



Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään

Ansa Palojärvi, Laura Alakukku, Esko Martikainen,
Marina Niemi, Pekka Vanhala,
Kirsten Jørgensen ja Martti Esala



Ympäristö

Maa- ja elintarviketalous 2
88 s., 2 liitettä

Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään

Ansa Palojärvi, Laura Alakukku, Esko Martikainen,
Marina Niemi, Pekka Vanhala,
Kirsten Jørgensen ja Martti Esala

ISBN 951-729-648-7(Painettu)
ISBN 951-729-649-5 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
<http://www.mtt.fi/met>

Copyright
MTT

Ansa Palojärvi, Laura Alakukku, Esko Martikainen, Marina Niemi,
Pekka Vanhala, Kirsten Jørgensen ja Martti Esala

Julkaisija ja kustantaja
MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti
MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen
Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339
sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisu vuosi
2002

Kannen kuva
Eeva Mehto

Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutukset maaperään

Ansa Palojärvi¹⁾, Laura Alakukku¹⁾, Esko Martikainen²⁾, Marina Niemi³⁾, Pekka Vanhala⁴⁾, Kirsten Jørgensen⁴⁾, Martti Esala¹⁾

¹⁾MTT - Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen, ansa.palojarvi@mtt.fi, laura.alakukku@mtt.fi, martti.esala@mtt.fi

²⁾Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, PL 35, 40351 Jyväskylä, esko.martikainen@ymtk.jyu.fi

³⁾Kemira Oyj, Espoon tutkimuskeskus, PL 44, 02271 Espoo, marina.niemi@kemira.com

⁴⁾Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, pekka.vanhala@vyh.fi, kirsten.jorgensen@vyh.fi

Tiivistelmä

Maan hyvinvoinnista huolehtiminen on tärkeää, kun pyritään kestävän kehityksen mukaiseen maataloustuotantoon. Viljelymenetelmillä voi olla erilaiset vaikutukset maaperän ominaisuuksiin. Suomessa maata viljeltiin vuonna 1999 noin 2 200 000 ha, josta luonnonmukaisesti viljeltyä tai siirtymävaiheessa olevaa peltoalaa oli noin 137 000 ha eli 6,2 %. Tutkimuksessa selvitettiin, poikkeavatko viljelijöiden pitkäaikaisesti luonnonmukaisesti (12–40 vuotta) ja tavanomaisesti viljeltyjen vilja- tai nurmilohkojen maaperän biologiset, kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet toisistaan. Lisäksi tutkittiin, onko maiden biodiversiteetissä ja orgaanisen typen kierrätykseen liittyvissä prosesseissa eroja. Tutkimus tehtiin eteläisessä Suomessa kymmenellä tilaparrilla. Niissä luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyt, maalajiltaan samanlaiset vilja- tai nurmilohkot sijaitsivat vierekkäin. Maanäytteitä otettiin muokkauskerroksesta neljä kertaa: syksyllä 1997 ja 1998 sekä keväällä 1998 ja 1999. Näytteistä mitattiin kemiallisia ja fysikaalisia (kevätnäytteet) ominaisuuksia sekä maamikrobiston biomassaa, yhteisörakennetta ja aktiivisuutta. Myös maaperäeläimien keskeiset ryhmät määritettiin. Maaperän ominaisuudet eri viljelymenetelmissä erosivat melko vähän toisistaan. Paikkakohtaiset lohkojen ominaisuudet vaikuttivat eniten lähes kaikkiin mitattuihin muuttujiin. Selkeimmät viljelymenetelmien väliset erot havaittiin liukoisten ravinteiden (fosfori, rikki, typi) pitoisuuksissa. Maan orgaanisen aineksen määrässä ei sen sijaan ollut eroa viljelymenetelmien välillä. Tämä selittänee sen, että myös maaperän eliöstössä havaitut erot olivat vähäisiä. Jos eroja havaittiin, arvot olivat yleensä kuitenkin korkeampia luomuviljelyssä.

Asiasanat: maaperä, viljelymenetelmät, luonnonmukainen viljely, tavanomainen viljely, biodiversiteetti, luonnon monimuotoisuus, maaperäeliöstö, maamikrobiologia, typen kierto, maan rakenne, vertailu

Effects of organic and conventional farming on soil

Ansa Palojarvi¹⁾, Laura Alakukku¹⁾, Esko Martikainen²⁾, Marina Niemi³⁾, Pekka Vanhala⁴⁾, Kirsten Jørgensen⁴⁾, Martti Esala¹⁾

¹⁾MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, Soils and Environment, FIN-31600 Jokioinen, Finland, ansa.palojarvi@mtt.fi, laura.alakukku@mtt.fi, martti.esala@mtt.fi

²⁾University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research, FIN-40351 Jyväskylä, Finland, esko.martikainen@ymtk.jyu.fi

³⁾Kemira Oyj, Espoo Research Centre, FIN-02271 Espoo, Finland, marina.niemi@kemira.com

⁴⁾Finnish Environment Institute, FIN-00251 Helsinki, Finland, pekka.vanhala@vyh.fi, kirsten.jorgensen@vyh.fi

Abstract

It is essential for sustainable agriculture to maintain and improve soil quality. Agricultural management systems may have different effects on soil properties. The area of agricultural land in Finland in 1999 was about 2 200 000 ha, of which about 137 000 ha (6.2%) was under organic farming. In this study, comparison was made of soil biological, chemical and physical properties in fields of long-term organic (12 to 40 years) and conventionally farmed cereal or grass leys. Special attention was paid to soil biodiversity and to processes involved in the soil nitrogen cycle. The study was carried out in southern Finland on ten farm pairs where organic and conventionally farmed cereal or grass ley fields were situated next to each other. Soil samples were taken from the plough layer four times: in autumn 1997 and 1998 and in spring 1998 and 1999. Soil chemical and physical (spring samples) characteristics were determined, and soil microbial biomass, community structure and functions were analysed. The main soil faunal groups were identified. In general, only minor differences due to agricultural management practices were detected. The site specific properties had the strongest effect on almost all parameters measured. The clearest differences between the management practices were in exchangeable phosphorus, sulphur and nitrogen contents. Soil organic matter did not differ between the management practices and may explain the relatively minor differences in soil organisms. However, where differences in soil organisms were detected, the values were generally higher under organic farming.

Index words: Soil, management systems, organic farming, conventional farming, biodiversity, soil biota, soil microbiology, nitrogen cycle, soil structure, comparison

Inverkan av ekologisk och konventionell odling på marken

Ansa Palojarvi¹⁾, Laura Alakukku¹⁾, Esko Martikainen²⁾, Marina Niemi³⁾,
Pekka Vanhala⁴⁾, Kirsten Jørgensen⁴⁾, Martti Esala¹⁾

¹⁾MTT Forskningscentralen för jordbruk och livsmedelsekonomi, Miljöforskning, Mark och miljö, 31600 Jokioinen, ansa.palojarvi@mtt.fi, laura.alakukku@mtt.fi, martti.esala@mtt.fi

²⁾Jyväskylän Universitet, Miljöforskningsinstitutet, PB 35, 40351 Jyväskylä, esko.martikainen@ymt.jyu.fi

³⁾Kemira Oyj, Esbo forskningscentral, PB 44, 02271 Esbo, marina.niemi@kemira.com

⁴⁾Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors, pekka.vanhala@vyh.fi,
kirsten.jorgensen@vyh.fi

Sammanfattning

Omsorg om markens välbefinnande är av central betydelse då man eftersträvar en hållbar lantbruksproduktion. Odlingsmetoderna kan på olika sätt påverka markens egenskaper. I Finland var odlingsarealen år 1999 c. 2 200 000 ha, av vilka 137 000 ha, dvs. 6.2 %, odlades ekologiskt eller befann sig i ett övergångsskede. I undersökningen utforskades skillnaderna i de biologiska, kemiska och fysikaliska egenskaperna hos långvarigt ekologiskt odlade (12 – 40 år) och konventionellt odlade spannmåls- eller vallskiften, samt skillnaderna i fråga om biodiversitet och det sätt på vilket markprocesserna fungerar då organiskt bundet kväve frigörs till odlingsväxterna. Undersökningen gjordes i södra Finland på tio par gårdar, där ett ekologiskt och ett konventionellt odlat spannmåls- eller vallskifte med samma jordart låg bredvid varandra. Markprover från matjorden togs fyra gånger: hösten 1997 och 1998 samt våren 1998 och 1999. Provernas kemiska och fysikaliska (vårproverna) egenskaper analyserades, likaså markmikrobernas biomassa samt mikrobsamfundets sammansättning och aktivitet. Av markdjurgrupperna identifierades de viktigaste. Mycket små skillnader i markegenskaper beroende på odlingsmetoden kunde konstateras. De platsspecifika skiftesegenskaperna hade den största effekten på nästan alla mätta parametrar. De tydligaste skillnaderna mellan odlingsmetoderna noterades för mängden lösliga näringsämnen. Mängden organiskt ämne i marken skiljde sig inte mellan de två odlingsmetoderna, vilket torde förklara de små skillnaderna gällande markorganismerna. I de fall att skillnader förelåg, var de uppmätta värdena i allmänhet högre vid ekologisk odling.

Nyckelord: Mark, odlingsmetod, ekologisk odling, konventionell odling, biodiversitet, markorganismer, markmikrobiologi, kvävekretslopp, markstruktur, jämförelse

Alkusanat

Vuosina 1997–1999 toteutettiin Maatilatalouden kehittämisrahaston rahoituksella tutkimus "Maaperän typen kierto ja biodiversiteetti luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä". Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, poikkeavatko luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljeltyt maat toisistaan biodiversiteetiltään ja toimivatko näiden maiden prosessit eri tavoin kierrättäessään orgaanisessa muodossa olevaa tyypeä viljelykasveille. Edelleen tavoitteena oli selvittää, onko olemassa perusteita käyttää näitä prosesseja tehokkaammin hyväksi luomuviljelyssä ja olisiko niistä jotain opittavaa tavanomaisen viljelyn puolella. Vuosina 1998–1999 hanketta täydennettiin maan rakennetta koskevalla tutkimuksella.

Tutkimuksen johtajana toimi professori Martti Esala MTT:sta. Vastuullisina tutkijoina tutkimusryhmässä toimivat (tutkimusalue mainittu suluissa): vanhempi tutkija Ansa Palojärvi (kemialliset analyysit, typen kierron osatekijät, maamikrobiston biomassa ja yhteisörakenne) ja erikoistutkija Laura Alakuku (maan rakenne) MTT:sta, vanhempi tutkija Marina Niemi (mikrobien entsyymiaktiivisuudet) Kemira Oyj:n Espoon tutkimuskeskuksesta, erikoistutkijat Pekka Vanhala ja Kirsten Jørgensen Suomen ympäristökeskuksesta (maahengitys, mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus) sekä tutkija Esko Martikainen (maaperäeläimet) Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksesta.

Tutkimuksen seurantaryhmän muodostivat maatalousneuvos Mirja Suurnäkki maa- ja metsätalousministeriöstä, tutkimuspäällikkö Simo Kivisaari Kemira Agro Oy:stä, johtaja Jarmo Meriläinen Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksesta, sekä yksikönjohtaja Matti Verta Suomen ympäristökeskuksesta. Parhaat kiitokset seurantaryhmän jäsenille ja heidän taustaorganisaatioilleen tutkimuksen avustamisesta. Parhaat kiitokset myös tutkimukseen osallistuneille viljelijöille, jotka ystävällisesti antoivat tutkimusryhmän ottaa tarvittavat näytteet tiloiltaan sekä antoivat auliisti näytelohkoja koskevia taustatietoja tutkijoiden käyttöön.

Kiitokset myös muille tutkimuksen toteuttamiseen osallistuneille henkilöille. Erityiskiitokset seuraaville henkilöille, joilla oli tutkimuksen onnistumiseen ja käytännön toteutukseen merkittävä panos: MTT:ssa laboratoriomestarit Mirva Ceder ja Minna Wallenius, kenttämestarit Marja-Liisa Westerlund ja Matti Ylösmäki, harjoittelijat Mika Heinonen, Tuula Hämäläinen, Hannu Koponen, Antti Ristolainen ja Sanna Tyynelä sekä vieraileva tutkija Illar Lemetti Viron Maatalousyliopistosta, Kemirassa erityisesti laborantti Ulla Kulokoski sekä laborantit Jaana Reis, Ritva Vainio, Arja Kerttula ja harjoittelijat Sanna Mattila ja Pirjo Rajamäki, Suomen ympäristökeskuksessa laboratoriomestari Sinikka Pahkala ja Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötie-

teiden laitoksella ja ympäristöntutkimuskeskuksessa pro gradunsa hankkeessa tehneet Virpi Kortelainen ja Kati Somppi sekä harjoittelijat Saana Hernesniemi, Marjo Laurikainen, Jenni Lukkarla, Tuomas Lukkari ja Tero Mäkinen.

Jokioisissa joulukuussa 2001

Martti Esala
professori

Sisällysluettelo

1 Johdanto.....	10
1.1 Viljely vaikuttaa maaperään	10
1.1.1 Maaperän typen kierto	10
1.1.2 Maan biodiversiteetti	12
1.1.3 Maan rakenne	13
1.2 Viljelymenetelmät: luonnonmukainen ja tavanomainen viljely	14
1.2.1 Yleiset erot.....	14
1.2.2 Vaikutukset maan kasvukuntoon	15
1.2.3 Tilanne Suomessa	17
1.3 Tutkimuksen tavoitteet	17
2 Aineisto ja menetelmät	19
2.1 Tutkimuslohkot.....	19
2.2 Näytteenotto.....	21
2.3 Kemiaalliset analyysit	23
2.4 Mikrobiologiset analyysit	23
2.4.1 Mikrobibiomassa	24
2.4.2 Maahengitys.....	24
2.4.3 Typen kierron osatekijät	24
2.4.4 Hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvät entsyymiaktiivisuudet	25
2.4.5 Mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus.....	27
2.4.6 Mikrobiyhteisön rakenne	27
2.5 Maaperäeläimet.....	27
2.5.1 Sukkulamadot (Nematoda)	27
2.5.2 Änkyrimadot (Enchytraeidae)	28
2.5.3 Niveljalkaiset (Arthropoda).....	28
2.5.4 Lierot (Lumbricidae) ja etanat (Gastropoda).....	29
2.5.5 Maaperäeläinaineiston käsittely.....	29
2.6 Fysikaaliset analyysit.....	30

2.7 Tilastolliset käsittelyt.....	32
3 Tulokset.....	33
3.1 Kemiaalliset ominaisuudet	33
3.2 Mikrobiologiset analyysit.....	40
3.2.1 Mikrobibiomassa	40
3.2.2 Maahengitys	41
3.2.3 Typen kierron osatekijät	41
3.2.4 Hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvät entsyymiaktiivisuudet.....	41
3.2.5 Mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus.....	47
3.2.6 Mikrobiyhteisön rakenne	47
3.3 Maaperäeläimet	49
3.3.1 Sukkulamadot	49
3.3.2 Änkyrämadot	50
3.3.3 Niveljalkaiset.....	52
3.3.4 Lierot ja etanat.....	56
3.4 Maan rakenne	57
3.5 Tulosten yhteenveto.....	62
4 Tulosten tarkastelu	64
4.1 Yleistä.....	64
4.2 Typen kierto luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä.....	65
4.3 Maaperän biodiversiteetti luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä.....	66
4.4 Maan rakenne luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä	73
5 Johtopäätökset	74
6 Kirjallisuus	77
7 Liitteet	89

1 Johdanto

1.1 Viljely vaikuttaa maaperään

Pysyvän kasvillisuuden poistaminen ja maan ottaminen viljelykäyttöön muuttaa dramaattisesti maaperän eliöstön elinoloja ja sitä kautta maaperä-eliöstön lajistoa ja toimintaa. Viljelymaalle on tyypillistä avoimempi ravinnekierto luonnontilaiseen ekosysteemiin verrattuna. Kestävän kehityksen mukaisen nykymaatalouden tavoitteena on minimoida ympäristön ravinnekuormitus, vaarantamatta viljelijän toimeentuloa.

Typpi on viljelymaassa useimmiten kasvua rajoittava ravinne. Sen kierto on pääosin maan elollisen osan säätelemä. Sen vuoksi on tärkeää tarkastella liukoisten ravinnemäärien lisäksi typen kierron eri osa-alueita ja maaperän eliöstöä, jotta päästäisiin selville, poikkeavatko eri tavoin viljellyt maat toisistaan biodiversiteetiltään ja toimivatko näiden maiden prosessit eri tavoin kierrättäessään orgaanisessa muodossa olevaa typpeä viljelykasveille. Maan rakenne säätelee maan vesitaloutta ja viljelykasvien juuriston ja maaperäeliöiden fyysistä ympäristöä. Viljelytoimenpiteiden valinnalla voidaan suuresti vaikuttaa maaperän kemiallisiin, biologisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin.

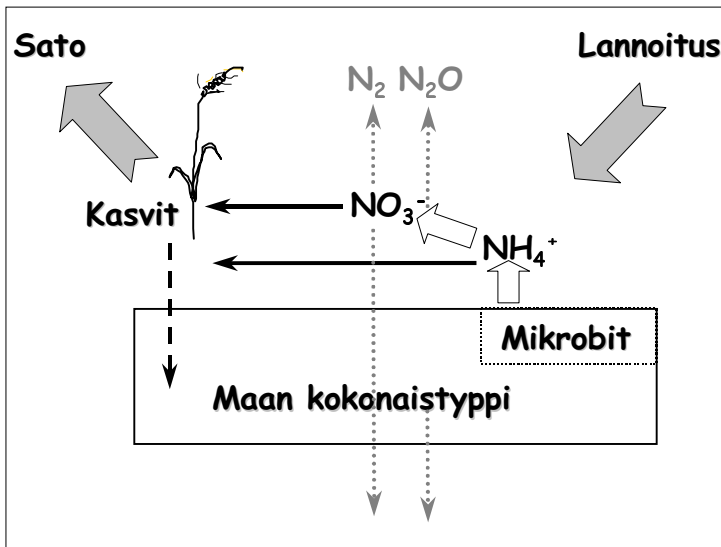
1.1.1 Maaperän typen kierto

Kasvi ottaa maasta typpeä ja sitoo ilmasta hiilidioksidia auringon energian avulla. Luonnonmukaisessa tuotannossa typpi tulee kasvien käyttöön palkokasvien biologisen typensidonnan kautta tai se annetaan orgaanisena lannoitteena, yleensä kompostoituna. Tavanomaisessa viljelyssä käytetään lisäksi väkilannoitetyyppeä, joka on suoraan kasveille käyttökelpoisessa epäorgaanisessa muodossa, yleensä ammoniumnitraattina. Kasvit ottavat väkilannoitetyypistä normaaleissa kosteusoloissa kasvukauden aikana jopa 65–70 % maanpäällisiin versoihinsa (Esala 1991), jolloin noin 30 % annetusta mineraalitypestä jää kasvukauden jälkeen maaperään. Kuivan kasvukauden jälkeen merkittävä osa on edelleen mineraalimuodossa, muutoin maan mikrobisto on sitonut suurimman osan tyyppistä orgaaniseen muotoon (Esala 1993). Orgaanisina lannoitteina annettun typen hyväksikäyttö kasvukauden aikana jää usein huomattavasti mineraalilannoitteita alhaisemmaksi. Esimerkiksi keväällä annettun lietalannan typen hyväksikäyttöasteeksi saman kasvukauden aikana on todettu 25–34 % ja syksyllä annettun kuivalannan typen korkeintaan 14 % (Dittert ym. 1998). Muokkauskerroksen tyyppistä yli 90 % on orgaanisessa muodossa (Wild 1988), jota kertyy lannoitteiden lisäksi kuolleista kasvien osista ja maaperäeliöistä.

Typen mineralisaatiossa orgaaniseen ainekseen sitoutunut typpi vapautuu epäorgaaniseksi ammoniumtyypeksi (NH_4^+), kun heterotrofiset mikrobit käyt-

tävät tyypellisiä yhdisteitä energianlähteenään (Ladd & Jackson 1982). Imobilisaatiossa maan organismit käyttävät epäorgaanisia yhdisteitä solujensa rakennusaineiksi. Nitrifikaatiossa NH_4^+ -typpi muuntuu nitraattitypeksi (NO_3^-). Runsas nitrifikaatio voi aiheuttaa typen huuhtoutumisriskin, sillä NO_3^- on maassa hyvin helposti liikkuva typen muoto. Nitrifikaation välituotteena voi syntyä kaasumaisia typen oksideja (typpimonoksidi NO , dityppioksidi eli typpioksiduuli N_2O). Jos maaperän happitilanne heikkenee, useat mikrobit voivat käyttää nitraattimolekyylin happea elektroninvastaanottajanaan. Tätä kutsutaan denitrifikaatioksi. Maaperän happitilanne voi heikentyä mikrobin oman toiminnan vaikutuksesta, kun maahan lisätään typpipitoista orgaanista ainesta tai samanaikaisesti orgaanista ainesta ja mineraalityppeä. Maan kosteuspitoisuuden nousu lähelle kyllästymispistettä lisää denitrifikaation riskiä, sillä hapen diffuusio on yli 10 000 kertaa hitaampaa vedessä kuin ilmassa (Paul & Clark 1996). Denitrifikaation lopputuotteena syntyy ensin dityppioksidia (N_2O) ja sitten typpikaasua (N_2). Syntyvien kaasujen välinen suhde voi vaihdella huomattavastikin. Esimerkiksi matalan lämpötilan ja alhaisen pH:n on havaittu kallistavan lopputuotetta N_2O :n suuntaan (Granli & Bøckman 1994). Viljelyn kannalta denitrifikaation huonona puolena on se, että lannoitetyypeä karkaa kaasuna ilmaan. Lisäksi N_2O on voimakas kasvihuonekaasu, hiilidioksidiin verrattuna voimakkuudeltaan 310-kertainen, ja se myös tuhoaa yläilmakehän otsonikerrosta. On arvioitu, että noin 50 % Suomen N_2O -päästöistä on peräisin maataloudesta (MMM 2001).

Maahan tulevan orgaanisen aineksen hiili/typpi-suhde vaikuttaa hajotusta-
pahtuman etenemiseen. Jos C/N-suhde on korkea, materiaalin sisältämä typpi ei riitä hajottajien tarpeeseen ja ne sitovat maaperän typpeä, jolloin sitä immobilisoituu. Jos taas hiili/typpi-suhde on alhainen, typpeä on yli hajottajien tarpeen, ja typpeä vapautuu eli mineralisoituu. Hiili/typpi-suhdetta 25 pidetään rajana, jolloin nettomineralisaatiota tai -immobilisaatiota ei tapahdu (Paul & Clark 1996). Viljelysmaan luontainen hiili/typpisuhde on yleensä 10–16. Esimerkiksi maan mikrobin hiili/typpi -suhde on 4–12 ja maissin oljen 40–60. Ympäristön kannalta olisi parasta, että typen mineralisaatio ajoittuisi samaan aikaan kasvien typenoton kanssa. Ympäristötekijöillä, kuten maan lämpötilalla ja kosteudella on suuri merkitys mikrobiston aktiivisuudelle. Sadonkorjuun jälkeen pitkään jatkuva lämmin ja kostea syksy aiheuttaa riskin mineraalitypen huutoutumiselle pelloilta, sillä mikrobiston mineralisaatioaktiivisuuden seurauksena typpeä kertyy maahan. Huuhtoutumista voidaan estää käyttämällä kerääjäkasveja tai sekoittamalla sopivasti olkea maan pintakerrokseen. Suomen ilmasto-oloissa tyypillinen nopea kevääntulo taas vaikeuttaa typen mineralisaatiota eloperäisistä typenlähteistä, ja ne viljelykasvit joiden typenotto ajoittuu alkukesään saattavat kärsiä typen puutteesta (mm. Poutala ym. 1994). Kuvassa 1 on yksinkertaistettu kaaviokuva typen kierrosta.



Kuva 1. Yksinkertaistettu esitys maaperän typen kierrosta. Paksut avoimet nuolet kuvaavat maan mikrobiston suorittamaa typen mineralisaatiota: ammonifikaatiota ($\rightarrow NH_4^+$) ja nitrifikaatiota ($NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$). Katkoviivat esittävät typen poistumista systeemistä kaasumaisina päästöinä (nitrifikaatio, denitrifikaatio), huuhtoutumina tai erodoituneen aineksen mukana.

1.1.2 Maan biodiversiteetti

Maaperän lajistollinen monimuotoisuus on moninkertainen useimpiin maanpinnan yläpuolella oleviin ympäristöihin verrattuna. Vasta viime vuosina on kiinnitetty huomiota maaperän biodiversiteettiin sekä biodiversiteetin ja maaperän toimintojen väliseen yhteyteen (Copley 2000). Maaperäeliöstö on keskeinen eloperäisen aineksen hajotuksessa ja useiden ravinteiden kierrossa (erityisesti N, P ja S). Näissä tapahtumissa mikrobistolla on yleensä ensisijainen rooli, mutta maaperäeläimet osallistuvat hajotukseen ja ravinteiden kiertoihin pilkkomalla mekaanisesti kariketta, kuljettamalla sitä maan eri kerroksiin sekä luomalla suolistossaan tai lähiympäristössään (mm. lierojen käytävien seinämät eli drilosfääri) mikrobiston kannalta suotuisia pienympäristöjä. Monimuotoisen maaperäeläimistön on havaittu ylläpitävän ja jopa parantavan maan viljavuutta ja lisäävän perustuotantoa (Fratello ym. 1989).

Maaperän mikrobistolla on keskeinen merkitys myös pellon puhdistumisessa orgaanisista vierasainesta (mm. torjunta-aineet). Maaperän mikrobeissa ja eläimissä on kasvitautien aiheuttajia, mutta niillä on merkitystä myös luontaisessa bitorjunnassa. Maaperäeliöstö vaikuttaa lisäksi maan rakenteeseen. Mikrobin limaeritteet ja sienirihmat pitävät koossa pintamaan muruja eli aggregaatteja (Tisdall & Oades 1979, Ladd ym. 1996). Lierot, änkyrimadot

(Enchytraeidae) ja kovakuoriaisten (Coleoptera) toukat ovat tärkeitä maanmuokkaajia (Kivelä & Pöytäniemi 1984; Didden ym. 1997). Kastelierot tekevät syviä, jopa pariin metriin ulottuvia pystysuoria käytäviä maahan (Nuutinen 2000). Nimenomaan lierojen vaikutus maan rakenteeseen on huomattava, ja lieroja onkin pidetty hyvän maan tuntomerkkeinä (Heinonen 1992). Maaperäeliöstön aktiivisuus on merkityksellistä kaikissa viljelymaissa, mutta sen rooli korostuu luonnonmukaisessa viljelyssä. Siinä liukoisessa muodossa olevien lannoitteiden käyttö ei ole sallittua, joten kasvien ravinteiden saanti on täysin riippuvainen maan pieneliöstön toiminnasta.

Intensiivisen muokkauksen ja yksipuolisen viljelyn on usein havaittu alentavan maan eliöstön määrää ja toimintakykyä. Muokkaus nopeuttaa maaperän kuolleen orgaanisen aineksen hajotusta (Paul & Clark 1996) ja sitä kautta alentaa viljelymaiden eloperäisen aineksen pitoisuutta. Orgaanisen aineksen vähetessä maaperäeliöstön elinolot heikkenevät. Muokkaus vaikuttaa haitallisesti erityisesti lierojen, mutta myös muiden maaperäeliöiden esiintymiseen (Robertson ym. 1994; Hubbard ym. 1999). Vähän orgaanista ainesta maahan jättävien kasvien viljely voi hidastaa orgaanisen aineksen kertymistä maahan ja yksipuolistaa sen laatua. Torjunta-aineiden vaikutukset eivät sen sijaan ole yksiselitteisiä. Nykyisin käytössä olevat tehoaineet ovat synteettisiä orgaanisia yhdisteitä, ja siten yleensä biohajoavia maaperän mikrobiston toimesta. Torjunta-aineet voivat hetkellisesti jopa nostaa maan mikrobiaktiivisuutta (Paul & Clark 1996). Maaperän eliöstölle haitallisimpia ovat sienitautien torjuntaan käytetyt fungisidit ja tuhoeläinten torjuntaan käytetyt insektisidit (Edwards & Thompson 1973; Edwards & Bohlen 1992).

1.1.3 Maan rakenne

Maan rakenne vaikuttaa lähes kaikkiin maan ominaisuuksiin ja prosesseihin. Avainasemassa ovat ns. makrohuokokset, joiksi luokitellaan halkaisijaltaan 0,03 mm suuremmat huokokset. Maahan luonnostaan syntyviä makrohuokosia ovat esimerkiksi halkeamat sekä juuri- ja lierokanavat (esim. Alakukku 2000, Nuutinen 2000). Näistä huokosista vesi poistuu painovoiman vaikutuksesta. Sadevesi imeytyy helposti makrohuokosiin. Nopea veden imeytyminen puolestaan vähentää pintavirtauksen sekä sitä kautta eroosion ja fosforin huuhtoutumisen riskiä. Kosteissa oloissa maan kaasut vaihtuvat makrohuokostoa pitkin. Huono kaasujen vaihto puolestaan heikentää juurten hapen saantia ja lisää typen kaasumaisia päästöjä. Makrohuokokset ovat myös juurten kasvu-reittejä. Kuivina vuosina kasvi ei pysty hyödyntämään savi- ja hiesumaiden alempien kerrosten vesivarjoja, jos juuristo ei pysty kasvamaan syvälle. Maan huokosto vaikuttaa myös siihen, miten maa pidättää kasveille käyttökelpoista vettä. Kasvi ei pysty hyödyntämään pieniin (halkaisija alle 0,0002 mm) huokosiin pidättynyttä vettä.

Peltoviljely vaikuttaa maan rakenteen muodostumiseen ja ylläpitoon. Maan muokkaus kuohkeuttaa maata. Väärin ajoitettu peltoliikenne voi puolestaan tiivistää maata. Viljelykasvien valinnalla voidaan vaikuttaa siihen, kuinka syvältä ja kuinka pitkään kasvusto kuivattaa maata ja kuinka kauan maa on paljaana. Myllyksen ja Elosen (1989) mukaan nurmi ja syysvehnä kuivattivat maan jo keväällä 60 sentin syvyydestä, mutta avokesanto ei kuivunut koko kasvukautena. Orgaaninen aines on tärkeä maan rakenteen kannalta, koska se stabiloi muruja ja vaikuttaa myös maan vedenpidätysominaisuuksiin. Viljelykierto ja karjanlannan käyttö vaikuttavat maan orgaanisen aineksen määrään. Erviön (1995) mukaan runsas karjanlannan käyttö vähensi humuskatoa ja avokesanto kulutti humusta viljan viljelyyn verrattuna.

1.2 Viljelymenetelmät: luonnonmukainen ja tavanomainen viljely

1.2.1 Yleiset erot

Nykyisen ns. tavanomaisen viljelyn voidaan katsoa saaneen alkunsa 1950-luvulla, kun Suomessa yleistyivät teollisesti valmistetut väkilannoitteet ja markkinoille alkoi tulla synteettisiä kasvinsuojeluaineita. Keinotekoiset lannoitteet mahdollistivat viljantuotannon ja karjatalouden eriytymisen. Jo 1900-luvun alussa Keski-Euroopassa nousi esille ajatuksia nykyisin luonnonmukaisena viljelynä tunnetun tuotantotavan periaatteista. Suomessa nykymuotoinen luonnonmukainen viljely muotoutui 1970-luvulla. Sekä luonnonmukaista että tavanomaista viljelyä ohjaa ympäristötukijärjestelmä, johon on sitoutunut yli 90 % viljelijöistä. Maa- ja metsätalousministeriön verkkosivuilta löytyvät tarkemmat tukiehdot (http://www.mmm.fi/maaseudun_kehittaminen/horisontaalinen/ymparistotuki/). Lisäksi viljelyssä sovelletaan ns. tavanomaisen hyvän maatalouskäytännön ohjeita (linkki ohjeisiin ympäristötuen sivuilta).

Luonnonmukaisen viljelyn peruseriaatteita ovat viljelykierto ja eloperäisten tai luonnon vaikealiukoisten kiviainesten käyttö lannoitteina. Kemiaallisten lannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttäminen on kielletty. Yksityiskohtaisemmat luomusäädökset kuitenkin vaihtelevat huomattavastikin eri maissa. Eroja on esim. lannankäsittelyn vaatimuksissa ja sallituissa kasvinsuojeluaineissa. EU:n sisällä on luotu yhtenäiset luonnonmukaisen tuotannon ohjeet, joiden mukaan luonnonmukaisen tuotannon EU-tuki maksetaan. EU:n neuvoston asetukset 2092/91 ja 436/2001 määrittelevät vähimmäisvaatimukset Euroopan Unionin alueella luonnonmukaisesti tuotettuina markkinoitaville maataloustuotteille ja elintarvikkeille. Suomessa valvonnan hoitaa Kasvin tuotannon tarkastuskeskus (KTTK), jonka verkkosivuilta löytyvät kaikki luonnonmukaisen tuotannon ohjeet (www.kttk.fi). EU:n ohjeiden lisäksi useimmissa maissa on omia kansallisia luonnonmukaisen tuotannon ja sen eri suuntausten liittoja, joilla on omia lisäehtoja merkkiensä käytölle. Suomessa

tällaisia ovat Luomu-Liitto (www.luomu-liitto.fi) ja Biodynaaminen yhdistys (www.biodyn.fi).

1.2.2 Vaikutukset maan kasvukuntoon

Useissa tutkimuksissa on havaittu, että viljelytoimenpiteillä ja pitkään harjoitetuilla viljelymenetelmillä on vaikutusta maan kasvukunnon osatekijöihin, eli maan biologisiin, kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin (esim. Stenberg ym. 1998). Vaikutukset voivat olla sekä myönteisiä että kielteisiä maanviljelyn kannalta. Kestävässä maataloudessa maan kasvukunnon ylläpitäminen ja parantaminen on keskeinen tavoite. Luonnonmukaista viljelyä on ehdotettu erääksi mahdollisuudeksi maan kasvukunnon parantamiseksi (esim. Bouma & Droogers 1998). Luonnonmukaisen viljelyn erityispiirteitä, jotka voivat vaikuttaa maan kasvukuntoon, ovat i) keinotekoisien väkilannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttökielto ja eloperäisten lannoitteiden suosiminen sekä ii) tuotannon perustuminen viljelykierrolle, jossa on mukana typpeäsitovia palkokasveja. Pitkäaikaisista koeaineistoista on pulaa, eikä käytännön tilanteesta viljelijöiden pelloilla ole juurikaan tietoa. Kuten useissa muissakin luonnonmukaisen ja tavanomaisen tuotantotavan välisissä vertailuissa, myös maan kasvukunnon osatekijöistä (biologiset, kemialliset, fysikaaliset ominaisuudet) esitettyjen tulosten soveltamista ja yleistämistä hankaloittavat viljelymenetelmien puutteellinen kuvaus, tutkimuksessa mukana olleiden vertailulohkojen vähäisy ja hyvin vaihtelevat viljelykasvit.

Ulkomailla tehdyissä tutkimuksissa on havaittu (mm. Dick 1992, kokoelma-artikkeli), että orgaanisen aineksen lisäys ja viljelykierto ovat erittäin tärkeitä tekijöitä maan biologisille ominaisuuksille, tärkeämpiä kuin esim. kyntämättä viljely. Maan voimaperäinen muokkaus kiihdyttää hajotustoimintaa ja siten johtaa maan orgaanisen aineksen häviämiseen. Kyntämättä viljely voi kuitenkin johtaa mikrobiston vertikaalisen esiintymisen muutoksiin siten, että ne kertyvät ohueen pintakerrokseen. Samoin käy torjunta-aineille ja oljelle. Torjunta-aineiden vaikutus maan mikrobiologisiin ominaisuuksiin on usein havaittu ohimeneväksi ja jopa aktiivisuutta nostavaksi. Viljelykierto yleensä nostaa biologista aktiivisuutta ja on viitteitä siitä, että kasvitautilien esiintyminen saattaa vähetä. Suomessa tehdyssä tutkimuksessa (Rajaniemi 1998) 30 vuotta jatkunut vuoroviljely (ohra 3 v, apila 2 v) nosti merkitsevästi maan biologista aktiivisuutta ja jyväsatoa, mutta orgaanisen aineksen määrä ei ollut noussut ohran monokulttuuriin verrattuna.

Luonnonmukaisten ja tavanomaisten viljelymaiden maaperäeläinyhteisöjen vertailuja on tehty jonkin verran eri puolilla maailmaa. Itävallassa Foissner (1987, 1992) totesi, että joissain tapauksissa sukkulamatoja (Nematoda) oli luonnonmukaisissa viljelmissä enemmän kuin tavanomaisissa. Samaan tulokseen on tullut myös Särkisilta (1990) Etelä-Suomessa (Siuntio) tekemässään pro gradu -työssä. Myös punkkien (Acari), hyppyhäntäisten (Collembola) ja

lierojen on todettu hyötyvän luonnonmukaisesta viljelystä (Werner & Dindal 1990). Eri viljelymenetelmien vaikutukset änkyrimatojen yksilömääriin ovat sen sijaan vaikeammin yleistettävissä: Nakamura ja Fujita (1988) eivät havainneet eroa eri tavalla viljeltyjen peltojen änkyrimatopopulaatioissa, kun taas Springett ym. (1996) totesivat, että tavanomaisissa viljelmissä oli enemmän änkyrimatoja. Nakamura (1989) puolestaan löysi luonnonmukaisesti viljellyistä pelloista enemmän änkyrimatoja kuin tavanomaisesti viljellyistä. Lisäksi kuoripunkkien lajisto oli monimuotoisempi luonnonmukaisissa viljelmissä. Keskeisintä maaperäeliöstön kannalta näyttäisi olevan orgaanisen aineksen määrä maassa.

Luonnonmukaisten ja tavanomaisten viljelymenetelmien vaikutuksia maan rakenteeseen on tutkittu vähän. Kansainvälisesti aiheesta on julkaistu joitakin artikkeleita (esim. Gerhardt 1997). Varovaisesti yleistäen voidaan sanoa, että jos viljely on tutkimuslohkoilla nostanut maan orgaanisen aineksen määrää, se näkyy parempana maan mururakenteena. Tämä on havaittu myös tavanomaisessa viljelystä kotimaisissa kylväjäviljelyn tutkimuksissa (Pitkänen 1988). Gerhardtin (1997) tutkimuksessa viljelymenetelmät erosivat toisistaan myös muokkaustavan suhteen. Muokkausmenetelmien välillä on havaittu eroja maan huokostossa tavanomaisessa viljelystä. Pitkäsen (1993) ja Alakukun (1998) mukaan sänkimuokatusta (työsyvyys 10–15 cm) maassa oli enemmän lierokanavia kuin kynnytyssä (työsyvyys 20–25 cm) maassa 20–25 cm:n syvyydessä. Tämä johtui osittain siitä, että kylväjä katkaisi lierokanavia. Nuutinen (1992) sekä Pitkänen ja Nuutinen (1998) totesivat, että kylväjätyömyys usein lisäsi syvälle kaivautuvien kastelierojen esiintymistä.

Nurmella on havaittu myönteisiä vaikutuksia maan rakenteeseen. Alakukun (1998) mukaan kolmivuotinen apila-timotei-nurminata -viherkesanto (niitto kerran kasvukaudessa) lisäsi hiesaven ja hiesun makrohuokostilavuutta ja paransi kyllästetyn maan vedenjohtavuutta 15 cm:n kerroksessa kylväjäsyvyyden alapuolella tavanomaisen kevätviljan viljelyyn verrattuna. Toisessa tutkimuksessa sama viherkesanto (niitto kaksi kertaa kasvukaudessa) ei kuitenkaan vaikuttanut hiesavimaan makrohuokostoon (Alakukku 1996). Vos ja Kooistra (1994) vertasivat maan rakennetta i) tavanomaisesti viljelystä, ii) integroidusti (typpilannoitteen ja torjunta-aineiden käyttöä vähennetty, perusmuokkaussyvyys matalampi kuin tavanomaisessa viljelystä) viljelystä, iii & iv) vain 7 cm:n syvyyteen kylväjätyömyssä (juuri aloitettu ja 18 vuotta samantapaisesti muokattu) sekä v) jatkuvasti nurmella olleessa kylväjäsyvyydessä. Hiesavimaan fysikaaliset ominaisuudet olivat 0–25 cm:n kerroksessa nurmessa ja pitkään matalaan kylväjätyömyssä kylväjäsyvyydessä muihin kylväjäsyvyyksiin verrattuna paremmat kasvinviljelyn kannalta (Vos & Kooistra 1994).

1.2.3 Tilanne Suomessa

Suomessa on noin 85 000 aktiivivilaa, joista noin 5 200 on valinnut tuotantotavakseen luonnonmukaisen tuotannon. Viljellyn maan pinta-ala oli vuonna 1999 noin 2 200 000 ha, josta luomu-ala tai siirtymävaiheessa oleva pelto-ala oli noin 137 000 ha eli 6,2 % viljelyssä olevasta peltoalasta. Luonnonmukaisesti viljelty pelto-ala oli ennakkotietojen mukaan vuonna 2000 noin 146 000 ha, josta siirtymävaiheessa noin 30 000 ha. Tiedot on koottu luomutuotantoa valvovan Kasvintuotannon tarkastuskeskuksen (KTTK) verkkosivuilta (www.kttk.fi).

Suomalaiset tutkimukset eri viljelymenetelmien vaikutuksista maan kasvu-kuntoon puuttuvat lähes tyystin. Jonkin verran maaperäbiologisia mittauksia on tehty luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelymenetelmän vertailuissa Suitian viljelyjärjestelmäkokeessa (Suomen maataloustieteellinen seura 1990) ja Joensuun yliopiston toteuttamassa karjanlannan käytön optimoinnin tutkimuksessa (Kuusela ym. 2001). Yksittäisten viljelytoimenpiteiden vaikutuksia on tutkittu, mutta useimmiten vain muutamiin maaperän ominaisuuksiin kerrallaan. Suomessa on tutkittu erilaisten lannoitustasojen ja lannoitteiden merkitystä maan liukoisten ravinteiden määriin ja ravinnehuutoumiin (Jaakkola 1984; Esala 1993; Turtola 1999). Myös muokkauksen ja viljelykierron vaikutuksia maan huokostoon ja huokostoa muodostaviin prosesseihin on selvitetty (Alakukku 2000). Epäorgaanisten lannoitteiden ja torjunta-aineiden käytön vaikutusta maan rakenteeseen ja fysikaalisiin ominaisuuksiin sekä maaperäeliöstöön suomalaisissa oloissa on tutkittu vähän. Viljelymenetelmien pitkäaikaisia vaikutuksia monipuolisesti maaperän eri ominaisuuksiin ei ole tutkittu juuri lainkaan. Hiljattain julkaistiin tutkimusraportti hankkeesta, joka keskittyi maatalouden tuotantotapoihin ja niiden ympäristövaikutuksiin käyttäen apunaan ns. elinkaarianalyysia, joka pohjautuu kirjallisuus- ja asiantuntijatietoihin (Grönroos & Seppälä 2000). Raportissa todetaankin, että viljelymenetelmien ympäristövaikutuksista, erityisesti ravinnehuutoumista tarvittaisiin lisätietoa. Kvantitatiivisen tiedon puute on selvä heikkous keskusteltaessa luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyn maan eroista.

1.3 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, poikkeavatko luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyt maat toisistaan biodiversiteetiltään ja toimivatko näiden maiden prosessit eri tavoin kierrättäessään orgaanisessa muodossa olevaa tyypeä viljelykasveille. Edelleen tavoitteena oli selvittää, onko olemassa perusteita käyttää näitä prosesseja tehokkaammin hyväksi luomuviljelyssä ja olisiko niistä jotain opittavaa tavanomaisen viljelyn puolella. Vuosina 1998-1999 hanketta täydennettiin maan rakennetta koskevalla tutkimuksella.

Tutkimuksessa verrattiin suomalaisissa olosuhteissa tyypillisesti luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljeltyjen vilja- tai nurmipeltojen i) kemiallisia ominaisuuksia, ii) mikrobiologisia ominaisuuksia, iii) maaperäeliöstöä ja iv) maan huokostoa ja fysikaalisia ominaisuuksia perusmuokkauskerroksessa.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimuslohkot

Tutkimusta varten valittiin eteläisestä Suomesta viljelijöiden vilja- tai nurmilohkoja, joissa luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyt lohkot olivat vierekkäin. Tällaisia peltopareja valittiin kymmenen. Tutkittavat alueet erotti toisistaan yleensä valtaoja, paitsi tilaparissa 10 peltoparin välissä kulki puro. Peltoparien valintakriteerinä oli vähintään 10 vuotta jatkunut luonnonmukainen viljely toisella lohkollla ja suhteellisen samanlainen viljely vertailupelloilla ennen luonnonmukaiseen viljelyyn siirtymistä. Lisäksi peltoparien tuli olla maalajiltaan mahdollisimman samanlaisia. Taulukossa 1 on esitetty perustiedot tutkimuslohkoista. Mukana oli 10 tavanomaista tilaa ja 8 luomutilaa. Tilojen päätuotantosuunta on esitetty taulukossa 2. Luomutiloille oli tyypillistä monipuolinen tuotantorakenne, kun taas tavanomaiset tilat olivat selkeästi jakautuneet joko viljatiloiksi tai karjatiloiksi. Viljelijät toteuttivat tutkimuslohkon viljelyn omien viljelykiertojen (Taulukko 2), lannoituskäytäntöjen (Taulukko 3, Taulukko 4) ja viljelytoimenpiteiden mukaan. Tiedot viljelystä kerättiin syksyllä 1999 kirjallisella kyselyllä. Liitteessä 1 on listattu torjunta-aineiden käyttö tavanomaisesti viljeltyillä tutkimuslohkoilla tutkimusvuosien 1997–99 aikana. Lohkoilla käytettiin lähinnä rikkakasvien torjuntaan tarkoitettuja tehoaineita. Kasvitauteja ei torjuttu lainkaan ja tuhoeläimiäkin torjuttiin ainoastaan viimeisenä vuotena ja vain kahdella lohkollla. Lohkopareilla 4 ja 10 ei käytetty torjunta-aineita tutkimusjakson aikana lainkaan. Normaali syyskyntö oli perusmuokkaustapana käytössä kaikilla tutkimustiloilla peltoparin 5 luomulohkoa lukuunottamatta (kevätkyntö). Kylvömuokkaus tehtiin äestämällä.

Taulukko 1. Taustatietoa tutkimuslohkoista tutkimuksen alussa syksyllä 1997.

	Peltopari									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Maalaji*	S	S	HsS	HsS	HsS	HsS	He	hHt	hHt	He
Saves%	65	72	52	53	47	44	27	15	14	29
Luomuviljely jatkunut [v]	31	31	26	41	18	19	26	26	11	13

* Lyhenteet: S=savi; HsS=hiesusavi; He=hiue; hHt=hieno hieta

Taulukko 2. Tutkimuslohkojen viljely vuosina 1997–99 (N = nurmi) ja tilojen päätuotantosuunta.

Pari	Luonnonmukainen				Tavanomainen			Tuotantosuunta
	1997	1998	1999	Tuotantosuunta	1997	1998	1999	
1	N 2	N 3	Kaura	Nautakarja, vilja	N (timotei)	Ohra+Kaura	Kaura	Nautakarja
2	N 3	Ruis	Ohra+N	Nautakarja, vilja	Kaura	Ohra	Ohra	Vilja
3	N 1	N 2	N 3	Nautakarja	N (siemen)	N (siemen)	N (siemen)	Vilja
4	Kaura	N 1	N 2	Vilja, nauta	N (timotei)	Kaura	Ohra	Nautakarja
5	Kaura	N 1	N 2	Lammas, vilja	Ohra	Vehnä	Ohra	Vilja
6	Kaura	N 1	N 2	Vilja, nauta	Kaura	Kaura	N	Nautakarja
7	Ohra	Vehnä	N 1	Nauta, puutarha, vilja	Kaura	Kaura	Säнкikesanto	Vilja
8	N 1	N 2	N 3	Nauta, puutarha, vilja	Kaura	Ohra	Rypsi	Broiler, vilja
9	Ruis	Ohra	N 1	Nautakarja	Säнкikesanto	Kaura	Kaura	Vilja
10	Seosvilja	Herne	N 1	Nautakarja	N	N	N	Nautakarja

Taulukko 3. Eloperäinen lannoitus tutkimuslohkoilla vuosina 1997–99 viljelijöiden ilmoituksen mukaan.

Luonnonmukainen						
Pari	1997		1998		1999	
	Laatu	Määrä	Laatu	Määrä	Laatu	Määrä
1					Lantakomposti	35 t/ha
2			Lantakomposti	35 t/ha	Luu jauho	280 kg/ha
3						
4	Naudan kuivikelanta	20 m ³ /ha	Naudan kuivikelanta	20 m ³ /ha	Naudan kuivikelanta	20 m ³ /ha
5						
6	Lantakomposti	20 m ³ /ha				
7			Lantakomposti	23 m ³ /ha		
8						
9						
10	Kaalikomposti	30 t/ha				
Tavanomainen						
Pari	1997		1998		1999	
	Laatu	Määrä	Laatu	Määrä	Laatu	Määrä
1					Naudan kuivikelanta	3 t/ha
2						
3						
4			Naudan lietelanta	30 t/ha	Naudan lietelanta	30 t/ha
5						
6			Naudan kuivikelanta	14 m ³ /ha		
7					Sian lietelanta	10 t/ha
8	Broilerin kuivikelanta	5 t/ha	Broilerin kuivikelanta	4 t/ha	Broilerin kuivikelanta	4 t/ha
9						
10						

Taulukko 4. Liukoiset ravinteet tutkimuslohkoille vuosina 1997-99 viljelijöiden ilmoituksen mukaan (ravinteita kg/ha; luonnonmukaisilla lohkoilla kaikki ravinteet annettu eloperäisessä muodossa, liukoisten ravinteiden määrä laskenallisesti¹⁾).

Pari	Luonnonmukainen									Tavanomainen								
	-97			-98			-99			-97			-98			-99		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
1							25	46	126	120	24	48	70	11	32	75	14	44
2				25	46	126	14	20	1	104	16	4	104	16	4	104	16	4
3										70	18	14	76	19	15	95	7	25
4	24	18	64	24	18	64	24	18	64	70	14	25	127	28	112	127	28	112
5										93	14	42	100	15	45	92	14	41
6	14	26	72							60	6	36	57	17	69	78	6	9
7				16	30	83				80	16	28	80	16	28	29	8	19
8										56	24	40	68	20	40	65	13	20
9													70	14	25	80	20	16
10	21	39	108							148	12	12	120	20	52	122	11	34

¹Ravinnesisältöjen laskelmat: kuivike- ja lietelanta, Maatalouskalenteri 2000; komposti, Rajala (1995).

2.2 Näytteenotto

Jokaiselta lohkolta valittiin näytteenottoa varten kooltaan noin 30 m x 30 m oleva koeruutu, joka sijaitsi 5 metrin etäisyydellä tutkimuslohkojen välisen ojan reunasta. Kutakin näytteenottokertaa varten arvottiin koordinaatit viidelle näytteenotto paikalle. Peltoparilla paikat merkittiin toistensa peilikuviksi. Näytteet otettiin 1–1,5 metrin säteeltä merkistä. Näytteitä otettiin syksyllä 1997 ja 1998 sekä keväällä 1998 ja 1999 siten, että keväällä kylvöt oli tehty 1–2 viikkoa ennen näytteenottoa, ja syksyllä sato oli korjattu, mutta maata ei ollut vielä kynnetty. Poikkeuksen tekivät seuraavat lohkot: syksyllä 1997 luomulohkoilla 2 ja 10 (osa) ja syksyllä 1998 luomulohkoilla 1, 2 sekä tavanomaisella lohkoilla 2 (osa) syyskynä oli tehty ennen näytteenottoa. Näytteenotto vietii läpi 2 viikon sisällä siten, että yhtenä päivänä otettiin näytteet kahdelta peltoparilta. Kevät ja syksy ovat kosteusolojensa vuoksi parhaat ajankohdat maaperäbiologisille ja maan rakennäytteille. Tällöin myös viljelykasvien vaikutus on vähäisempi kuin kasvukauden aikana. Käytännössä kevätnäytteet jouduttiin ottamaan alkukesällä, jolloin maa oli jo kuivaa. Näytteenottoaikataulu on esitetty liitteessä 2. Taulukossa 5 on esitetty yhteenveto kunakin näytteenottokertana otetuista näytteistä ja suoritetuista analyyseistä.

Taulukko 5. Lohkoilta määritetyt ominaisuudet eri näytteenotokertoina (näytteet muokkauserroksista 0–25 cm, ellei muuta ilmoitettu).

Ominaisuus	Syksy 1997	Kevät 1998	Syksy 1998	Kevät 1999
Kemialliset analyysit				
pH	X	X	X	X
Johtoluku	X	X	X	X
Maan orgaaninen hiili	X	X	X	X
Maan kokonaistyyppi	X	X	X	X
Liukoiset ravinteet Ca, K, Mg, P, S	X	X	X	X
Mineraalityppi	X	X	X	X
Mineraalityppi (25-60 cm)	X	X	X	X
Mikrobiologiset analyysit				
Mikrobibiomassan sisältämä hiili	X	X	X	X
Mikrobibiomassan sisältämä tyyppi	X	X	X	X
Maahengitys	X	X	X	X
Typen nettomineralisaatio	X	X	X	X
Potentiaalinen nitrifikaatio		X		X
Hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvät entsyymiaktiivisuudet	X	X	X	X
Mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus (Biolog)	X	X	X	X
Mikrobiyhteisön rakenne (PLFA)	X	X	X	X
Maaperäeläimet				
Sukkulamadot (Nematoda)	X	X	X	X
Änkyrimadot (Enchytraeidae)	X	X	X	X
Niveljalkaiset (Arthropoda)	X	X	X	X
Lierot (Lumbricidae)	X		X	X
Etanat (Gastropoda)	X		X	X
Fysikaaliset analyysit				
Partikkelikokojakauma	X			
Irtotiheys eli tilavuuspaino		X	X	X
Kyllästetyn maan vedenjohtavuus		X		X
Huokostilavuus		X		X
Makrohuokosto		X		X
Lakastumisraja		X		
Lierokanavat ≥ 2 mm		X		X
Silmävarainen rakenteen luokittelu		X		X
Murujen (\varnothing 1-2 mm) kestävyys (0-7 cm)		X		X

2.3 Kemialliset analyysit

Kemiallisilla analyyseilla selvitettiin maaperän happamuutta ja johtolukua, orgaanisen aineksen pitoisuutta ja liukoisten pääravinteiden määrää. Määrittäykseen sisältyi tavanomainen viljavuusanalyysi (Viljavuuspalvelu Oy 2000). Maanäytteiden pH ja johtoluku määritettiin ilmakeiväistä, jauhetuista näytteistä standardimenetelmän mukaan maa-vesisuspensiosta (1:2,5). Maan orgaanisen hiilen ja kokonaistypen määrittämistä varten ilmakeiväiset näytteet jauhettiin. Orgaanisen hiilen pitoisuus mitattiin LECO CN-2000 -laitteella. Kokonaistyyppi määritettiin Kjeldahl-menetelmällä. Orgaanisen hiilen pitoisuuden perusteella voidaan laskea maan eloperäisen aineksen määrä eli ns. 'humuspitoisuus' käyttämällä kerrointa 1,727 Viljavuuspalvelu Oy:n käytännön mukaan. Maan mineraalityypen eli ammonium-, nitraatti- ja nitriittityypen määrittäminen suoritettiin pakastetuista (-20°C) näytteistä uuttamalla 2 M KCl-liuoksella (maa:uuttoliuos 1:2,5; Esala 1991). Uutteet mitattiin Skalar-autoanalyysointilaitteella (SKALAR SA 40 5101). Muut vaihtuvat ravinteet määritettiin ilmakeiväistä näytteistä viljavuusanalyysin standardimenetelmällä 0,5 M happaman ammoniumasetatin uutteista (pH 4,65; Vuorinen & Mäkitie 1955). Ca, K, Mg ja S mitattiin ICP:lla (plasmaemissio; ARL 3580 OES), P spektrofotometrisesti molybdeeninimenetelmällä.

2.4 Mikrobiologiset analyysit

Mikrobiologiset analyysit kuvastavat maassa olevan mikrobiston kokonaismäärää ja aktiivisuutta. Näytteistä mitattiin potentiaalista aktiivisuutta eri typen kierron osissa ja hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvissä entsyymiaktiivisuuksissa. Maaperän mikrobiston toiminnallisesta monimuotoisuudesta saatiin kuva selvittämällä erilaisten hiiliyhdisteiden käyttökelpoisuutta. Mikrobiyhteisön rakenteellista monimuotoisuutta selvitettiin analysoimalla soluseinien rakenneosina olevien erilaisten fosfolipidirasvahapojen esiintymistä.

Mikrobiologisia määrittäyksiä varten maanäytteet joko säilytettiin kylmahuoneessa (+2 tai +4 °C) ja analysoitiin muutaman viikon (entsyymiaktiivisuudet; ks. kappale 2.4.4.) tai kuukauden (maahengitys; 2.4.2., mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus; 2.4.5.) kuluttua näytteenotosta, tai näytteet pakastettiin (-18 °C) ja analysoitiin jäisinä (mikrobiyhteisön rakenne; 2.4.6.) tai sulatettiin kylmahuoneessa muutama päivä ennen analyysia (mikrobibiomassa; 2.4.1., typen kierron osatekijät; 2.4.3.). Maanäytteet seulottiin useita määrittäyksiä varten (seulan reikäkoko 6 mm; 2.4.1., 2.4.3., 2.4.4. tai 4 mm; 2.4.2.). Mikrobibiomassan (2.4.1.) ja typen kierron osatekijöiden (2.4.3.) mittaauksissa säädettiin maan kosteus. Sitä varten määritettiin seulotun maan vedenpidätyskyky (water holding capacity; WHC). Määrittäminen tehtiin lasivil-

lalla tiivistettyjen suppiloiden avulla. Suppiloihin punnitun maanäytteen päälle lisättiin vettä, ja puolen tunnin kuluttua veden annettiin valua vapaasti pois. Maan vedenpidätyskyky laskettiin maahan pidätyneestä vesimäärästä.

2.4.1 Mikrobibiomassa

Mikrobibiomassa on tärkeä osa maan aktiivisesta orgaanisesta aineksesta ja sitä pidetään maahengityksen ohella yhtenä maaperän laadun perusindikaattoreista (Gregorich ym. 1994, Elliot ym. 1996). Maaperän mikrobiston määrän selvittämiseksi on kehitetty useita tapoja. Tässä tutkimuksessa maan mikrobiston biomassan määrää mitattiin ns. kaasutus-suorauutto- eli fumikaatioekstraktio -menetelmällä (Brookes ym. 1985, Vance ym. 1987, Wu ym. 1990). Seulottujen maanäytteiden kosteuspitoisuus säädettiin 40–60 % maan vedenpidätyskyvystä. Mikrobibiomassatypen määrittämistä varten näytteiden sisältämä liukoisen kokonaistypen määrä analysoitiin Kjeldahl-menetelmällä. Mikrobibiomassahiili analysoitiin uutteista Shimadzun TOC-5000A auto-analysaattorilla.

2.4.2 Maahengitys

Maanäytteiden mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus voidaan määrittää mittaamalla maahengitystä. Maahengitys kuvastaa hiilen mineralisaatiota maassa, joka siis on mikrobiston aktiivisuuden seurausta; mitä suurempi hiilidioksidin tuotto, sitä aktiivisempi mikrobisto on maassa (Nannipieri ym. 1990, Asmer ym. 1992). Maanäytteitä inkuboitiin suljetuissa pulloissa 24 h 20 °C:ssa luontaisessa kosteudessa. Pulloista otetun kaasunäytteen CO₂-pitoisuus määritettiin infrapunahiilianalysaattorilla (Vanhala & Ahtiainen 1994).

2.4.3 Typen kierron osatekijät

Typen nettomineralisaatio ilmaisee mikrobiston kyvyn mineralisoida eli vapauttaa tyyppiä maan orgaanisista typpivaroista epäorgaaniseen kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Määrittämistä varten seulottua maata punnittiin kuivapainoltaan 6 g 125 ml pulloihin. Maanäytteiden kosteuspitoisuus säädettiin 60 % maan vedenpidätyskyvystä. Maanäytepulloja inkuboitiin 30 vrk tasalämpöhuoneessa (+20 °C). Pulloja ilmastettiin kolme kertaa viikossa. Näytteiden alku- ja lopputilanteen mineraalityppituloksista (mittaus ks. 2.3.3.) saatiin laskettua typen nettomineralisaatio inkubaatioaikana.

Maan potentiaalinen nitrifikaatio mitattiin seulotuista näytteistä niin sanotulla pika-slurry-tekniikalla, joka soveltuu erityisesti maatalousmaille (Belsler & Mays 1980). Menetelmä perustuu siihen, että maata inkuboidaan standardilämpötilassa aerobisissa olosuhteissa nitrifikaation substraattia (=ammonium) olessa ylimäärin. Nitrifikaation viimeinen vaihe – nitriitin hapettaminen nit-

raatiksi – estetään natriumkloraatilla, joten nitrifikaatiopotentiaali voidaan mitata nitriitin määrien erotuksena inkubaation alussa ja lopussa. Inkubaatio-aika on niin lyhyt (8 h), että nitrifikaatiomikrobisto ei ehdi lisääntyä. Tässä työssä inkubaatiolämpötila oli +25 °C ja maasuspensioiden sekoitusnopeus tasoravistelijassa 180 kierrosta minuutissa (rpm). Nitriitti määritettiin 24 tunnin kuluessa näytteenotosta Skalar -autoanalysointilaitteella (SKALAR SA 40 5101).

2.4.4 Hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvät entsyymiaktiivisuudet

Mikrobien tuottamat entsyymit katalysoivat lukemattomia reaktioita ravinnekiertoissa ja orgaanisen aineksen hajotus- ja muodostusprosesseissa (Dick 1994, 1997). Määrittämällä ravinnekiertojen avainentsyymien aktiivisuuksia voidaan seurata erilaisten toimenpiteiden vaikutuksia maan viljavuuden kannalta tärkeisiin prosesseihin.

Seulotuista maanäytteistä määritettiin seuraavat entsyymit: dehydrogenaasi, joka on solunsisäinen mikrobien yleistä metaboliaa kuvaava entsyymi, hiilen kierrossa tärkeät N-asetyyli- β -glukosaminidaasi (kitiin hajotus), β -glukosidaasi (sellobioosin hajotus) ja peroksidaasi (ligniinin hajotus), typen kierrossa tärkeät amidaasi (amidien hydrolyysi) ja proteaasi (proteiinien hajotus), fosforin kierrossa tärkeät hapan ja alkaalinen fosfataasi (orgaaniseen ainekseen sidotun fosfaatin hydrolyysi) sekä orgaaniseen ainekseen sidottua rikkiä vapauttava arylsulfataasi. Entsyymien potentiaalinen aktiivisuus määritettiin taulukossa 6 esitettyjen menetelmien mukaan spektrofotometrisesti.

Taulukko 6. Kokeessa tutkitut entsyymiaktiivisuudet ja niiden määrittymenetelmät.

Entsyymi	Substraatti	Periaate	Lopputuote	Kirjallisuusviite
Dehydrogenaasi	Trifenyylitetraatsoliumkloridi, TTC	Dehydrogenaasit katalysoivat orgaanisten yhdisteiden hapettumista. Kuvaa elävien organismien määrää.	Trifenyyliformaatsaani, TPF $\mu\text{g}/24\text{h}$	Casida, Klein & Santoro 1964 (modifioitu)
Peroksidiaasi	H_2O_2 + o-diamisidiini	Peroksidiaasit katalysoivat orgaanisten yhdisteiden mm. fenolien ja aromaattisten amiinien hapetus-pelkistysreaktioita.	H_2O_2 $\mu\text{g}/\text{g}/\text{min}$	Bartha & Bordeleau 1969
N-asetyyli- β -glukosaminidaasi	p-Nitrofenyyli-N-asetyyli- β -D-glukos-amiinidi	β -N-asyyliglukosaminidaasit katalysoivat kitiniin hajoamista aminosokeriksi.	p-Nitrofenoli, PNP $\mu\text{g}/\text{g}/\text{h}$	Eivazi & Tabatabai 1988
β -Glukosidaasi	p-Nitrofenyyli- β -D-glukopyranosidi	β -Glukosidaasit katalysoivat selluloosin hydrolyysia glukosiksi. Selluloosi on eräs selluloosan hajoamisessa muodostuva väli-tuote.	p-Nitrofenoli, PNP $\mu\text{g}/\text{g}/\text{h}$	Eivazi & Tabatabai 1988
Amidaasi	Formamidi	Amidaasit ovat amidohydrolaaseja, jotka katalysoivat amidtien hydrolyysia, jolloin muodostuu NH_3 .	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{g}/2\text{h}$	Frankenberger & Tabatabai 1980
Proteaasi	Na-Kaseinaatti	Proteaasit katalysoivat proteiinien hajoamista aminohapoiksi	Tyrosiini $\mu\text{g}/2\text{h}$	Hamm & Feger 1996
Fosfaataasi, hapan	p-Nitrofenyylifosfaatti	Fosfaataasit katalysoivat orgaanisten fosforiyhdisteiden hydrolyysia. Hapan fosfaataasi katalysoi fosfomonoestereiden hajoamista $\text{pH}<7$:ssä, jolloin vapautuu fosfaatti-ioneja.	p-Nitrofenoli, PNP $\mu\text{g}/\text{g}/\text{h}$	Tabatabai & Bremner 1969
Fosfaataasi, alkaalinen	p-Nitrofenyylifosfaatti	Fosfaataasit katalysoivat orgaanisten fosforiyhdisteiden hydrolyysia. Alkaalinen fosfaataasi katalysoi fosfomonoestereiden hajoamista $\text{pH}>7$:ssä, jolloin vapautuu fosfaatti-ioneja.	p-Nitrofenoli, PNP $\mu\text{g}/\text{g}/\text{h}$	Tabatabai & Bremner 1969
Arylsulfataasi	p-Nitrofenyylisulfataatti	Arylsulfataasi katalysoi orgaanisten sulfaattiesterien hydrolyysia.	p-Nitrofenoli, PNP $\mu\text{g}/\text{g}/\text{h}$	Tabatabai, 1994

2.4.5 Mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus

Toiminnallista biodiversiteettiä, eli kuinka monimuotoinen mikrobilajisto on toiminnaltaan, voidaan arvioida tutkimalla mikrobilajiston hiili- ja energia-substraatin käyttöominaisuuksia (Garland & Mills 1991, Zak ym. 1994). Mittauksissa käytettiin Biolog-kuoppalevyjä, joilla voidaan tutkia kerralla 95 eri hiilenlähdetä. Kokeessa käytetyt hiilenlähteet olivat hiilihydraatteja, orgaanisia happoja, aminohappoja, polymeereja, estereitä, alkoholeja, amiineja ja aromaattisia yhdisteitä (Garland & Mills 1991).

Kullekin substraatille laskettiin integroimalla absorbanssikäyrän alle jäävä pinta-ala, kun lukemista oli ensin vähennetty substraattia sisältämättömän kontrollikaivon arvo (Guckert ym. 1996). Funktionaalisen diversiteetin kuvaamiseksi substraatinkäyttötuloksista laskettiin Shannon-Wiever diversiteetti-indeksit (Krebs 1989; Fließbach & Mäder 1997).

2.4.6 Mikrobiyhteisön rakenne

Mikrobiyhteisön rakenteesta ja siinä tapahtuvista yhteisötason muutoksista saadaan tietoa soluseinien rakenneosana olevien erilaisten fosfolipidirasvahappojen (PLFA) koostumuksesta (Palojärvi ym. 1997). Tiedyt PLFA:t esiintyvät ainoastaan tietyillä mikrobiryhmillä. Myös aitotumallisilla (esim. sienet) ja alkeistumallisilla (mm. bakteerit) soluilla on niille tyypilliset fosfolipidirasvahapponsa. Niiden perusteella voidaan laskea näytteen sisältämän mikrobiston sienten ja bakteerien välinen suhde. Mikrobiyhteisön koostumuksen muutoksia voidaan tarkastella vertailemalla eri rasvahappojen esiintymisrunsautta kuvaavia rasvahappoprofiileja.

Maanäytteen sisältämät lipidit kerätään yksifaasisella uutolla (Bligh & Dyer 1959). Mikrobisolujen soluseinän fosfolipidit erotellaan neutraaleista ja glykolipideistä kiinteäfaasikromatografian avulla. Fosfolipidien metyyliesterit mitataan ja tunnistetaan kaasukromatografi-massaspektrometrillä sisäisten ja ulkoisten standardien avulla.

2.5 Maaperäeläimet

2.5.1 Sukkulamadot (Nematoda)

Sukkulamatomäärytyksiä varten erotettiin osanäyte samoista maanäytteistä, joista analysoitiin mikrobiologiset parametrit (ks. 2.4.). Sukkulamadot erotettiin 15 g:n ($\pm 0,05$ g; tp) osanäytteistä märkäsuplicolomenetelmällä (O'Connor 1955). Erotellut sukkulamadot tainnutettiin ja säilöttiin liuokseen, jossa oli 75 % vettä, 20 % etanolia ja 5 % glyserolia. Sukkulamatojen kokonaisyky-

silömäärät/näyte laskettiin preparointimikroskoopin avulla, jonka jälkeen n. 100 sukkulamadon osanäyte määritettiin laji-, suku- tai heimotasolle, tai luokiteltiin pelkän ravinnonkäytön mukaan joko petoihin, omnivoreihin eli kaikkiruokaisiin, kasvin-, sienen- tai bakteerinsyöjiin. Määrittämisessä käytettiin apuna pääasiassa Bongersin (1988) teosta. Sukkulamatojen kokonaisbiomassa ja eri ravinnonkäyttöryhmien biomassat laskettiin Hanssonin ja muiden (1989) eri ravinnonkäyttöryhmille antamien keskimääräisten yksilöiden kuivabiomassojen avulla (sienensyöjät 19,299 ng, bakteerinsyöjät 28,369 ng, kasvinsyöjät 28,992 ng ja omnivorit/pedot 157,996 ng).

2.5.2 Änkyrimadot (Enchytraeidae)

Änkyrimatonäytteet otettiin jokaisesta näytteenottopisteestä metallisella ns. Kopecin lieriöllä (Ø 50 mm). Lieriönäytteestä leikattiin osanäytteet kahdesta eri syvyydestä: 0–5 cm (pintanäyte) ja 10–15 cm (pohjanäyte). Änkyrimadot erotettiin maanäytteistä laboratoriossa modifioidulla märkäsupilomenetelmällä (O'Connor 1955). Erotellut änkyrimadot tainnutettiin, säilöttiin 70-prosenttiseen etanoliliuokseen ja värjättiin Bengalin punalla (1 % etanoliliuos). Änkyrimatojen kokonaisuksilömäärät laskettiin ja yksilöt jaettiin pituuden mukaan kokoluokkiin. Änkyrimatojen kokonaistuorebiomassa, $W(\mu\text{g})$, laskettiin änkyrimatojen pituuksien avulla kaavalla:

$$W(\mu\text{g}) = [6,21 \times L(\text{mm}_x)^{1,83}] \times A,$$

missä 6,21 = kerroin, $L(\text{mm}_x)$ = änkyrimatojen kokoluokka ja A = änkyrimatojen yksilömäärä kyseisessä kokoluokassa (Abrahamsen 1972). Änkyrimatojen kuivabiomassa saatiin kertomalla tuorebiomassa 0,16:lla (Persson ym. 1980).

2.5.3 Niveljalkaiset (Arthropoda)

Mikroniveljalkaisnäytteet otettiin samoin kuin änkyrimatonäytteet. Mikroniveljalkaisten erottelussa käytettiin ns. high gradient -menetelmää (Macfadyen 1961). Erotellut eläimet säilöttiin 70-prosenttiseen etanoliin. Näytteistä laskettiin mikroskoopin avulla mikro- ja makroniveljalkaiset sekä niiden toukat. Hyppyhäntäiset määritettiin laji-, suku- tai heimotasolle (Fjellberg 1980), punkit laji- tai alalahkotasolle ja muut suurempiin ryhmiin, esimerkiksi lahkoihin ja luokkiin. Niveljalkaisten biomassat määritettiin kirjallisuudesta saatujen keskimääräisten kuivamassojen perusteella (Persson & Lohm 1977, Lagerlöf 1987) (Taulukko 7).

2.5.4 Lierot (Lumbricidae) ja etanat (Gastropoda)

Liero- ja etananäytteet otettiin sovelletulla sinappimenetelmällä suoraan pellolla (Gunn 1992). Ajoa varten valmistettiin etukäteen sinappiliuos (60 g sinappijauhoa/1 litra vettä), joka sekoitettiin 9 litraan vettä ennen maan kastelua. Alumiinilieriön rajaamalle 0,5 m² alueelle kaadettiin kastelukannulla 10 litraa sinappiliuosta kaksi kertaa noin viiden minuutin välein. Lieriön sisäpuolen kasvillisuus leikattiin saksilla ennen liuoksen levittämistä, jotta lierot ja etanat olivat hyvin havaittavissa. Sinappiliuoksen tunkeutuessa lierojen käytäviin nousivat lierot ja etanat maanpinnalle, josta ne kerättiin 70-prosenttiseen etanoliin. Keräysaika oli näytettä kohti 10–15 minuuttia. Saadut lierot ja etanat laskettiin ja niiden tuoremassa punnittiin. Lierot määritettiin lajilleen. Maaperäeläinten kokonaisbiomassoja laskettaessa muunnettiin lierojen ja etanoiden tuoremassat kuivamassoiksi kertomalla ne 0,16:lla (Persson ym. 1980).

2.5.5 Maaperäeläinaineiston käsittely

Maaperäeläinten yksilömäärät sekä tuore- ja kuivabiomassat laskettiin sekä maan kuiva-ainegrammaa kohden että neliometriä kohti muokkauskerroksessa (0–25 cm). Koska maaperäeläinten esiintymisen muokkauskerroksessa oletettiin olevan suhteellisen tasaista lukuunottamatta maan pintaosaa (0–5 cm), niin pohjanäytteen (10–15 cm) oletettiin edustavan koko pintakerroksen alaista muokkauskerrosta (5–25 cm). Eläinten määrät neliometrillä saatiin kertomalla yksilömäärät [kpl/g] maata maan tilavuuspainosta saatavan muuntokertoimen avulla. Käytetyt menetelmät ja laskukaavat on esitetty Kortelaisen (1998) ja Sompin (2000) pro gradu -töissä.

Sukkulamatoyhteisöjen monimuotoisuuden eli diversiteetin määrittämiseksi laskettiin aineistosta Simpsonin ja Shannonin diversiteetti- sekä ekvilibriteetti-indeksit (Begon ym. 1990). Diversiteetti-indeksi kertoo lajiston (taksonien) monimuotoisuudesta. Ekvilibriteetti-indeksi puolestaan kertoo, miten yksilöt ovat jakautuneet eri taksoneihin. Indeksillä saa arvoja 0–1, ja kun indeksi = 1, kaikissa taksonissa on yhtä paljon yksilöitä. Ravinnonkäyttöryhmien perusteella määritettiin sienen- ja bakteerinsyöjien suhde (f/b-suhde). Sienensyöjä/bakteerinsyöjäsuhteella pyritään havaitsemaan hajoamisprosessien laatueroja. Yeates & Bongers (1999) totesivat, että sienensyöjien suhteellinen runsaus bakteerinsyöjiin verrattuna on herkkä viljelymenetelmien muutokselle. Edelleen mahdollisia eroja sukkulamatofaunoissa tutkittiin maturiteetti- ja kasviparasiitti-indeksien avulla. Bongersin (1990) sukkulamadoille kehittämällä maturiteetti- ja kasviparasiitti-indekseillä (MI ja PPI) pyritään havaitsemaan systeemiin kohdistuva häiriö (esim. lannoitus tai ympäristömyrkyt) käyttämällä hyväksi sukkulamatoheimojen elinkiertostrategioiden tuntemusta ja heimojen erilaisia vasteita ympäristön häiriöön. Heimoille on annettu arvot 1-5 niiden elinkiertostrategioiden mukaan. Pienimmän arvon 1 saavat heimot,

jotka edustavat ääripään r-strategistia (colonizer) ja suurimman arvon 5 heimot, jotka edustavat tyypillistä K-strategistia (persister). Maturiteetti-indeksi lasketaan näytteen sukkulamatomaksonien c-p-arvojen painotettuna keskiarvona:

$$MI = \sum_{i=1}^n v(i) * f(i)$$

jossa $v(i)$ on taksonin i c-p-arvo ja $f(i)$ taksonin i frekvenssi näytteessä. Alhainen maturiteetti-indeksin arvo kertoo häiriölle alttiina olevasta ympäristöstä ja korkea indeksin arvo taas päinvastoin.

Kasviparasiitti-indeksi (PPI) on muuten samanlainen kuin maturiteetti-indeksi, mutta siinä on otettu huomioon vain kasvinsyöjäsukkulamadot. Maturiteetti- ja kasviparasiitti-indeksit ovat vain suuntaa antavia, sillä ne on alunperin kehitetty Alankomaiden sukkulamatomapopulaatioille ja niiden yleispätevyyttä ei ole vielä riittävästi tutkittu (Bongers 1990).

Taulukko 7. Biomassalaskuissa käytetyt punkkien (Acari), hyppyhäntäisten (Collembola) ja muiden niveljalkaisten keskimääräiset kuivamassat [$\mu\text{g}/\text{yksilö}$] (Persson & Lohm 1977, Lagerlöf 1987).

Acari	$\mu\text{g}/\text{yks.}$	Collembola	$\mu\text{g}/\text{yks.}$	Muut	$\mu\text{g}/\text{yks.}$
Astigmata	0,40	<i>Folsomia quadrioculata</i>	1,68	Diplura	6,00
Gamasina	8,50	<i>Folsomia</i> sp.	2,49	Pauropoda	0,50
Oribatida	1,01	<i>Isotoma</i> sp.	1,64	Protura	0,25
Prostigmata	0,40	<i>Isotomiella minor</i>	1,33	Symphyla	3,40
Uropodina	20,19	<i>Onychiurus</i> spp.	12,76	Coleoptera larvae	250,00
		<i>Poduridae</i>	2,63	Diptera larvae	120,00
		<i>Sminthuridae</i>	1,00		
		<i>Tullbergia</i> spp.	0,38		
		Muu collembola	5,00		

2.6 Fysikaaliset analyysit

Lohkojen taustatiedoksi määritettiin partikkelikokojakauma ensimmäisellä näytteenotokerralla. Mekaaninen maa-analyysi tehtiin pipettimenetelmällä (Elonen 1971) MTT:n Luonnonvarojen (nyk. Ympäristöhallinta) laboratoriossa.

Lohkoilta määritettiin maan fysikaalisia ominaisuuksia muokkauskerroksesta vuonna 1998 ja 1999 (Taulukko 5). Keväisin otettiin laboratoriomäärityksiin häiriintymättömät maanäytteet PVC-putkeen (halkaisija 15 cm, korkeus 25 cm). Nurmilohkoilla kasvusto poistettiin kohdasta, josta näyte otettiin. Muruanalyysijä varten otettiin pintamaata (0–7 cm) n. 1 kg.

Laboratoriossa maanäytteen pohjan (nurmilohkoilta myös yläpinnan) leikkauspinnasta poistettiin tahtaantunut maa veistä ja pölynimuria käyttäen. Näin haluttiin varmistaa, että maan rakenne oli näytteen pinnassa häiriintymätön ja huokokset avoimia. Näytteiden pinnasta laskettiin halkaisijaltaan 2 mm:n tai suurempien sylinterin muotoisten huokosten lukumäärä ja määritettiin niiden kokonaisala näytteen pinta-alasta Alakukun (1997) kuvaamalla tavalla. Halkaisijaltaan 2 mm tai suuremmat sylinterimäiset huokokset luokiteltiin lierokanaviksi. Lierokanavien alan perusteella voitiin arvioida, mikä oli lierokanavien osuus maatilavuudesta.

Näytteet kostutettiin alhaalta ylöspäin ja niistä määritettiin kyllästetyn maan vedenjohtavuus (constant head method) ja makrohuokosto (alipainemenetelmällä, halkaisija $> 0,300$ mm, veden potentiaali -1 kPa) Auran (1990) selostamalla tavalla. Tämän jälkeen näytteet pantiin keramiikkalevyille ja määritettiin maan makrohuokosto (halkaisija $> 0,030$ mm, potentiaali -10 kPa) Auran (1990, 1995) kuvaamalla tavalla. Maan makrohuokoston ($\varnothing > 0,300$ ja $> 0,030$ mm) muodostavat mm. lierokanavat, murujen väliset pinnat, halkeamat ja juurikanavat sekä muokkauksen jättämät viilut. Kyllästetyn maan vedenjohtavuus on tärkeä ominaisuus kosteissa olosuhteissa kuten varhain keväällä ja myöhään syksyllä.

Näytteen pinnalta poistetusta maasta määritettiin maan kosteus lakastumisrajalla ($-1,5$ MPa potentiaali) osmoottisella menetelmällä (Reeve & Carter 1991). Maan kosteuden lakastumisrajalla ei oletettu muuttuvat lyhyellä aikavälillä (vuosi). Tästä syystä kosteus lakastumisrajalla määritettiin vain vuonna 1998. Lakastumisajakosteus määrittää sen vesimäärän, joka pidättyy maahan niin lujasti, etteivät kasvit pysty ottamaan sitä maasta ($-1,5$ MPa imu).

Huokosmääritysten jälkeen näytteet halkaistiin pituussuuntaan kahtia ja näytteen murtopinnan rakenne arvioitiin silmävaraisesti. Näytettä tarkasteltaessa kiinnitettiin huomiota muruisuuteen, lohkoisuuteen, halkeamiin, lierokanaviin, juurikanaviin ja maan lohkeavuuteen (Alakukku 1996). Lopuksi halkaistun näytteen keskeltä otettiin 200 cm^3 :n lierionäyte (halkaisija 7,2 cm, korkeus 4,9 cm) irtotiheyden (kuivatilavuuspainon) ja huokostilavuuden määrittystä varten. Näytteet kuivatettiin $105\text{ }^\circ\text{C}$:n lämmössä, minkä jälkeen ne punnittiin ja irtotiheys laskettiin jakamalla kuivatun näytteen paino tilavuudella (200 cm^3).

Vuonna 1998 0–25 cm:n syvyydestä maan irtotiheyttä varten otetut näytteet ilmakeivattiin, minkä jälkeen näytteet jauhettiin ja lohkon näytteet yhdistettiin. Yhdistetystä näytteestä otettiin kaksi osanäytettä, joiden kiintotiheys määritettiin pyknometrinen menetelmällä 10 g:n maanäytteestä Blaken (1965) kuvaamalla tavalla. Kiintotiheys on maalajille ominainen ominaisuus, eikä se vaihtelee lyhyellä aikavälillä esimerkiksi viljelytoimenpiteiden vaikutuksesta. Tästä syystä kiintotiheys määritettiin vain vuonna 1998. Maan kiintoaineksen

tilavuusosuus näytteen kokonaistilavuudesta laskettiin jakamalla 200 cm^3 :n näytteistä määritetty irtotiheys kiintotiheydellä. Huokostilavuus laskettiin vähentämällä kokonaistilavuudesta kiintoaineksen osuus.

Ilmakuivaksi kuivuneesta murunäytteestä (0–7 cm:n syvyydestä) otettiin 250–300 g:n näyte, joka kuivaseulottiin Vibratory Sieve Shaler Analysette 3 -laitteella (valmistaja Fritsch GmbH) noin 3000 värähtelyä minuutissa taajuudella (amplitudi 1,5 mm). Seulonta-aika oli 30 s ja seulakoot 1 ja 2 mm. Märkäseulontaan otettiin 1 mm:n seulan päälle jäänyt näytteen osa (1–2 mm:n murut), josta punnittiin 4 g:n näyte suoraan seulalle (seulakoko 0,27 mm). Makroaggregaattien ($>250 \mu\text{m}$) muodostukseen maaperän mikrobeilla on keskeinen merkitys (Tisdall & Oades 1982). Näytteet kostutettiin hitaasti ilmankostuttimen kehittämässä kylmässä vesihöyryssä kenttäkapasiteettiin. Kostutetut näytteet seulottiin Kemperin ja Rosenauin (1986) kuvaamalla menetelmällä. Seulonta-aika oli 3 minuuttia ja laitteen pysty akselin kierrosnopeus 35 RPM. Seulonnan jälkeen seulalle jääneestä maasta erotettiin kivet ja roskat dispergoimalla maa-ainekseen natriumhydroksidilla (2,0 g NaOH/1000 ml vettä). Tulosten laskennassa kivien ja roskien osuus vähennettiin näytteen alkuperäisestä painosta.

2.7 Tilastolliset käsittelyt

Viljelymenetelmien välisiä eroja testattiin parittaisella t-testillä. Erotusten normaalisuus tarkistettiin Shapiro-Wilkin testillä ja visuaalisesti. Viljelymenetelmien keskimääräisille eroille laskettiin 95 % luottamusvälit. Niiden perusteella voidaan arvioida tulosten tarkkuutta ja merkitystä. Mitattujen ominaisuuksien välisiä riippuvuussuhteita tarkasteltiin Pearsonin korrelaatioanalyysillä.

p-arvon ollessa alle 0,10 sen katsottiin olevan suuntaa-antavasti viitteenä siitä, että luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljeltyjen peltojen välillä oli havaittavaa eroa mitatun parametrin suhteen. Tilastollisesti merkitsevä ero pidettiin, jos p-arvo oli $\leq 0,05$. Päätuotantosuunnan vaikutusta tavanomaisten lohkojen tuloksiin tarkasteltiin jakaumien avulla.

Mikrobyhteisöjen toiminnallista ja rakenteellista monimuotoisuutta tarkasteltiin profiilitulosten perusteella, jotka analysoitiin pääkomponenttianalyysillä. Analyysin avulla muodostettujen uusien toisistaan riippumattomien muuttujien, pääkomponenttien eroja vertailtiin em. parittaisen t-testin avulla.

3 Tulokset

Tulokset on esitetty yhteenvetokuvina, joissa pylväsdiagrammi esittää tutkimuslohkojen keskiarvotulokset kaikilta näytteenottokerroilta. Viivadiagrammissa vertaillaan luonnonmukaisten ja tavanomaisesti viljeltyjen lohkojen keskiarvotuloksia eri näytteenottokerroilla. Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn tilastollisesti merkitsevät erot parittaisen t-testin mukaan ja keskimääräisten erojen 95 % luottamusvälit on esitetty yhteenvetotaulukossa kappaleessa 3.5.

3.1 Kemialliset ominaisuudet

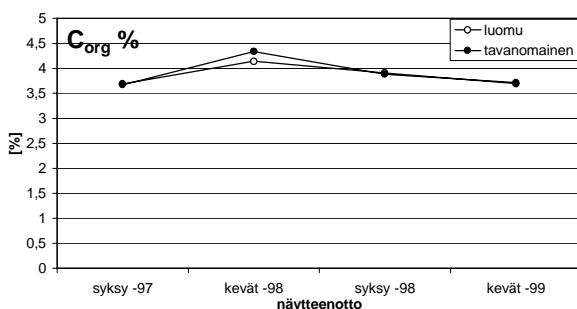
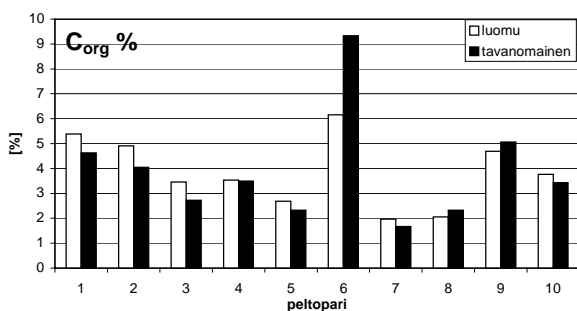
Viljelymenetelmällä ei ollut merkitystä maan pH:hon (Taulukko 8). Johtoluku (Taulukko 8) oli merkitsevästi suurempi tavanomaisessa viljelyssä kevätnäytteenottojen yhteydessä. Johtoluku vaihteli vuodenajan mukaan, ja tilastollisesti merkitsevät erot viljelymenetelmien välillä keväisin selittyvät tavanomaisilla lohkoilla näytteenottoa edeltäneen typpilannoituksen nitraatilla.

Maan orgaanisen hiilen pitoisuus ei eronnut viljelymenetelmien välillä (kuva 2). Vaihtelu näytteenottojen välillä oli satunnaista, eikä minkäänlaista trendiä havaittu. Maan kokonaistyyppi ei myöskään eronnut viljelymenetelmän suhteen (kuva 3). Tulokset olivat näytteenottokertojen suhteen lievästi laskevia. Lohkoparilla 6 oli erittäin korkeat orgaanisen hiilen ja kokonaistypen pitoisuudet ja lohkojen välinen ero oli suuri tavanomaisen lohkon hyväksi. Viljelymenetelmien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa, vaikka analyysistä jätettiin pois lohkon 6 tulos.

Maan liukoiset ravinteet eli kasveille käyttökelpoiset ravinteet mitattiin jokaisella näytteenottokerralla. Liukoisen kalsiumin, kaliumin ja magnesiumin suhteen viljelymenetelmät eivät eronneet toisistaan (Taulukko 8). Liukoisen fosforin (Kuva 4) ja rikin (Kuva 5) määrät taas olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat tavanomaisesti viljelyissä lohkoissa useimpina näytteenottokertoina.

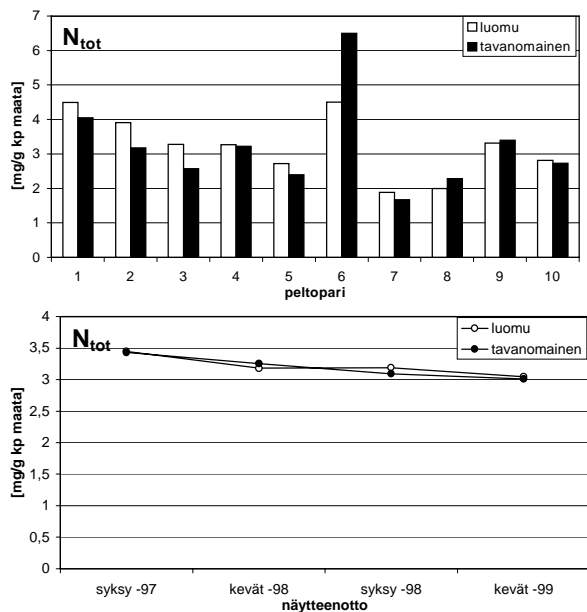
Taulukko 8. pH, johtoluku [0,1 mS cm⁻¹] ja liukoisten ravinteiden määrät (Ca, K, Mg) [mg kg⁻¹ kuivaa maata] lohkopareilla (L=luomu, T=tavanomainen; neljän näytteenoton keskiarvo).

Pari	pH		Johtoluku		Ca		K		Mg	
	L	T	L	T	L	T	L	T	L	T
1	5,99	5,68	0,73	0,69	2856	2191	249,3	159,0	774,8	696,9
2	5,96	5,71	0,67	0,79	2379	1834	340,0	242,2	649,0	797,0
3	6,04	6,34	0,59	0,67	2014	2380	182,9	153,7	346,4	328,4
4	6,38	5,88	0,84	1,39	2478	1948	312,0	305,7	421,2	323,5
5	6,00	6,81	0,59	0,75	1619	2405	142,3	166,9	318,7	352,6
6	6,52	5,46	0,97	1,07	2513	1229	87,7	80,0	347,3	229,3
7	5,88	6,47	0,51	0,63	1221	1588	92,9	108,1	223,2	232,7
8	5,50	5,89	0,35	1,05	613	1061	61,5	163,5	122,0	193,6
9	6,15	6,83	0,78	1,54	1919	3362	100,8	162,3	184,9	165,8
10	6,66	6,09	0,69	0,72	2640	1771	148,0	106,1	304,5	281,7

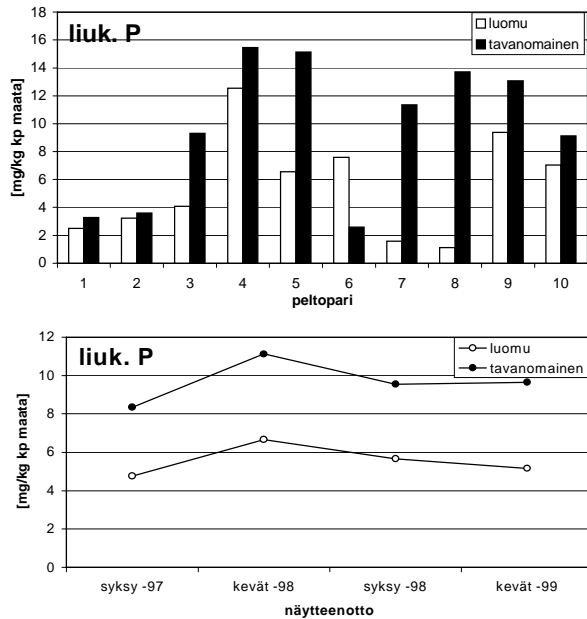


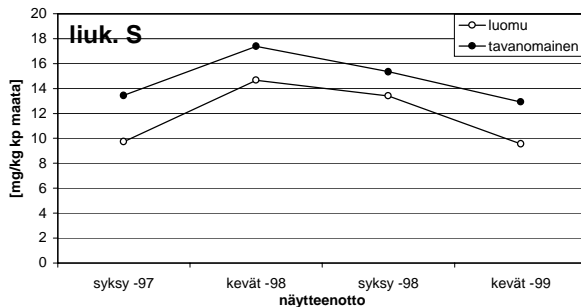
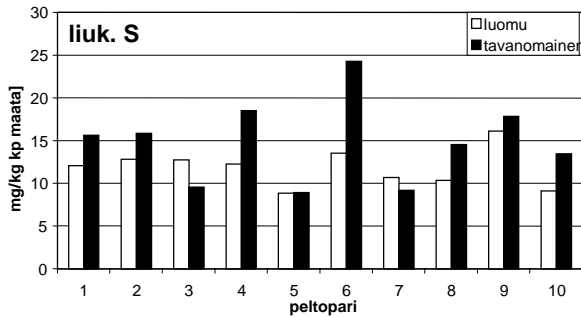
Kuva 2. Orgaanisen hiilen osuus [%] pelto-lohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotokerroilla.

Kuva 3. Typhen kokonaismäärä [mg g^{-1} kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 4. Liukoisin fosforin määrä [mg kg^{-1} kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

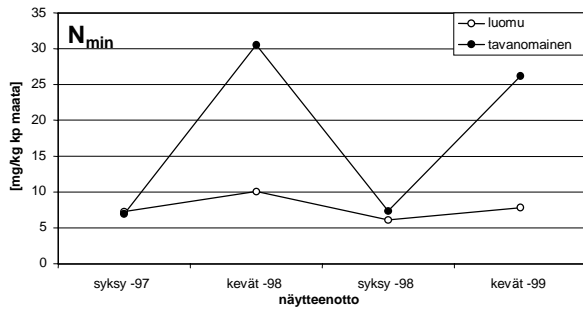
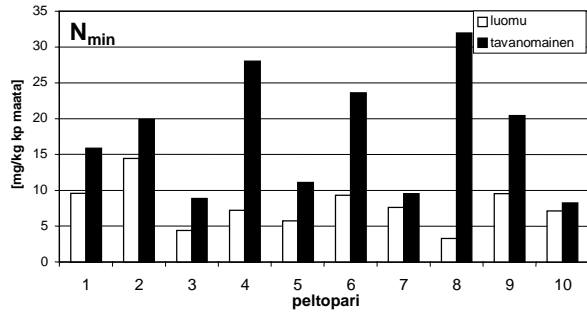




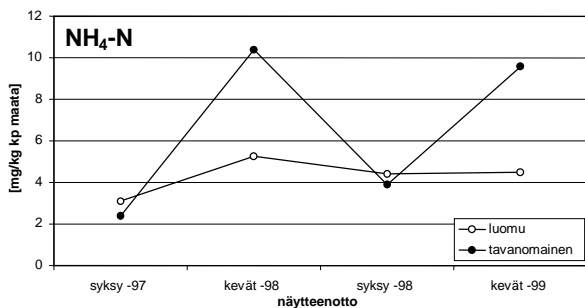
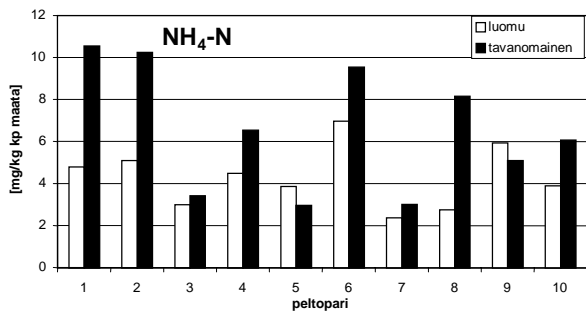
Kuva 5. Liukoisen rikin määrä [mg kg^{-1} kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

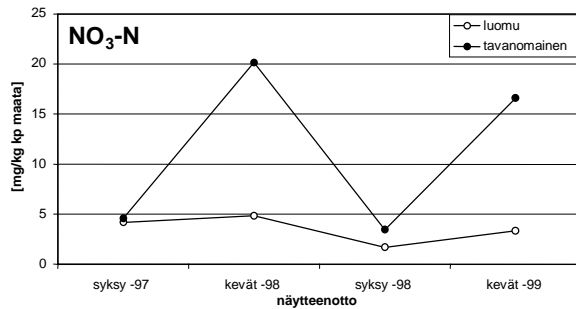
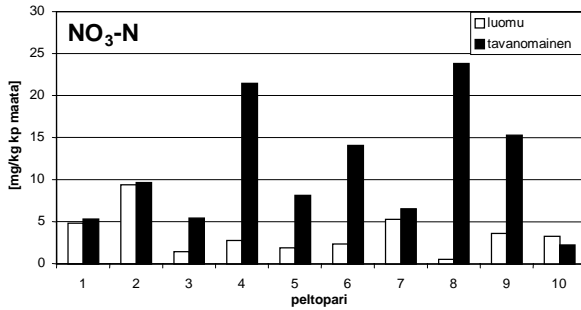
Mineraalitypen määrä määritettiin sekä muokkauskerroksesta (kuvat 6–8) että 25–60 cm syvyydestä (kuvat 9–11). Vaihtelu oli selvää vuodenaikojen mukaan siten, että keväällä lannoituksen jälkeen mineraalityppeä oli maassa runsaimmin. Nitraattitypen määrä oli keväisin merkittävästi suurempi tavanomaisesti viljellyn maan muokkauskerroksessa luomumaahan verrattuna. Ammoniumtyypessä samanlainen ero muokkauskerroksessa havaittiin keväällä 1998. Syksyllä 1997 ammoniumpitoisuus oli suurempi luonnonmukaisesti viljeltyjen lohkojen muokkauskerroksessa.

Kuva 6. Epäorgaanisen typen kokonaismäärä [mg kg^{-1} kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

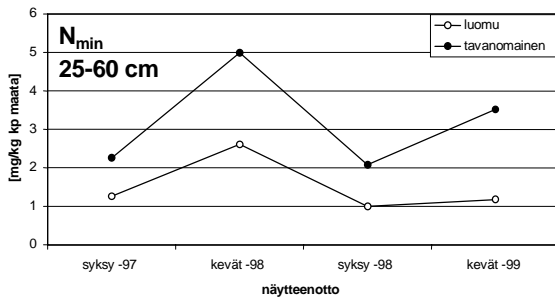
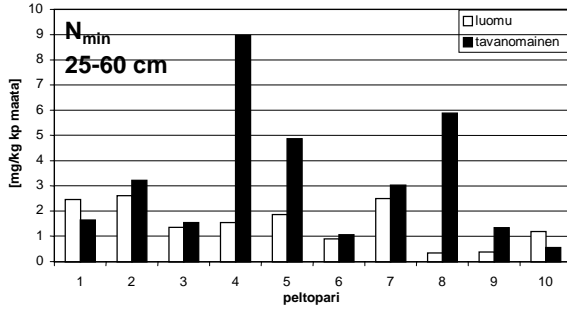


Kuva 7. Ammoniumtypen määrä [mg kg^{-1} kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

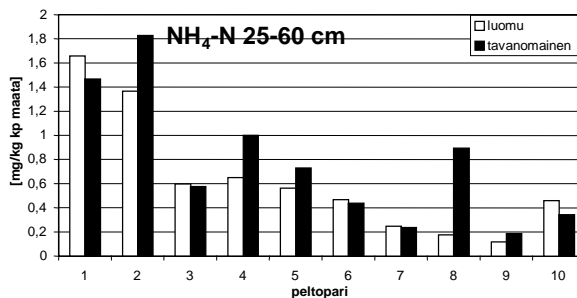




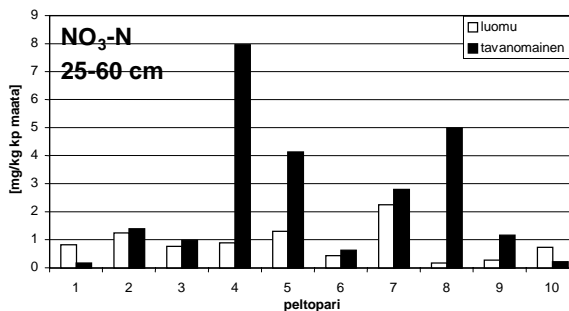
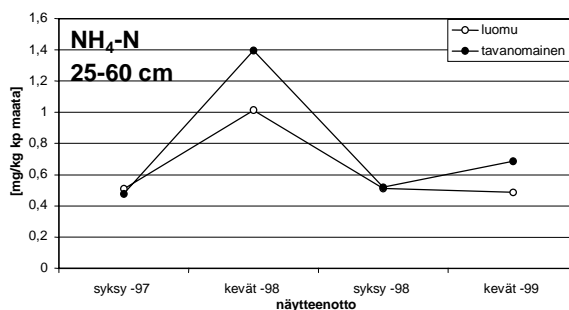
Kuva 8. Nitraatti-typen määrä [mg kg⁻¹ kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



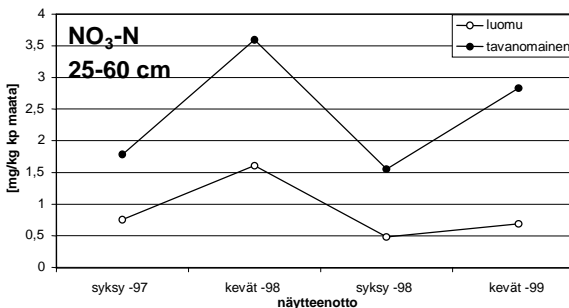
Kuva 9. Epäorgaanisen typen kokonaismäärä [mg kg⁻¹ kuivaa maata] peltolohkoilla muokauskerroksen alapuolella (25 – 60 cm; neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 10. Ammonium-typen määrä [mg kg⁻¹ kuivaa maata] peltolohkoilla muokkauskerroksen alapuolella (25 – 60 cm; neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



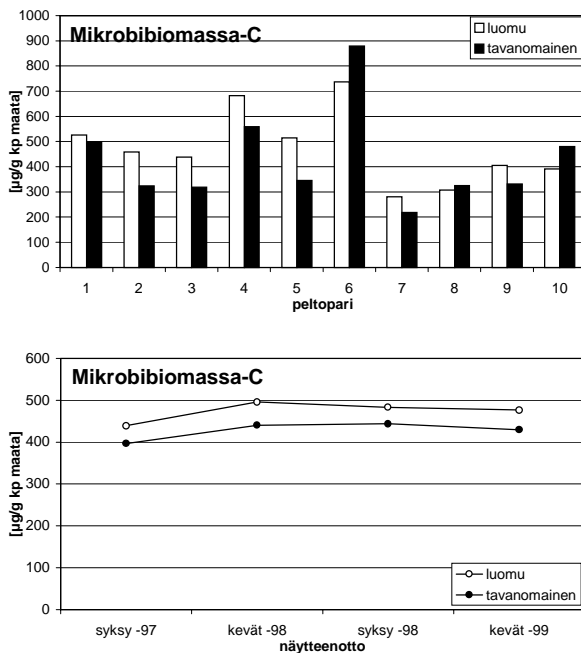
Kuva 11. Nitraatti-typen määrä [mg kg⁻¹ kuivaa maata] peltolohkoilla muokkauskerroksen alapuolella (25 – 60 cm; neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



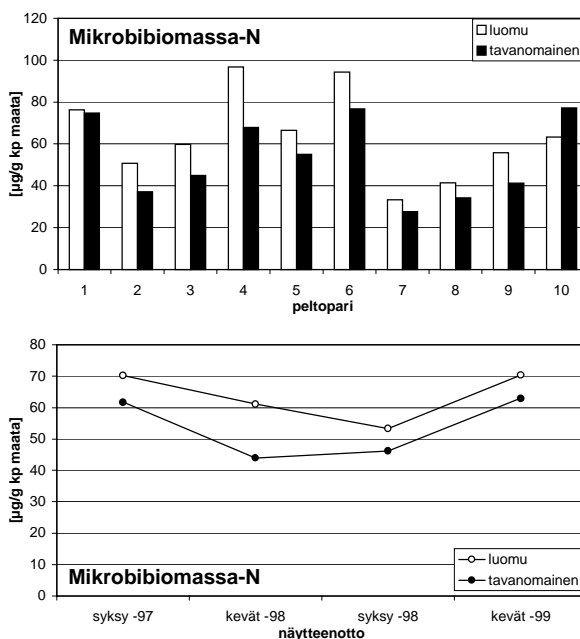
3.2 Mikrobiologiset analyysit

3.2.1 Mikrobibiomassa

Mikrobibiomassan sisältämän hiilen määrä ei eronnut tilastollisesti merkittävästi viljelymenetelmien välillä (Kuva 12). Keväällä 1999 sitä oli suuntaantavasti enemmän luonnonmukaisesti viljellyissä maissa. Luomumaissa oli myös mikrobibiomassan sisältämää typpeä keväisillä näytteenottokerroilla tilastollisesti merkittävästi enemmän kuin tavanomaisilla lohkoilla (Kuva 13). Vastaava mutta vain suuntaantava tulos saatiin myös syksyllä -97.



Kuva 12. Mikrobibiomassan määrä hiilenä mitattuna [$\mu\text{g C g}^{-1}$ kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 13. Mikrobibiomassan määrä tyyppinä mitattuna [$\mu\text{g N g}^{-1}$ kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.

3.2.2 Maahengitys

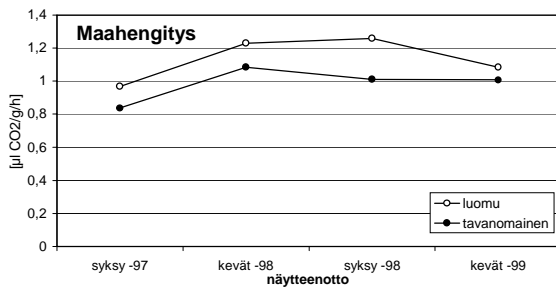
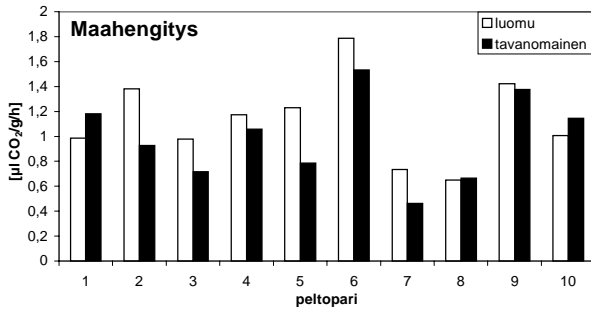
Tulokset maahengitysmittauksista on esitetty kuvassa 14. Molempina syksyinä (syksy 97 ja 98) luomuviljeltyt pellot olivat mikrobiologisesti toiminnaltaan tavanomaisesti viljeltyjä aktiivisempia. Sitä vastoin kevään näytteenotto-kerroilla tilastollisesti merkitsevää eroa ei havaittu.

3.2.3 Typen kierron osatekijät

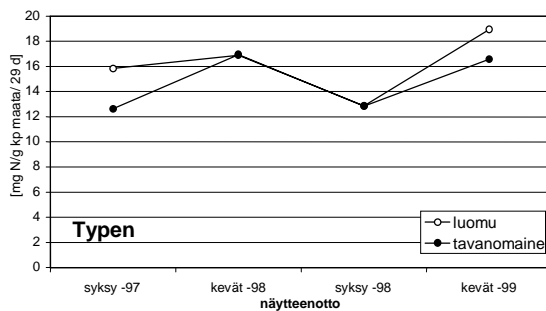
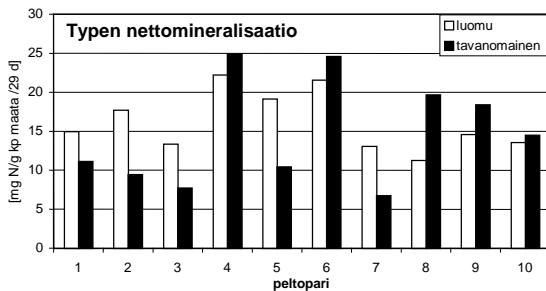
Typen nettomineralisaatiossa (Kuva 15) ja potentiaalisessa nitrifikaatiossa (Kuva 16) ei havaittu eroja viljelymenetelmien välillä. Lohkojen sisäiset hajonnat olivat melko suuria erityisesti typen nettomineralisaatiossa.

3.2.4 Hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyvät entsyymiaktiivisuudet

Maan yleinen mikrobiaktiivisuus, määritettynä dehydrogenaasi-entsyymiaktiivisuutena (Kuva 17), vaihteli huomattavasti tilaparien välillä. Luomulohkojen aktiivisuus oli yhdellä näytteenotokerralla tilastollisesti merkitsevästi korkeampi kuin tavanomaisten lohkojen.

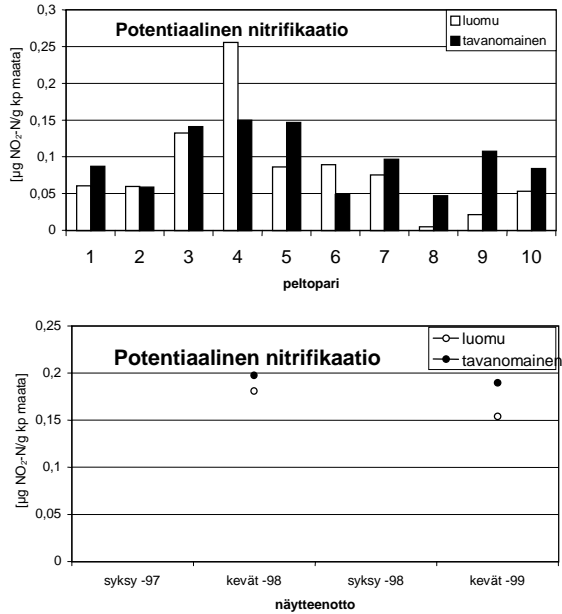


Kuva 14. Maahengitys eli hiilen mineralisaatio [$\mu\text{l CO}_2 \text{ g}^{-1}$ kuivaa maata h^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

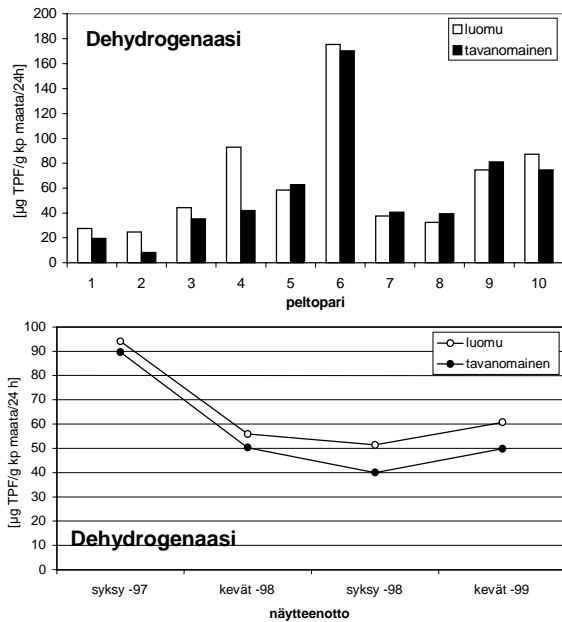


Kuva 15. Typen nettomineralisaatio [mg N g^{-1} kuivaa maata 29 d^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

Kuva 16. Potentiaalinen nitrifikaatio [$\mu\text{g NO}_2\text{-N g}^{-1}$ kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 17. Dehydrogenaasiaktiivisuus [$\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuivaa maata 24 h^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Yleisesti dehydrogenaasiaktiivisuus oli korkeammalla tasolla ensimmäisellä näytteenottokerralla, mutta pysyi sen jälkeen lähes samalla tasolla tutkimusjakson ajan.

Peroksidaasientsyymien aktiivisuuden erot luomu- ja tavanomaisten lohkojen välillä olivat suhteellisesti dehydrogenaasia suuremmat sekä peltoparivertailussa että eri näytteenottoerittäin (Kuva 18). Vaihtelu oli kuitenkin varsin suurta, ja luomulohkojen peroksidaasiaktiivisuus oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi kuin tavanomaisten lohkojen aktiivisuus ainoastaan syksyn 1998 näytteissä. Tosin samanlainen, mutta ainoastaan suuntaa-antava tulos saatiin myös keväisin.

Amidaasiaktiivisuuden erot olivat melko pieniä peltoparien välillä (kuva 19). Aktiivisuustaso laski tutkimusjakson aikana. Tilastollisesti merkitsevästi suurempia arvoja syksyllä 1997 ja suuntaa-antavasti suurempia keväällä 1998 mitattiin luomulohkoilla.

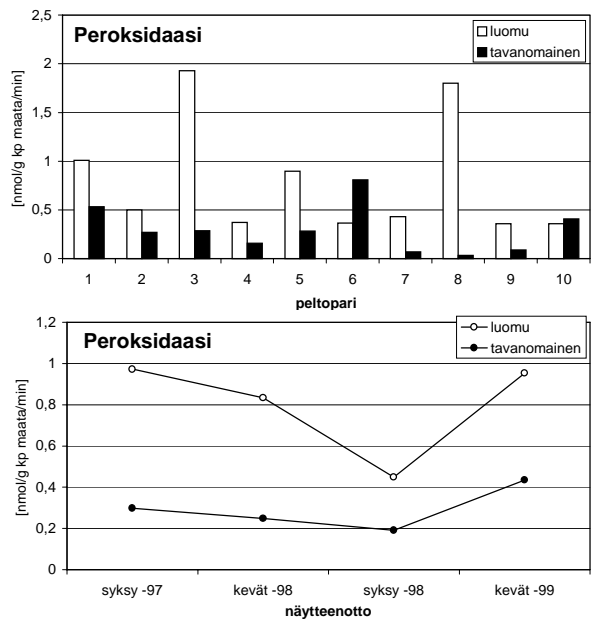
Alkaalisen ja happaman fosfataasientsyymien aktiivisuudet olivat hyvin samansuuntaiset, ja peltoparien väliset erot pienet (ainoastaan alkaalisen fosfaatin tulokset esitetty; Kuva 20). Molempien entsyymien aktiivisuudet pysyivät miltei vakiona kahden vuoden aikana, eikä luomu- ja tavanomaisesti viljeltyjen lohkojen välillä ollut eroa.

Kitiin ja sellobioosin hajotusta suorittavien N-asetyyli- β -glukosaminidaasi- ja β -glukosidaasientsyymien osalta peltoparien, viljelymenetelmien ja näytteenottokertojen väliset erot olivat hyvin samanlaiset kuin fosfataasientsyymien kohdalla (tuloksia ei esitetty; vrt. kuva 20). Syksyllä 1998 luomulohkojen β -glukosidaasientsyymien arvot olivat kuitenkin tilastollisesti merkitsevästi pienempiä kuin tavanomaisten lohkojen arvot.

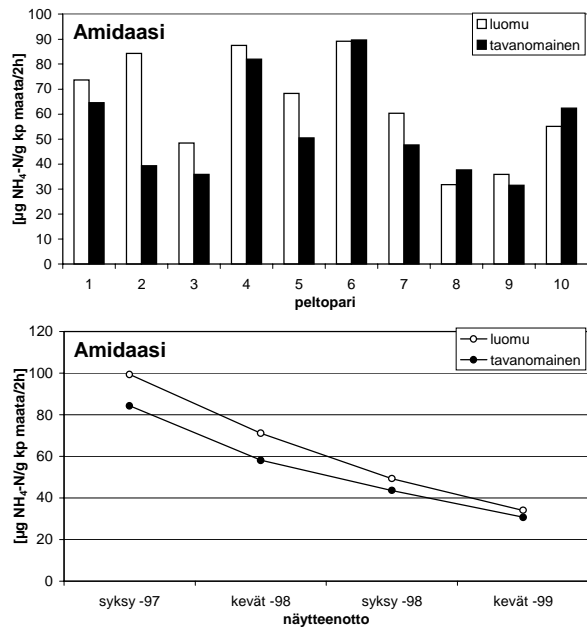
Peltoparikohtaisessa tarkastelussa arylsulfataasientsyymien aktiivisuudet (Kuva 21) olivat hyvin samansuuntaiset kuin fosfataasi- ja amidaasientsyymien aktiivisuudet, eikä vuosivaihtelua esiintynyt. Arylsulfataasin aktiivisuus oli joka näytteenottokerralla tilastollisesti merkitsevästi korkeampi luomulohkoilla kuin tavanomaisesti viljellyillä lohkoilla. Se oli myös ainoa muuttuja, joka jokaisella näytteenottokerralla antoi samanlaisen tilastollisesti merkitsevän eron viljelymenetelmien välille.

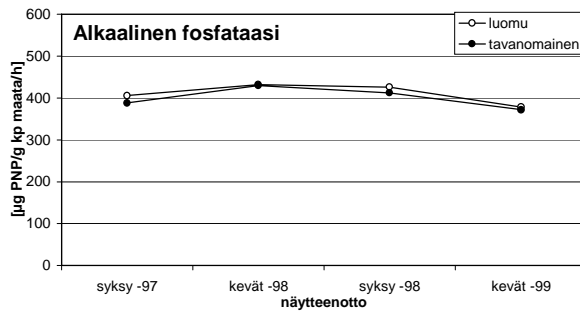
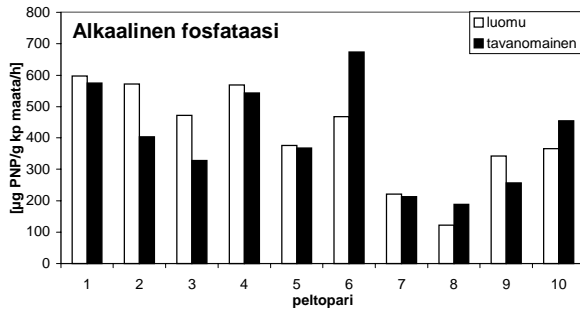
Proteaasiaktiivisuus (tuloksia ei esitetty) noudatti varsin pitkälle dehydrogenaasientsyymien kuviota, paitsi että erot lohkoparien välillä olivat pienempiä ja aktiivisuustaso hyvin vakio koko tarkastelujakson aikana. Tilastollisesti merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä ei ollut.

Kuva 18. Peroksidaasiaktiivisuus [nmol g^{-1} kuivaa maata min^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.

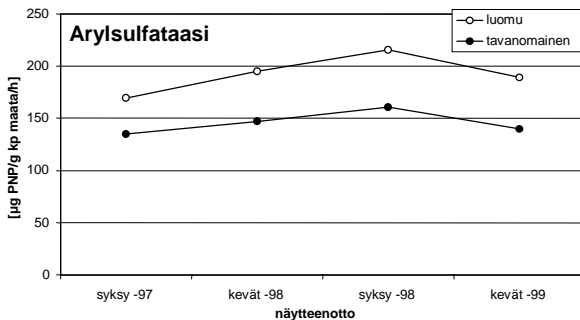
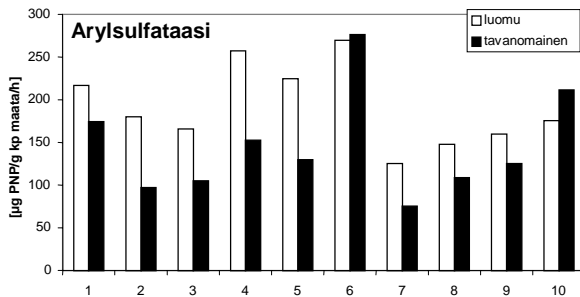


Kuva 19. Amidaasiaktiivisuus [$\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}$ kuivaa maata 2 h^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.





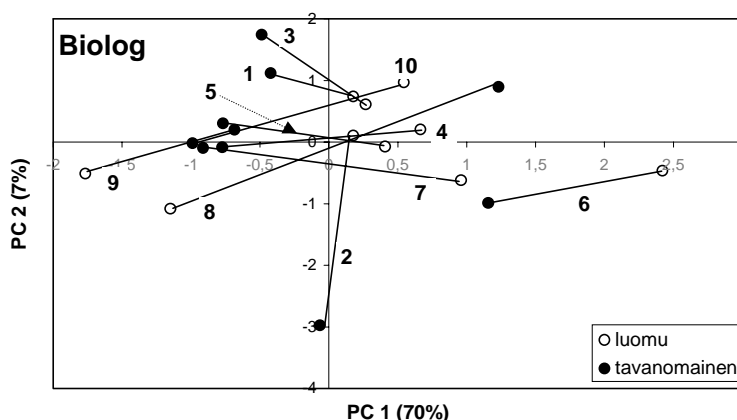
Kuva 20. Alkaalinen fosfataasiaktiivisuus [$\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuivaa maata h^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.



Kuva 21. Arylsulfataasiaktiivisuus [$\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuivaa maata h^{-1}] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.

3.2.5 Mikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus

Tutkittaessa maiden mikrobiston kykyä käyttää erilaisia ravinnonlähteitä, havaittiin että tilaparit erosivat mikrobistonsa osalta huomattavasti toisistaan (Kuvat 22). Samoin useilla tilapareilla luomu- ja tavanomaiset lohkot erosivat toisistaan. Systemaattista eroa luomun ja tavanomaisen viljelymenetelmän välillä ei kuitenkaan havaittu. Toiminnallisen monimuotoisuuden mittaukset kuvaavat maankäsittelyn ja viljelykasvin lyhytaikaisia vaikutuksia maassa, eivätkä ne tuo esille pitkäaikaisen viljelymenetelmän mahdollisesti maan mikrobiston toimintaan aiheuttamia muutoksia. Eroja ei havaittu viljelymenetelmien välillä myöskään toiminnallista biodiversiteettiä kuvaavissa Shannon-Wiever diversiteetti-indekseissä (Kuva 23).

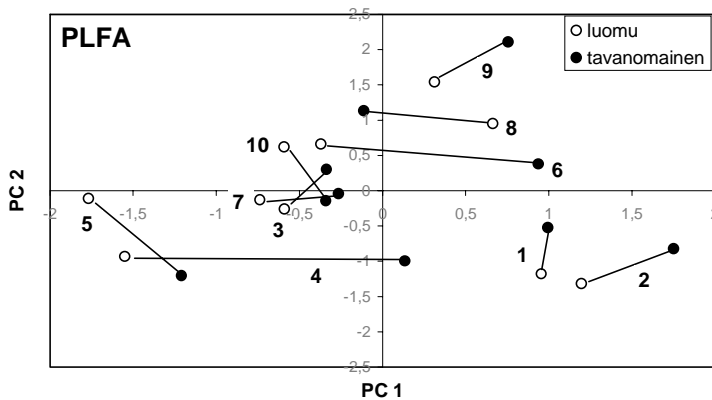
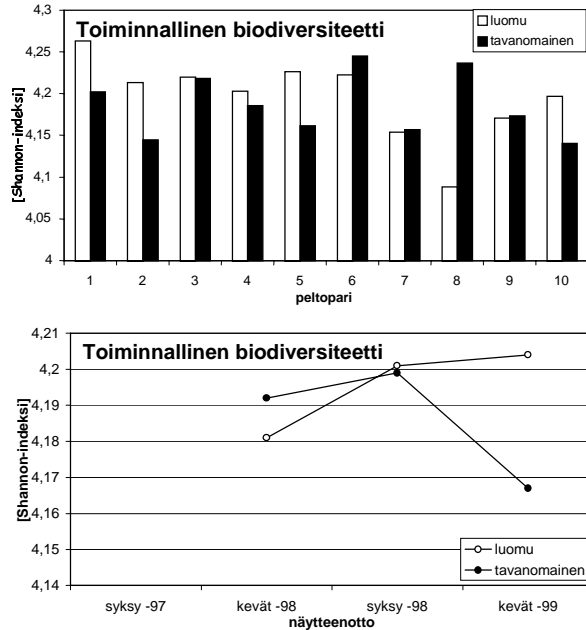


Kuva 22. Pääkomponenttianalyysin ordinaatiokuva maaperän mikrobiyhteisön toiminnallisesta monimuotoisuudesta (Biolog) kevään 1999 näytteenotokerralla. Peltoparit yhdistetty viivalla ja parin numero merkitty.

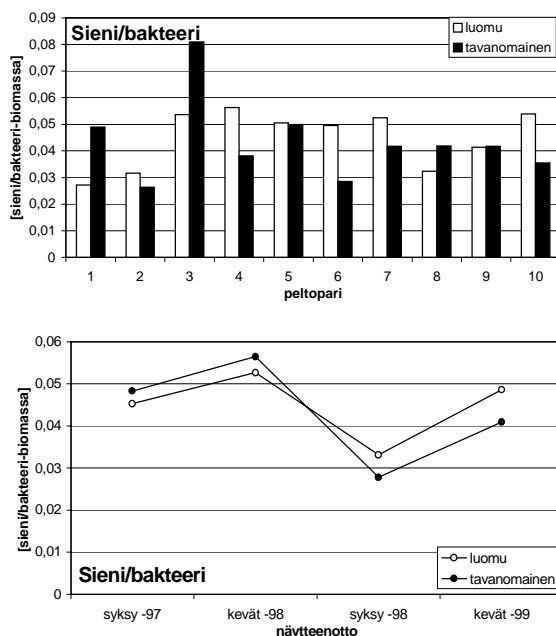
3.2.6 Mikrobiyhteisön rakenne

Maaperän mikrobiyhteisö ei sen rakenneanalyysin perusteella eroa selvästi luomumaan mikrobistoon ja tavanomaisesti viljellyn maan mikrobistoon (Kuva 24). Toisaalta yleensä vierekkäisillä saman peltoparin lohkoilla on hyvin samanlainen mikrobiyhteisö. Ensimmäinen pääkomponentti kuitenkin erottaa tilastollisesti merkitsevästi luomu- ja tavanomaiset lohkot ($p=0,047$). Kuvasta voidaan nähdä, että kullakin tilaparilla luomulohkojen mikrobiyhteisö asettuu pääsääntöisesti vasemmalle ja tavanomaisten lohkojen mikrobiyhteisö oikealle. Mikrobiston sieni/bakteeri -suhteessa ei ollut eroa viljelymenetelmien välillä (Kuva 25). Lievää vuodenaikaista vaihtelua on tuloksissa nähtävissä siten, että sienten suhteellinen määrä nousee talvikauden aikana syksystä kevääseen mennessä.

Kuva 23. Maamikrobiston toiminnallinen monimuotoisuus pelto-lohkoilla Shannon-Wiever diversiteetti-indeksinä ilmaistuna (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 24. Pääkomponenttianalyysin ordinaatiokuva maaperän mikrobiyhteisön rakenteesta (PLFA) kevään 1999 näytteenottokerralla.



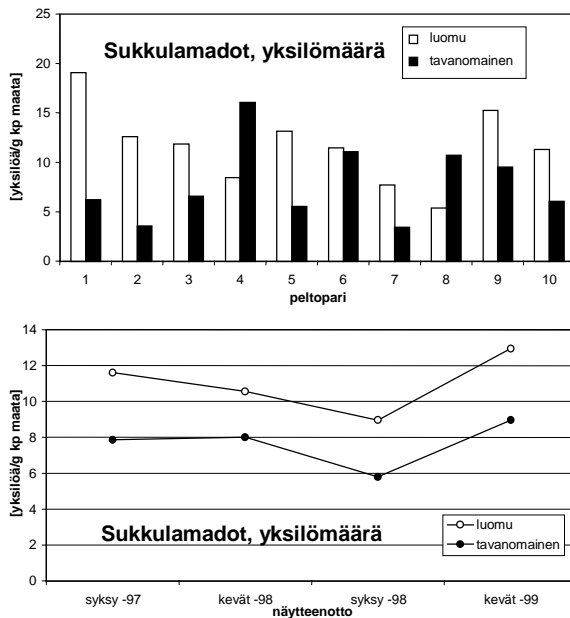
Kuva 25. Sieni- ja bakteeribiomassan suhde peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

3.3 Maaperäeläimet

3.3.1 Sukkulamadot

Sukkulamatojen kokonaismäärät pysyivät suhteellisen tasaisina koko tutkimuksen ajan. Määrät vaihtelivat keskimäärin 5 ja 15 yks./g:n välillä. Luonnonmukaisilla pelloilla oli tavanomaisiin verrattuna tilastollisesti merkitsevästi enemmän yksilöitä syksyllä 1998 (Kuva 26). Peltoparit 4 ja 8 poikkesivat joka näytteenottokerralla muista peltopareista siten, että tavanomaisella puolella oli enemmän yksilöitä kuin luonnonmukaisella. Sukkulamatoyhteisöjen kokonaismassat (tuloksia ei esitetty) olivat suurempia luonnonmukaisilla kuin tavanomaisilla pelloilla molempina syksyinä.

Sukkulamatojen ravinnonkäyttöryhmittäin tarkasteltuna bakteerin- ja kasvisyöjäasukkulamatoja oli eniten ja sienensyöjäasukkulamatoja vähiten sekä tavanomaisilla että luonnonmukaisilla pelloilla, joskin syksyllä 1997 sienensyöjien osuus oli selvästi muita kertoja suurempi. Kasvisyöjiä oli luonnonmukaisilla pelloilla tilastollisesti merkitsevästi enemmän kuin tavanomaisilla molempina syksyinä (Kuva 27). Myös omnivori/petoja oli enemmän luonnonmukaisella puolella kevättä 1999 lukuunottamatta (Kuva 27). Bakteerin- ja sienensyöjien suhteen ei selkeitä eroja viljelymenetelmien välillä voitu havaita (Kuva 27).



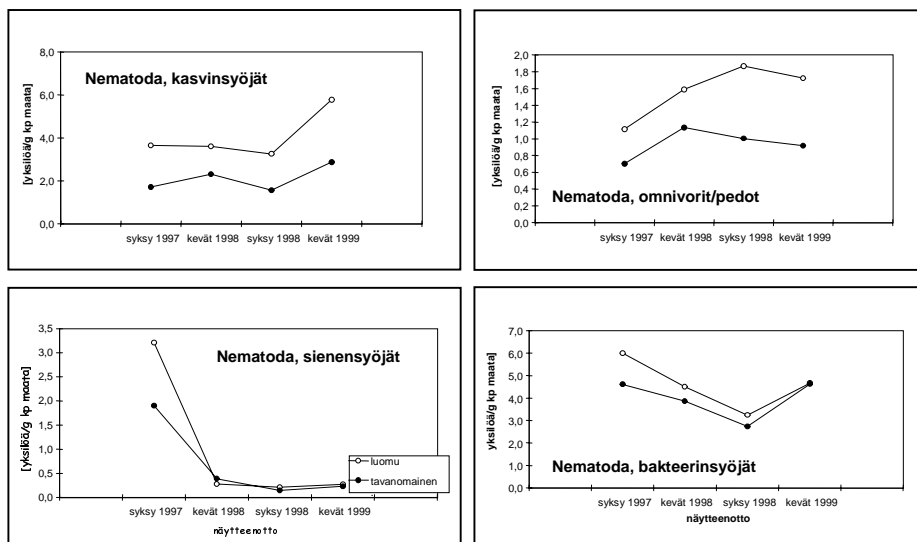
Kuva 26. Sukkulamatojen (Nematoda) kokonaisyksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenotto-kerroilla.

Sukkulamatolajiston diversiteetti-indeksit laskettiin syksyä 1997 lukuun ottamatta kaikilta näytteenottokerroilta. Simpsonin ja Shannon-Wieverin diversiteetti-indeksien (D ja H) arvot olivat merkitsevästi suurempia luonnonmukaisilla pelloilla kuin tavanomaisilla syksyllä 1998 ja keväällä 1999 (Taulukko 9). Sen sijaan keväällä 1998 indeksien arvot eivät osoittaneet selkeitä eroja peltojen välillä. Simpsonin ja Shannon-Wieverin ekvitabiliteetti-arvot (E ja J) eivät osoittaneet eroja luonnonmukaisten ja tavanomaisten peltojen välillä (Taulukko 9). Maturiteetti- ja kasviparasiitti-indeksit (MI ja PPI) eivät osoittaneet merkitseviä eroja luonnonmukaisten ja tavanomaisten peltojen välillä. Sienensyöjä/bakteerinsyöjä-suhteessa (f/b-suhde) ei myöskään ollut merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä (Taulukko 9).

3.3.2 Änkyrämadot

Änkyrimatojen yksilömäärät olivat samaa luokkaa kuin hyppyhäntäisten ja punkkien yksilömäärät, vaihdellen välillä 0,05–0,5 yks./g maata (13 000–130 000 yks./m²) (Kuva 28). Änkyrimatojen kuivabiomassa oli joitain mikrogrammoja/g maata, ja se muutettuna tuoremassaksi neliometrillä antaa arvoksi muutamia grammoja neliometrillä. Tämä on lähes samaa suuruusluokkaa kuin lierojen biomassassa. Änkyrimatojen määrät vaihtelivat huomattavasti pel-

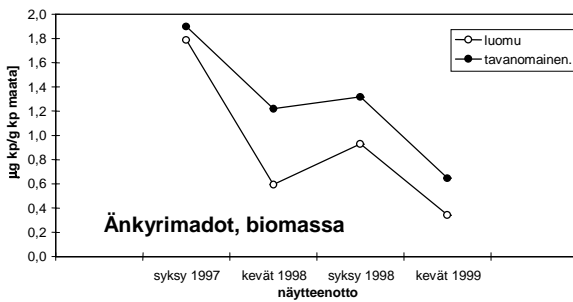
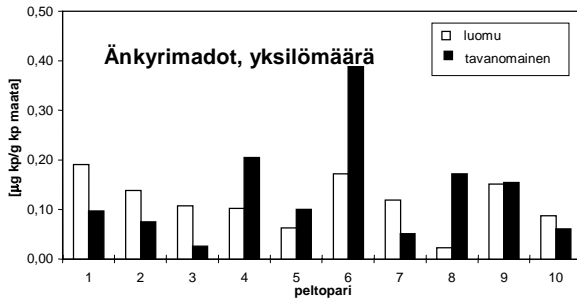
toparien välillä, ja niiden määrät vähenivät näytteenotokertojen edetessä (Kuva 28). Viljelymenetelmien väliset erot eivät olleet selkeitä, eikä yksilömäärissä ja biomassassa havaittu t-testillä eroja.



Kuva 27. Sukkulamatojen (Nematoda) eri ravinnonkäyttöryhmien yksilömäärät luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyissä pelloissa eri näytteenotto-kerroilla.

Taulukko 9. Sukkulamatojen indeksien arvot kaikkien peltojen keskiarvoina (k.a.) luonnonmukaisilla ja tavanomaisilla lohkoilla ja erojen merkitsevyydet parittaisen t-testin mukaan eri näytteenotokerroilla.

Indeksit	Kevät 1998			Syksy 1998			Kevät 1999		
	Indeksi k.a.	Tav. om.	p-arvo	Indeksi k.a.	Tav. om.	p-arvo	Indeksi k.a.	Tav. om.	p-arvo
Diversiteetti									
Simpson (D)	5,33	5,61	0,58	5,82	4,33	0,003**	6,65	5,33	5,61
Simpson (E)	0,65	0,66	0,97	0,66	0,68	0,71	0,68	0,65	0,66
Shannon (H)	1,79	1,83	0,75	1,88	1,55	<0,001**	2,02	1,79	1,83
Shannon (J)	0,86	0,88	0,46	0,88	0,86	0,40	0,90	0,86	0,88
Maturiteetti									
MI	2,41	2,39	0,91	2,51	2,37	0,36	2,20	2,41	2,39
PPI	2,55	2,44	0,26	2,52	2,42	0,29	2,48	2,55	2,44
Muut									
f/b-suhde (%)	10,3	13,5	0,48	8,14	7,71	0,88	8,19	7,62	0,76

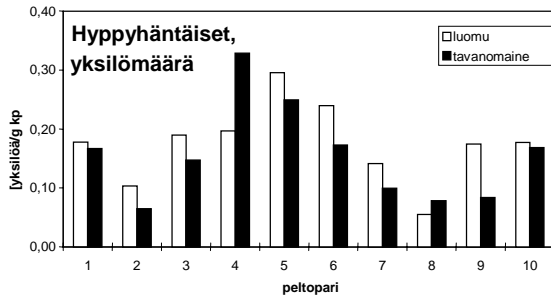


Kuva 28. Änkyrimatojen (*Enchytraeidae*) yksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja änkyrimatojen biomassassa viljelymenetelmissä keskimäärin eri näytteenotokerroilla.

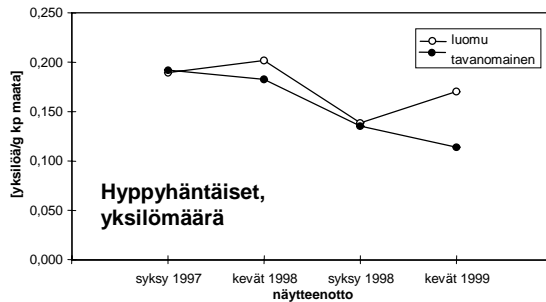
3.3.3 Niveljalkaiset

Niveljalkaisten yhteismäärät vaihtelivat voimakkaasti eri peltojen ja viljelymenetelmien välillä ollen 0,1–1 yks./g maata (26 000–260 000 yks./m²). Selkeitä, säännönmukaisia eroja ei niveljalkaisten määrissä yleisesti ottaen havaittu.

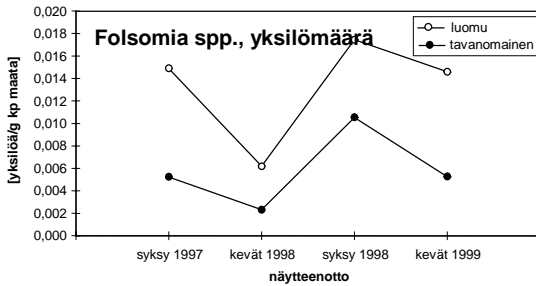
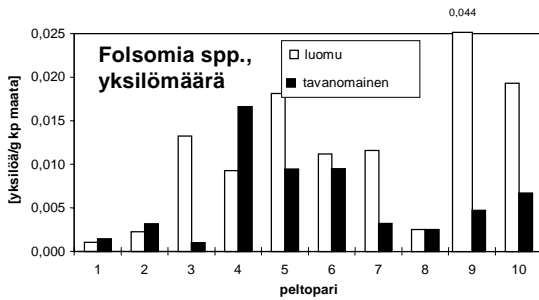
Hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärät vaihtelivat välillä 0,05–0,5 yks./g maata (13 000–130 000 yks./m²) ollen keskimäärin luokkaa 0,15 yks./g (40 000 yks./m²; Kuva 29). Eniten havaittiin Onychiuridae-heimon pieniä valkoisia hyppyhäntäisiä, mutta joissain näytteissä erityisesti *Isotomiidae*-heimon *Isotoma*-sukuun kuuluvat lajit olivat runsaita. Selvästi vähiten, vain yksittäisiä yksilöitä, havaittiin Entomobryidae-heimoon kuuluvia isoja, pintamaassa ja -kasvillisuudessa eläviä hyppyhäntäisiä.



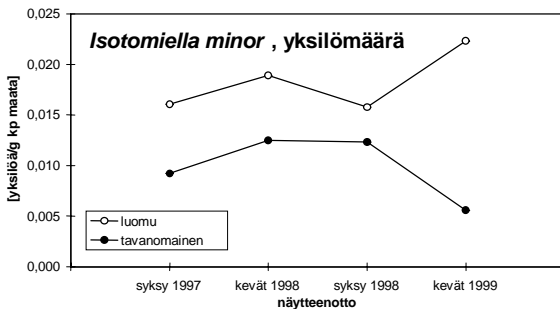
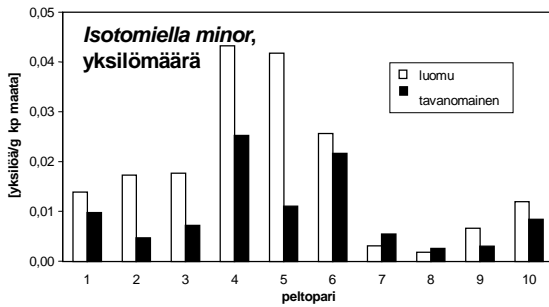
Kuva 29. Hyppyhäntäisten (Collembola) kokonaisyksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Hyppyhäntäisten määrissä eri viljelymenetelmien välillä ei ollut selkeää eroa. Muutamana näytteenotokertana tosin erosta tuli tilastollisesti merkitsevä. *Folsomia* spp. (Kuva 30), *Isotomiella minor* (Kuva 31) ja *Tullbergia* sp. olivat tilastollisesti merkitsevästi runsaampia luomu- kuin tavanomaisissa pelloissa keväällä 1999. *I. minor* oli myös syksyllä 1997 suuntaa-antavasti runsaampi luomupelloissa. Sminthuridae-hyppyhäntäisiä sen sijaan oli syksyllä 1998 tilastollisesti merkitsevästi enemmän tavanomaisilla kuin luomulohkoilla. Punkkien yksilömäärät (Kuva 32) olivat samaa suuruusluokkaa kuin hyppyhäntäisten, ja nämä kaksi ryhmää muodostivatkin lukumääräisesti suurimman osan ns. mesofaunasta. Eri viljelymenetelmien välillä havaittiin punkkien kokonaismäärissä tilastollisesti merkitsevä ero vain syksyllä 1998, jolloin tavanomaisissa pelloissa oli enemmän punkkeja kuin luomupelloissa. Punkkibiomassa oli puolestaan syksyllä 1997 suuntaa antavasti suurempi luomu- kuin tavanomaisissa pelloissa, mikä johtui osin petopunkkien suuremmasta määrästä luomuopelloissa. Oribatidi-kuoripunkkien kokonaismäärissä ei eroja eri viljelymenetelmien välillä havaittu, mutta parin taksonin osalta eroja löytyi. Syksyllä 1997 ruskeita, kovakuorisia oribatidi-punkkeja oli suuntaa-antavasti enemmän luomupuolella, mutta keväällä 1998 niiden määrä oli puolestaan tavanomaisella puolella suurempi. Astigmata- ja Prostigmata-punkkien yhteenlaskettu määrä oli tavanomaisissa pelloissa luomuviljeltyä suurempi syksyllä 1998.

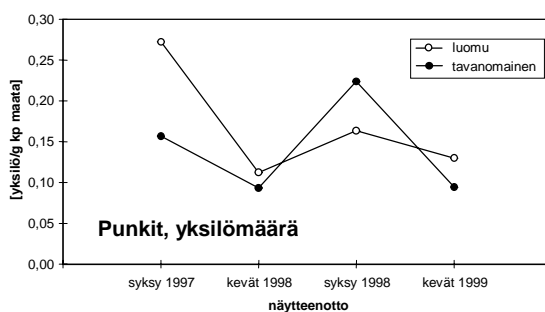
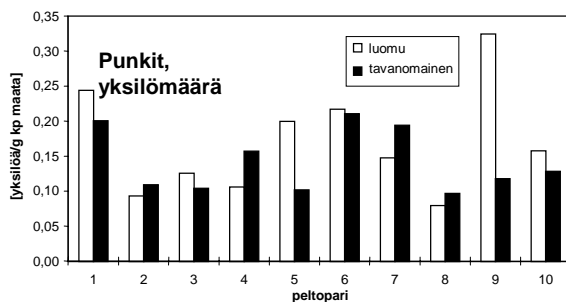


Kuva 30. *Folsomia* spp.-hyppyhäntäisten (Collembola: Isotomiidae) yksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 31. *Isotomiella minor* -hyppyhäntäisten (Collembola: Isotomiidae) yksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

Kuva 32. Punkkien (Acari) yksilömäärät peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.

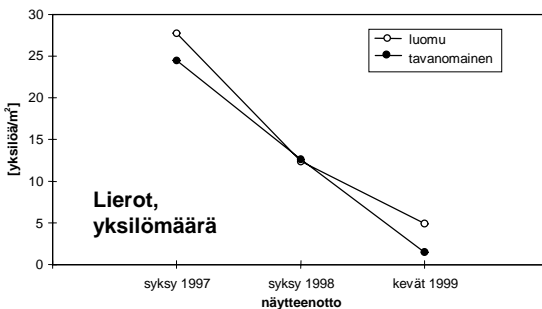
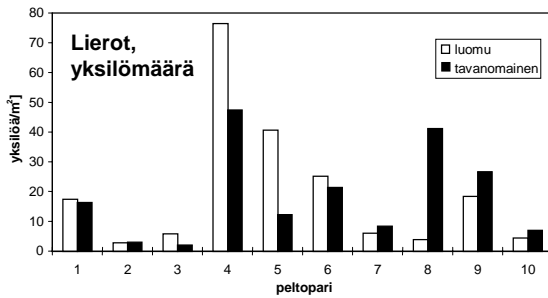


Muiden niveljalkaisten määrät olivat huomattavasti pienempiä, vain n. kymmenesosa em. punkkien ja hyppyhäntäisten määristä. Useimmin tavattiin sääski- ja kärpästoukkia (Diptera), mutta myös kovakuoriaisten toukat (Coleoptera) olivat tavallisia näytteissä. Esihyönteisistä tavattiin näytteissä hyppyhäntäisten lisäksi Protura- ja Diplura-esihyönteisiä. ”Tuhatjalkaisista” (Myriapoda) useimmin havaittuja olivat Pauropoda- ja Symphyla-tuhatjalkaiset, mutta muutamassa näytteessä havaittiin myös isoja juoksujalkaisia (Chilopoda). Näiden lisäksi havaittiin joissain näytteissä pieniä hämähäkkejä (Arachnida) ja kirvoja (Psocoptera), mutta näiden määrät jäivät mitättömiksi. Koska näitä muita niveljalkaisia oli näytteissä hyvin niukasti, ei tilastollisia päätelmiä mahdollisista eroista luomu- ja tavallisten peltojen välillä voi juurikaan tehdä. Ainoastaan kaksisiipistoukkien määrät olivat tilastollisesti suuntaantavasti suurempia luomupelloissa syksyllä 1997.

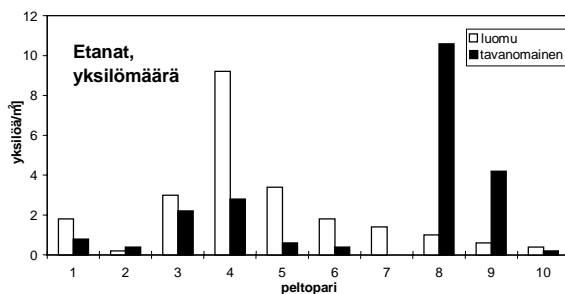
3.3.4 Lierot ja etanat

Luomu- ja tavanomaisen viljelyn välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa lieromäärissä tai biomassoissa. Yleisesti ottaen lieromäärät vaihtelivat eri peltopareilla varsin voimakkaasti muutamasta yksilöstä muutamaa kymmeneen yksilöön neliometrillä (Kuva 33). Myös lierojen tuorebiomassa vaihteli voimakkaasti muutamasta grammasta aina 100 grammaan neliometrillä, mikä vastaa jopa 1000 kilon lierobiomassaa hehtaarilla. Myös näytteenottokertojen välillä vaihtelu oli suurta (Kuva 33). Kuivan alkukesän vuoksi keväällä 1999 monilta lohkoilta ei saatu yhtään lieroa. Kevään 1998 lieronäytteet tuhoutuivat erehdyksessä, joten niiden tuloksia ei ole käytettävissä.

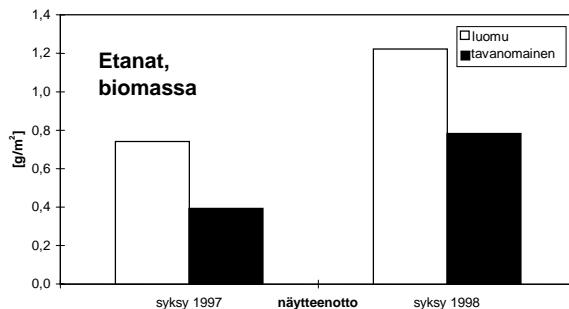
Kaikkiaan pelloilta löydettiin viittä eri lierolajia. Runsaslukuisin laji oli peltoliero *Aporrectodea caliginosa*, jota löydettiin kaikilta pelloilta. Myös kaksi *Lumbricus*-sukuun kuuluvaa lajia, kasteliero *L. terrestris* ja onkiliero *L. rubellus*, olivat tavallisia useimmissa pelloissa. Satunnaisesti löydettiin lisäksi harmaalieroja *Octolasion lacteum* ja metsälieroja *Dendrobaena octaedra*.



Kuva 33. Lierojen kokonaisyksilömäärät peltolohkoilla (kahden syysnäytteenottokerran keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 34. Etanoiden kokonaisyksilömäärät peltolohkoilla (kahden syysnäytteenottokerran keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla etanoiden biomassoista.

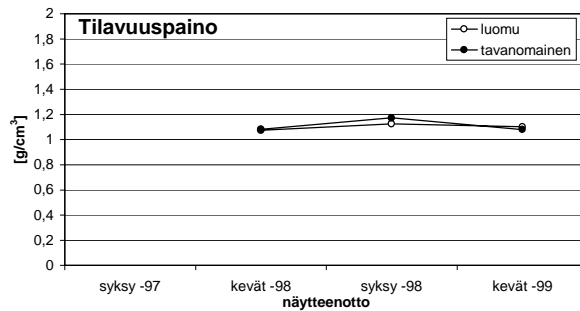
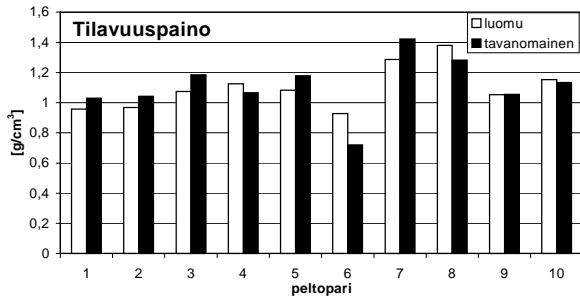


Etanamäärät olivat huomattavasti lieromääriä pienempiä vaihdellen yleensä välillä 0–10 yksilöä neliometrillä. Keväällä 1999 ei kuitenkaan löydetty yhtään etanaa miltään koelohkoilta, mikä todennäköisesti johtui kuivasta alkukesästä. Myöskään etanamäärissä tai biomassoissa ei tilastollisesti merkitseviä eroja luomun ja tavanomaisen viljelyn välillä havaittu (Kuva 34).

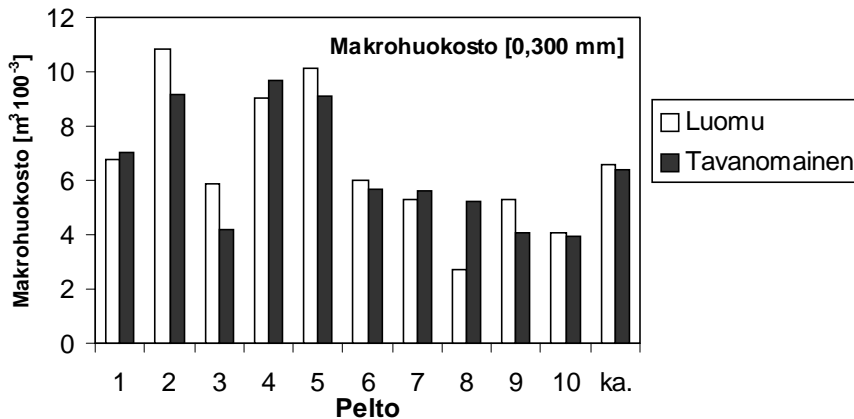
3.4 Maan rakenne

Maan kuiva irtotiheys eli tilavuuspaino määritettiin kolmella näytteenottokerralla. Arvot olivat näytteenottokerrasta toiseen hyvin samanlaisia, eikä tilastollisesti merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä havaittu (Kuva 35). Runsaasti orgaanista ainesta sisältävän peltoparin 6 irtotiheys oli alempi kuin muissa lohkoissa.

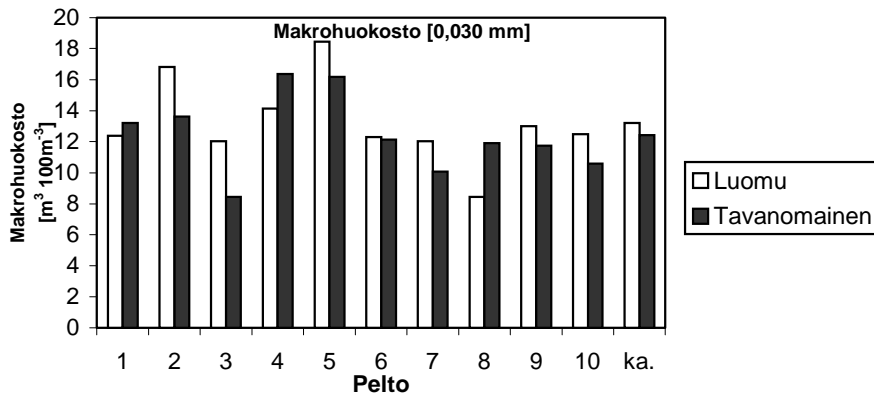
Kuvissa 36–38 on esitetty maan huokostilavuus- ja huokosjakaumamäärittysten tulokset keväisten näytteenottojen 1998 ja 1999 keskiarvona. Viljelymenetelmien välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja huokostilavuudessa (tuloksia ei esitetty), makrohuokostossa tai maan kosteudessa lakastumisrajalla. Pelloittain tarkasteltuna huokostilavuus oli molempina määrittävuosina samaa suuruusluokkaa. Pelloilla 1,2 ja 6 oli orgaanisen aineksen pitoisuus korkea, ja myös huokostilavuus oli suuri ($> 60 \text{ m}^3 100\text{m}^{-3}$).



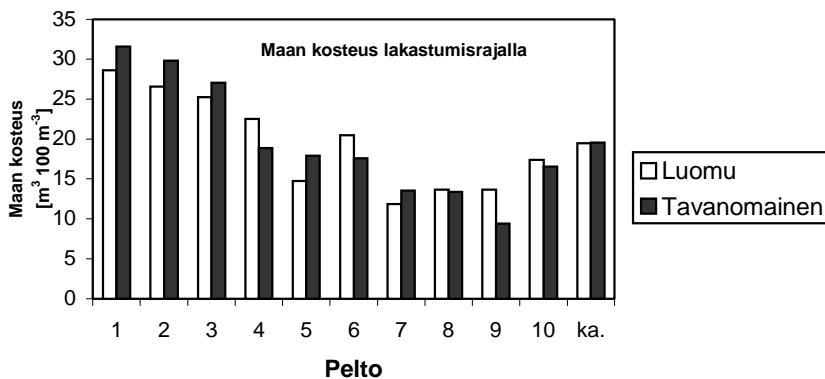
Kuva 35. Maan kuiva irtotiheys (eli tilavuuspaino) [g cm⁻³ kuivaa maata] peltolohkoilla (neljän näytteenoton keskiarvo) ja viljelymenetelmien keskimääräiset arvot eri näytteenottokerroilla.



Kuva 36. Keskimääräinen maan makrohuokosto (>0,300 mm) 0 – 20 cm:n syvyydessä vuosien 1998 ja 1999 keväällä; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.



Kuva 37. Keskimääräinen maan makrohuokosto (>0,030 mm) 0 – 20 cm:n syvyydessä vuosien 1998 ja 1999 keväällä; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.



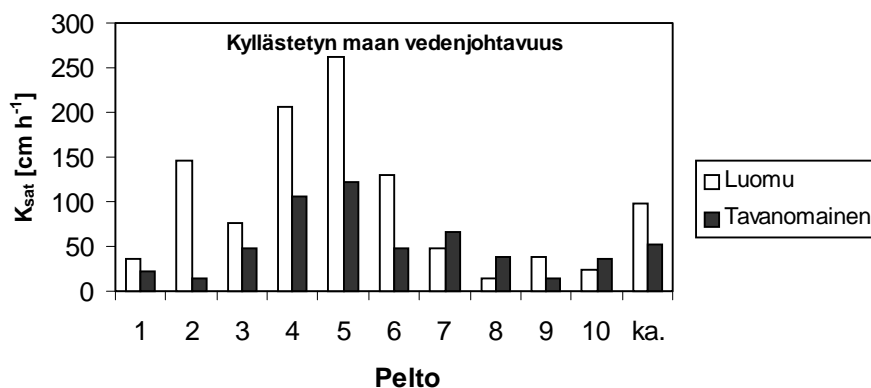
Kuva 38. Keskimääräinen maan kosteus lakastumisrajalla (vesi, joka pidättyi maahan –1,5 Mpa suuremmalla imulla) 0 – 20 cm:n syvyydessä vuonna 1998; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.

Peltojen välillä oli selviä eroja makrohuokostossa (Kuvat 36 ja 37), mutta ne eivät olleet systemaattisia. Vuosittaiset viljelymenetelmien ja peltojen väliset erot johtuivat todennäköisesti mm. maalajista (peltojen väliset), viljelytekniikasta ja viljelykierron vaiheesta näytteitä otettaessa.

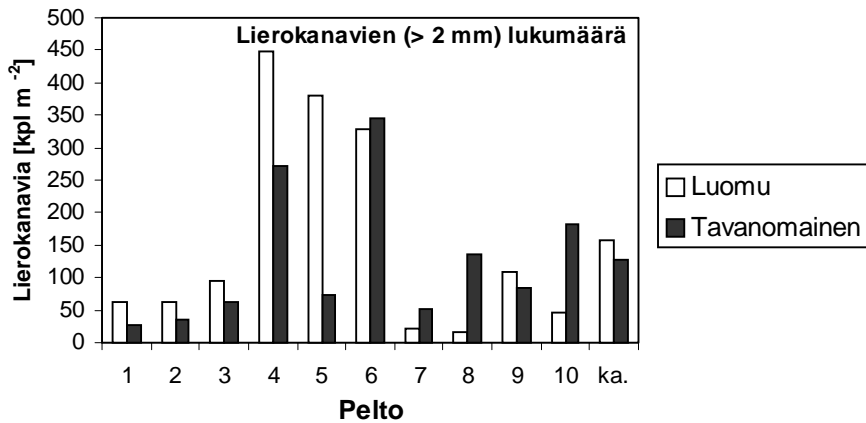
Viljelymenetelmien välillä ei ollut eroa maan kosteudessa lakastumisrajalla (Kuva 38). Peltojen välillä tosin oli eroja lakastumisrajakosteudessa, mikä johtui mm. erilaisista maalajeista. Savimaissa vettä pidättyi maahan lakastumisrajalla enemmän kuin karkeissa maissa.

Viljelymenetelmien välillä oli merkitsevä ero kyllästetyn maan vedenjohtavuudessa kevään -98 näytteenotossa siten, että luomussa arvot olivat parempia kuin tavanomaisessa viljelyssä (Kuva 39). Lierokanavien määritystulosten hajonta oli suuri, mikä on yleistä lierokanavamäärityksissä (esim. Alakukku 1996, Alakukku ym. 1999). Lierokanavien lukumäärä (Kuva 40) ja ala (Kuva 41) olivat suurimmat samoilla pelloilla kuin hierojen määrä (pellot 4, 5 ja 6; Kuva 33).

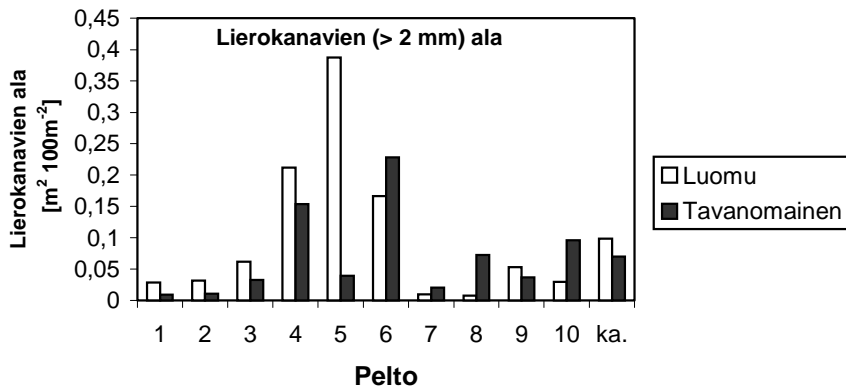
Viljelymenetelmien välillä ei ollut merkitseviä eroja murujen (1–2 mm) kesävydydessä (Kuva 42). Maan rakenteen visuaalisessa arvioinnissa ei havaittu viljelymenetelmien välillä eroja. Arvioinnissa kiinnitettiin huomiota mm. maan homogeenisuuteen/muruisuuteen ja kerroksellisuuteen. Viljalla olleilla lohkoilla maassa oli pinnasta 5–10 cm:n kylvömuokkauskerros. Ennakkoletuksen mukaan nurmella olleiden maiden rakenne ei ollut pinnasta yhtä löyhä kuin kylvömuokattujen viljojen.



Kuva 39. Keskimääräinen kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}) 0-20 cm:n syvyudessa vuosina 1998 ja 1999.; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.

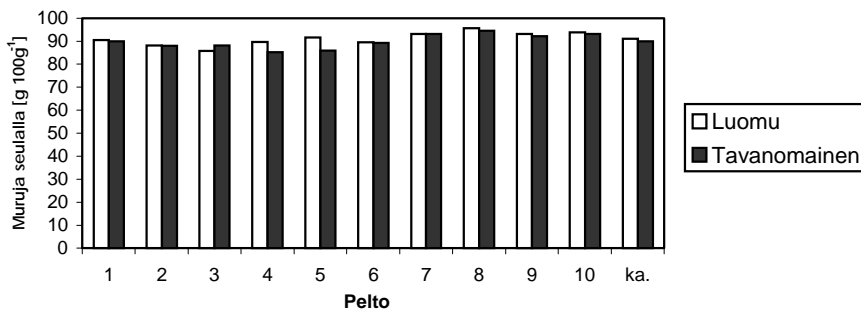


Kuva 40. Keskimääräinen lierokanavien (sylinterimäinen huokonen, jonka halkaisija 2 mm tai suurempi) lukumäärä 20 cm:n syvyydessä vuosina 1998 ja 1999; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.



Kuva 41. Keskimääräinen lierokanavien (sylinterimäinen huokonen, jonka halkaisija 2 mm tai suurempi) ala 20 cm:n syvyydessä vuosina 1998 ja 1999; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.

Murujen [1-2 mm] märkäseulonta



Kuva 42. Keskimääräinen murujen (1-2 mm) kestävyys märkäseulonnassa vuosina 1998 ja 1999. Näytteet otettiin 0-7 cm syvyydestä; ka. = viljelymenetelmien välinen keskiarvo.

3.5 Tulosten yhteenveto

Taulukossa 10 on esitetty yhteenveto luomu- ja tavanomaisesti viljeltyjen lohkoparien tuloksista. Tulosten tilastolliset merkitsevyydet eri näytteenotto-kerroilla on testattu parittaisen t-testin avulla. Tilastollisesti merkitsevä ero oli, kun $p \leq 0,05$. Taulukkoon on listattu 95 % luottamusvälit viljelymenetelmien keskimääräisille eroille mitattujen muuttujien suhteen.

Ainoastaan yksi muuttuja antoi kaikilla näytteenottokerroilla samansuuntaisen tilastollisesti merkitsevän eron. Arylsulfataasiaktiivisuus oli johdonmukaisesti kaikilla näytteenottokerroilla korkeampi luomulohkoilla. Liukoinen fosfori oli lähes yhtä johdonmukaisesti korkeampi tavanomaisilla lohkoilla, samoin rikki. Epäorgaanisen typen suhteen tilanne vaihteli. Keväinen mineraalilannoitus kuitenkin näkyi selkeästi tavanomaisten lohkojen korkeina nitraattipitoisuuksina ja johtolukuina.

Mikrobiologisissa analyyseissä em. arylsulfataasiaktiivisuuden lisäksi havaittiin muutamia tilastollisesti merkitseviä eroja. Kaikki havaitut erot yhtä lukuunottamatta (glukosidaasientsyymiaktiivisuus) osoittivat korkeampia arvoja luonnonmukaisessa viljelymenetelmässä. Erot olivat kuitenkin merkitseviä vain muutamana näytteenottokertana. Merkitsevissä eroissa ei havaittu johdonmukaisuutta esimerkiksi niin, että erot olisivat tulleet esille juuri tietynä näytteenottokertana, vaan ne vaihtelivat ilman selkeää yhteyttä. Maaperäeläinryhmissä ja fysikaalisissa määrittelyissä kummassakin saatiin ainoastaan yhden kerran esille tilastollisesti merkitsevä ero viljelymenetelmien välillä.

Taulukko 10. 95 % luottamusvälit luonnonmukaisen (L) ja tavanomaisen (T) viljelyn keskimääräisille eroille mitattujen muuttujien suhteen eri näytteenotto-kerroilla. (Ero on tilastollisesti merkitsevä 5 % tasolla, jos nolla ei osu luottamusvälille.)

Ominaisuus	Syksy 1997		Kevät 1998		Syksy 1998		Kevät 1999	
	Luottamusväli		Luottamusväli		Luottamusväli		Luottamusväli	
	Alaraja	Yläraja	Alaraja	Yläraja	Alaraja	Yläraja	Alaraja	Yläraja
Kemialliset analyysit								
pH	-0,461	0,448	-0,470	0,514	-0,484	0,412	-0,428	0,397
Johtoluku	-0,369	0,127	-0,827	-0,215 L<T	-0,368	0,081	-0,444	-0,052 L<T
Maan orgaaninen hiili	-0,886	0,922	-1,274	0,883	-0,793	0,840	-0,721	0,681
Maan kokonaistyyppi	-0,634	0,670	-0,718	0,571	-0,439	0,627	-0,433	0,499
Liuk. ravinteet: Ca	-529,1	662,1	-590,3	684,1	-554,9	645,9	-597,7	665,9
K	-23,85	45,77	-36,75	62,31	-42,72	55,28	-53,88	49,74
Mg	-50,61	64,73	-54,84	80,04	-35,72	45,40	-61,01	84,45
P	-6,558	-0,609 L<T	-8,883	-0,029 L<T	-8,586	0,814	-7,682	-1,286 L<T
S	-7,231	-0,181 L<T	-6,419	0,971	-4,640	0,788	-5,917	-0,818 L<T
Epäorg. tyyppi: NH ₄ -N	0,173	1,268 L>T	-8,045	-2,240 L<T	-0,913	1,942	-10,46	0,264
NO ₃ -N	-6,702	5,899	-25,00	-5,653 L<T	-5,824	2,313	-24,00	-2,546 L<T
- " - (25-60 cm): NH ₄ -N	-0,166	0,232	-1,187	0,419	-0,135	0,118	-0,485	0,089
NO ₃ -N	-2,616	0,563	-4,003	0,037	-2,716	0,572	-4,797	0,511
Mikrobiologiset analyysit								
Mikrobibiomassan hiili	-34,97	120,3	-27,99	138,8	-54,93	133,1	-5,430	99,73
Mikrobibiomassan tyyppi	-0,477	17,63	3,709	30,60 L>T	-5,315	19,66	1,041	13,82 L>T
Maahengitys	0,007	0,254 L>T	-0,234	0,524	0,044	0,452 L>T	-0,234	0,388
Typen nettomineralisaatio	-1,949	8,381	-5,026	4,924	-7,247	7,281	-2,241	6,959
Potentiaallinen nitrifikaatio	-	-	-0,093	0,033	-	-	-0,093	0,022
Entsyymiaktiivisuudet:								
Dehydrogenaasi	-9,746	18,85	-9,022	20,25	0,046	22,64 L>T	-8,636	30,50
Peroksidaasi	-0,216	1,563	-0,148	1,318	0,046	0,468 L>T	-0,081	1,117
Amidaasi	0,406	29,75 L>T	-0,657	26,69	-6,187	17,61	-5,492	12,22
Alkalinen fosfataasi	-67,34	102,2	-106,2	109,9	-66,68	94,54	-62,95	76,77
Hapan fosfataasi	-104,8	103,6	-118,2	164,1	-44,12	136,5	-28,49	213,6
Asetyyliiglukosaminid.	-13,94	11,16	-2,859	16,10	-5,791	14,97	-10,97	32,30
Glukosidaasi	-24,90	28,97	-31,72	23,93	-38,05	-0,170 L<T	-17,63	42,79
Arylsulfataasi	7,726	61,31 L>T	12,80	83,12 L>T	22,32	87,76 L>T	14,04	84,80 L>T
Proteaasi	-8,053	50,68	-22,80	46,33	-15,09	22,83	-10,46	41,59
Toiminn. monimuot. (Biolog)	-0,032	0,012	-0,054	0,031	-0,078	0,082	-0,010	0,084
Sieni/bakt. biomassa (PLFA)	-0,011	0,005	-0,024	0,017	-0,010	0,020	-0,017	0,032
Maaperäeläimet								
Sukkulamadot [yks./g]	-1,422	11,48	-1,402	6,453	0,674	5,925 L>T	-2,841	11,10
Änkyrimadot [yks./g]	-0,088	0,148	-0,273	0,106	-0,050	0,039	-0,082	0,058
Niveljalkaiset [yks./g]	-0,116	0,342	-0,049	0,125	-0,155	0,041	-0,017	0,220
Lierot [yks./m ²]	-13,66	20,22	-	-	-12,44	11,96	-2,212	9,092
Etanat [yks./m ²]	-2,827	2,667	-	-	-3,156	3,556	-	-
Fysikaaliset analyysit								
Maan kuiva irtotiheys	-	-	-0,094	0,077	-0,134	0,042	-0,058	0,103
Makrohuokosto, > 0,300 mm	-	-	-1,088	2,101	-	-	-0,964	0,888
Makrohuokosto, > 0,030 mm	-	-	-1,505	3,376	-	-	-1,460	2,734
Kosteus lakastumisrajalla	-	-	-2,168	1,985	-	-	-	-
Kyllästetyn maan vedenjoht.	-	-	1,383	116,3 L>T	-	-	-7,617	76,55
Lierokanavien lkm	-	-	-29,23	83,58	-	-	-136,9	202,5
Lierokanavien ala	-	-	-0,014	0,055	-	-	-0,112	0,187
Murujen kestävyys (0-7 cm)	-	-	-0,227	0,813	-	-	-1,278	5,186

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Yleistä

Maan happamuus ja ravinteisuus ovat keskeisiä perustekijöitä viljelymaassa. Viljavuusanalyysin mukaiset liukoisten ravinteiden määrät kuvaavat kasveille suoraan käyttökelpoisten ravinteiden määriä maassa. Tässä tutkimuksessa mukana olleiden lohkojen maan pH:ssa ja kalsiumpitoisuuksissa oli eroja lohkoparien sisällä, mutta ei viljelymenetelmien välillä. Tämä kuvastaneekin sitä, miten säännöllisesti lohkot oli kalkittu, eikä systemaattista eroa viljelymenetelmien välillä havaittu. Tavanomaisten lohkojen päätuotantosuunnan vaikutus tuli selkeimmin esille kalkituksessa. Karjatiloilta pH:n ja kalsiumpitoisuuden arvot olivat johdonmukaisesti luomuparejaan alhaisempia, ja viljatiloilta vastaavasti arvot olivat luomuparejaan korkeampia. Kaliumin ja magnesiumin pitoisuuksissa ei ollut eroja, mikä kuvastaa toisaalta käytetyn lannoituksen riittävyttä molemmissa viljelymenetelmissä, toisaalta maaperän ja maalajien luontaisia ominaisuuksia.

Maan orgaanisen aineksen pitoisuus eli ”humuspitoisuus” ei tässä tutkimuksessa eronnut viljelymenetelmien välillä. Useissa keskieuropalaisissa tutkimuksissa, joissa on verrattu luonnonmukaista ja tavanomaista viljelyä, luomuviljelyn on havaittu nostavan orgaanisen aineksen määrää (mm. Bouma & Droogers 1998). Tämän on katsottu selittävän tutkimuksissa havaittuja lierojen, mikrobiologisen aktiivisuuden tai muiden maaperäeliöiden korkeampia arvoja luomulohkoilla (Ryan 1999). Maan orgaaninen aines vaikuttaa myös maan rakenteeseen ja vedenpidätyskykyyn. Siten muutokset maan orgaanisen aineksen määrissä, erityisesti jos lähtötilanne on kovin alhainen, heijastuvat muutoksina useissa maan biologisissa ja fysikaalisissa ominaisuuksissa. Kuten Suomessa yleensäkin, tämän tutkimuksen lohkojen orgaanisen aineksen pitoisuudet olivat esim. keskieuropalaisiin peltoihin verrattuna melko korkeat. Toisaalta viljelijöiden oman ilmoituksen mukaan eloperäisen lannoituksen määrät olivat melko alhaiset luomulohkoilla, joten erojen vähäisyys ei ole yllättävää. Maan sisältämän typen kokonaismäärä seurailee orgaanisen hiilen määrää, eikä typossäkään havaittu viljelymenetelmien välistä eroa. Orgaanisen aineksen laatua ei tässä tutkimuksessa tarkasteltu, mutta sen on osoitettu olevan merkittävä tekijä maan mikrobiologiselle aktiivisuudelle (Niemi ym. 1998).

Fosforin ja rikin liukoisten muotojen määrissä havaittiin selkeät viljelymenetelmien väliset erot: luonnonmukaisilla lohkoilla määrät olivat useana näytteenotokertana tavanomaisia lohkoja alemmat. Fosforin pitoisuudet olivat tavanomaisessa viljelyssä luonnonmukaista korkeampia, mutta silti korkeintaan ympäristötuen ehdoissa tavoitteeksi asetetulla viljavuusluokan ”tydyttävä” tasolla. Useimmilla luomulohkoilla ja myös joillakin tavan-

omaisen viljelyn lohkoilla viljavuusfosfori oli viljavuustutkimuksen tulkin-
nassa katsottuun kasvien tarpeeseen nähden liian alhaisella tasolla. Luomu-
viljelyssä karjanlanta on tärkeä fosforin lähde. Karjanlannan fosforista mer-
kittävä osa on orgaanisessa muodossa. Tutkimuslohkoillamme yhteenlaskettu
lannoituksen mukana annettu liukoisen fosforin lisä oli melko vähäinen
(Taulukko 4), joten alhaiset fosforiluvut eivät ole yllättäviä. Rikkipitoisuuden
alhaisuus luomulohkoilla selittyy sillä, että viimeisten vuosikymmenien aika-
na ilman epäpuhtauksien mukana tulevan rikin määrä on laskenut voimak-
kaasti. Tavanomaisessa viljelyssä rikkiä lisätään maahan fosforia sisältävien
mineraalilannoitteiden mukana.

4.2 Typen kierto luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä

Epäorgaanisen typen määrässä havaittiin keväisin selkeitä eroja viljelymenet-
elmien välillä. Näytteenotot tehtiin pari viikkoa kylvölannoituksen jälkeen ja
kuivina alkukesinä tavanomaisilla lohkoilla saattoi nähdä lannoiterakeita
lannoitesyvytydessä. Erittäin suuret hajonnat näytepisteiden välillä (tuloksia ei
esitetty) tavanomaisilla lohkoilla viittaavat siihen, että lannoiterakeita joutui
vaihtelevia määriä analysoitavien näytteiden sekaan. Nitraattipitoisuudessa
havaittiinkin huomattavasti korkeampia arvoja tavanomaisilla lohkoilla ke-
väisin luomulohkoihin verrattuna. Se saattaa aiheuttaa huuhtoutumisriskin
sateisina kausina. Syksyisin erot olivat hävinneet. Ainoa merkitsevä, joskin
määrällisesti vähäinen, ero oli luomulohkojen korkeampi ammoniumpitoi-
suus ensimmäisenä näytteenottosyksynä. Eräs syy siihen voi olla typen mine-
ralisaatioaktiivisuuden jatkuminen loppukesään ja syksyyn runsastyyppisen
apilakasvuston vuoksi. Kyntökerroksen alapuolelta otetuissa näytteissä pitoi-
suudet olivat kaikilla näytteenottokerroilla keskimäärin alhaisia, mutta kaksi
tavanomaista lohkoa poikkesi erityisen paljon muista: 4 ja 8. Tämä selittyy
lohkolla 4 pitkään jatkuneella melko runsaalla lannoituksella sekä epäor-
gaanisilla lannoitteilla että lietelannalla ja lohkolla 8 karkealla maalajilla.

Typen kierron tärkeä vaihe on mikrobiston suorittama typpipitoisen eloperäi-
sen aineksen mineralisaatio. Viljelyssä, jossa sadon mukana poistetun typen
korvaaminen tehdään eloperäisillä lannoitteilla, maamikrobiston suorittama
mineralisaatio on välttämätön prosessi. Laboratoriossa mitatun typen netto-
mineralisaation tehokkuudessa ei kuitenkaan havaittu eroa viljelymenetelmi-
en välillä. Eräänä syynä tähän lienee mikrobiston lähes samanlaiset määrät
luomu- ja tavanomaisilla peltopareilla. Myös tavanomaisessa viljelyssä, jossa
typpilisiä annetaan pääasiassa kasveille suoraan käyttökelpoisessa epäorgaani-
sessa muodossa, on maan mineralisaatiotehokkuus tärkeä. Tavanomaisessa-
kin viljelyssä osa tyyppistä tulee kasveille mikrobiston mineralisaation kautta
orgaanisista typen lähteistä. Osa keväisin annetusta epäorgaanisesta tyyppistä
myös immobilisoituu maaperän mikrobistoon ja joutuu mikrobiston kuollessa
osaksi maan orgaanisen typen varastoa (Dittert ym. 1998). Toisen tutkimuk-

sen yhteydessä tutkimuslohkoilta otettiin näytteitä apilakasvien juuristossa elävien typensitobakteerien määrän ja monimuotoisuuden selvittämiseksi, mutta tulokset eivät raportin valmistuessa olleet käytettävissä.

4.3 Maaperän biodiversiteetti luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä

Mikrobisto

Suomessa on tehty melko vähän viljelymaan mikrobiologiaan liittyvää tutkimusta. Sen vuoksi kotimaisten vertailuarvojen löytäminen tässä tutkimuksessa mitatuille arvoille osoittautui vaikeaksi. Vuonna 1990 julkaistiin tuloksia Suitian viljelymenetelmäkokeesta, jossa verrattiin luonnonmukaista ja tavanomaista viljelyä (Suomen maataloustieteellinen seura 1990). Tutkimuksessa oli mukana muutamia maan mikrobiologista aktiivisuutta kuvaavia analyyseja. Yleistäen voidaan sanoa, että tulosten mukaan korkein mikrobiologinen aktiivisuus oli molempien viljelymenetelmien karjatalouskiertojen nurmijakoilla. Vertailussa olivat mukaan molempien viljelymenetelmien karjattomat vaihtoehdot. Kuuselan ym. (2001) luomutilan tutkimuksessa nelivuotisen tutkimusjakson lopussa ei havaittu eroja erilaisten lannoituskäsittelyjen (karjanlanta, kompostoitu karjanlanta, väkilannoitus, lannoittamaton) välillä dehydrogenaasiaktiivisuudessa. Pirjo Rajaniemen (1998) pro gradu-tutkielmassa selvitettiin viljelykierron ja epäorgaanisen typpilannoituksen määrän vaikutuksia. Kun vertailussa oli yli 30 v jatkunut ohran monokulttuuri ja apilanurmi-ohraviljelykierto, havaittiin vuoroviljelyn nostavan merkittävästi maan biologista aktiivisuutta ja mikrobibiomassan määrää. Myös typpilannoituksella oli suotuisa vaikutus maan mikrobistolle 100 kg/ha typpitasoon saakka, kun verrattiin lannoittamattomaan tai 50 kg/ha typpitason käsittelyihin. Viljelykierto ei kuitenkaan tutkitulla aitosavimaalla nostanut maan orgaanisen aineksen määrää. Sikäli kun vertailuja voitiin menetelmällisten erojen vuoksi tehdä, olivat dehydrogenaasi-entsyymiaktiivisuus ja potentiaalinen nitrifikaatio tutkimuksissa samaa suuruusluokkaa kuin tässäkin tutkimuksessa.

Maaperän mikrobiston kokonaismäärän suora mittaaminen on hankalaa, joten tarkoitukseen on kehitetty useita erilaisia menetelmiä, jotka kuvaavat mikrobiston eri osia. Tässä tutkimuksessa mikrobibiomassan sisältämässä tyypessä oli merkitsevät erot keväällä otetuissa näytteissä siten, että luomulohkoissa oli enemmän mikrobitypeä. Mikrobibiomassan sisältämän hiilen määrässä ei kuitenkaan havaittu eroja viljelymenetelmien välillä. Mikrobiston yleistä aktiivisuutta on myös käytetty kuvaamaan mikrobiston määrää maassa. Tässä tutkimuksessa maahengitys eli mikrobiston suorittama hiilen mineralisaatio oli merkitsevästi suurempi luomulohkoilla syksyisin. Myös yleistä aktiivisuutta kuvastava dehydrogenaasientsyymiaktiivisuus oli merkitsevästi suurempi luomulohkoilla jälkimmäisenä tutkimussyksynä. Määrällisesti erot olivat kuitenkin melko vähäisiä ja tulokset vaihtelivat enemmän lohkoparin

kuin viljelymenetelmän mukaan. Tulosten perusteella voidaan sanoa, että luonnonmukainen viljely nostaa jonkin verran mikrobiston määrää ja hiilen mineralisaatioaktiivisuutta maassa. Ero kuitenkin kutistuu, kun verrataan eri viljelymenetelmien karjatalouslohkoja keskenään.

Fließbach ja Mäder (1997) havaitsivat kokeissaan, että 18 vuotta jatkunut luonnonmukainen viljely aiheutti maan mikrobiobiomassan, maahengityksen ja maan orgaanisen aineksen määrän nousun. Raportoitavassa tutkimuksessa orgaanisen aineksen kokonaismäärässä ei ollut eroa, joten se ei selitä tulosta. Eräs syy voisi olla helposti hajotettavan orgaanisen aineksen hiukan suurempi osuus luomupelloilla. Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan analysoitu orgaanisen aineksen laatua. Nierop ym. (2001) eivät havainneet eroja maan orgaanisen aineksen kemiallisessa koostumuksessa hollantilaisissa luomu- ja tavanomaisissa pelloissa, jotka molemmat olivat viljelykierron nurmivaiheessa. Kummatkin erosivat huomattavasti pitkäaikaisesta pysyvistä nurmesta. Tutkimuksessa ei ollut mukana viljan monokulttuurilohkoja.

Maan mikrobiston entsyymiaktiivisuuksia on käytetty kuvaamaan maassa tapahtuvien ravinnekiertojen aktiivisuutta ja mikrobiston toiminnallista monimuotoisuutta. Tässä tutkimuksessa viljelymenetelmien välillä ei ollut johdonmukaista eroa muissa kuin rikin kiertoon liittyvän arylsulfataasin aktiivisuudessa. Sen arvot olivat luomulohkoilla suuremmat. Jos eroja viljelymenetelmien välillä entsyymiaktiivisuuksissa havaittiin, olivat luonnonmukaisesti viljeltyjen lohkojen arvot yleensä suurempia. Tämä viittaa siihen, että luonnonmukaisesti viljelty maa joutuu useammin nojaamaan mikrobiston aktiivisuuden ravinteiden vapauttamisessa. Ero viljelymenetelmien välillä oli selkein, kun verrattiin luomulohkoja tavanomaisen viljantuotannon lohkoihin. Ero luomun hyväksi yleensä katosi, joissain tapauksissa jopa kääntyi päinvastaiseksi, kun tarkasteltiin pelkästään tavanomaisia karjatiloja.

Tässä tutkimuksessa ei havaittu selvää yhteyttä lannoituksen ja entsyymiaktiivisuuksien välillä, vaan tilanne vaihteli tila- ja entsyymikohtaisesti. Luomulohkojen fosfataasiaktiivisuudet eivät korreloineet maan liukoisen fosforimäärän kanssa. Tavanomaisilla lohkoilla korrelaatio oli negatiivinen, mikä voisi selittyä sillä, että säännöllisen fosforilannoituksen takia orgaanisesta aineksesta fosforia vapauttavaa fosfataasientsyymien muodostus oli repressoitu eli estynyt (Gianfreda & Bollag 1996; Dilly & Nannipieri 1998). Kasveille käyttökelpoisen liukoisen rikin määrä ja arylsulfataasiaktiivisuudet eivät myöskään korreloineet keskenään. Rikkipitoisuudet olivat, luultavasti lannoituksen seurauksena, suurempia tavanomaisesti viljellyillä lohkoilla kuin luomulohkoilla. Sulfataasiaktiivisuudet taas olivat korkeampia luomukuin tavanomaisilla lohkoilla. Tämä voisi tarkoittaa sitä, että alhaisen rikkipitoisuuden takia mikrobisto pyrkii varmistamaan rikinsaantinsa ylläpitämällä korkeampaa arylsulfataasipotentialia. Viljelykierron ja orgaanisen aineksen pitoisuuden nousun on havaittu nostavan arylsulfataasiaktiivisuutta maassa (Klose ym. 1999). Vuosien ja vuodenaikojen välinen vaihtelu ent-

syymiaktiivisuuksissa oli yllättävän vähäinen, vaikka sääolosuhteet vaihtelivat melkoisesti tutkimusjakson aikana.

Maamikrobiston toiminnallista monimuotoisuutta voidaan tarkastella myös substraatinikäyttökyvyn mukaan. Fließbach ja Mäder (1997) havaitsivat, että substraatinikäyttötuloksista laskettu Shannon-Wiever-indeksillä mitattu toiminnallinen diversiteetti oli korkeampi luonnonmukaisesti viljellyissä koealoissa kuin tavanomaisesti viljellyissä maissa. Tässä tutkimuksessa viljelymenetelmien välillä ei havaittu eroja. Tulokset vaihtelivat näytteenottokerroittain ja lohkoittain melkoisesti.

Maamikrobiston rakenteellista monimuotoisuutta selvitettiin soluseinän fosfolipidirasvahappojen avulla. Mikrobiston pääryhmissä, eli sienten ja bakteerien suhteellisessa esiintymisessä ei ollut eroja viljelymenetelmien välillä. Tulosten perusteella maan muokkauksen intensiteetissä ei ole eroja viljelymenetelmien välillä. Sienet kärsivät rihmamaisina eliöinä yksisoluisia bakteereja enemmän mekaanisesta käsittelystä (Wardle 1995). Merkittävä osa peltomaan sienirihmastosta kuuluu mykorritsasienille. Niiden määrää ei kuitenkaan tässä tutkimuksessa erikseen selvitetty. Mykorritsasienillä on potentiaalisesti merkittävä rooli kasvien ravinteiden, erityisesti fosforin, ottoon, joten niiden tutkimusta tulisi jatkossa painottaa.

Mikrobiyhteisöjen koostumus ei ollut selkeästi yhteydessä viljelymenetelmään. Toisin sanoen ei voitu erottaa esimerkiksi luomumaaalle tyypillistä mikrobistoa. Peltoparien mikrobistot olivat yleensä hyvin samanlaisia. Vaikuttaa siis siltä, että paikkakohtaiset ominaisuudet, kuten maalaji, pienilmasto ym. sanelevat mikrobiston koostumusta viljelymenetelmää huomattavasti enemmän. Mikrobiyhteisöt olivat kuitenkin muuttuneet samaan suuntaan luomulohkoilla, joten viljelykäytännöt ilmeisesti vaikuttavat tiettyjen mikrobiryhmien esiintymiseen. On mahdollista, että vaikka pääosa maamikrobistosta on vierekkäisillä lohkoilla identtinen, tietyt mikrobiryhmät, kuten tyyppiä sitovat *Rhizobium*-suvun bakteerit, hyötyvät luomuviljelystä, sillä siinä niiden isäntäkasveja viljellään säännöllisesti.

Lierot ja etanat

Lierojen määrät olivat molemmissa viljelymenetelmissä melko alhaiset, kuten suomalaisissa peltomaissa yleensäkin (esim. Nuutinen 1992). Lierojen yksilömäärissä ja biomassoissa ei ollut eroa viljelymenetelmien välillä. Niin lierojen kuin etanoidenkin yksilömääriin vaikutti luultavasti maan muokkaaminen viljelymenetelmää selvemmin (Wolters & Ekschmitt 1997, Makeschin 1997). Lierojen, varsinkin suurikokoisten kastelierojen (*Lumbricus terrestris*), on havaittu kärsivän maan muokkaamisesta useasta syystä: ensinnäkin koneet vahingoittavat niitä ja toiseksi lierot kulkeutuvat maan pinnalle, jossa ne kuivuvat tai joutuvat helpommin lintujen, pääasiassa lокkien, ravinnoksi (Wardle 1995, Nuutinen 1992, Pitkänen ja Nuutinen 1998). Myös Nakamura

& Fujita (1988) totesivat peltojen kyntämisen olleen syynä siihen, että lierojen yksilömäärä ei ollut kasvanut luonnonmukaisen viljelyn aikana. Reganoldin ym. (1993) tutkimuksessa Uudessa Seelannissa sekä lierojen yksilömäärä että biomassa olivat kuitenkin biodynaamisissa viljelmissä korkeammat kuin tavanomaisissa. Syyksi he epäilivät tavanomaisissa viljelmissä käytettyjä torjunta-aineita.

On todennäköistä, että käytetty lierojen keräysmenetelmä, ajo sinappiliuksella, ei kaikilta osin ollut paras mahdollinen. Se toimii parhaiten kosteahkossa maassa, jossa lierot ovat aktiivisia ja liuksen imeytyminen maahan on tehokasta. Yleisesti kemialliset menetelmät (sinappiliuos, formaliini) toimivat parhaiten pystysuoria käytäviä tekevien tai lähellä maanpintaa esiintyvien lierojen keräämiseen (V. Nuutinen, MTT/MPY, suullinen tiedonanto 18.12.2001). Syksyllä 1998 oli maa varsin märkää, jolloin liuksen imeyttämisessä maahan oli osittain vaikeuksia. Toisaalta keväällä 1999 maa oli erittäin kuivaa, jolloin lierot ovat joko inaktiivisina lepotilassa tai vetäytyneenä syvälle maan sisään. Tällöin liuos ei joko ärsytä tarpeeksi (inaktiiviset) tai se ei saavuta lieroja (syvälle kaivautuneet).

Niveljalkaiset

Niveljalkaisten määrät vastasivat hyvin eri tutkimuksissa saatuja tuloksia. Esimerkiksi Larinkin (1997) mukaan sekä punkkeja että hyppyhäntäisiä on peltomaissa muutamasta sadasta sataantuhanteen yksilöön neliömetriltä. Ulkomailla on useissa tutkimuksissa havaittu selkeitä eroja mesofaunassa luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelymenetelmän välillä. Werner & Dindal (1990) havaitsivat, että sekä punkkien että hyppyhäntäisten yksilömäärät olivat luonnonmukaisissa viljelmissä lähes kaksinkertaiset tavanomaisiin verrattuna. Huomattavin ero oli petopunkteissa, joita oli luonnonmukaisissa viljelmissä noin kahdeksan kertaa enemmän kuin tavanomaisissa. Mikroniveljalkaisten onkin todettu kärsivän kemiallisista torjunta-aineista, ja erityisesti petopunkkien on havaittu olevan hyppyhäntäisiä herkempiä (Larink 1997).

Tässä tutkimuksessa niveljalkaisissa, pääasiassa punkeissa ja hyppyhäntäisissä, ei juurikaan havaittu systemaattisia eroja viljelymenetelmien välillä. Selvin niveljalkaisia koskeva ero oli muutamien, lähinnä Isotomiidae-hyppyhäntäisten jonkin verran suurempi määrä luonnonmukaisesti viljeltyissä pelloissa. Muutoin runsaussuhteet vaihtelivat eri näytteenotokertojen välillä tai eroja ei havaittu ollenkaan. Syitä siihen voi olla monia. Viljelymenetelmien väliset erot Suomessa ovat sittenkin pohjimmiltaan sen verran pienet, että niillä ei ole dramaattista vaikutusta maan mesofaunaan. Maan orgaanisen aineksen määrässä ei havaittu selkeitä eroja viljelymenetelmien välillä. Tämä saattoi osaltaan johtaa siihen, että luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljeltyjen peltojen maaperäeläimistössä ei ollut kovinkaan suuria eroja, sillä

juuri orgaanisen hiilen määrää on pidetty merkittävimpana muutosten aiheuttajana (mm. Foissner 1987).

Sukkulamadot

Sukkulamatojen yksilömäärät olivat keskimäärin hieman alhaisempia tai samanlaisia kuin useassa muussa peltoekosysteemin sukkulamadoista tehdyissä tutkimuksissa (Sohlenius ym. 1988, Särkisilta 1990, Yeates ym. 1997). Peltojen välinen vaihtelu oli kuitenkin suurta yksilömäärien suhteen. Ilmatotekijöiden, maaperän ominaisuuksien kuten huokoisuuden, kosteuden ja maalajin sekä viljelykasvin on todettu vaikuttavan sukkulamatojen esiintymiseen oleellisesti (Elliot ym. 1980, Bouwman ym. 1993, McSorley 1997, Zunke & Perry 1997).

Sukkulamatojen yksilömäärät ja kokonaisbiomassat osoittivat syksyn näytteenotoissa merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä siten, että luomuviljelyssä määrät olivat suuremmat. Myös eräissä muissa tutkimuksissa (Foissner 1987, Särkisilta 1990, Yeates ym. 1997) sukkulamatotiheyksien on havaittu olevan suurempia luonnonmukaisilla pelloilla. Toisaalta esimerkiksi Foissner (1992) havaitsi, että kosteassa ilmastossa sukkulamatotiheydet eivät eronneet viljelymenetelmien välillä, mutta kuivassa ilmastossa sukkulamatoja oli enemmän biodynaamisilla kuin tavanomaisilla pelloilla. Vaikka yksilömäärät voivat kuvata populaatioiden välisiä eroja hyvin (Freckman & Ettema 1993, McSorley 1997), ne eivät kuitenkaan kerro mitään erojen taustatekijöistä ja laadusta.

Ravinnonkäyttöryhmien suhteellisten osuuksien käyttäminen alueiden erojen tutkimisessa voi olla havainnollisempaa kuin populaatiotiheyksien vertailu (McSorley 1997). Ravinnonkäyttöryhmien suhteelliset osuudet tavanomaisilla pelloilla olivat tyypillisiä peltoekosysteemeille. Bakteerinsyöjät ovat yleensä runsain ravinnonkäyttöryhmistä peltomaissa. Kasvin- ja sientensyöjäasukkulamadot ovat toiseksi runsaimpia ja omnivori/pedot harvalukuisimpia (Anderson ym. 1981, Sohlenius & Boström 1986, Bouwman ym. 1993). Ravinnonkäyttöryhmissä havaittiin merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä. Kasvinsyöjiä oli säännönmukaisesti enemmän luonnonmukaisilla pelloilla. Myös Yeates ym. (1997) havaitsivat, että kasvinsyöjiä oli enemmän luomupelloilla. Agrokemikaalien ja hoitotoimenpiteiden intensiteetin vähentämisen on havaittu lisäävän kasvinsyöjäasukkulamatojen määrää (Sohlenius 1990, Bouwman & Zwart 1993). Toisaalta Sohlenius & Boström (1986) totesivat kasvinsyöjäasukkulamatojen lisääntyvän lannoituksen myötä, mikä heijasti kasvibiomassan tuotannon kasvua. Kasvinsyöjäasukkulamatojen erot viljelymenetelmien välillä saattavat siis olla lähinnä erilaisen kasvintuotannon seurausta. Valitettavasti tähän tutkimukseen ei kuulunut kasvillisuustutkimusta ja/tai kasvibiomassan analysointia.

Ravinnonkäyttöryhmistä omnivorit ja pedot kärsivät yleensä eniten ympäristön häiriöistä (Bongers 1990, Parmelee ym. 1993, Todd 1996). Tässä tutkimuksessa omnivoreja/petoja oli enemmän luonnonmukaisilla pelloilla, mikä voi indikoida luonnonmukaisten viljelymenetelmien, kuten nurmijaksot viljelykierrossa, olevan em. sukukulamatoryhmille edullisia. Epäorgaanisen lannoituksen on havaittu vähentävän omnivorien ja petojen yksilömääriä (Todd 1996). Myös Yeates ym. (1997) havaitsivat omnivoreja olevan enemmän luomupelloilla. Heidän tutkimuksessaan petojen määrä oli kuitenkin suurempi tavanomaisilla pelloilla.

Bakteerinsyöjäsuksukulamatojen on huomattu usein, päivästä toiseen kuin muiden ryhmien, hyötyvän häiriöstä (Elliot & Cole 1989), mutta toisaalta myös orgaanisen lannoituksen lisäyksestä ja sitä kautta kohonneesta mikrobiaktiivisuudesta (Bouwman & Zwart 1993, Porazinska ym. 1999). Viljelymenetelmien välillä ei havaittu eroja orgaanisen hiilen pitoisuuksissa, eikä erot mikrobibiomassoissaakaan olleet suuria, mikä voi osaltaan selittää erojen puuttumisen bakteerinsyöjissä. Niiden osuus sukukulamatojen ravinnonkäyttöryhmistä saattaa kasvaa hyvin nopeasti mikrobiaktiivisuuden kasvaessa, jopa 20-50%:sta 90-99%:iin (Zunke & Perry 1997), minkä vuoksi satunnaiset ravintolisät voivat aiheuttaa paikallisia bakteerinsyöjäsuksukulamatojen tiheyspiikkejä vaikeuttaen populaatioiden vertailua suuremmassa mittakaavassa. Lisäksi eri bakteerinsyöjäsuksut voivat reagoida päivänvasteisesti ravintolisään, häiriöihin ja viljelymenetelmiin, mikä vaikeuttaa bakteerinsyöjäryhmän käyttöä erojen osoittamisessa (Yeates ym. 1997, Porazinska ym. 1999).

Sienensyöjäsuksukulamadot eivät osoittaneet merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä. Niiden on yleensä havaittu vähenevän ympäristön häiriöiden vaikutuksesta (Elliot & Cole 1989, Yardim & Edwards 1998), mutta niitä on havaittu olevan enemmän (Yeates ym. 1997), joskin myös vähemmän (Ferris ym. 1996) luonnonmukaisilla kuin tavanomaisilla viljelymillä. Tässä tutkimuksessa sienten ja bakteerien biomassojen suhteet eivät eronneet viljelymenetelmien välillä, joten sienensyöjäsuksukulamatojen ravinnon määrässä ei ollut viljelymenetelmäkohtaisia eroja. Porazinska ym. (1999) totesivat eri sienensyöjäsuksukonien osoittavan päivänvasteisia vasteita hoitotoimenpiteisiin (esim. lannoitus ja komposti), jolloin ravinnonkäyttöryhmätaso voi olla liian laaja erottamaan käsittelyjen vaikutukset.

Indekseistä ainoastaan Simpsonin ja Shannon-Wieverin diversiteetti-indeksit osoittivat eroja viljelymenetelmien välillä. Ne olivat korkeampia luonnonmukaisilla pelloilla verrattuna tavanomaisiin peltoihin kahdella näytteenottokerralla kolmesta. Tulos viittaa siihen, että viljelymenetelmillä voi olla erilainen vaikutus maaperän sukukulamatoyhteisöön. Se, että Simpsonin ja Shannon-Wieverin ekvitaliteetti-indeksit eivät osoittaneet merkitseviä eroja millään näytteenottokerralla, voi kertoa viljelymenetelmien vähäisistä vaikutuksista sukukulamatosukujen suhteellisiin osuuksiin peltomaaperässä. Toisaalta diversiteetti-indeksit laskettiin sukutasolla, mikä voi olla liian väljä taso mittaa-

maan eroja. Sienen-/bakteerinsyöjä-suhteet (f/b-suhte) olivat alhaisia molemmissa viljelymenetelmissä, mikä kertoo bakteerien suuremmasta osallisuudesta orgaanisen aineen hajotustoiminnassa molemmissa peltoekosysteemeissä. Merkitseviä eroja f/b-suhteessa ei ollut. Yeates ym. (1993) havaitsivat sen sijaan f/b-suhteiden olevan korkeampia luomupellolla kuin tavanomaisilla. Useissa muissa tutkimuksissa f/b-suhte ei ole osoittanut johdonmukaisia eroja käsittelyjen välillä (Boström & Sohlenius 1986, Freckman & Ettema 1993, Porazinska ym. 1999).

Maturiteetti- ja kasviparasiitti-indeksit voivat olla havainnollisimpia indeksejä sukkulamatoyhteisöjen laadun arvioinnissa, sillä ne sisältävät sekä kvantitatiivisen että biologis-ekologisen ulottuvuuden (Bongers 1990, Porazinska ym. 1999). Tässä tutkimuksessa indeksit eivät kuitenkaan osoittaneet merkitseviä eroja viljelymenetelmien välillä. Tämä voi johtua siitä, että säännöllisessä viljelyssä oleva peltoekosysteemi on jatkuvassa häiriötilassa (Yeates & Bongers 1999). Häirityssä systeemissä maturiteetti- ja kasviparasiitti-indeksien arvot ovat kapealla alalla (c-p arvot 1–3), jolloin merkitsevien erojen syntyminen voi olla vaikeaa satunnaisen vaihtelun vuoksi ja toisaalta mahdolliset erot heijastavat lähinnä ravinnonkäyttöryhmien eroja (McSorley 1997).

Änkyrimadot

Änkyrimatojen yksilömäärät olivat moninkertaisia useisiin muihin tutkimuksiin verrattuna (Ryl 1977, 1980, Nakamura 1989, Lagerlöf ym. 1989). Änkyrimatomäärien on kuitenkin havaittu vaihtelevan suuresti niin viljelymenetelmän kuin -kasvinkin mukaan (Ryl 1977, 1980). Eri viljelymenetelmien vaikutuksia änkyrimatoihin on melko vaikea yleistää. Koska änkyrimadot ovat pienempiä ja nopeampia lisääntymään kuin lierot, ne eivät kärsi yhtä paljon maan muokkaamisesta (Didden ym. 1997). Änkyrimatotiheyksien on todettu olevan peräti 2–3 kertaa suuremmat pelloissa, joissa on käytetty eloperäisenä lannoitteena mm. kompostia (Alejnikova ym. 1975). On myös havaittu, että epäorgaaniset lannoitteet voivat vähentää änkyrimatojen määrää muuttamalla maan fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuten maan johtolukua (Heungens 1984). Nakamura (1989) havaitsi änkyrimatojen hyötyvän luonnonmukaisesta viljelystä, sillä niiden yksilömäärä kasvoi luonnonmukaisessa viljelmässä koko tutkimusajan (1984–1988), kun taas tavanomaisessa se pysyi samana. Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu eroja luonnonmukaisten ja tavanomaisten viljelmien änkyrimatojen yksilömäärissä. Biomassat näyttivät olevan jopa hieman suuremmat tavanomaisilla pelloilla. Myös Nakamura & Fujita (1988) totesivat, että luonnonmukaisissa ja tavanomaisissa viljelmissä oli yhtä paljon änkyrimatoja.

4.4 Maan rakenne luonnonmukaisessa ja tavanomaisessa viljelyssä

Tässä tutkimuksessa viljelymenetelmän vaikutusta maan fysikaalisiin ominaisuuksiin ja rakenteeseen arvioitiin määrittämällä maan huokostilavuus, makrohuokosto, kosteus lakastumisrajalla, kyllästetyn maan vedenjohtavuus, lierokanavien lukumäärä ja ala sekä murujen (1–2 mm) kestävyys. Tulosten mukaan viljelymenetelmä ei vaikuttanut maan fysikaalisiin ominaisuuksiin kyntökerroksessa. Toisella näytteenotokerralla kyllästetyn maan vedenjohtavuus oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi luonnonmukaisesti viljelyssä maassa kuin tavanomaisesti viljelyssä maassa. Peltojen väliset paikasta johdettavat erot olivat yleensä paljon suurempia kuin viljelymenetelmien väliset erot.

Savi- ja hiesumaiden makrohuokosto ($> 0,300$ mm) on kyntökerroksessa tyypillisesti Alakukun (1996,1997,1998) ja Alakukun ym. (1999) määritysten mukaan $6\text{--}16\text{ m}^3\text{ 100m}^{-3}$. Vastaavasti makrohuokosto ($> 0,030$ mm) on $10\text{--}27\text{ m}^3\text{ 100m}^{-3}$ (Aura 1983, Alakukku 1997, Alakukku ym. 1999). Tässä tutkimuksessa pellot 8 ja 9 olivat hietamaita. Savi- ja hiesumaissa makrohuokosto ($> 0,300$ ja $> 0,030$ mm) oli yleensä samaa suuruusluokkaa, kuin muissa tutkimuksissa. Pellolla 3 makrohuokosto oli hieman pienempi kuin verrannearvot. Tämä saattoi johtua siitä, että pellolla 3 molemmat lohkot olivat nurmella molempina määritysvuosina ja verrannearvot mitattiin vuosittain kynnetystä maasta. Pelloilla 4 ja 5 huokostilavuus oli suuri ja maan kosteus lakastumisrajalla oli pieni verrattuna Anderssonin ja Wiklertin (1972) määrittämiin arvoihin maalajiltaan vastaavissa ruotsalaisissa peltomaissa kyntökerroksessa. Muutamaa poikkeusta lukuunottamatta makrohuokosto ($> 0,030$ mm) oli suurempi kuin $10\text{ m}^3\text{ 100m}^{-3}$, mikä Auran (1983) mukaan on kyntökerroksessa makrohuokoston kriittinen raja kasvien kasvun kannalta.

Hienohietamaita lukuunottamatta salaojien toimivuus riippuu kyllästetyn maan vedenjohtavuudesta (Aura 1992). Yksittäisellä pellolla viljelymenetelmien välinen keskimääräinen ero kyllästetyn maan vedenjohtavuuden välillä voi viljelymenetelmän ohella johtua myös eroista viljelytekniikassa (muokaus, tiivistyminen) ja viljelykierron vaiheesta. Tässä tutkimuksessa kyllästetyn maan vedenjohtavuus oli keskimäärin viljelymenetelmästä riippumatta hyvä, mutta yksittäisillä pelloilla se oli myös alle 30 cm h^{-1} . Auran (1992) mukaan Etelä-Suomen jäykkien savimaiden kyllästetyn maan vedenjohtavuus paisuneessa tilassa oli hyvä rakenteisessa kyntökerroksessa $30\text{--}200\text{ cm h}^{-1}$ ja huonorakenteisessa $1\text{--}30\text{ cm h}^{-1}$.

Kyntökerroksen pohjasta laskettuna lierokanavien lukumäärään vaikuttaa mm. vuosittainen muokaus. Voidaan olettaa, että kyntö vähentää lierokanavien lukumäärää esimerkiksi nurmella olleeseen peltoon verrattuna. Täs-

sä tutkimuksessa lierokanavamääritysten tulokset olivat keskimäärin samaa suuruusluokkaa kuin muissa suomalaisissa tutkimuksissa. Niissä savi-, hiue- ja hiesumaissa lierokanavien lukumäärä kyntökerroksen pohjassa vaihteli välillä 30–420 kpl m⁻² (Pitkänen 1993, Alakukku 1996, 1997, 1998 ja Alakukku ym. 1999) ja niiden ala vaihteli välillä 0,04–0,25 m² 100m⁻² (Alakukku 1996, 1997, 1998 ja Alakukku ym. 1999). Vaikka lierokanavien osuus maan kokonaistilavuudesta on pieni, niiden vaikutus kyllästetyn maan vedenjohtavuuteen voi olla merkittävä (Aura 1990). Ne ovat myös tärkeitä juurten kasvureittejä (Alakukku 2000).

Tässä tutkimuksessa viljelymenetelmien välillä ei ollut eroja murujen (1–2 mm) kestävyudessa. Haynes ja Tregurtha (1999) vertasivat pitkään nurmella ollutta aitosavimaata intensiivisesti viljeltyyn maahan. He totesivat, että orgaanisen aineen määrän lisääntyminen paransi murujen kestävyyttä selvästi. Vain peltoparilla 6 tavanomaisesti viljellyn maan orgaanisen hiilen pitoisuus oli selvästi suurempi kuin luonnonmukaisesti viljellyn maan. Tämä ei kuitenkaan vaikuttanut murujen kestävyuteen, koska molempien maiden orgaanisen hiilen pitoisuus oli suuri (yli 6 g 100g⁻¹).

Kyntökerroksen maata muokataan, mikä sekoittaa ja homogenisoi maata sekä muodostaa maahan makrohuokosia. Muokkaus myös rikkoo luonnon prosessien muodostamia makrohuokosia. Luonnonmukaisessa viljelyssä viljelykiertoon sisältyy monivuotisia syväjuurisia kasveja monesti useammin kuin tavanomaisessa viljelyssä. Tässä yhteydessä olisikin ollut mielenkiintoista tutkia maan rakenne myös kyntökerrosta syvemältä. Luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyn maan ominaisuuksien vertailua vaikeutti se, että viljelytapojen välillä oli eroja sekä viljelykierrossa että karjanlannan käytössä. Jos todella halutaan verrata luonnonmukaisen (ei epäorgaanisia lannoitteita eikä torjunta-aineita) ja tavanomaisen viljelyn vaikutusta maan ominaisuuksiin, viljelykierron ja karjanlannan käytön tulisi olla samanlainen molemmissa viljelymenetelmissä

5 Johtopäätökset

Luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyt peltolohkot eivät eronneet selkeästi toisistaan maan kemiallisten, biologisten tai fysikaalisten ominaisuuksiensa suhteen. Paikkakohtaiset ominaisuudet määräisivät ensisijaisesti lohkojen ominaisuuksista. Mikäli eroja liukoisten ravinteiden määrissä havaittiin, ne olivat yleensä suuremmat tavanomaisessa viljelyssä. Typen kierrossa ei havaittu systemaattisia eroja. Maamikrobiologisissa ja maaperäelämistön mittauksissa joissakin muuttujissa saatiin luonnonmukaisesti viljellyillä lohkoilla jonkin verran korkeampia arvoja. Luomulohkojen mikrobiston ja elämistön monimuotoisuudessa ei kuitenkaan ollut eroja, vaan ha-

vaitut erot olivat tiettyjen ryhmien runsaussuhteiden muutoksia. Maan rakenteessa ei havaittu merkittäviä eroja.

Tulokset osoittavat, että sekä luonnonmukaisessa että tavanomaisessa viljelyssä voidaan huolehtia maan eliötoiminnasta. Väkilannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttö ei selitä eroja maan ominaisuuksissa. Tavanomaisessa viljelyssä erityistä huomiota on kuitenkin kiinnitettävä ravinnetasapainoon ja liukoisten ravinteiden määriin. Liiallinen lannoitus saattaa aiheuttaa ympäristökuormitusriskin. Toisaalta luonnonmukainen viljely ei välttämättä ole hyväkuntoisen peltomaan tae. Ravinnetasapainosta ja kasvien ravinteensaannista sekä eloperäisestä aineksesta huolehtiminen on erityisen tärkeää. Keskeistä maan hyvinvoinnille molemmissa viljelymenetelmissä on peruskunnostuksesta, hyvästä kasvustosta ja viljelykierrosta huolehtiminen.

Tulokset antavat viitteitä siitä, että viljelymenetelmä sinänsä ei ole riittävän tarkasti määritelty käsittely, jotta sen vaikutuksia maaperään voitaisiin tieteellisesti selvittää. Molempien viljelymenetelmien toteutus voi käytännössä vaihdella huomattavasti. Tarvittaisiinkin lisää tutkimusta yksittäisten viljely- ja perusparannustoimenpiteiden vaikutuksista maaperän ominaisuuksiin. Lisätietoa tarvitaan sekä luonnonmukaisessa että tavanomaisessa viljelyssä.

Tulokset olisivat saattaneet olla selkeämpiä, jos tutkimusaineisto olisi ollut mahdollista testata päätuotantosuunnittain vilja- ja karjataloustiloihin ryhmiteltynä. Nyt tutkimuksessa oli mukana molempien suuntien tavanomaisia tiloja, mutta vain karjantuotannon luomutiloja. Tulosten jakaumien tarkastelu osoitti, että joissakin biologisissa muuttujissa viljelymenetelmien välillä havaitut erot hävisivät, kun mukana oli ainoastaan karjantuotannon lohkoja. Kalkitus jakoi tavanomaiset lohkot luomuviljelyn suhteen selkeimmin päätuotantosuunnan mukaisiin ryhmiin. Tavanomaiset viljatilat huolehtivat parhaiten peltojen kalkituksesta, ja tavanomaiset karjatilat huonoimmin.

Maaperän ominaisuuksissa eri viljelymenetelmien välillä havaittujen erojen vähäisyyteen voi vaikuttaa se, että maaperän muutokset tapahtuvat hyvin hitaasti. Tosin luonnonmukaista viljelyä oli harjoitettu tutkimuslohkoilla melko kauan; keskimäärin yli 20 vuotta. Viljelymenetelmien väliset vähäisemmät erot ja tavanomaisen viljelyn alhaisempi intensiteetti Suomessa verrattuna esimerkiksi Keski-Euroopan tilanteeseen on eräs tuloksiin vaikuttanut tekijä. Useilla tutkimuksessa mukana olevilla tavanomaisilla tiloilla käytettiin karjanlantaa lannoitteena ja pidettiin nurmea mukana viljelykierrossa. Näiden yksittäisten viljelytoimenpiteiden vaikutus nousikin tuloksissa esiin viljelyjärjestelmästä riippumatta. Ulkomailla tehdyissä tutkimuksissa on havaittu, että orgaanisen aineksen lisäys ja viljelykierto ovat erittäin tärkeitä tekijöitä maan biologisille ominaisuuksille. Tämä tutkimus ei keskittynyt viljelymenetelmien ympäristövaikutusten selvittämiseen, vaikka sekä ravinteiden huuhtoutumiseen että kaasumaisiin päästöihin maaperän biologisella aktiivisuudella on merkittävä rooli.

Kaikki tutkimuksessa mukana olleet tilat olivat yksityisiä. Tarvittaisiinkin pitkäaikaisia kenttäkokeita tai seurantalohkoja, jotta viljelykäytäntöjen pitkäaikaisia vaikutuksia voitaisiin selvittää jatkossa. Maaperän kasvukunnon kehittymisen seuraamiseksi tarvittaisiin sopivia mittareita, jotka kuvaavat myös maaperän eliöstöä ja toiminnallisuutta. Tästä tutkimuksesta saatu laaja ja monipuolinen aineisto maaperän eri ominaisuuksista on merkittävä tietopankki, kun arvioidaan analyyseja, joita voitaisiin käyttää maan laadun mittareina.

6 Kirjallisuus

- Abrahamsen, G. 1972. Studies on body-volume, body-surface area, density and live weight of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Pedobiologia* 13: 6-15.
- Alakukku, L. 1996. Persistence of soil compaction due to high axle load traffic. II. Long-term effects on the properties of fine-texture and organic soils. *Soil & Tillage Research* 37: 223-238.
- Alakukku, L. 1997. Properties of fine-texture subsoils as affected by high axle load traffic. *Acta Agriculturae Scandinavica. Section B: Soil and Plant Science* 47: 81-88.
- Alakukku, L. 1998. Properties of compacted fine-textured soils as affected by crop rotation and reduced tillage. *Soil & Tillage Research* 47: 83-89.
- Alakukku, L. 2000. Erityyppisten makrohuokosten synty ja merkitys peltoviljelyssä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 79: 20-30.
- Alakukku, L., Aura, E., Pöyhönen, A. & Sampo, M. 1999. Miehittämättömän traktorin käytön lyhytaikaiset vaikutukset savimaan rakenteeseen. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 62: 1-44.
- Alejnjkova, M.J., Artem'jeva, T.I., Borisovic, T.M., Gatilova, F.G., Samosova, S.M., Utrobina, N.M. & Sitova, L.I. 1975. Sukzession des Mikroben- und Kleintierbesatzes und ihre Zusammenhänge mit biochemischen Vorgängen während der Mistrotte im Boden. *Pedobiologia* 15: 81-97.
- Anderson, R.V., Coleman, D.C., Cole, C.V. & Elliot, E.T. 1981. Effect of the nematodes *Acrobeloides* sp. and *Mesodiplogaster lheritieri* on substrate utilization and nitrogen and phosphorous mineralization in soil. *Ecology* 62: 549-555.
- Andersson, S. & Wiklert, P. 1972. Markfysikaliska undersökningar i odlad jord XXIII. Om de vattenhållande egenskaperna hos svenska jordarter. *Grundförbättring* 25: 53-143.
- Asmer, F., Eilja, F. & Nielsen, N.E. 1992. Interrelationship between extracellular enzyme activity, ATP content, total counts of bacteria and CO₂ evolution. *Biology and Fertility of Soils* 14: 288-292.
- Aura, E. 1983. Soil compaction by the tractor in spring and its effect on soil porosity. *Journal of Scientific Agricultural Society of Finland* 55: 91-107.
- Aura, E. 1990. Salaojien toimivuus savimaassa. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 10/90. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 93 p. ISSN 0359-7652.

- Aura, E. 1992. Maan vesitalous. In: Heinonen, R. (ed.). Maa, viljely ja ympäristö. Porvoo: WSOY. p. 142-172. ISBN 951-0-17090-9.
- Aura, E. 1995. Finite element modelling of surface drainage in Finnish heavy clay soils. *Agricultural Water Management* 28: 35-47.
- Bartha, R. & Bordeleau, L. 1969 Cell-free peroxidases in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 139-143.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. *Ecology - Individuals, Populations and Communities*. 2nd ed. Boston (Mass.): Blackwell. 945 s. ISBN 0-86542-111-0
- Belser, L.W. & Mays, E.L. 1980. Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soils and sediments. *Applied and environmental microbiology* 39: 505-510.
- Blake, G.R. 1965. Particle density. In: Klute, A. (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Agronomy Monograph 9. Madison WI: American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. p. 371-373.
- Bligh, E.G. & Dyer, W.J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37: 911-917.
- Bongers, T. 1988. *De nematoden van Nederland*. Utrecht: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. 408 p. ISBN 90-5011-015-0.
- Bongers, T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Boström, S. & Sohlenius, B. 1986. Short-term dynamics of nematode communities in arable soil: Influence of a perennial and an annual cropping system. *Pedobiologia* 29: 345-357.
- Bouma, J. & Droogers, P. 1998. A procedure to derive land quality indicators for sustainable agricultural production. *Geoderma* 85: 103-110.
- Bouwman, L.A., Hoenderboom, G.H.J., Van Klinken, A.C. & de Ruyter, P.C. 1993. Effect of growing crops and crop residues in arable fields on nematode production. In: Ejsackers, H.J.P. & Hamers, T. (eds.). *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. p. 127-131. ISBN 0-7923-2321-1.
- Bouwman, L.A. & Zwart, K.B. 1993. The ecology of bacterivorous protozoans and nematodes in arable soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 145-160.

- Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. & Jenkinson, D. S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 837-842.
- Casida, L.E, Klein, D.A. & Santoro, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science* 98: 371-376.
- Copley, J. 2000. Ecology goes underground. *Nature* 406: 452-454.
- Dick, R.P. 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 25-36.
- Dick, R.P. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. & Stewart, B.A. (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America Special Publication Nr. 35. Madison: Soil Science Society of America. p. 107-124. ESP 631.8.SSSA.
- Dick, R.P. 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (eds.). *Biological indicators of soil health*. Wallingford, New York: CAB International. p. 121-156. ISBN 0-85199-158-0.
- Didden, W.A.M., Friind, H-C. & Graefe, U. 1997. Enchytraeids. In: Benckiser, G. (ed.). *Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes, and Agricultural Production*. New York: Marcel Dekker Inc. p. 135-172. ISBN 0-8247-9786-8.
- Dilly, O. & Nannipieri, P. 1998. Intracellular and extracellular enzyme activity in soil with reference to elemental cycling. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161: 243-248.
- Dittert, K., Goerges, T. & Sattelmacher, B. 1998. Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by the stable isotope ¹⁵N: a review. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161: 453-463.
- Edwards, C.A. & Thompson, A.R. 1973. Pesticides and soil fauna. *Residue Review* 45: 1-79.
- Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. 1992. The effects of toxic chemicals on earthworms. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 125: 23-99.
- Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 601-606.

- Elliot, E.T., Anderson, R.V., Coleman, D.C. & Cole, C.V. 1980. Habitable pore space and microbial trophic interactions. *Oikos* 35: 327-335.
- Elliot, E.T. & Cole, C.V. 1989. A perspective on agroecosystems science. *Ecology* 70: 1597-1602.
- Elliott, L.F., Lynch, J.M. & Papendick, R.J. 1996. The microbial component of soil quality. In: Stotzky, G. & Bollag, J-M. (eds.). *Soil Biochemistry* vol. 9. New York: Marcel Dekker, Inc. p. 1-21. ISBN 0-8247-9441-9.
- Elonen, P. 1971. Particle-size analysis of soil. *Acta Agralia Fennica* 122: 1-122.
- Erviö, R. 1995. Viljelymaan humuksen väheneminen kolmen vuosikymmenen aikana. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 11/95. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 18 p + liite. ISSN 0359-7652.
- Esala, M. 1991. Split application of nitrogen: effects on the protein in spring wheat and fate of ¹⁵N-labelled nitrogen in the soil-plant system. *Annales Agriculturae Fenniae* 30: 219-309. *Seria Agrogeologia et -chimica* N. 158 – Sarja Maa- ja lannoitus n:o 158.
- Esala, M. 1993. Sadonkorjuuvaiheessa maassa olevan lannoitetypen ympäristöriskit. *Koetoiminta ja käytäntö* 30.3.1993. 50: 5.
- Ferris, H., Venette, R.C. & Lau, S.S. 1996. Dynamics of nematode communities in tomatoes grown in conventional and organic farming systems, and their impact on soil fertility. *Applied Soil Ecology* 3: 161-175.
- Fjellberg, A. 1980. Identification keys to Norwegian Collembola. *Norsk Entomologisk Forening*. 152 p. Ås (moniste).
- Fließbach A. & Mäder P. 1997. Carbon source utilization by microbial communities in soils under organic and conventional farming practice. In: In-sam H. & Rangger A. (eds.). *Microbial communities, functional versus structural approaches*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. p. 109-120. ISBN 3-540-62405-8.
- Foissner, W. 1987. The micro-edaphon in ecofarmed and conventionally farmed dryland cornfields near Vienna (Austria). *Biology and Fertility of Soils* 3: 45-49.
- Foissner, W. 1992. Comparative studies on the soil life in ecofarmed and conventionally farmed fields and grasslands of Austria. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40: 207-218.
- Frankenberger, W.T. & Tabatabai, M.A. 1980. Amidase activity in soils: I. Method of assay. *Soil Science Society of America Journal* 44: 282-287.

- Fratello, B., Sabatini, M.A., Mola, L., Uscidda, C. & Gessa, C. 1989: Effects of agricultural practices on soil Arthropoda: organic and mineral fertilizers in alfalfa fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 27: 227-239.
- Freckman, D.W. & Ettema C.H. 1993. Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45: 239-261.
- Garland, J.L. & Mills, A.L. 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 2351-2359.
- Gerhardt, R.-A. 1997. A comparative analysis of the effects of organic and conventional farming systems on soil structure. *Biological Agriculture and Horticulture* 14: 139-157.
- Gianfreda, L. & Bollag, J-M. 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: Stotzky, G. & Bollag, J-M. (eds.). *Soil Biochemistry* vol. 9. New York: Marcel Dekker, Inc. p. 123-193. ISBN 0-8247-9441-9.
- Granli, T. & Bøckman, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supplement No. 12*. Ås, Norway: Agricultural University of Norway – Advisory Service. 128 p. ISSN 0801-5341.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M. & Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74: 367-385.
- Grönroos, J. & Seppälä, J. (eds.) 2000. *Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö*. Suomen ympäristö nro 431. Helsinki: Suomen Ympäristökeskus. 244 p. ISBN 952-11-0771-5.
- Guckert J.B., Carr G.J., Johnson T.D., Hamm B.G., Davidson D.H. & Kumagai Y. 1996. Community analysis by Biolog: curve integration for statistical analysis of activated sludge microbial habitats. *Journal of Microbiological Methods* 27: 183-197.
- Gunn, A. 1992. The use of mustard to estimate earthworm population. *Pedobiologia* 36: 65-67.
- Hamm, D. & Feger, K-H. 1996. Eine optimierte Methode zur bestimmung der Proteaseaktivität in saueren Waldböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159: 37-39.
- Hansson, A-C., Andren, O., Boström, S., Boström, U., Clarholm, M., Lagerlöf, J., Lindberg, T., Paustian, K., Pettersson, R. & Sohlenius, B. 1989. 4. Structure of the agroecosystems. In: Andren, O., Lindberg, T., Paustian,

- K. & Rosswall, T. (eds.). Ecology of arable land - organisms, carbon and nitrogen cycling. *Ecological Bulletins (Copenhagen)* 40: 41-83.
- Haynes, R.J. & Tregurtha, R. 1999. Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality. *Biology and Fertility of Soils* 28: 259-266.
- Heinonen, R. (ed.) 1992. Maa, viljely ja ympäristö. Porvoo: WSOY. 334 p. ISBN 951-0-17090-9.
- Heungens, A. 1984. The influence of some acids, bases and salts on an enchytraeid population of a pine litter substrate. *Pedobiologia* 26: 137-141.
- Hubbard, V.C., Jordan, D. & Stecker, J.A. 1999: Earthworm response to rotation and tillage in a Missouri claypan soil. *Biology and Fertility of Soils* 29: 343-347.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 76: 59-66.
- Kemper, W.D. & Rosenau, R.C. 1986. Aggregate Stability and Size Distribution. *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph 9. 2nd ed.* Madison, WI: American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. p. 425-442. ISBN 0-89118-085-5.
- Kivelä, J. & Pöytäniemi, E. 1984. Luonnonmukainen viljely - siirtymävaiheopas. Kiikala: Kirjateppo. 142 p. ISBN 951-99553-1-3.
- Klose, S., Moore, J.M. & Tabatabai, M.A. 1999. Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 29: 46-54.
- Kortelainen, V. 1998. Maaperäeläinyhteisöt luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyissä pelloissa. Jyväskylä: Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Ympäristötieteiden pro gradu-tutkielma. 8.8.1998. 31 p. + liitteet.
- Krebs C.J. 1989. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row publishers. 654 p. 0-06-043784-7.
- Kuusela, E., Vuorinen, A. & Nuutinen, V. 2001. Karjanlannan käytön optimointi omavaraisessa maidontuotannossa. 1997 – 2000. Loppuraportti, kesäkuu 2001. 16 p. + liitteet. Joensuun yliopisto (moniste).
- Ladd, J.N., Foster R.C., Nannipieri, P. & Oades, J.M. 1996. Soil structure and biological activity. In: Stotzky, G. & Bollag, J-M. (eds.). 1996. *Soil biochemistry. Volume 9*. New York – Basel - Hong Kong: Marcel Dekker, Inc. p. 23-78. ISBN 0-8247-9441-9.

- Ladd, J.N. & Jackson, R.B. 1982. Biochemistry of ammonification. In: Stevenson, F.J. (ed.). Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy 22. Madison, WI: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. p. 173-228. ISBN 0-89118-070-2.
- Lagerlöf, J. 1987. Dynamics and activity of microarthropods and enchytraeids in four cropping systems. Dissertation. Rapport 29. Uppsala: Sveriges landbruksuniversitetet, Institutionen för ekologi och miljövärd. 22p. ISBN 91-576-3061-5
- Lagerlöf, J., Andren, O. & Paustian, K. 1989. Dynamics and contribution to carbon flows of Enchytraeidae (Oligochaeta) under four cropping systems. *Journal of Applied Ecology* 26: 183-199.
- Larink, O. 1997. Springtails and mites: important knots in the food web of soils. In: Benckiser, G. (ed.). *Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes, and Agricultural Production*. New York: Marcel Dekker inc. p 225-264. ISBN 0-8247-9786-8.
- Macfadyen, A. 1961. Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *Journal of Animal Ecology* 30: 171-184.
- Makeschin, F. 1997 Earthworms (Lumbricidae: Oligochaeta): important promoters of soil development and soil fertility. In: Benckiser, G. (ed.): *Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes, and Agricultural Production*. New York: Marcel Dekker inc. p 173-223. ISBN 0-8247-9786-8.
- McSorley, R. 1997. Relationship of crop and rainfall to soil nematode community structure in perennial agroecosystems. *Applied Soil Ecology* 6: 147-159.
- MMM 2001. Maatalouden kehitysarvio kansallista ilmasto-ohjelmaa varten. Työryhmämuistio MMM 2001: 2. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 48 p. ISSN 0781-6723.
- Myllys, M. & Elonen, P. 1989. Kasvit tehokkaita veden haihduuttajia. *Koetointiminta ja käytäntö* 46: 8.
- Nakamura, Y. 1989. Oribatids and enchytraeids in ecofarmed and conventionally farmed dryland grainfields of central Japan. *Pedobiologia* 33: 389-398.
- Nakamura, Y. & Fujita, M. 1988. Abundance of lumbricids and enchytraeids in an organically farmed field in northern Hokkaido, Japan. *Pedobiologia* 32: 11-14.
- Nannipieri, P., Greco, S. & Cerrati, B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J-M. & Stotzky, G. (ed.). *Soil Bio-*

- chemistry vol. 6. New York: Marcel Dekker, Inc. p. 293-355. ISBN 0-8247-8232-1.
- Niemi, M., Kulmala, A., Vanhala, P., Kulokoski, U. & Esala, M. 1998. Orgaanisten jätteaineiden vaikutukset maaperän mikrobistoon ja kasvien tyypensaantiin. Suomen ympäristö 194. Helsinki: Suomen Ympäristökeskus. 62 p.
- Nierop, K.G.J., Pulleman, M. & Marinissen, J.C.Y. 2001. Management induced organic matter differentiation in grassland and arable soil: a study using pyrolysis techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 755-764.
- Nuutinen, V. 1992. Earthworm community response to tillage and residue management on different soil types in southern Finland. *Soil & Tillage Research* 23: 221-239.
- Nuutinen, V. 2000. Läpi harmaan saven - pellon pienet kovakasvat maan rakennetta hoitamassa. In: Salo, R. (ed.). Maatalouden tutkimus- ja tuotantopäivät: 20-vuotisjuhlaseminaari Jokioinen 26.-27.7.2000. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 79. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. p. 39-46. ISBN 951-729-577-4.
- O'Connor, F.B. 1955. Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest. *Nature* 175: 815-816.
- Palojärvi, A., Sharma, S., Rangger, A., von Luetzow, M. & Insam, H. 1997. Comparison of biologic and phospholipid fatty acid patterns to detect changes in microbial community. In: Insam, H. & Rangger, A. (eds.). *Microbial communities: functional versus structural approaches*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. p. 37-48. ISBN 3-540-62405-8.
- Parmelee, R.W., Wentsel, R.S., Phillips, C.T., Simini, M. & Checkai, R.T. 1993. Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 1477-1486.
- Paul, E.A. & Clark, F.E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academic Press. 340 p. ISBN 0-12-546806-7.
- Persson, T. & Lohm, U. 1977. Energetical significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. *Ecological Bulletins (Stockholm)* 23: 1-211.
- Persson, T., Bååth, E., Clarholm, M., Lundqvist, H., Söderström, B.E. & Sohlenius, B. 1980. Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a Scots pine forest. In: Persson, T. (ed.). *Structure and function of northern coniferous forests - an ecosystem study*. *Ecological Bulletins* 32: 419-459.

- Pitkänen, J. 1988. Aurattoman viljelyn vaikutukset maan fysikaalisiin ominaisuuksiin ja maan viljavuuteen. In: Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 21/88. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. p. 62-166. ISSN 0359-7652.
- Pitkänen, J. 1993. Effects of tillage and straw management on earthworm burrows in soil. In: Elonen, P. & Pitkänen, J. (eds.). Proceedings of NJF-seminar no. 228. NJF-Utredning/rapport nr. 88. Soil tillage and environment. Jokioinen, Finland, 8-10 June 1993. Jokioinen: Nordiska Jordbruksforskarens Förening (NJF). p. 301-306. ISSN 0333-1350.
- Pitkänen, J. & Nuutinen, V. 1998. Distribution and abundance of burrows formed by *Lumbricus terrestris* L. and *Aporrectodea caliginosa* SAV. in the soil profile. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 463-467.
- Porazinska, D.L., Duncan, L.W., McSorley, R. & Graham, J.H. 1999. Nematode communities as indicators of status and processes of a soil ecosystem influenced by agricultural management practices. *Applied Soil Ecology* 13: 69-86.
- Poutala, R.T., Kuoppamäki, O., Korva, J. & Varis, E. 1994. The performance of ecological, integrated and conventional nutrient management systems in cereal cropping in Finland. *Field Crops Research* 37: 3-10.
- Rajala, J. 1995. Luonnonmukainen maatalous. Julkaisuja 38. Mikkeli: Helsingin yliopisto, Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus. 309 p. ISSN 0786-8367, ISBN 951-45-6916-4.
- Rajaniemi, P. 1998. Viljelymaan laatu – viljelykierron ja lannoituksen vaikutus valittuihin maan mikrobiologisiin, kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin. Helsinki: Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, mikrobiologian osasto. 88 p. + liitteet.
- Reeve, M.J. & Carter, A.D. 1991. Water release characteristic. In : Smith, K.A. & Mullins, C.E. (eds.) *Soil Analysis. Physical Methods. Books in Soils, Plants, and the Environment*. New York: Marcel Dekker, Inc. p. 111-160. ISBN 0-8247-8361-1.
- Reganold, J.P., Palmer, A.S., Lockhart, J.C. & Macgregor, A.N. 1993: Soil quality and financial performance of biodynamic and conventional farms in New Zealand. *Science* 260: 344-349.
- Robertson, L.N., Kettle, B.A. & Simpson, G.B. 1994: The influence of tillage practices on soil macrofauna in a semi-arid agroecosystem in northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 48: 149-156.
- Ryan, M. 1999. Is an enhanced soil biological community, relative to conventional neighbours, a consistent feature of alternative (organic and biodynamic) agricultural systems? *Biological agriculture and horticulture* 17: 131-144.

- Ryl, B. 1977. Enchytraeids (Oligochaeta, Enchytraeidae) on rye and potato fields in Turew. *Ekologia Polska* 25: 519-529.
- Ryl, B. 1980. Enchytraeid (Oligochaeta, Enehytraeidae) populations of soils of chosen crop-fields in the vicinity of Turew (Poznan Region). *Polish Ecological Studies* 6: 277-291.
- Sohlenius, B. 1990. Influence of cropping system and nitrogen output on soil fauna and micro-organisms in a Swedish arable soil. *Biology and Fertility of Soils* 9: 168-173.
- Sohlenius, B. & Boström, S. 1986. Short term dynamics of nematode communities in arable soil – influence of nitrogen fertilization in barley crops. *Pedobiologia* 29: 183-191.
- Sohlenius, B., Boström, S. & Sandor, A. 1988. Carbon and nitrogen budgets of nematodes in arable soil. *Biology and Fertility of Soils* 6: 1-8.
- Somppi, K. 2000. Sukkulamatoyhteisöt tavanomaisesti ja luonnonmukaisesti viljellyissä pelloissa. Jyväskylä: Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. *Ekologian ja ympäristönhoidon pro gradu –tutkielma*. 27 p. + liite.
- Springett, J.A., Gray, R.A.J. & Bakker, L. 1996. Influence of agriculture on Enchytraeidae fauna of soils in the south-west of the North Island of New Zealand. *Pedobiologia* 40: 461-466.
- Stenberg, B., Pell, M. & Torstensson, L. 1998. Integrated evaluation of variation in biological, chemical and physical soil properties. *Ambio* 27: 9-15.
- Suomen maataloustieteellinen seura 1990. *Journal of Agricultural Science in Finland* 62 (4). Vammala: Suomen Maataloustieteellinen Seura. p 293-367. ISSN 0782-4386.
- Särkisilta, O. 1990. Viljelymenetelmien vaikutus peltomaan sukkulamatofaunaan. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylä: Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. 19 p.
- Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes. In: Weaver, R.W., Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A. & Wollum, A. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Microbial and biochemical properties*. Soil Science Society of America (SSSA) book series No.5. Madison: Soil Science Society of America. p. 814-818. ISBN 0-89118-810-X.
- Tabatabai, M.A. & Bremner, J.M. 1969. Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301-307.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1979. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Australian Journal Soil Research* 17: 429-441.

- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Todd T.C. 1996. Effects of management practices on nematode community structure in tallgrass prairie. *Applied Soil Ecology* 3: 235-246.
- Turtola, E. 1999. Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices. 174 p. Academic dissertation. ISBN 951-729-555-3.
- Vance, E. D., Brookes, P. C. & Jenkinson, D. S. 1987 An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 703-707.
- Vanhala P. & Ahtiainen J. 1994. Soil Respiration, ATP Content and *Photobacterium* Toxicity Test as Indicators of Metal Pollution in Soil. *Environmental Toxicology and Water Quality* 9: 115-121.
- Viljavuuspalvelu Oy 2000. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. Viljavuuspalvelu Oy. 31 p. ISBN 951-97434-4-8.
- Vos, E.C. & Kooistra, M.J. 1994. The effect of soil structure differences in a silt loam soil under various farm management systems on soil physical properties and simulated land qualities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 227-238.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications (Agrogeologia julkaisuja)* 63: 1-44.
- Wardle, D.A. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. In: Begon, M. & Filter, A.H. (eds.). *Advances in Ecological Research* 26: 105-185.
- Werner, M.R. & Dindal, D.L. 1990. Effects of conversion to organic agricultural practices on soil biota. *American Journal of Alternative Agriculture* 5: 24-32.
- Wild, A. 1988. Plant nutrients in soil: nitrogen. In: Wild, A. (ed.). *Russell's soil conditions and plant growth*. 11th edition UK: Longman Group. p. 652-694. ISBN 0-582-44677-5.
- Wolters, V. & Ekschmitt, K. 1997. Gastropods, isopods, diplopods, and chilopods: neglected groups of the decomposer food web. In: Benckiser, G. (ed.). *Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes, and Agricultural Production*. New York: Marcel Dekker Inc. p 265-306. ISBN 0-8247-9786-8.

- Wu, J., Joergensen, R. G., Pommerening, B. & Chaussod, R. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction – an automated procedure. *Soil Biology & Biochemistry* 22: 1167-1169.
- Yardim, E.N. & Edwards, C.A. 1998. The effects of chemical pest, disease and weed management practices on the trophic structure of nematode populations in tomato agroecosystems. *Applied Soil Ecology* 7: 137-147.
- Yeates, G.W., Bardgett, R.D., Cook, R., Hobbs, P.J., Bowling, P.J. & Potter, J.F. 1997. Faunal and microbial diversity in three Welsh grassland soils under conventional and organic management regimes. *Journal of Applied Ecology* 34: 453-470.
- Yeates, G.W. & Bongers, T. 1999. Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 113-135.
- Yeates, G.W., Bongers, T., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W. & Georgieva, S.S. 1993. Feeding habitats in soil nematode families and genera- an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 101-313.
- Zak, J.C., Willig, M.R., Moorhead, D.L. & Wildman, H.G. 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1101-1108.
- Zunke, U. & Perry, R.N. 1997. Nematodes: harmful and beneficial organisms. In: Benckiser, G. (ed.). *Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes and Agricultural Production*. New York: Marcel Dekker Inc. p. 85-134. ISBN 0-8247-9786-8.

7 Liitteet

Liite 1. Torjunta-aineiden käyttö tavanomaisesti viljellyillä tutkimuslohkoilla vuosina 1997-99 [tehoainetta g/ha; viljelijöiden ilmoituksen mukaan].

	Peltoparit									
1997	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rikkakasvit: tehoaineet g/ha										
diklorproppi-P										
fluoksipyyri										
glyfosaatti									1080	
klopyraliidi										
klorsulfuroni					2		4			
MCPA			600			750				
triasulfuroni								4		
tribenuroni-metyyli										
trifluraliini										
2,3,6-triklooribentsoehappo			200							
1998	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rikkakasvit: tehoaineet g/ha										
diklorproppi-P										
fluoksipyyri			80							
glyfosaatti									1260	
klopyraliidi			40							
klorsulfuroni										
MCPA			400			750	1350			
triasulfuroni										
tribenuroni-metyyli					6				6,75	
trifluraliini										
2,3,6-triklooribentsoehappo										
1999	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rikkakasvit: tehoaineet g/ha										
diklorproppi-P										
fluoksipyyri										
glyfosaatti	1080									
klopyraliidi										
klorsulfuroni										
MCPA		2250								
triasulfuroni										
tribenuroni-metyyli					6				6,75	
trifluraliini								1440		
2,3,6-triklooribentsoehappo										
Tuholaiset: tehoaineet g/ha										
deltametriini								x ⁽¹⁾		
dimetoatti									200	

⁽¹⁾ tuotetta käytetty, mutta määrää ei ole ilmoitettu

Liite 2. Näytteenottoaikataulu.

Peltoparit									
syksy 1997									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
15.9.	15.9.	16.9.	16.9.	17.9.	17.9.	23.9.	23.9.	24.9.	24.9.
kevät 1998									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1.6.	1.6.	2.6.	2.6.	3.6.	3.6.	10.6.	10.6.	11.6.	11.6.
syksy 1998									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
22.9.	22.9.	17.9.	17.9.	28.9.	28.9.	29.9.	29.9.	30.9.	30.9.
kevät 1999									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2.6.	2.6.	3.6.	3.6.	8.6.	8.6.	9.6.	9.6.	10.6.	10.6.

