7
	p-arvo	0,04	0,07
	P-ottona		
	Keskiarvojen parittaiset erotukset	-33,1	-25,7
	Parittaisten erotusten keskivirheet (SE)	9,2	9,2
	p-arvo	0,01	0,02
	Cu-ottona		
	Keskiarvojen parittaiset erotukset	-34,0	-35,7
	Parittaisten erotusten keskivirheet (SE)	13,4	13,4
	p-arvo	0,03	0,03

Mykorritsan suhteellisen vaikutuksen ero on esitetty myös lannoitekäsittelyiden parittaisina vertailuina (taulukko 7). Mykorritsan vaikutus pellavan ravitsemukseen ja kasvuun oli kaikissa keskiarvojen estimaateissa suurin karjanlannalla käsitellyillä lohkoilla verrattuna väkilannoitettuihin lohkoihin (NPK ja 2NPK). Selvimmin ero karjanlannan hyväksi tuli pellavan verson kuivapainossa sekä fosforin ja kuparin otossa (taulukko 7). Karjanlannalla käsitellyillä lohkoilla mykorritsan suhteellinen osuus pellavan verson kuivapainosta oli 43,6 prosenttiyksikköä suurempi kuin NPK ($p < 0,04$) ja 36,2 prosenttiyksikköä suurempi kuin kaksinkertaisella (2NPK) lannoitustasolla ($p < 0,07$). Vastaavat luvut fosforin kohdalla olivat 33,1 prosenttiyksikköä ($p < 0,01$) ja 25,7 prosenttiyksikköä ($p < 0,02$) sekä kuparilla 34 prosenttiyksikköä ($p < 0,03$) ja 35,7 prosenttiyksikköä ($p < 0,03$).



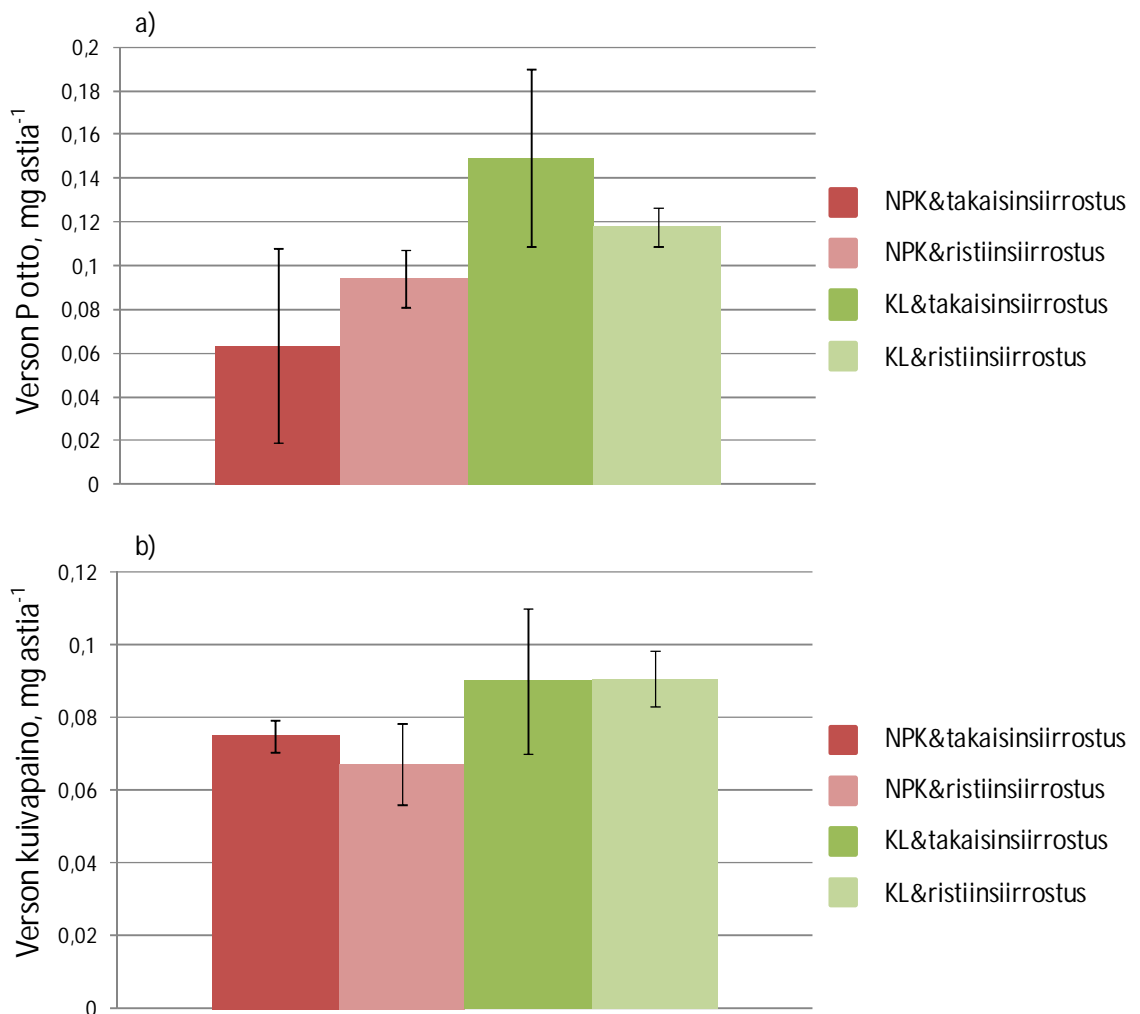
Kuva 15. Pellavan verson kuivapaino (a), verson fosforinotto (b) ja verson kuparinotto (c) benomyylikäsittelyllä ja ilman benomyyliä kolmella lannoituskäsittelyllä; karjanlanta (KL), mineraalilannoitus (NPK) sekä kaksinkertainen mineraalilannoitus (2NPK). Benomyylikäsittely edustaa käsittelyä, jossa mykorrhitsan toiminta on estetty. Virhepalkit osoittavat 95 % luottamusväliä estimoiduille keskiarvoille.



Kuva 14. Mykorriitsan suhteellinen vaikutus pellavan biomassan tuottoon (a) sekä fosforin (b) ja kuparinottoon (c) karjanlanta- (KL), mineraalilannoite- (NPK) ja kaksinkertaisella mineraalilannoite- (2NPK) käsittelyllä. Virhepalkit osoittavat 95 % luottamusvälit estimoiduille keskiarvoille.

Biotesti 2

Ristiin- ja takaisinsiirrostuksella ei havaittu merkitseviä eroja mykorritsasienipopulaatioiden toimintakyvyssä. Tulokset kuitenkin viittasivat siihen, että pellavan kasvu ja fosforin otto poikkesivat hiukan riippuen siitä, oliko mykorritsasieniyhteisö peräisin karjanlanta- vai mineraalilannoitetulta lohkolta. Pellavan versojen kuivapainojen keskiarvo oli suurempi silloin kun mykorritsasieniyhteisö oli peräisin karjanlantalohkolta verrattuna mineraalilannoitetulta lohkolta peräisin olevaan mykorritsasieniyhteisöön (kuva 16 b). Mykorritsasieniyhteisön fosforinotto oli myös keskimäärin suurempi karjanlanta kuin mineraalilannoitetulta lohkolta (kuva 16 a). Suuren hajonnan vuoksi erot ristiin- ja takaisinsiirrostuksessa eivät tulleet tilastollisesti merkitseviksi.



Kuva 16. Biotestin 2 (takaisin- ja ristiinsiirrostuskoe) tulokset, missä karjanlanta- ja mineraalilannoitetulta lohkolta peräisin olevien mykorritsasieniyhteisöjen tehokkuus on mitattu fosforin ottona (a) sekä verson kuivapainona (b). Virhepalkit osoittavat aritmeettisten keskiarvojen keskihajontaa.

6 TULOSTEN TARKASTELU

6.1 Tulosten luotettavuus ja yleistettävyys

Tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää mykorritsan osuus pellavan ravitsemukseen ja kasvuun. Luotettavan negatiivisen mykorritsakontrollin saaminen kenttäolosuhteissa on hankalaa (Thingstrup ym. 1998), minkä vuoksi mykorritsan suhteellinen vaikutus mitattiin kasvihuoneessa erillisellä biotestillä, jonka on tarkoitus mahdollisimman tarkasti matkia pelto-oloja. Mykorritsan tehokkuuden esiin saamiseksi biotestissä piti muodostaa negatiivinen kontrollikasvi, missä mykorritsan ulkoinen toiminta on estetty. Kaikki päätelmät mykorritsan tehokkuudesta perustuvat biotestiin, ja siinä käytetyn negatiivisen kontrollin luotettavuuteen.

Biotestissä negatiivinen kontrolli muodostettiin benomyylikäsittelyllä. Benomyyli on benzimidatsoleihin kuuluva, maataloudessa käytettävä sienimyrkky (Davidse 1986). Benomyylin toimintaperiaate on selvitetty jo kohtalaisen pitkän aikaa sitten. Sen tiedetään ehkäisevän mikrotubuliinien muodostumista sienisolun jakautumisvaiheessa (Davidse 1986), mikä vähentää mykorritsasymbioosin muodostumista, mutta ei yleensä kokonaan ehkäise sitä. Tästä syystä infektioprosentit benomyylikäsittelyllä olivat tässä tutkimuksessa kohtalaisen korkeita. Se on kuitenkin yhdenmukainen monien aiempien tutkimusten kanssa (Fitter & Nichols 1988, Kahiluoto ym. 2000a). Toisaalta benomyyli voi estää infektion myös lähes kokonaan (esim. Kahiluoto ym. 2009). Silloinkin, kun juuren sisäinen infektio ei benomyyliä käytettäessä kokonaan esty, on mykorritsasienirihmaston kasvun ja fosforinoton osoitettu estyneen biotestissä, jossa rihmaston kasvu sallitaan erillisessä lokerossa, jonne juuristo ei pääse (Kahiluoto & Vestberg 2000, Thingstrup ym. 2000).

Aiemmissä tutkimuksissa benomyylikäsittely on osoittautunut kaikkein sopivimmaksi menetelmäksi negatiivisen mykorritsakontrollin muodostamiseksi (Kahiluoto ym. 2000b). Säteilytys osoittautui benomyyliä huonommaksi, koska se aiheutti typen mineralisaatiota ja lisäsi fosforin liukoisuutta (Kahiluoto ym. 2000b). Vaikka biotesti simuloi pelto-olosuhteita kohtalaisen hyvin, koska maanäytteitä käytettiin käsittelemättöminä, on biotesti silti vain epäsuora arviointimenetelmä mykorritsan vaikutuksesta satomääriin ja kasvinravitsemukseen. Mykorritsan vaikutus pystyttiin

kuitenkin suhteuttamaan satomääriin ja maan laatutekijöihin, koska kenttäkokeessa ja biotestissä oli täysin sama lannoitushistoria. Mykorritsasieniyhteisöjen tehokkuutta vertailevissa biotesteissä epävarmuutta tuloksiin aiheuttaa se, että yhteisöt voivat sekoittua kentällä ruutujen välillä, johtuen sienien lisääntymiselinten kulkeutumisesta ihmisten jaloissa ja työkoneiden mukana.

Kaikilla koepaikoilla kentällä oli vain kaksi lohkoa, mistä syystä aineistossa oli mukana kolmen paikkakunnan maa-analyysitiedot. Yhtäältä se tuo heterogeenisyyttä aineistoon, toisaalta se lisää tulosten yleistettävyyttä. Jonkin verran vaihtelua esiintyi myös koeruutujen välillä. Paikkakuntien sisäinen ja välinen vaihtelu otettiin huomioon tilastollisilla menetelmillä. Hiili- ja typpipitoisuuksien vaihtelu otettiin huomioon sisällyttämällä niiden lähtötasojen arvot tilastollisiin malleihin kovariaatteina.

Mineraalilannoitteiden ja karjanlannan vaikutusten vertailu satomääriin ja maan laatuun perustuu karjanlannan sisältämien ravinnepitoisuuksien laskelmiin. Karjanlannan käyttö tutkimuksessa on haasteellista, koska sen sisältämien ravinteiden määrä ei ole koskaan vakio, toisin kuin mineraalilannoitteilla. Toisaalta lannoituskäsittelyiden vaikutuksissa satomääriin ja kokonaishiili- ja typpipitoisuuksiin oli vain vähän vaihtelua, minkä voi tulkita olevan kokeen pitkäaikaisuuden ansiota, mikä puolestaan parantaa tulosten luotettavuutta.

Maa-analyysitiedot tähän tutkimukseen kerättiin kolmelta eri paikkakunnalta Pohjois-Ruotsista. Vaikka ne ilmastoiltaan edustavat kohtalaisen samankaltaisia alueita, poikkeavat niiden maaperät toisistaan hyvinkin paljon. Näiden tulosten yleistettävyys ei siten rajoitu pelkästään Pohjois-Ruotsin olosuhteisiin, vaan ne pätevät samoilla leveyspiireillä myös lahden toisella puolen Suomessa. Sen sijaan mykorritsanäytteet ovat peräisin yhdeltä ainoalta kentältä, joka on suurin rajoite mykorritsatulosten yleistettävyteen.

6.2 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus mykorritsan toimintaan

Maanviljelysmailla mykorritsasymbioosin muodostumiseen vaikuttavat käytetyt viljelymenetelmät, kuten lannoitteiden määrä ja laatu, kasvinsuojelu, viljelykierto ja kesannointi, sekä maan muokkaustoimenpiteet. Viljelytoimista eniten vaikuttaa liukoisen fosforin pitoisuus, joka hetkellisesti nostaa kasvin sisäisen fosforipitoisuuden niin korkealle, että mykorritsa ei muodostu (Menge ym. 1978). Suurin juuren kolonisointiaste saatiin karjanlantakäsittelyillä verrattuna mineraalilannoitteisiin. Suuren hajonnan vuoksi erot karjanlannan ja mineraalilannoitteiden välillä eivät kuitenkaan tulleet tilastollisesti merkitseviksi. Sen lisäksi, että maaperän kohonneella fosforipitoisuudella on yhteys mykorritsan muodostukseen, on sillä merkitystä myös mykorristasta kasville koituneeseen hyötyyn, joista merkittävin on tehostunut fosforin otto.

Mykorritsan suhteellinen tehokkuus osoittautui hypoteesin mukaisesti suurimmaksi karjanlannalla verrattuna mineraalikäsittelyihin. Selvimmin se näkyi pellavan lisääntyneenä kuivapainona ja fosforinottona, ja mahdollisia syitä voi olla useita. Tärkein syy lienee, että mykorritsa kykeni hyödyntämään orgaanista fosforilähdettä paremmin kuin epäorgaanista (Joner & Jakobsen 1994, 1995a,b, Kahiluoto & Vestberg 1998, Kahiluoto ym. 2009). Vaikutus perustuu siihen, että mykorritsasienirihmasto reagoi kasvaneeseen orgaanisen aineksen määrään (Gryndler ym. 2006, Ngosong ym. 2010), ja se kykenee ottamaan ravinteita juuri mineralisoituneesta lähteestä (Joner & Jakobsen 1995b, Oberson & Joner 2003). Aivan viimeaikaisessa tutkimuksessa, jossa maaperän liukoisen fosforipitoisuuden vaikutus oli suljettu pois, lannoitteen laadulla ja viljelykierrolla havaittiin olevan ratkaiseva rooli mykorritsan vaikutuksessa kasvin fosforiottoon ja ravitsemukseen (Kahiluoto ym. 2011), mikä saattaisi olla selitys myös tässä tutkimuksessa havaittuihin eroihin.

Kuten Kahiluodon ym. (2011) tutkimuksessa, myös tässä tutkimuksessa pystyttiin aidosti vertaamaan kahden lannoitekäsittelyn vaikutusta mykorritsan tehokkuuteen. Monet epäsuorat havainnot tukevat käsitystä, että liukoisen fosforin pitoisuuden vaikutus mykorritsan toimintaan riippuu paljon muista olosuhteista. Merkittävin näistä on se, että Röbbäcksdalenin kenttäkokeessa käytetty karjanlanta ja mineraalilannoite sisälsivät saman määrän fosforia, vaikka karjanlannan ravinnesisällöissä esiintyikin

vuosittain vaihtelua. Näin ollen fosforin kohdalla merkittävimmäksi eroksi näiden kahden lannoitteen välillä muodostuivat laatutekijät.

Karjanlannan fosforista voi jopa 50 % olla orgaanisessa muodossa (He & Honeycutt 2003). Koska 29 vuodessa oli tapahtunut vain vähäistä muutosta fosforipitoisuuksissa Rönkäsdalenissa, ja vuonna 1997 mitattu vesiutuuttainen fosfori oli sekä KL- että NPK lohkoilla samat, voidaan olettaa, että helppoliukoisen fosforin pitoisuus oli molemmilla lohkoilla pysynyt mykorritsan toiminnan kannalta sopivalla tasolla. Jos maaperän kasveille käyttökelpoinen liukoinen fosfori olisi ollut merkittävässä roolissa, olisi mykorritsan fosforinotto tehokkuus pitänyt lohkolta mitatun P_{AL} -pitoisuuden perusteella olla suurempi mineraalilohkolla kuin karjanlantaloheella.

Mykorritsan tehokkuuden kannalta on myös tyypellä voinut olla ratkaiseva merkitys. Aikaisemmassa tutkimuksessa mykorritsa kykeni hyödyntämään orgaanista lannoitetta typen lähteenä tehokkaasti (Hodge ym. 2001). Niin ikään Kahiluodon (2000) tutkimuksessa mykorritsan absoluuttinen ja suhteellinen tehokkuus olivat erilaiset silloin kun typpeä on ollut runsaasti verrattuna siihen, että sitä on ollut niukasti. Typen määrä maaperässä vaikuttaa siihen muodostuuko fosforista ensisijaisesti kasvin kasvua rajoittava tekijä, ja siten kasvin mykorritsasta saamaan hyötyyn, eli kasvaneeseen fosforinottoon (Kahiluoto ym. 2001, Sylvia & Neal 1990). Tässä tutkimuksessa karjanlantaloheilla mykorritsan absoluuttinen tehokkuus pellavan kasvuun ja ravitsemukseen oli suurin karjanlantaloheilla, missä kokonaistypen määräkin oli suuri. Kun typpeä oli tarjolla runsaasti, se lisäsi kasvin kasvua ja fosforin ottoa (Kahiluoto 2000), mikä puolestaan lisäsi mykorritsasta saatavaa hyötyä. Mykorritsan suhteellinen osuus pellavan biomassan tuotannosta kuvastaa lisäksi sen todellista hyötyä, koska siinä on otettu huomioon sekä sienien tuoma hyöty lisääntyneenä kuivapainona että kustannukset sienien kuluttamina yhteyttämistuotteina.

Tässä tutkimuksessa takaisin- ja ristiinsiirrostuskokeen perusteella ei havaittu eroja mykorritsasieniyhteisön toiminnallisissa ominaisuuksissa. Mahdollisena selityksenä sille, että takaisin ja ristiinsiirrostuksella ei löydetty eroja mykorritsasieniyhteisöjen välillä, on se, että sieniyhteisöt sekoittuvat helposti ihmisten mukana kengissä, työvälineissä ja työkalujen renkaissa. Myös tuuli liikuttaa sieni-itiöitä pitkiäkin matkoja, joten on todennäköistä, että sieniyhteisöissä esiintyy samankaltaisuutta vierekkäisillä pelloilla, vaikka viljelymenetelmät eroja aiheuttaisivatkin.

6.3 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus ohran ja nurmen satomääriin

Tässä tutkimuksessa saatiin suurimmat nurmi- ja ohrasadot karjanlannalla verrattuna mineraalilannoitteeseen. Nämä erot eivät välttämättä selity eroilla lannoitteiden liukoisten ravinteiden määrissä, vaikka karjanlannan sisältämissä liukoisissa ravinteissa esiintyykin vuosittaista vaihtelua (taulukot 2 ja 3). Syksyllä karjanlantaa ei tulisi levittää suurten huuhtoutumishävikkien vuoksi (Rajala 2006). Erityisesti liukoinen tyyppi on altis huuhtoutumiselle, mikä tasaa eroja karjanlannan ja mineraalilannoitteiden liukoisissa ravinteissa. Christensen ja kumppanit (Edmeades 2002, viit. Christensen ym. 1994) saivat suurempia satoja keväällä annetulla mineraalilannoitteella kuin syksyllä levitetyllä karjanlannalla, minkä syyksi he epäilivät juuri liukoisen typen hävikin. Apilanurmi käyttää tehokkaasti mykorritsaa (Kahiluoto 2000), mikä voisi olla selitys korkeampiin satoihin karjanlantaloikoilla verrattuna mineraalilohkoihin. Sen sijaan ohran tiedetään hyödyntävän mykorritsaa heikosti (Baon ym. 1992,1993), joten mykorritsan tehokkuus on epätodennäköinen selitys korkeampiin ohrasatoihin karjanlanta kuin mineraalilohkolla. Myös karjanlannan orgaanisen aineksen jälkilannoitusvaikutus täytyy ottaa huomioon. Lannan orgaanisen typen osuus kokonaistypestä vaihtelee virtsan 20 %:sta kuivalannan 80 %:iin (Salo ym. 2011). Karjanlannan jälkilannoitusvaikutus pitkällä aikavälillä selittänee todennäköisesti havaitut erot nurmi- ja ohrasadoissa (Gutser ym. 2005).

Kansainvälisestä näkökulmasta tämän tutkimuksen tulokset ovat ainutlaatuisia, koska suurin osa merkittävimmistä, vielä käynnissä olevista pitkän ajan viljelykokeista sijoittuu huomattavasti eteläisimmille leveyspiireille. Kansainvälisissä tutkimuksissa on vertailtu karjanlannan ja mineraalilannoitteiden sadontuottokykyä paljon, ja niistä kattavan yhteenvedon on tehnyt Edmeades (2002). Hänen tarkastelemissaan pitkän ajan tutkimuksissa vain kahdelle kokeelle oli saatavilla tieto karjanlannan ravinnemääristä, mikä hankaloittaa muiden tutkimusten vertaamista tähän. Tanskan Askovin kokeessa liukoisten typen, fosforin ja kaliumin määrä vastasi karjanlannan määrää (Christensen & Johnston 1997). Askovin Lermarkenin kokeessa oli sadan vuoden ajan (1893-1993) lähes poikkeuksetta saatu pienempiä satoja karjanlannalla kuin mineraalilannoitteella (Edmeades 2002, viit. Christensen ym. 1994), mikä on päinvastainen tulos tämän tutkimuksen kanssa. Christensenin kanssa samansuuntaisia havaintoja on saatu myös Yhdysvalloista (Edmeades 2002, viit. Boman ym. 1996).

Edmeades (2002) nosti esille myös karjanlannan orgaanisen aineksen lisäyksen ja maan viljavuuden välisen yhteyden. Hän piti todennäköisenä, että vasta kun orgaanista ainesta on kertynyt maaperään suuria määriä vuosien mittaan, karjanlannasta on enemmän hyötyä maan viljavuuteen ja sadontuottokykyyn kuin pelkästään sen sisältämä ravinnemäärä edellyttäisi. Orgaanisen aineksen tiedetään lisäävän maaperän biologista aktiivisuutta ja parantavan fysikaalisia ominaisuuksia, jotka välillisesti vaikuttavat maaperän kasvukuntoon (Oades 1984, Tisdall & Oades 1982). Tämä selittäisi sen, miksi Rothamstedissa karjanlannalla (35 t ha⁻¹) on saatu suurempia satoja kuin mineraalilannoitteilla (Edmeades 2002), mutta Askovissa (9-10 t ha⁻¹ vuoteen 1973, jonka jälkeen lietelantaa 25 t ha⁻¹) päinvastaisia tuloksia. Tätä teoriaa tukee myös tässä tutkimuksessa saatu tulos, että karjanlantaloikoilla sekä kokonaishiilen pitoisuus että satotasot olivat korkeammat kuin mineraalilannoitetulla lohkollla.

Verrattaessa tämän tutkimuksen tuloksia muihin pitkänajan kenttäkokeisiin, näyttäisi siltä, että käytetty karjanlantamäärä (10 t ha) ei riitä lisäämään maaperän multavuutta niin paljon, että sillä olisi satoa lisäävä vaikutus. Lisäksi esimerkiksi Askovin ja Rothamstedin kokeisiin verrattuna Röbbäcksdalenin, Åsin ja Öjebynin tutkimukset ovat olleet käynnissä vain vähän aikaa. Kuitenkin Pohjois-Ruotsin kosteassa ja kylmän talven ilmastossa orgaanisen aineksen hajotus on hidasta, mikä selittäisi suuruusluokaltaan vastaavanlaiset orgaanisen hiilen pitoisuudet niin kolmella Pohjois-Ruotsin paikkakunnalla kun Rothamstedissakin. Näin ollen kokonaishiilipitoisuudella saattoi olla ratkaiseva merkitys maan sadontuottokykyyn tässä tutkimuksessa.

6.4 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus kokonaistypen ja -hiilen pitoisuuksiin

Karjanlanta lisäsi kokonaistypen ja -hiilen määrää enemmän verrattuna NPK -lannoitukseen sekä ohranonokulttuurissa että nurmivaltaisessa viljelykierrossa. Erot olivat nurmivaltaisessa kierrossa selkeämpiä kuin ohranonokulttuurissa. Maaperän orgaanisen aineksen määrään vaikuttavat samanaikaisesti useat eri tekijät, kuten vallitseva ilmasto ja kasvillisuus sekä maan laatu. Maanviljelyksessä määrääviä tekijöitä ovat käytetyt viljelytoimet, kuten lannoitteiden ja viljelykasvin valinta sekä muokkaustoimet. Samat tekijät vaikuttavat myös orgaanisen aineksen hajoamisnopeuteen, ja siten kokonaishiili- ja -typpipitoisuuksiin.

Alkuperäinen hiilipitoisuus ja olosuhteet ennen maan ottamista viljelykäyttöön on myös syytä ottaa huomioon, arvioitaessa vallitsevien viljelystojien vaikutusta hiilipitoisuuden muutoksiin. Hiilipitoisuus alkaa yleensä laskea sen jälkeen kun luonnontilaisten alue on raivattu viljelykäyttöön, koska orgaanista ainesta ei enää palaudu viljelysystemiin (Dalal & Mayer 1986). Pohjois-Ruotsin ilmastossa, missä vuoden keskilämpötila on alhainen ja sadanta suurta, orgaanisen aineksen hajotus on huomattavasti hitaampaa kuin eteläisemmällä leveyspiireillä (Swift ym. 1979), mikä todennäköinen selitys tässä kokeessa saatuihin korkeisiin kokonaishiilipitoisuuksiin. Tulos on myös yhdenmukainen Anderssonin ym. (1997) Ruotsissa tekemien tutkimusten kanssa. On myös mahdollista että Röbbäcksdalenin, Åsin ja Öjebynin hiilipitoisuudet eivät ole vielä vakiintuneet uuteen tasapainotilaan, minkä selittäisi kokonaishiilipitoisuuden laskevan trendin. Nopeasti hajoavan, labiilin orgaanisen aineksen fraktio on merkittävä ravinteiden ja hiilen varasto (Gregorich ym. 1997). Christensen (1992) havaitsi hiili- ja typpipitoisuuden kasvun labiilin orgaanisen aineksen fraktiossa mitä pohjoisimmille leveyspiireille mennään, mikä saattaisi selittää korkeita kokonaistyyppi- ja hiilipitoisuuksia.

Sekä ohramonokulttuurissa että nurmikierrossa saadut kokonaishiilipitoisuudet ovat kansainvälisesti vertailtuna kohtalaisen korkeat, ottaen huomioon että lannoitemäärät, karjanlantana tai mineraalilannoitteina, eivät olleet kovin suuria. Orgaanisen hiilen pitoisuudet tasaantuvat 1-2 % luokkaan mineraalilannoituksella pitkän ajan viljelykokeissa (Edmeades 2002), mutta vastaavasti tässä tutkimuksessa kaikilla lohkoilla pitoisuus oli yli kaksi prosenttia. Samaa suuruusluokkaa olevat hiilipitoisuudet tämän tutkimuksen kanssa saatiin Rothamstedin kokeissa karjanlantakäsittelyillä. Tähän tutkimukseen verrattuna Rothamstedin kokeissa käytetty lantamäärä oli kuitenkin huomattavasti suurempi, noin 35 tonnia hehtaarille (Edmeades 2002). Tässä tutkimuksessa saatu kokonaishiilen ja -typen laskeva trendi ei ollut poikkeava muista tutkimuksista. Samansuuntaisia tuloksia orgaanisen hiilen muutoksesta on saatu pisimmistä viljelykokeista lauhkeilla vyöhykkeillä (Christensen & Johnston 1997, Johnston 1997) sekä pohjoisen olosuhteissa (Ericson & Mattson 2000) kuten myös kokonaistypestä (Christensen & Johnston 1997).

Maaperän orgaanisen aineksen määrään, ja edelleen kokonaishiilipitoisuuteen voidaan viljelyekosysteemeissä vaikuttaa kasvivalinnalla sekä lannoitteen määrällä ja laadulla. Lisäämällä ravinnepanosten määrää voidaan kasvattaa viljelykasvin biomassan

tuotantoa, ja viljelytähteiden palautuessa maahan, sillä voi olla positiivinen vaikutus maan multavuuteen. Orgaanisilla lannoitepanoksilla voidaan lisäksi samanaikaisesti lisätä sekä kasvin kasvua että maaperän multavuutta. Ero näiden tekijöiden paremmuudessa maan orgaanisen hiilen lisääjänä ei ole aivan yksiselitteinen (Edmeades 2002). Tässä tutkimuksessa viljelykierto oli tärkeämmässä roolissa maaperän kokonaishiilipitoisuutta lisäävänä tekijänä kuin lannoituskäsittely, vaikka karjanlanta oli ylivertainen verrattuna mineraalilannoitteisiin. Minimaaliset muokkaustoimenpiteet (Campbell ym. 1996,1997) ja eroosion vähentäminen pelloilta (van Oost ym. 2007) lisäävät maaperän hiilipitoisuutta. Nämä ovat ominaisia nurmiviljelylle, mikä selittää nurmikierron ja ohramonokulttuurin eroja hiilen pitoisuuksissa tässä tutkimuksessa.

Jos hiilipitoisuus ennen olosuhteiden muutosta on korkea, johtuen esimerkiksi karjanlannan käytöstä tai monivuotisten kasvien viljelystä, hiilipitoisuus alkaa laskea yksipuolisen viljelykierron seurauksena (Kätterer & Andrén 1999). Tämä oli selvästi havaittavissa ohramonokulttuurissa mutta myös nurmikierrossa. On siis mahdollista, että olosuhteet ennen viljelykokeen alkua suosivat hiilen kertymistä maaperään, ja näin ollen kohtalaisen pieni karjanlantamäärä ei riittänyt pitämään orgaanisen hiilen pitoisuutta 4-5 %:ssa, joka oli lähtötaso ennen kokeen alkua. Sen sijaan kaksinkertainen mineraalilannoitteiden määrä nurmikierrossa lisäsi nurmen satoa, ja siten maanpäällistä ja -alaista biomassaa, selvästi enemmän kuin KL tai NPK lohkoilla niin, että kokonaishiilipitoisuus pysyi lähes muuttumattomana, noin 3 %:ssa. Kätterer ja Andrén (1999) havaitsivat pitkän ajan viljelykokeita vertailemalla, että jos maan orgaanisen hiilen pitoisuus on kovin alhainen, niin jopa yksipuolinen viljelykierto voi lisätä maan hiilipitoisuutta. Tämä ei ollut havaittavissa ohramonokulttuurissa, mutta nurmikierrossa karjanlantakäsittely jopa lisäsi maan kokonaishiilipitoisuutta Åsissa ja Öjebynissä, missä hiilipitoisuuden lähtötasot olivat selvästi alle 3 %.

Yli 90 % maaperän typestä on orgaanisessa muodossa. Muutokset kokonaishiilipitoisuuksissa voidaan siten ennustaa heijastuvan myös kokonaistypen määrään. Kokonaistypen määrä laskee samoilla lohkoilla hiilen kanssa. Niin ikään karjanlannalla lannoitetuilla lohkoilla nurmikierrossa kokonaistypen määrä jopa hiukan kasvoi. Korkeimmat kokonaistyyppipitoisuudet karjanlantalohkoilla selittää lannan sisältämän orgaanisen typen määrä, joka on noin puolet sen kokonaistypestä. Orgaanisen aineen hidaskasvu pohjoisissa olosuhteissa johtaa myös hitaaseen typen mineralisaatioon, mikä pitää typen pidempään orgaanisessa muodossa ja näin

ollen myös suojaassa huuhtoutumiselta ja haihtumiselta verrattuna mineraalilannoitetyppeen. Kaikkein korkeimman typpipitoisuuden nurmivaltaisessa kierrossa selittäisi maan vähäinen muokkaus, minkä on tutkimuksissa havaittu kasvattavan maan orgaanisen hiilen ja kokonaistypen määrää (Cambell ym.1996). Kasvanut kokonaistypen määrä yhdessä lisääntyneen hiilen kanssa karjanlanta-nurmikombinaatiolla vahvistavat näkemystä, että orgaaniset lannoitepanokset yhdessä nurmikierron kanssa lisäävät maaperän sadontuottokykyä ja viljavuutta, mikä ilmeni myös kohonneina satotasoina.

6.5 Karjanlannan ja mineraalilannoitteiden vaikutus fosfori- ja kaliumpitoisuuksiin

Kaksinkertainen mineraalilannoitus kasvatti maan helppoliukoisen fosforin (P_{AL}) ja kaliumin (K_{AL}) pitoisuuksia enemmän kuin mineraalilannoitus ja karjanlantalannoitus, kun laskettiin kaikkien koepaikkojen keskiarvot vuodelta 1994. Toiseksi eniten fosfori- ja kaliumpitoisuuksia lisäsi karjanlantalannoitus, jonka liukoisten ravinteiden määrä vastasi NPK -käsittelyä. Sen sijaan kun fosforin ja kaliumin muutosta tarkasteltiin pitkällä aikavälillä, karjanlanta osoittautui mineraalilannoitetta paremmaksi vaihtoehdoksi pitämään maan liukoisen fosforin pitoisuuden alhaisella tasolla.

Maaperän korkealla liukoisen fosforin pitoisuudella on suora vaikutus peltolohkolta pintavalunnan mukana huuhtoutuvan fosforin määrään (Ekholm ym. 2005, Uusitalo ym. 2007), mutta siihen vaikuttavat myös maaperän kokonaisfosforipitoisuus, maan rakenne sekä maaperän fosforin sorptiokapasiteetti (Börling ym. 2004). Tehokkaalla täsmälannoituksella yksittäisen peltolohkon fosforitase voidaan pitää hyvänä ja liukoisen fosforin pitoisuus pienenä. Samanaikaisesti voi kuitenkin koko maatalouden fosforinkuormituspotentiaali kasvaa, mikäli lannoittamiseen käytetään mineraalifosforia. Fosforinkuormituspotentiaalin luonnollisena vähennyskeinona on tehokas ravinteiden kierrätys (Granstedt 2000, Granstedt ym. 2004, 2008, Günther 1997).

Kaksinkertainen mineraalilannoitus sisälsi kaikista lannoituskäsittelyistä absoluuttisesti eniten fosforia ja kaliumia, millä selittyisi kaikkein suurimmat arvot 2NPK -käsittelyllä vuonna 1994. 2NPK käsittelyllä P_{AL} pitoisuus oli yli 96 mg kg⁻¹, kun suositusten

mukainen ammoniumlaktaattiuuttoisen fosforin pitoisuus Ruotsin maanviljelysmailla vaihtelee 41–80 mg kg⁻¹ välillä, riippuen viljelykasvista (Börling ym. 2004).

Sekä karjanlanta että mineraalilannoitetuilla lohkoilla fosforipitoisuus sen sijaan pysyi suositusten rajoissa, vaikka olikin suurempi karjanlanta- kuin normaalilla NPK -lannoituksella. Toisaalta vuonna 1997 otetuista maanäytteistä mitattu vesiuttolinen fosforipitoisuus (P H₂O) oli sekä karjanlanta- että mineraalilannoitetulla lohkoilla 2,05 mg kg⁻¹, mikä viittaisi samansuuruiseen fosforinkuormituspotentiaaliin. Vaihtelu karjanlannan absoluuttisissa fosfori- ja kaliumpitoisuuksissa saattaisi kuitenkin selittää eron KL ja NPK käsittelyiden välillä vuonna 1994. Karjanlannan ravinnemäärissä esiintyy luonnostaan vuosittaista vaihtelua, kuten vuosilta 1990 ja 1996 peräisin olevat lanta-analyysit osoittavat. Tähän vaikuttaa ennen muuta naudan ruokintaan käytettyjen rehujen määrä ja laatu, varsinkin jos määrät ovat reilusti ylimitoitettuja. Esimerkiksi Huhtasen ym. (2009) mukaan lypsylehmiä valkuaisrehun ruokintaa on mahdollisuus tarkentaa, ilman tuotoksen pienentymistä, mikä vähentäisi fosforin määrää lannassa.

Vaikka karjanlannan fosforinhuuhtoutumisriski yhden tarkasteluvuoden perusteella oli suurempi kuin NPK -käsittelyllä, se ei vielä riitä kertomaan lannoituskäsittelyn ravinnekuormituspotentiaalia pitkällä aikavälillä. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella karjanlannan pitkäaikainen käyttö piti maan heppoliukoisen fosforin pitoisuuden samalla tasolla koko tarkastelujakson ajan, kun se NPK -käsittelyllä jopa hieman nousi. Tämä ero johtuu todennäköisesti siitä, että karjanlannan fosforista voi olla jopa puolet orgaanisessa muodossa (He & Honeycutt 2003), kun taas mineraalifosfori on liukoisessa muodossa. Karjanlannan fosforin määrään vaikuttaa kuitenkin myös varastointiaika ja käytetty kuivike. Esimerkiksi Ylivainio ym. (2008) mittasivat karjanlannan orgaanisen fosforin pitoisuudeksi lypsykarjan lannasta vain 15 %. Karjanlantaloikon suuri kokonaishiilipitoisuus viittaisi kuitenkin siihen, että orgaanisen lannoitteen käyttö on lisännyt maaperän orgaanisen fosforin pitoisuutta. Orgaanisessa muodossa oleva fosfori vapautuu hitaasti kasvien käyttöön mineralisaation seurauksena, jolloin maanesteen heppoliukoisen fosforin pitoisuus ei pääse nousemaan liian korkeaksi, mikä pienentää fosforin huuhtoutumisriskiä.

Karjanlanta on kierrätysravinne, ja sen tehokkaalla hyödyntämisellä on mahdollisuus vähentää maatalouden fosforinkuormituspotentiaalia, koska sen käyttö vähentää tarvetta käyttää keinolannoitefosforia. Sen lisäksi karjanlantaa hyödyntämällä on mahdollisuus

edelleen tehostaa fosforin käyttöä pellolla ja siten myös koko maatalousjärjestelmässä mykorritsan avulla. Tämä oli osoitettavissa astiakokeilla, missä mykorritsa pystyi hyödyntämään karjanlantaa fosforinlähteenään mineraalilannoitetta tehokkaammin.

6.6 Lisätutkimuksen tarve

Tämä tutkimus antaa uutta tietoa viljelytoimenpiteiden vaikutuksista mykorritsan toimintaedellytyksiin sekä mykorritsasieniyhteisöihin pitkällä aikavälillä, koska astiakokeissa käytetyt maanäytteet olivat Röbäcksdalenin kenttäkokeesta, missä sama lannoituskäsittely oli ollut käytössä jo vuodesta 1965. Kuitenkin lannoituskäsittelyiden pitkäaikaisvaikutus tuli osoitettua vain astiakokeissa. Kasvatushuoneissa maanäytteen lämpötila on vakio, ja todennäköisesti mykorritsan toiminnan kannalta lähempänä optimia, kuin kenttäolosuhteissa. Kasvu-aika on myös merkittävästi lyhyempi. Niinpä mykorritsan fosforinottotehokkuuden määrällisen merkityksen selvittämiseksi käytännön viljelyolosuhteissa, olisi astiakokeissa käytetty tehokkuustesti toistettavana samanlaisena myös kenttäkokeessa. Mykorritsan tehokkuus muista näkökulmista, esimerkiksi maamurujen sitojana ja eroosion estäjänä, ansaitsisi myös tulla oloissamme selvitettyksi. Tämä mykorritsan tunnettu vaikutustapa voi olla lisäkeino fosforin hävikkien pienentäjänä ja siten fosforin kierrätyksen tehostajana.

Tässä tutkimuksessa mykorritsan tehokkuusmittauksissa käytetyt maanäytteet olivat peräisin vain yhdeltä paikkakunnalta Pohjois-Ruotsista, mikä heikentää tulosten yleistettävyyttä. Mykorritsan ravinteiden oton tehokkuuden mittaaminen maanäytteistä, jotka ovat peräisin eteläisimmiltä leveyspiireiltä, esimerkiksi viljelyolosuhteiltaan parhailta alueilta Etelä-Suomesta, toisi arvokasta tietoa lämpöolosuhteiden vaikutuksesta mykorritsan toimintaedellytyksiin peltomaassa, ja siten tämän tutkimuksen tulosten yleistettävyyteen.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, voiko kierrätyslannoitteita käyttämällä hyödyntää ja ylläpitää mykorritsan toimintaa peltoekosysteemissä paremmin kuin mineraalilannoituksella. Karjanlannan käyttö paransi selvästi mykorritsan toimintaedellytyksiä verrattuna mineraalilannoitteisiin, mikä ilmeni suurempana mykorritsasta saatuna fosforinottohyötynä. Mykorritsasieniyhteisöjen toiminnallisissa ominaisuuksissa ei havaittu eroja.

Tulosten perusteella mykorritsan elinvoimaisuuden kannalta oikeanlaiset olosuhteet olivat ratkaisevana tekijänä mykorritsan tehokkuuseroissa. Mykorritsaa ekosysteemipalveluna tehokkaasti hyödyntämään pyrkivissä viljelymenetelmissä tulisikin suosia orgaanisia kierrätyslannoitteita, kuten karjanlantaa, koska ne lisäävät maaperän orgaanisen aineksen määrää ja siten muokkaavat sen kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia mykorritsalle suotuisiksi. Toinen mekanismi, jolla karjanlanta edesauttaa mykorritsan toimintaa liukoisiin mineraalilannoitteisiin verrattuna, on sen sisältämä orgaaninen fosfori, joka hitaasti vapautuessaan ei haittaa mykorritsan muodostusta eikä sen toimintaedellytyksiä. Mykorritsa myös tehostaa eniten juuri orgaanisten fosforilähteiden hyödyntämistä, koska mykorritsan rihmasto saa tehokkaasti talteen orgaanisen aineen pinnoilta vapautuvan fosforin estäen sen huuhtoutumisen ja pidättymisen maahan vaikealiukoiseen muotoon. Näin mykorritsa tehostaa fosforin kierrätystä, ja erityisesti juuri kierrätyslannoitteista

Toiseksi tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää, vaikuttaako karjanlannan käyttö samalla tavalla maan muihin laatuominaisuuksiin ja satomääriin, jotta selviäisi, onko karjanlannan käyttö maan laadun kannalta perusteltua muutoinkin kuin mykorritsan näkökulmasta. Karjanlannan käyttö verrattuna mineraalilannoitteisiin paransi selvästi maan laatua ja viljavuutta, joiden mittareina tässä tutkimuksessa käytettiin kokonaistyyppi- ja kokonaishiilipitoisuutta sekä fosfori- ja kaliumpitoisuutta. Näihin maan laadun mittareihin on rinnastettavissa myös mykorritsan toimintaedellytykset, jotka niin ikään paranivat karjanlannan käytöllä. Karjanlannan käyttö myös vahvisti viljelykierron vaikutusta karjanlannan vaikutuksen ollessa suurempi nurmivaltaisessa viljelykierrossa kuin ohramonokulttuurissa.

Karjanlannan käyttö edistää mykorritsan toimintaa ja viljelykasvin fosforinottoa mineraalilannoitteisiin verrattuna, ilman että maaperän liukoisen fosforin pitoisuus kasvaa tai satomäärät laskevat pitkällä aikavälillä. Koska karjanlanta itsessään on kierrätyslannoite, vähentää sen käyttö maatalousjärjestelmään tulevaa fosforin määrää, mikä pienentää koko maatalouden ravinnekuormituspotentiaalia. Mykorritsa puolestaan tehostaa fosforin kierrätystä, koska kykenee hyödyntämään kierrätyslannoitteena käytettyä karjanlantaa mineraalilannoitteita tehokkaammin. Tällä on huomattava käytännön merkitys suunniteltaessa viljelyn kannalta tehokkaita, mutta samalla ympäristöystävällisiä fosforilannoitusstrategioita.

8 LÄHDELUETTELO

Andersson, A., Andersson, R. & Eriksson, J. 1997. Current status of Swedish arable soils. Swedish Environmental Protection Board. Report No. 4778. Stockholm.

Antikainen, R., Lemola, R., Nousiainen, J.I., Sokka, L., Esala, M., Huhtanen, P. & Rekolainen, S. 2005. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 287–305.

Baon, J.B., Smith, S.E., Alston, A.M. & Wheeler, R.D. 1992. Phosphorus efficiency of three cereals as related to indigenous mycorrhizal infection. *Australian Journal of Agricultural Research* 43: 479–491.

Baon, J.B., Smith, S.E. & Alston, A.M. 1993. Mycorrhizal responses of barley cultivars differing in P efficiency. *Plant Soil* 157: 97–105.

Boddington, C.L. & Dodd, J.C. 2000. The effect of agricultural practices on the development of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi. II. Studies in experimental microcosms. *Plant and Soil* 218: 145–157.

Bolan, N.S., Robson, A.D. & Barrow, N.J. 1987. Effects of phosphorus application and mycorrhizal inoculation on root characteristics of subclover and ryegrass in relation to phosphorus uptake. *Plant and Soil* 104: 294–298.

Bolan, N.S. 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in uptake of phosphorus by plants. *Plant and Soil* 134: 189–207.

Boman, R.K., Taylor, S.L., Raun, W.R., Johnson, G.V., Bernardo, D.J. & Singleton, L.L. 1996. *The Magruder Plots: A century of wheat research in Oklahoma*. Department of Agronomy, Oklahoma State University, 69s.

Bradstreet, R.B. 1965. *The Kjeldahl method for organic nitrogen*. Academic Press, London and New York, 239 s.

Börling, K., E. Otabbong, and E. Barberis. 2004. Soil variables for prediction of potential phosphorus release in Swedish non-calcareous soils. *Journal of Environmental Quality* 33: 99–106.

Campbell, C.A., McConkey, B.G., Zentner, R.P., Selles, F. & Curtin D. 1996. Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan, Canadian *Journal of Soil Science* 76: 395–401.

Campbell, C.A., Janzen, H.H. & Juma, N.G. 1997. Case Studies of Soil Quality in the Canadian Prairies: Long-Term Field Experiments. Teoksessa: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (toim.) 1997. *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, s. 351–397.

Christensen, B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20: 1–90.

Christensen, B.T., Petersen, J., Kjellerup, V. & Trentemöller, U. 1994. The Askov long-term experiments on animal manure and mineral fertilizers: 1894-1994. SP Report No 3, Danish Institute of Plant and Soil Sciences, Skovbrynet, Lyngby, Denmark.

Christensen, B.T. & Johnston, A.E. 1997. Soil organic matter and soil quality—Lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. Teoksessa: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (toim.) 1997. *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, s. 390–430.

Christie, P. & Kilpatrick, D.J. 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhiza infection in cut grassland following long-term slurry application. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 325–330.

Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19: 292–305.

Dalal, R.C. & Mayer, R.J. 1986. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Australian Journal of Soil Research* 24: 281–92.

- Dalal, R. C. 1977. Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy* 29: 83–117.
- Davidse, L.C. 1986. Benzimidazole fungicides: Mechanism of action and biological impact. *Annual Review of Phytopathology* 24: 43–65.
- Douds Jr, D.D., Galvez, L., Franke-Snyder, M., Reider, C. & Drinkwater, L.E. 1997. Effect of compost addition and crop rotation point upon VAM fungi. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 65: 257–266.
- Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J, Seuri, P. & Ylivainio, K. 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 266–278.
- Edemeades, D.C 2003. The long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agrecosystems* 66: 165–180.
- Ericson, L, & Mattsson, L. 2000. Soil and crop management impact on SOC and soil physical properties of soils in northern Sweden. *Teoksessa: Lal, R, Kimble, J.M. & Stewart, B.A. (toim.) 2000. Global Climate Change and cold regions ecosystems. Advances in Soil Science, s.123–135.*
- Fitter, A.H. & Nichols, R. 1988. The use of benomyl to control infection by vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi 110: 201–206
- Giovanetti, M. & Mosse, B. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular–arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* 84: 489–500.
- Gosling, P., Hodge, A., Goodlass, G. & Bending, G..D. 2006 Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 17–35.
- Grace, C. & Stribley, D.P. 1991. A safer procedure for routine staining of vesicular–mycorrhizal fungi. *Mycology Research* 95: 1160–1162.

Granstedt, A. 2000. Increasing the efficiency of plant nutrient recycling within the agricultural system as a way of reducing the load to the environment –experience from Sweden and Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80: 169–185.

Granstedt, A., Seuri, P & Thomsson, O. 2004. Effective recycling agriculture around the Baltic Sea. *Ecologiskt Lantbruk* 41.

Granstedt, A., Schneider, T., Seuri, P. & Thomsson, O. 2008. Ecological Recycling Agriculture to Reduce Nutrient Pollution to the Baltic Sea. *Biological Agriculture and Horticulture* 26: 279–307.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E. & Dwyer, L.M. 1997. Biological attributes of soil quality. Teoksessa: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (toim.) 1997. *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, s. 81–114

Gryndler, M., Larsen, J., Hrselova, H., Rezacova, V., Gryndlerova, H., & Kubat, J. 2006. Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza* 16: 159–166.

Gutser, R., Ebertseder, Th., Weber, A., Schraml, M. & Schmidhalter, U. 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 439–446.

Günther, F. 1997. Hampered effluent accumulation process: Phosphorus management and societal structure. *Ecological Economics* 21: 159–174.

Günther, F. 2010a. Mines. Verkkojulkaisu:

http://www.holon.se/folke/kurs/Distans/Ekofys/Recirk/Eng/gruvor_en.shtml. Viitattu 05.10.2010.

Günther, F. 2010b. Verkkojulkaisu: A solution to the heap problem: The doubly balanced agriculture: integration with population.

<http://www.holon.se/folke/kurs/Distans/Ekofys/Recirk/Eng/balanced.shtml> Viitattu 05.10.2010.

Hayman, D.S. 1982. Influence of soils and fertility on activity and survival of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Phytopathology* 72: 1119–1125.

He, Z & Honeycutt, C.W. 2003. Evaluation of organic phosphorus in animal manure by ortho-phosphate releasing enzymatic hydrolysis: Teoksessa Ninth International Animal, Agricultural and Food Processing Wastes Proceedings of the 12-15 October 2003 Symposium (Research Triangle Park, North Carolina USA), s. 542–555.

Hodge, A., Campbell, C.D. & Fitter, A.H. 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. *Nature* 413: 297–299.

Huang, C-Y.L. & Schulte, E.E. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 16: 943–958.

Jakobsen, I., Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L. 1. Spread of hyphae and phosphorus inflow into roots. *New Phytologist* 120: 371–380.

Janzen, H.H., Campbell, C.A., Ellert, B.H. & Bremer, E. 1997. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality. Teoksessa: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (toim.) 1997. *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, s. 277–291.

Johnston, A.E. 1997. The value of long-term field experiments in agricultural, ecological, and environmental research. *Advances in Agronomy* 59: 291–333.

Joner, E.J. & Jakobsen, I. 1994. Contribution by two arbuscular mycorrhizal fungi to P uptake by cucumber (*Cucumis sativus* L.) from ³²P-labelled organic matter during mineralization in soil. *Plant and Soil* 163: 203–209.

Joner, E.J. & Jakobsen, I. 1995a. Uptake of ^{32}P from labelled organic matter, by mycorrhizal and non-mycorrhizal subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.) *Plant and Soil* 172: 221–227.

Joner, E.J. & Jakobsen, I. 1995b. Growth and extracellular phosphatase activity of arbuscular mycorrhizal hyphae as influenced by soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1153–1159.

Joner, E.J. 2000. The effects of long-term fertilization with organic and inorganic fertilizers on mycorrhiza-mediated phosphorus uptake in subterranean clover. *Biological Fertility of Soils* 32: 435–440.

Kahiluoto, H. & Vestberg, M. 1998. The effect of arbuscular mycorrhiza on biomass production and phosphorus uptake from sparingly soluble sources by leek (*Allium porrum* L.) in Finnish field soils. *Biological Agriculture and Horticulture* 16: 65–85.

Kahiluoto, H. 2000. A systems approach to the management of arbuscular mycorrhiza: Bioassay and study of the impact of phosphorus supply. Thesis, University of Helsinki, Department of Applied Biology.

Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M., 2000a. Promotion of utilization of arbuscular mycorrhiza through reduced P fertilization. 1. Bioassays in a growth chamber. *Plant and Soil* 227: 191–206.

Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M., 2000b. Creation of a non-mycorrhizal control for a bioassay of AM effectiveness. 1. Comparison of methods. *Mycorrhiza* 9: 241–258.

Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M. 2009. Contribution of mycorrhiza to soil quality in contrasting cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134: 36–45.

Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M. 2011. Plant-available P supply is not the main factor determining the benefit from arbuscular mycorrhiza to crop P nutrition and growth in contrasting cropping systems. *Plant and Soil*, doi 10.1007/s11104-011-0884-x.

Kaila, A. 1948. Viljelysmaan orgaanisesta fosforista. Valtion Maatalouskoetöiminnan Julkaisuja 129. Helsinki, Helsingin yliopisto. 118 s.

Kenward, M.G. & Roger, J.H. 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics* 53: 983–997.

Koide, R.T. & Kabir, Z. 2000. Extraradical hyphae of the mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* can hydrolyse organic phosphate. *New Phytologist* 148: 511–517.

Kormanik, P.P. & McGraw, A.C. 1982. Quantification of vesicular arbuscular mycorrhizae in plant roots. Teoksessa: Schenk, N.C. (toim.) 1982. *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*, American Phytopathology Society, St. Paul, Minnesota, s. 37–45.

Kätterer, T. & Andrén, O. 1999. Long-term agricultural field experiments in northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72: 165–179.

Lemola, R., Nousiainen, J., Huhtanen, P. & Turtola, E. 2009. Fosforikierron biologinen säätövara ja sen vaikutus maatalouden fosforikuormitukseen. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.) 2009. *Suomen kotieläintalouden fosforikierto – säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla*. Maa- ja elintarviketalous 138. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen s. 224–244.

Li, X.-L., George, E. & Marschner, H. 1991. Phosphorus depletion and pH decrease at the root-soil and hyphae-soil interfaces of VA mycorrhiza white clover fertilized with ammonium. *New Phytologist* 119: 397–404.

Littel, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W., Wolfinger, R.D. & Schabenberger, O. 2006. *SAS[®] for mixed models*, second edition. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Lynch, J. 1998. The role of nutrient efficient crops in modern agriculture. *Journal of Crop Production* 1: 241–264.

Marschner, H. & Dell, B. 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* 159: 89–102.

Menge, J.A., Johnson, E.L.V. & Platt, R.G. 1978. Mycorrhizal dependency of several citrus cultivars under three nutrient regimes. *New Phytologist* 81: 553–559.

Mäder, P., Edenhofer, S.D., Boller, T., Wiemken, A. & Niggli, U. 2000. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field experiment comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biological Fertility of Soils* 31: 150–156.

Ngosong, C., Jarosch, M., Raupp, J., Neumann, E. & Ruess, L. 2010. The impact of farming practice on soil microorganisms and arbuscular mycorrhizal fungi: Crop type versus long-term mineral and organic fertilization. *Applied Soil Ecology* 46: 134–142.

Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319–337.

Oberson, A. & Joner, E.J. 2003. Microbial turnover of phosphorus in soil. *Teoksessa: Turner, B.L., Frossard, E. & Baldwin, D.S. (toim.) 2003. Organic phosphorus in the environment, CAB International 2005, s.133–164.*

Plenchette, C., Clermont,-Dauphin, C., Meynard, J.M. & Fortin, J.A. 2005. Managing arbuscular mycorrhizal fungi in cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science* 85: 31–40.

Rajala, J. 2006. *Luonnonmukainen maatalous*. Helsingin yliopisto, maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, julkaisu 80, Mikkeli, 494 s.

Ravnskov, S., Larsen, J., Olsson, P.A. & Jakobsen, I. 1999. Effect of various organic compounds on growth and phosphorus uptake of an arbuscular mycorrhizal fungus. *New Phytologist* 141: 517–524.

Rubio, R., Borie, F., Schalachli, C., Castillo, C. & Azcon, R. 2003. Occurrence and effect of arbuscular mycorrhizal propagules in wheat as affected by the source and

amount of phosphorus fertilizer and fungal inoculation. *Applied Soil Ecology* 23: 245–255.

Saarela, I. 2002. Phosphorus in Finnish soils in the 1900s with particular reference to the acid ammonium acetate soil test. *Agricultural and Food Science Finland* 11: 257–271.

Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 2004. Phosphorus status of diverse soils in Finland as influenced by long-term P fertilization. 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 Finland* 13: 276–294.

Salo, T., Eskelinen, J., Jauhiainen, L. & Kartio, M. 2004. Sadon laadun seuranta. Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) 2004. Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS 2, vesistökuormitus. Osahankkeiden 2-7 väliraportit 2000-2003. Maa- ja elintarviketalous 59, s. 158–169.

Salo, T., Ylivainio, K., Partanen, K., Rinne, M., Nousiainen, J., Kapuinen, P., Esala, M., Peltonen, S. & Valaja, J. 2011. Lannan lannoituskäytön kehittäminen ja ravinteiden tehokas käyttö. Teoksessa: Luostarinen, S., Logrén, J., Grönroos, J., Lehtonen, H., Paavola, T., Rankinen, K., Rintala, J., Salo, T., Ylivainio, K. & Järvenpää, M. (toim.) 2011. Lannan kestävä hyödyntäminen. Maa- ja elintarviketalouden raportteja 21. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen s. 17–40.

Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25: 53–88.

Smil, V. 2002. Phosphorus: Global transfers. Toim. Douglas, I. Teoksessa: *Encyclopedia of global environmental change: Causes and consequences of global environmental change*. Wiley, UK, s. 536–542.

Smith, S.A. & Read, D. 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. 2. painos. London: Academic press, 605 s.

Steel, R. G. D. & Torrie, J. H. 1960. Principles and procedures of statistics. New York: McGraw-Hill Book Company, 481 s.

Sylvia, D.M. & Neal, L.H. 1990. Nitrogen affects the phosphorus response of VA mycorrhiza. *New Phytologist* 115: 303–310.

Swift, M.J., Heal, O.W. & Anderson, J.M. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems Blackwell, Oxford.

Tennberg, F. 1960. Fosforilannoituksen vaikutuksesta satomääriin Suomessa. Rikkihappo- ja superfosfaattitehtaat Oy. Suomalaisen kirjallisuuden Kirjapaino Oy, Helsinki.

Thingstrup, I., Rubaek, G., Sibbesen, E. & Jakobsen, I. 1998. Flax (*Linum usitatissimum* L.) depends on arbuscular mycorrhizal fungi for growth and P uptake at intermediate but not high soil P levels in the field. *Plant and Soil* 203: 37–46.

Thingstrup, I., Kahiluoto, H., & Jakobsen, I. 2000. Phosphate transport by hyphae of field communities of arbuscular mycorrhizal fungi at two levels of P fertilization. *Plant and Soil* 221: 181–187.

Tisdall, J.M & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141–163.

Tukey, J.W. 1977. Exploratory Data Analysis. Addison-Wesley, Reading, MA, 688 s.

Uusitalo, R., Turtola, E., Grönroos, J., Kivistö, J., Mäntylähti, V., Turtola, A., Lemola, R. & Salo, T., 2007. Finnish trends in phosphorus balances and soil test phosphorus. *Agricultural and Food Science Finland* 16: 301–316.

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

van Noordwijk, M. 1999. Nutrient Cycling in Ecosystems versus Nutrient Budgets of Agricultural Systems. Teoksessa: Smaling, E.M.A., Oenema, O. & Fresco, L.O. (toim.) 1999. Nutrient Disequilibria in Agroecosystems. CAB International, s. 1–26.

van der Paauw, F. 1971. An effective water extraction method for the determination of plant available soil phosphorus. *Plant and Soil* 34: 467–481.

van Oost, K., Quine, T.A., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Ritchie, J.C., McCarty, G.W., Heckrath, G., Kosmas, C., Giraldez, J.V., Marques da Silva, J.R. & Merckx, R. 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science Magazine* 26: 626–629.

Vitousek, P., Aber, J., Howarth, R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Schlesinger, W. & Tilman, G. 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences. *Issues in Ecology* 1.

White, R. E. 2002. Principles and practice of soil science. The soil as a natural resource, 3. pianos, Oxford, Blackwell science, 348 s.

Ylivainio, K., Uusitalo, R. & Turtola, E. 2008. Meat bone meal and fox manure as P sources for ryegrass (*Lolium multiflorum*) grown on a limed soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (3): 267–278.

LITTEET

Liite 1: Lohkokortti Röbbäcksdalenin koejärjestelystä vuodelta 2009



FÄLTKORT 2009 R8-74
Serie: Försök med monokulturer.
Plats: SLU, Röbbäckdalen

AC-8-1965 081505
Gröda: VALL/RAPS/RAJG
Omlopp: 8 År: 3

VÄXTFÖLJD/MONOKULTUR: A. Korn/insädd, vall I-II, raps, potatis, rajgräs
B. Korn/insädd, vall I-V
C. Grönfoderraps år efter år
D. Ettårigt rajgräs år efter år
E. Potatis år efter år
F. Korn år efter år
G. Korn, korn, havre
H. Korn, korn, potatis
I. Korn/insädd år efter år

GÖDSLING:
1. Enkel giva PKN i handelsgödsel
2. Dubbel giva PKN i handelsgödsel
3. Enkel giva PKN i handelsg.+stallg.

VALL, RAPS och RAJGRÄS på detta fältkort
Antal skördar/år: Vallar 2, raps 1, rajgräs 3.

-- 22 rutor x 6,0 m = 132,0 m --

1B	1C	1D	1E	1F	1G	1H	1I	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	2E	2H	2D	2B	2C	2I	2F	2G
1	4	7	10	13	16	19	22	25	28	31	34	37	40	43	46	49	52	55	58	61	64	67
Block I														Block II								
3B	3C	3D	3E	3F	3G	3H	3I	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3E	3H	3D	3B	3C	3I	3F	3G	3G
2	5	8	11	14	17	20	23	26	29	32	35	38	41	44	47	50	53	56	59	62	65	68
2B	2C	2D	2E	2F	2G	2H	2I	2A	2A	2A	2A	2A	2A	1E	1H	1D	1B	1C	1I	1F	1G	1G
3	6	9	12	15	18	21	24	27	30	33	36	39	42	45	48	51	54	57	60	63	66	69

6,5 m
15,0 m
2,5 m
15,0 m
2,5 m
15,0 m

Vall II Raps Rajgräs Potatis Korn Havre Potatis Korn + ins Vall II Raps Potatis Rajgräs Korn + ins Vall I Potatis Potatis Rajgräs Vall II Raps Korn + ins Korn Korn Havre

Bruttoruta	x	=	m ²	Skörderuta	x	=	m ²
ÅRSÅTGÄRDER (OBS året börjar på hösten)				GRADERINGAR:			
Vallbrott (B) Roundupbesprutning				Glutenbet, vår, matris			
VÅR OCH SOMMARÅTGÄRDER:				Klöverhalt, vår, rutvis			
Vallar	Värgödsling	NPK		Bot. sammansättn. i vall sk 1 rutvis			
Vallar	Gödsl.återv.	N		Bot. sammansättn. i vall sk 2 rutvis		08-19	3/4
Raps	Värgödsling	NPK		Bot. sammansättn. i rajg sk 1 rutvis			
Raps	Sädd			Bot. sammansättn. i rajg sk 2 rutvis		08-19	1/4
Raps	Övergödsling	N		Bot. sammansättn. i rajg sk 3 rutvis			
Raps	Hackning			PROVTAGNINGAR OCH SKÖRDAR:			
Rajgräs	Värgödsling	NPK		Vall (ts + kem + bot), sk 1 rutvis			
Rajgräs	Sädd			Vall (ts + kem), sk 2, rutvis			
Rajgräs	Övergödsling	N		Rajgräs (ts+kem+bot) sk 1, rutvis			
Rajgräs	Övergödsling	N		Rajgräs (ts + kem), sk 2, rutvis			
Rajgräs	Övergödsling	N		Rajgräs (ts + kem), sk 3, rutvis			
OGRÄSBEKÄMPNING RAJGRÄS:				Raps (ts+kem+bot), vid skörd rutvis			
Medel	Mängd/ha	Mån-dag		*ANM. (avvikelser i åtgärder, skador, ect.):			
Rapssort: <i>Dakota</i>							
Rajgrässort:							
Kontaktperson - beställare: Kent Dryler 090-786 87 22							
Kontaktperson - utförare : Kent Dryler 090-786 87 22							