

**Pro Gradu -tutkielma**

**Maankäytön ja maaperäeläinten vaikutus ravinteiden ja  
torjunta-aineiden valuntaan peltomaasta**

**Miko Häsä**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

2.3.2011

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Ekologia ja evoluutiobiologia

HÄSÄ, M.: Maankäytön ja maaperäeläinten vaikutus  
ravinteiden ja torjunta-aineiden valuntaan peltomaasta

Pro Gradu -tutkielma: 26 s.  
Työn ohjaajat: FT Mira Liiri, Dos. Jari Haimi  
Tarkastajat: Dos. Minna-Maarit Kytöviita, Prof. Janne Kotiaho  
Maaliskuu 2011

---

Hakusanat: lierot, maatalous, metributsiini, orgaaninen aine, sukkulamadot, typpi, vehnä  
änkyrimadot

## TIIVISTELMÄ

Tehomaatalous pyrkii maksimoimaan maan tuottavuutta. Samalla se saattaa kuitenkin vaikuttaa negatiivisesti agroekosysteemien ravinnekiertoon ja maaperän rakenteeseen. Maaperäeläinten toiminnallisen monimuotoisuuden pieneneminen voi osaltaan heikentää maan ravinnekiertoa ja rakennetta. Tässä tutkimuksessa kasvatettiin mikrokosmoksissa vehnää ja verrattiin tehomaatalouskäytössä olleen maan ja laidunmaan kykyä pidättää ravinteita (N) ja torjunta-aineita (metributsiini) sekä tutkittiin, miten änkyrimadot ja lierot vaikuttavat ravinteiden ja torjunta-aineen valuntaan. Laidunmaa pidatti torjunta-ainetta paremmin kuin tehomaatalousmaa, mikä johtui lähinnä laidunmaan suuremmasta orgaanisen aineen pitoisuudesta. Oletuksen vastaisesti tehomaatalousmaa pidatti paremmin ravinteita kuin laidunmaa. Vehnän tuottavuus oli myös parempaa tehomaatalousmaalla. Erilainen lannoitushistoria sekä maiden kova käsittely koetta perustettaessa saattoivat olla syynä havaittuihin ravinnekierron eroihin. Maaperäeläimet eivät lisänneet ravinteiden valuntaa, mutta sekä laidun- että tehomaatalousmaalla lierot vaikuttivat positiivisesti vehnän kasvuun. Sen sijaan änkyrimadoilla oli yllättäen jopa negatiivinen vaikutus vehnän kasvuun. Maaperäeläimet eivät vähentäneet torjunta-aineen valuntaa. Mikrokosmoksissa, joissa oli sekä änkyrimatoja että lieroja, torjunta-aineen valunta oli suurinta. Maahan lisätty torjunta-aine lisäsi ravinteiden valuntaa todennäköisesti tehostamalla mikrobiaktiivisuutta. Tehomaatalouden harjoittama maanmuokkaus voi lisätä torjunta-aineiden valuntaa sekä – vähentämällä lierojen määrää – heikentää maan tuottavuutta. Sen sijaan maaperäeläinten väheneminen ei tämän tutkimuksen perusteella näyttäisi lisäävän torjunta-aineen valuntaa. Torjunta-aineiden käyttö voi lisätä torjunta-ainekuormituksen ohella myös ympäristön ravinnekuormitusta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Evolutionary Biology

HÄSÄ, M.: Effects of land use intensity and soil fauna on nutrient and pesticide leaching in agricultural soils

Master of Science Thesis: 26 p.

Supervisors: PhD Mira Liiri, Docent Jari Haimi

Inspectors: Docent Minna-Maarit Kytöviita, Prof. Janne Kotiaho

March 2011

---

Key Words: agriculture, earthworms, enchytraeids, metribuzin, nematodes, nitrogen, organic matter, wheat

## ABSTRACT

The aim of intensive agriculture is to maximize site productivity. However, this may lead to deterioration of nutrient cycling processes and soil structure. Decrease in functional diversity of soil fauna can also affect nutrient cycling and soil structure negatively. In this study wheat was grown in microcosms, and the ability of high-intensity agricultural soil to preserve nutrients (N) and pesticides (metribuzin) was compared to that of low-intensity grassland soil. The effects of enchytraeids and earthworms on nutrient and pesticide leaching were also studied. The low-intensity soil preserved pesticide better than the high-intensity soil, which was due to higher organic matter content of the low-intensity soil. Contrary to hypothesis, more nutrients were leached from the low-intensity soil than the high-intensity soil. The high-intensity soil had better wheat productivity than the low-intensity soil. Differences in fertilizing history and the harsh processing of the soils during establishment of the experiment could have been the reasons behind the observed differences in nutrient cycling. Soil fauna did not affect nutrient leaching, but in both high-intensity and low-intensity soils, earthworms had a positive effect on wheat growth. Enchytraeids, on the other hand, had unexpectedly a negative impact on wheat growth. Soil fauna did not decrease pesticide leaching. In microcosms, where both enchytraeids and earthworms were added, the pesticide leaching was the highest. Adding pesticide to soil increased nutrient leaching, probably due to enhancement of microbial activity. Intensive agricultural management can increase leaching of pesticides and – by decreasing the number of earthworms – diminish land productivity. On the other hand, according to this study decrease in soil faunal activity does not increase pesticide leaching. Use of pesticides can increase – in addition to pesticide load – the nutrient load of the environment.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. AINESTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>6</b>
2.1 Kokeen perustaminen ja koeasetelma .....	6
2.2 Kokeen kulku ja purku .....	7
2.3 Aineiston tilastollinen analysointi .....	8
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>9</b>
3.1 Typen, hiilen ja metributsiinin valunta.....	9
3.2 Vehnät .....	11
3.3 Sukkulamadot, änkyrimadot ja lierot .....	14
3.4 Maan orgaanisen aineen pitoisuus, biologinen aktiivisuus ja pH sekä veden imeytyvyys .....	15
3.5 Metributsiinin vaikutus.....	17
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>19</b>
4.1 Maankäyttö .....	19
4.2 Maaperäeläimet .....	20
4.3 Metributsiinin vaikutus.....	21
4.4 Johtopäätökset .....	22
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>23</b>
<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>23</b>
<b>LIITTEET</b> .....	<b>25</b>

## 1. JOHDANTO

Moderni tehomaatalous on pyrkinyt parantamaan maan tuottavuutta koneiden, uusien viljalajikkeiden, lannoitteiden sekä torjunta-aineiden käytön avulla (Stoate ym. 2001). Vaikka tehomaatalouden keinoin on maan tuottavuutta lyhyellä aikavälillä pystytty parantamaan, on tehomaataloudella ollut myös negatiivisia vaikutuksia agroekosysteemeihin ja niiden ekologisiin toimintoihin ja ominaisuuksiin, kuten hiilen varastointiin, ravinteiden kiertoon, maaperän rakenteeseen, pohja- ja pintavesien puhtauteen sekä kasvien pölytykseen (Stoate ym. 2001, 2009, Turbé ym. 2010).

Tehomaatalousalueiden maankäytön vaikutukset näkyvät usein maaperän ravinnekierrossa ja orgaanisen aineen määrässä. Tehomaatalousmailla, joilla maanmuokkaus ja epäorgaaninen lannoitus on runsasta, ravinnekierron on havaittu olevan bakteerivaltaisempi kuin vastaavilla muokkaamattomilla maatalous- tai ruohomailla, joilla ravinnekierto on puolestaan sienivaltaisempi (Beare ym. 1992, Bardgett & McAlister 1998, Frey ym. 1999, Neher 1999). Sienivaltainen ravinnekierto on hitaampaa ja ravinteiden pidätys tehokkaampaa kuin bakteerivaltainen ravinnekierto (Beare ym. 1992, Williamson ym. 2005). Maanmuokkaus voi myös vähentää maan orgaanisen aineen määrää lisäämällä maan ilmavuutta, jolloin orgaaninen aine hajoaa tehokkaammin (Kay & Munkholm 2004, Grandy & Robertson 2007), ja tuhoamalla maaperän mururakennetta, mikä heikentää varsinkin hiilen pitkäaikaista pysyvyyttä maaperässä (Grandy & Robertson 2007). Tehomaatalousalueilla maaperän orgaanisen aineen määrä onkin yleensä verrattain pieni (Stoate ym. 2001, EASAC 2009, Maharning ym. 2009). Lisäksi maaperän orgaanisen aineen määrä vähenee, kun satoa korjataan toistuvasti, eikä orgaanista ainetta jätetä tai lisätä maahan (Kay & Munkholm 2004).

Orgaanisen aineen väheneminen vaikuttaa monin tavoin maaperän rakenteeseen (Kay & Munkholm 2004). Orgaaninen aine maaperässä pitää osaltaan yllä maan mururakennetta ja kosteustasapainoa, ja sen väheneminen voi muun muassa lisätä maaperän eroosiota (Lavelle & Spain 2001, Stoate ym. 2001, Kay & Munkholm 2004). Maaperän orgaaninen aine ylläpitää myös ravinnetasapainoa sitoen ravinteita liukenemattomaan muotoon (Lavelle & Spain 2001). Lisäksi maaperän orgaanisen aineen määrällä on merkitystä sekä abiottiseen torjunta-aineiden pidätykseen ja hajotukseen (Henriksen ym. 2004, Kah ym. 2007) että biottiseen hajotukseen lisäämällä maaperän biologista aktiivisuutta (Schnürer ym. 1985, Kah ym. 2007). Torjunta-aineiden pidättyminen ja hajoaminen maaperässä voi vähentää niiden valuntaa pohja- ja pintavesiin, mikä voi sekä parantaa juomaveden laatua että vähentää haittavaikutuksia akvaattisiin eliöyhteisöihin (Stoate ym. 2001).

On useita esimerkkejä siitä, että lajiversiteetin muutokset voivat vaarantaa ihmisille hyödyllisiä ekosysteemiprosesseja, kuten maaperän rakenteen ylläpidon (Swift ym. 2004). Mutta vaikka esimerkiksi maaperän hajottajaeliöt vaikuttavat ravinteiden kiertoon, ja siten kasvien kasvuun, eivät kaikki hajottajaeliölajit kuitenkaan ole yhtä tärkeitä, tai edes tarpeellisia, ravinteiden kierrolle (Barrios 2007). Lajirunsaus maaperässä onkin huomattavasti toiminnallista monimuotoisuutta suurempi (Lawton & Brown 1994). Runsa lajimäärä voi kuitenkin taata ekosysteemien prosessien jatkuvuuden vaihtelevissa oloissa (Lawton & Brown 1994). Heemsbergen ym. (2004) osoittivat kokeessaan, että karikkeensyöjien toiminnallinen diversiteetti, ei niinkään lajimäärä, korreloi positiivisesti karikkeen hajoamisen kanssa. Maaperän hajottajaeläinten jakaminen toiminnallisiin ryhmiin onkin käytännöllinen tapa tutkia maaperäeläinten vaikutuksia maaperän eri prosesseihin (Swift ym. 2004). Yksi peruste jakaa maaperän hajottajafauna eri ryhmiin on niiden koko (Verhoef & Brussaard 1990). Mikrofaunaan kuuluvat lähinnä sukkulamadot (Nematoda) ja protistit (Protista), mesofaunaan hyppyhäntäiset (Collembola), punkit

(Acari) ja änkyrimadot (Enchytraeidae) ja makrofaunaan muun muassa kovakuoriaiset (Coleoptera) ja lierot (Lumbricidae). Mikrofauna laiduntaa mikrobeja vapauttaen samalla ravinteita liukoiseen muotoon kasvien käyttöön (Bamforth 1997). Mesofauna laiduntaa ja syö muun muassa mikrobeja ja mikrofaunaa (Moore ym. 1987, Didden ym. 1997). Makrofauna puolestaan muokkaa maaperää kaivautumalla maassa ja syömällä maa-ainesta (Verhoef & Brussaard 1990, Makeschin 1997). Sekä meso- että makrofauna edistävät orgaanisen aineen hajotusprosessia sekä suoraan omalla aineenvaihdunnallaan että epäsuoraan levittämällä mikrobeja ja tehostamalla näiden toimintaa pilkkomalla kariketta ja sekoittamalla orgaanista ja epäorgaanista ainetta (Didden ym. 1997, Makeschin 1997).

Tässä työssä tutkittiin, miten maankäytön intensiivisyys ja maaperäfaunan toiminnallinen monimuotoisuus vaikuttavat peltomaan ravinteiden ja torjunta-aineiden pidätykseen. Tätä tutkittiin mikrokosmoksilla, joissa kasvatettiin vehnää (*Triticum aestivum*). Mikrokosmokset erosivat toisistaan maaperän laadun (laidunmaa ja tehomaatalousmaa) sekä maaperäfaunan (mikro-, meso- ja makrofauna) suhteen. Tutkimushypoteesit olivat:

(1) ravinteet pidättyvät paremmin laidunmaahan kuin tehomaatalousmaahan erilaisen ravinnekierron takia,

(2) maaperäfaunan toiminnallinen monimuotoisuus lisää ravinteiden saatavuutta, mikä parantaa vehnän kasvua, mutta voi lisätä ravinteiden valuntaa,

(3) torjunta-aine hajoaa ja pidättyy paremmin laidunmaahan kuin tehomaatalousmaahan laidunmaan suuremman orgaanisen aineen pitoisuuden ja biologisen aktiivisuuden takia ja

(4) maaperäfaunan toiminnallinen monimuotoisuus lisää maan mikrobiaktiivisuutta, mikä edistää torjunta-aineen hajoamista.

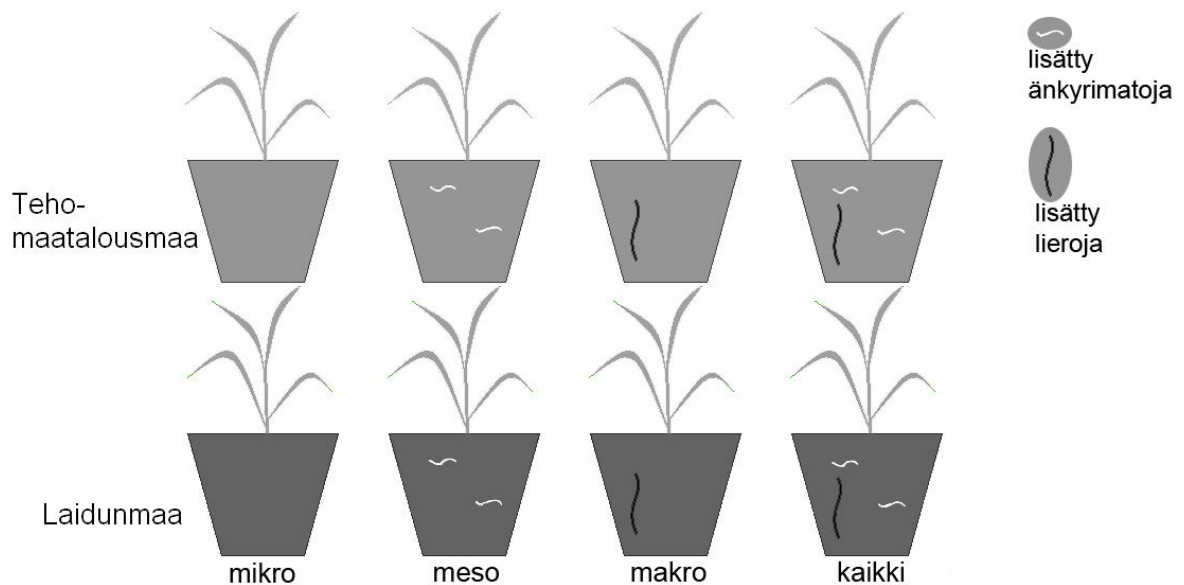
## 2. AINESTO JA MENETELMÄT

### 2.1 Kokeen perustaminen ja koeasetelma

Mikrokosmokset perustettiin 15 cm halkaisijaltaan oleviin muovisiin kukkapurkkeihin. Jokaiseen purkkiin laitettiin 1000 g (tuorepaino) seulottua (reikäkoko 2 mm) ja kahteen kertaan pakastamalla (-18°C) defaunoitua maata. Purkin ja maan väliin laitettiin muovipussi, jotta kasteluvesi ei valuisi purkkien pohjien rei'istä ulos ennen kokeen purkua. Lisäksi ennen maan laittoa purkkiin laitettiin 10 cm halkaisijaltaan oleva lieriönmuotoinen verkkokori, jotta lierit eivät jäisi kaivautumaan purkin reunaan vasten. Maa kasteltiin 60 prosenttiin maan maksimaalisesta vedenpidätyskyvystä, ja tämä kosteuspitoisuus pidettiin kastelujen avulla tasaisena koko kokeen ajan.

Puoleen mikrokosmoksista laitettiin laidunmaata ja puoleen tehomaatalouskäytössä ollutta maata. Molemmat maalaadut olivat peräisin Iso-Britanniasta, läheltä Readingin kaupunkia. Laidunmaan kokonaishiili- ja kokonaistyyppipitoisuus olivat 11,5 % ja 0,46 %, tehomaatalousmaan vastaavat 9,65 % ja 0,27 %. Molemmat maat olivat hietasavea. Laidunmaan orgaanisen aineen pitoisuus koetta perustettaessa oli 8,6 % ja pH 8,4 tehomaatalousmaan vastaavat olivat 7,4 % ja 8,25. Maan laadun lisäksi mikrokosmokset erosivat maaperäfaunaltaan. Molempiin maalaatuihin perustettiin neljä erilaista maaperäeläinyhteisöä: (1) mikrofauna (mikro), (2) mikro- ja mesofauna (meso), (3) mikro- ja makrofauna (makro) ja (4) mikro-, meso- ja makrofauna (kaikki). Käsittely-yhdistelmiä oli yhteensä kahdeksan ja toistoja (n) kokeessa oli viisi, jolloin mikrokosmosten yhteismäärä (N) oli 40 (kuva 1). Lisäksi perustettiin kymmenen (viisi kumpaankin maatyypin) ylimääräistä mikrokosmosta, joissa oli sekä mikro-, meso- että makrofauna.

Näitä kymmentä mikrokosmosta käytettiin hyväksi arvioitaessa, miten torjunta-aine vaikutti maaperäeläimiin sekä ravinteiden valuntaan (ks. 2.2 Kokeen kulku ja purku).



Kuva 1. Koeasetelma. Käsittelyinä olivat maaperä (tehomaatalousmaa/laidunmaa) ja maaperäfauna (mikro = mikrofauna, meso = mikro- ja mesofauna, makro = mikro- ja makrofauna, kaikki = mikro-, meso- ja makrofauna) (n=5).

Mikrokosmosten mesofaunana käytettiin änkryrimatoja ja makrofaunana peltolieroja (*Aporrectodea caliginosa*). Meso- ja makrofauna olivat peräisin suomalaisesta peltomaasta, mikrofauna uutettiin suomalaisen ja englantilaisen peltomaan sekoituksesta. Mikrofauna-ympäristö lisättiin mikrokosmoksiin ensimmäisen kastelun ohessa. Neljän viikon kuluttua edellisestä meso- ja kaikki-käsittelyjen mikrokosmoksiin lisättiin änkryrimadot (21 yksilöä/mikrokosmos) ja tämän jälkeen makro- ja kaikki-käsittelyihin peltolierot (2 yksilöä/mikrokosmos). Lierojen lisäyksen yhteydessä kuhunkin kukkapurkkiin istutettiin neljä vehnäsiementä. Kymmenen päivän kuluttua ylimääräiset vehnätaimet poistettiin siten, että kuhunkin kukkapurkkiin jäi kasvamaan yksi vehnä.

## 2.2 Kokeen kulku ja purku

Vehniä kasvatettiin kasvihuoneessa neljä kuukautta (keinovalot päällä 16 h vuorokaudessa). Vehniä kasteltiin päivittäin siten, että mikrokosmoksien paino pysyi vakiona. Kasvatuksen loppuvaiheessa mikrokosmoksista arvioitiin veden imeytyvyys kastelun yhteydessä kolmeen eri luokkaan (1 = imeytyvyys heikkoa, 2 = imeytyvyys hyvä, 3 = vesi menee suoraan maanpinnan läpi). Kun vehniä istutuksesta oli kulunut 120 vuorokautta, mikrokosmoksiin lisättiin ruiskulla pintamaahan torjunta-ainetta. Torjunta-aineena käytettiin metributsiinia (Senkor®, tehoainepitoisuus 70%), joka on pääasiassa perunanviljelyksessä käytetty triatsiineihin kuuluva rikkakasvintorjunta-aine (Ruuttunen & Laitinen 2008). Metributsiinia laitettiin 1,26 mg mikrokosmosta kohden liuotettuna 50 millilitraan vettä (vastaa 500 g puhdasta metributsiinia ha<sup>-1</sup>). Kymmeneen ylimääräiseen mikrokosmukseen, joita käytettiin torjunta-aineen vaikutusten tarkasteluun, ei lisätty metributsiinia, vaan niihin ruiskutettiin 50 ml vettä. Tuleentuneet vehnät leikattiin juurenniskasta metributsiinin lisäyksen yhteydessä. Vehniä tähkät sekä varsi ja lehdet kuivatettiin ja punnittiin erikseen. Lisäksi tähkien jyvät laskettiin ja punnittiin, ja määritettiin jyvien ja lehtien typpipitoisuus (Leco CNS-2000 analysaattori).

Kahden viikon kuluttua metributsiinin lisäyksestä mikrokosmokset kasteltiin 550 ml:lla vettä ja kunkin mikrokosmoksen läpi valunut vesi kerättiin talteen kahteen näytepulloon ravinne- ja torjunta-aineanalyysijä varten. Valuedestä analysoitiin kokonaishiilen (TOC) ja liuenneen hiilen (DOC) määrä (SFS-EN 1484:1997), kokonaistyyppi (SFS-EN ISO 11905-1:1998),  $\text{NO}_2^-$  ja  $\text{NO}_3^-$ -N (SFS-EN ISO 13395:1996),  $\text{NH}_4^+$ -N (SFS3032:1976) sekä metributsiini (GC/MS, SIM-menetelmä).

Änkyrimadot ja sukkulamadot eroteltiin maasta märkäsuppilomenetelmällä, jossa maanäytettä valaistaan ja lämmitetään hehkulampuilla ylhäältä päin, ja pakenevat madot kerätään vettä täynnä olevan suppilon avulla koeputkeen. Samassa yhteydessä mikrokosmosten maiden kosteuspitoisuudet määritettiin kuivattamalla n. 40 grammaa mikrokosmoksen maata uunissa  $105^\circ\text{C}$ :ssa 24 tuntia. Änkyrimadot eroteltiin noin 80 grammasta maata ja sukkulamadot 20 grammasta maata. Änkyrimatoerottelussa maata lämmitettiin hehkulampuilla yhteensä neljä tuntia tehoa lisäten 1,5 tunnin ja 2,5 tunnin kohdalla (O'Connor 1962). Sukkulamatoerottelussa maanäytteen annettiin olla 16 h suppilossa ilman lämmitystä, jonka jälkeen näytteitä lämmitettiin hehkulampuilla 2 h täydellä teholla (Sohlenius 1979). Näytteistä laskettiin änkyrimatojen ja sukkulamatojen yksilömäärät, mitattiin änkyrimatojen pituus sekä laskettiin sukkulamatojen ravinnonkäyttöryhmien (bakteerinsyöjät, sienensyöjät, kasvinsyöjät sekä pedot ja omnivorit) osuudet näytteissä. Änkyrimatojen yksilömäärä muutettiin biomassaksi ( $\mu\text{g}$ , kuivapaino) kaavalla  $6,22 \cdot \text{pituus}^{1,55} \cdot 0,149$  (Lundkvist 1982, Maculec 1983). Lierot laskettiin mikrokosmoksista käsin seulomalla ja punnittiin ilman suolen tyhjennystä. Lierojen biomassasta vähennettiin lierojen lisäyksen yhteydessä mitattu biomassa, jolloin saatiin selville lierojen kokeen aikainen biomassan muutos.

Maaperäfaunan lisäksi mikrokosmosten maista analysoitiin pH (VWR Collection pHenomenal™ pH 1000 H, ISO 10390:1994), orgaanisen aineen pitoisuus sekä biologinen aktiivisuus. Orgaanisen aineen pitoisuus määritettiin polttamalla maanäytteitä viiden tunnin ajan  $550^\circ\text{C}$ :ssa. Maan biologista aktiivisuutta arvioitiin mittaamalla koemaan hiilidioksidin tuotantoa. Maata laitettiin ilmatiiviisiin lasipurkkeihin 100 grammaa (kuivapaino), ja maan kosteus tasattiin 30 %:iin. Purkit suljettiin kansilla, joissa oli pumpulitupolla suljettu reikä. Purkit säilytettiin laboratoriossa, noin  $20^\circ\text{C}$ :ssa ja  $\text{CO}_2$ -mittaukset aloitettiin kymmenen päivää sen jälkeen, kun maat oli siirretty purkkeihin. Mittauksia tehtiin 3–4 päivän välein, yhteensä kuusi kertaa. Mittauksessa pumpulitupot poistettiin noin puoli tuntia ennen ensimmäisen näytteen ottoa.  $\text{CO}_2$ -näytteet otettiin purkeista 1 ml:n kertakäyttöruiskuilla. Ensimmäisen näytteen ottamisen jälkeen purkit suljettiin välittömästi ilmatiiviiksi ja toinen ilmanäyte otettiin tunnin kuluttua.  $\text{CO}_2$ -tuotanto laskettiin toisen ja ensimmäisen mittauksen välisestä erosta. Näytteet mitattiin UniQuant hiilianalysointorilla ja saatujen tulosten avulla laskettiin  $\text{CO}_2$ :n kumulatiivinen tuotanto ensimmäisen ja viimeisen mittauskerran välillä.

### 2.3 Aineiston tilastollinen analysointi

Maaperän laadun (laidunmaa/tehomaatalousmaa) ja maaperäfaunan toiminnallisen monimuotoisuuden (mikro/meso/makro/kaikki) vaikutusta typen, hiilen ja metributsiinin valuntaan sekä vehnän, maaperän ja maaperäfaunan ominaisuuksiin analysoitiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä. Yksi mikrokosmos (meso-laidunmaa) jätettiin ravinne-, maaperä- ja maaperäfauna-analyysistä pois, sillä siihen ei epähuomiossa ollut lisätty metributsiinia. Metributsiinin lisäyksen vaikutuksia tarkasteltaessa toisena faktorina oli maaperäfaunan sijaan metributsiini. Metributsiinittomia mikrokosmoksia vertailtiin vain kaikki-käsittelyihin, joihin metributsiinia oli lisätty. Aineistolle tehtiin logaritmuunnos (luonnollinen logaritmi), mikäli testin oletukset eivät muutoin täyttyneet. Parittaiset vertailut tehtiin varianssianalyysin jälkeen Tukeyn HSD-testillä. Jos

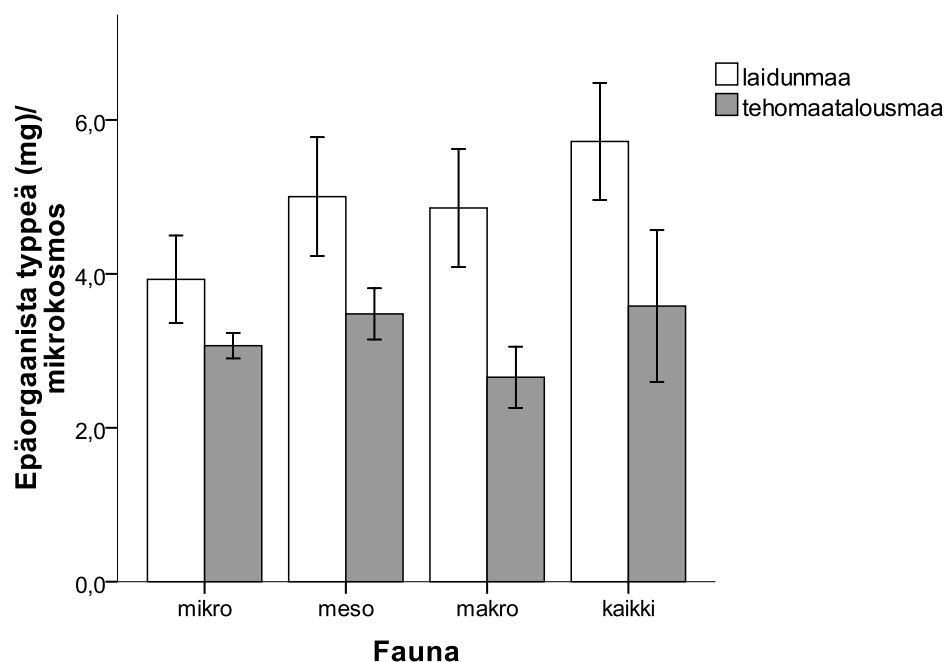


faktorien välillä löytyi tilastollisesti merkitsevä yhdysvaikutus, analysoitiin faktorien yksinkertaiset vaikutukset. Jos aineisto ei täyttänyt parametrisen varianssianalyysin oletuksia muunnosten jälkeen, käytettiin vastaavia parametrittomia menetelmiä eli Kruskal-Wallis ja Mann-Whitneyn testejä. Vehnän kokonaispainon vaikutusta vehnän tyyppipitoisuuksiin, maaperäeläinten keskinäisiä vuorovaikutuksia ja vaikutuksia vehnään sekä maiden orgaanisen aineen ja biologisen aktiivisuuden vaikutusta metributsiinin valuntaan tutkittiin Pearsonin korrelaatiokertoimien avulla. Tilastolliset testit tehtiin SPSS Statistics 17.0 -ohjelmalla.

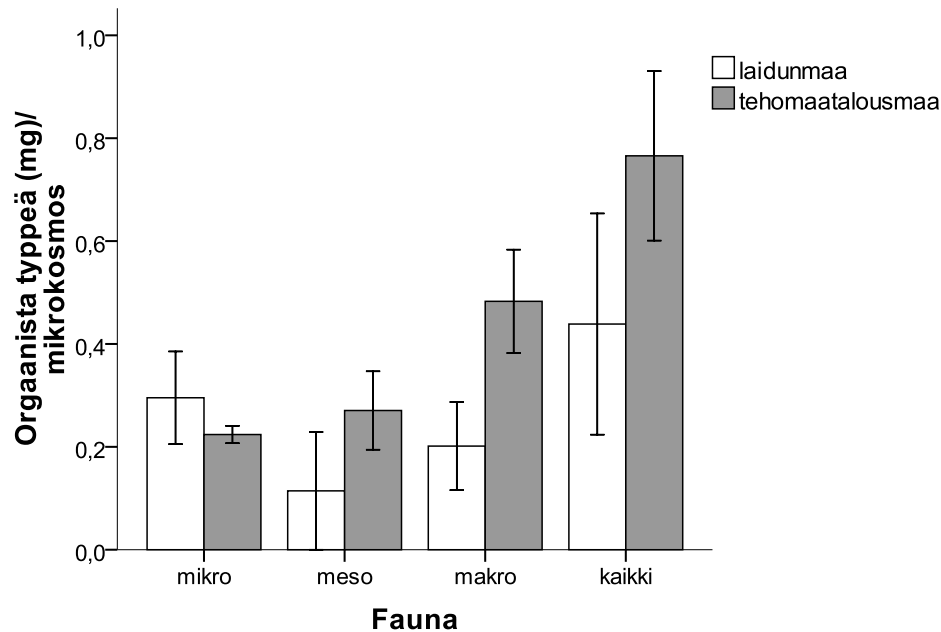
### 3. TULOKSET

#### 3.1 Typen, hiilen ja metributsiinin valunta

Mikrokosmosten maista valunut typpi koostui suurimmaksi osaksi epäorgaanisesta tyypestä (liite 1). Nitraattityppeä valui tuhatkertaisesti verrattuna ammonium- ja nitriittityppeen. Valuvesien kokonaistypen määrä erosi maaperäkäsittelyjen välillä, mutta ei eri maaperäfaunakäsittelyjen välillä (taulukko 1). Valuneen kokonaistypen määrä oli keskimäärin 29 % suurempi laidunmaa- kuin tehomaa-aluekäsittelyssä (liite 1). Epäorgaanista tyyppä valui enemmän laidun- kuin tehomaa-aluekäsittelyssä, orgaanista tyyppä sen sijaan suuntaa-antavasti enemmän tehomaa-aluekäsittelyssä (taulukko 1, kuvat 2 ja 3). Maaperäfaunan toiminnallisella monimuotoisuudella ei ollut vaikutusta epäorgaanisen typen valuntaan, mutta sillä oli suuntaa-antava vaikutus orgaanisen typen valuntaan. Kaikki-käsittelyssä orgaanista tyyppä valui eniten (kuva 3).



Kuva 2. Maaperän vaikutus epäorgaanisen typen valuntaan mikrokosmoksista ( $\bar{x} \pm SE$ ) eri maaperäfaunakäsittelyissä.



Kuva 3. Maaperän vaikutus orgaanisen typen valuntaan mikrokosmoksista ( $\bar{x} \pm SE$ ) eri maaperäfaunakäsittelyissä.

Taulukko 1. Typen, hiilen ja metributsiinin valunnan varianssianalyysien ja Kruskal-Wallis testien tulokset. Käsittelyinä maaperä ja maaperäfauna.

2-ANOVA	Maaperä				Maaperäfauna				Maaperä * Maaperäfauna			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
Kokonaistyyppi	10,3	1	31	0,003	1,97	3	31	0,14	0,24	3	31	0,87
Epäorg. tyyppi	13,6	1	31	<0,001	1,30	3	31	0,29	0,49	3	31	0,70
Metributsiini	29,8	1	31	<0,001	3,93	3	31	0,017	2,04	3	31	0,13
Kruskal-Wallis	$\chi^2$	df	P		$\chi^2$	df	P					
Org. tyyppi	3,06	1	0,080		6,37	3	0,095					
DOC	4,44	1	0,035		8,31	3	0,040					
TOC	4,32	1	0,038		9,01	3	0,029					

Suurin osa mikrokosmoksista valuneesta orgaanisesta hiilestä oli liuennta orgaanista hiiltä (DOC, liite 1). Sekä liuennta orgaanista hiiltä että orgaanista hiiltä kokonaisuudessaan (TOC) valui enemmän laidun- kuin tehomaa- maasta (liite 1, taulukko 1). Myös maaperäfaunan toiminnallinen monimuotoisuus vaikutti DOC:n ja TOC:n valuntaan. Sekä DOC:tä että TOC:tä valui kaikki-käsittelystä enemmän kuin mikro-käsittelystä (taulukko 2).

Metributsiinin valuntaan vaikuttivat sekä maaperä että maaperäfauna (taulukko 1). Laidunmaasta valui metributsiinia keskimäärin 41 % vähemmän kuin tehomaa- maasta, ja kaikki-käsittelystä valui enemmän metributsiinia kuin meso- (Tukey HSD:  $P=0,041$ ) ja makro-käsittelystä (Tukey HSD:  $P=0,044$ ) (liite 1).

Taulukko 2. DOC:n ja TOC:n parittaiset vertailut maaperäfaunakäsittelyjen välillä. Bonferroni-korjattu riskitaso on 0,0083.

DOC		Mann-Whitney U	Z	P
mikro	meso	36,0	-0,74	0,46
	makro	40,0	-0,76	0,45
	kaikki	16,0	-2,57	0,010
meso	makro	35,0	-0,82	0,41
	kaikki	17,0	-2,29	0,022
makro	kaikki	28,0	-1,67	0,096
TOC				
mikro	meso	36,0	-0,74	0,46
	makro	34,0	-1,21	0,23
	kaikki	15,0	-2,65	0,0082
meso	makro	35,0	-1,06	0,29
	kaikki	17,0	-2,29	0,022
makro	kaikki	30,0	-1,51	0,13

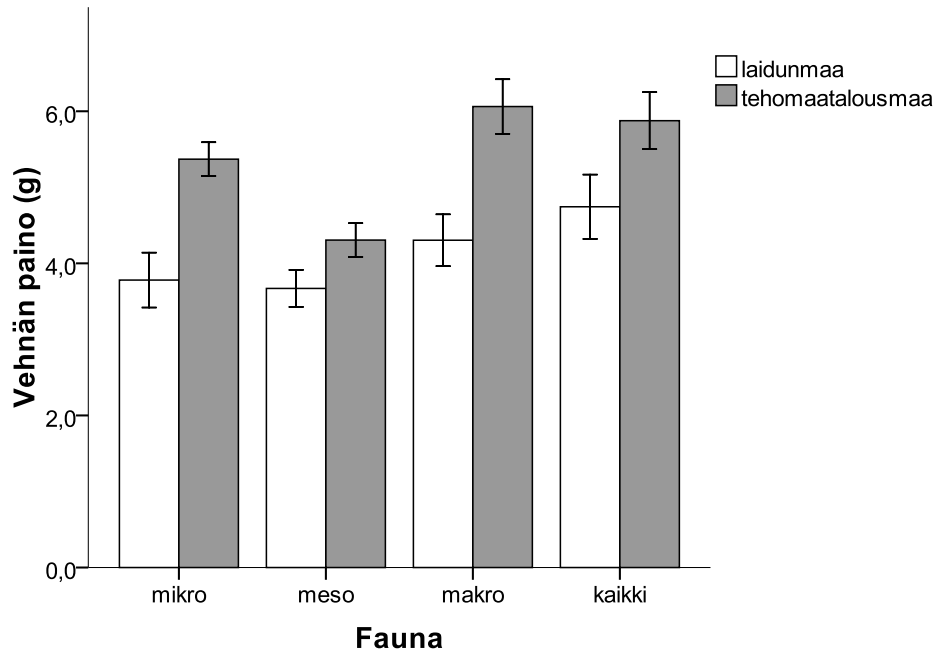
### 3.2 Vehnät

Jokainen vehnä tuotti yhden tai kaksi tähkää. Tähkien lukumäärä oli suurempi tehmaatalousmaalla kasvavilla vehnillä kuin laidunmaan vehnillä (Mann-Whitney U=140,0; Z=-2,04; P=0,041). Sen sijaan maaperäfaunalla ei ollut vaikutusta tähkien lukumäärään (Kruskal-Wallis:  $\chi^2=2,79$ ; df=3; P=0,43) (liite 2).

Vehnän maanpäällisten osien kuivapaino (kuva 4), jyvien kokonaispaino ja jyvien lukumäärä olivat suurempia tehmaatalous- kuin laidunmaalla, ja ne erosivat eri maaperäfauna-käsittelyjen välillä (liite 2, taulukko 3). Vehnän maanpäällisten osien paino ja vehnän jyvien paino ja lukumäärä olivat suurempia makro- ja kaikki-käsittelyssä kuin meso-käsittelyssä (taulukko 4).

Vehnän lehtien typpipitoisuus ( $\text{mg g}^{-1}$ ) ei eronnut eri käsittelyjen välillä, mutta vehnän jyvien typpipitoisuus ( $\text{mg g}^{-1}$ ) oli suurempi laidunmaalla kuin tehmaatalousmaalla (liite 2, taulukko 3). Typen kokonaismäärä (mg) jyvissä oli kuitenkin suurempi tehmaatalous- kuin laidunmaa-käsittelyn vehnissä. Lisäksi typen kokonaismäärä erosi eri maaperäfaunakäsittelyjen välillä siten, että makro- ja kaikki-käsittelyn jyvissä oli suurempi typen määrä kuin mikro- ja meso-käsittelyn jyvissä (liite 2, taulukot 3 ja 4).

Vehnän kokonaispaino korreloi vahvasti negatiivisesti vehnän jyvien typpipitoisuuden kanssa ( $r=-0,79$ ; N=39;  $P<0,001$ ) ja toisaalta vahvasti positiivisesti jyvien typen kokonaismäärän kanssa ( $r=0,80$ ; N=39;  $P<0,001$ ). Vehnän lehtien typpipitoisuus ei korreloinut vehnän kokonaispainon kanssa ( $r=-0,17$ ; N=40;  $P=0,30$ ).



Kuva 4. Maaperän vaikutus vehnän maanpäällisten osien kuivapainoon ( $\bar{x} \pm SE$ ) eri maaperäfaunakäsittelyissä.

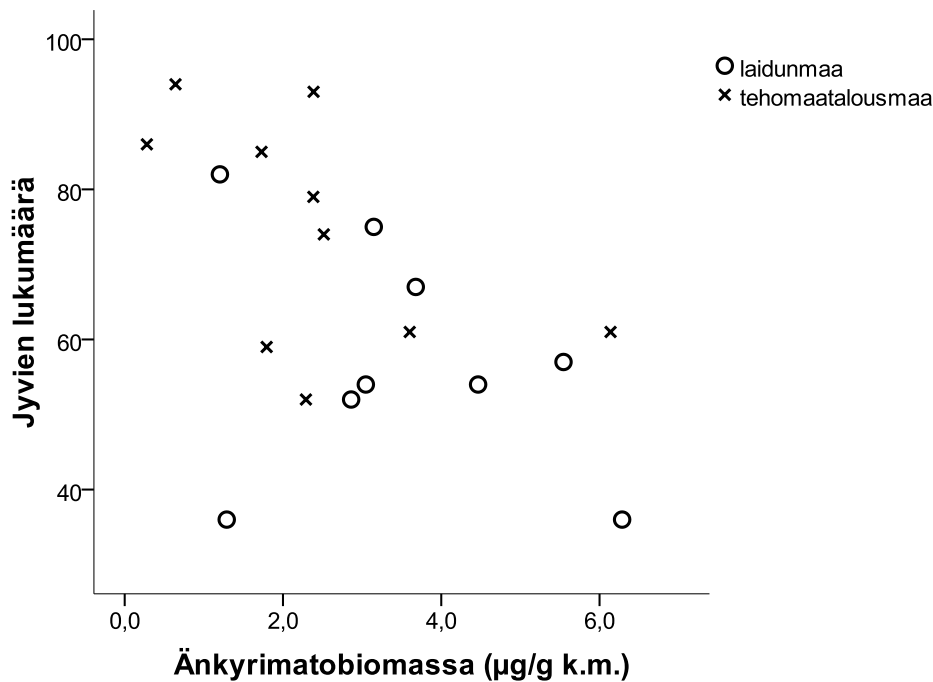
Taulukko 3. Vehnän maanpäällisten osien kuivapainon, jyvien kuivapainon, jyvien lukumäärän ja jyvien tyyppien kokonaismäärän varianssianalyysien sekä vehnän lehtien ja jyvien tyyppipitoisuuksien Kruskal-Wallis-testien tulokset. Käsittelyinä maaperä ja maaperäfauna.

2-ANOVA	Maaperä				Maaperäfauna				Maaperä * Maaperäfauna			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
Vehnän paino (g)	30,7	1	32	<0,001	6,96	3	32	<0,001	1,19	3	32	0,33
Jyvien kokonaispaino (g)	20,1	1	32	<0,001	5,00	3	32	0,006	1,05	3	32	0,38
Jyvien lukumäärä	64,9	1	32	<0,001	12,6	3	32	<0,001	1,42	3	32	0,25
Tyyppiä jyvissä (mg)	24,8	1	31	<0,001	18,9	3	31	<0,001	0,31	3	31	0,82
Kruskal-Wallis	$\chi^2$	df		P	$\chi^2$	df		P				
Lehtien tyyppipitoisuus (mg g <sup>-1</sup> )	2,72	1		0,099	4,06	3		0,26				
Jyvien tyyppipitoisuus (mg g <sup>-1</sup> )	5,44	1		0,020	2,45	3		0,49				

Taulukko 4. Vehnän maanpäällisten osien kuivapainon, jyvien kuivapainon, jyvien lukumäärän ja jyvien typen kokonaismäärän parittaiset vertailut maaperäfaunakäsittelyjen välillä (Tukey HSD).

	Käsittely a	Käsittely b	Keskiarvoero (a-b)	SE	P
Vehnän paino (g)	mikro	meso	0,59	0,33	0,29
	mikro	makro	-0,61	0,33	0,26
	mikro	kaikki	-0,74	0,33	0,13
	meso	makro	-1,2	0,33	0,005
	meso	kaikki	-1,32	0,33	0,002
	makro	kaikki	-0,13	0,33	0,98
Jyvien kokonaispaino (g)	mikro	meso	0,36	0,21	0,35
	mikro	makro	-0,23	0,21	0,71
	mikro	kaikki	-0,43	0,21	0,21
	meso	makro	-0,59	0,21	0,045
	meso	kaikki	-0,79	0,21	0,004
	makro	kaikki	-0,20	0,21	0,79
Jyvien lukumäärä	mikro	meso	11,8	4,49	0,060
	mikro	makro	-11,6	4,49	0,066
	mikro	kaikki	-11,9	4,49	0,057
	meso	makro	-23,4	4,49	<0,001
	meso	kaikki	-23,7	4,49	<0,001
	makro	kaikki	-0,30	4,49	1,0
Typen määrä jyvissä (mg)	mikro	meso	2,81	2,18	0,58
	mikro	makro	-8,10	2,13	0,003
	mikro	kaikki	-11,7	2,13	<0,001
	meso	makro	-10,9	2,18	<0,001
	meso	kaikki	-14,6	2,18	<0,001
	makro	kaikki	-3,63	2,13	0,34

Änkyrimatojen ja lierojen vaikutusta vehniin tutkittiin tarkemmin korrelaatioanalyysien. Änkyrimatojen biomassassa korreloi negatiivisesti vehnän painon ( $r=-0,450$ ;  $N=19$ ;  $P=0,053$ ) ja jyvien kokonaispainon kanssa ( $r=-0,450$ ;  $N=19$ ;  $P=0,053$ ) sekä jyvien lukumäärän kanssa ( $r=-0,527$ ;  $N=19$ ;  $P=0,021$ ) (kuva 5). Lierojen biomassankasvu ei sen sijaan korreloinut vehnän painon ( $r=-0,038$ ;  $N=20$ ;  $P=0,872$ ), jyvien kokonaispainon ( $r=-0,019$ ;  $N=20$ ;  $P=0,937$ ) eikä jyvien lukumäärän kanssa ( $r=-0,112$ ;  $N=20$ ;  $P=0,638$ ).



Kuva 5. Sirontakuvio vehnien jyvälukumäärän ja änkyrimatobiomassan välisestä yhteydestä.

### 3.3 Sukkulamadot, änkyrimadot ja lierot

Maaperän laatu tai maaperäfaunakäsittelyt eivät vaikuttaneet änkyrimatojen biomassaan tai lierojen biomassan kasvuun (liite 3, taulukko 5). Eri maaperäfaunakäsittelyillä ei myöskään ollut vaikutusta sukkulamatojen yksilömäärään. Sen sijaan laidunmaalla oli enemmän sukkulamatoja kuin tehomaatalousmaalla (liite 3, taulukko 5). Sukkulamadoista omnivorien ja petojen osuus oli suurempi laidun- kuin tehomaatalousmaalla (Kruskal-Wallis:  $\chi^2=5,7$ ;  $df=1$ ;  $P=0,017$ ) sienensyöjien osuus oli hieman suurempi tehomaatalousmaalla (Kruskal-Wallis:  $\chi^2=4,4$ ;  $df=1$ ;  $P=0,035$ ) (liite 3).

Taulukko 5. Sukkulamatojen yksilömäärän, änkyrimatojen biomassan ja lierojen biomassanmuutoksen varianssianalyysien tulokset. Käsittelyinä maaperä ja maaperäfauna.

	Maaperä				Maaperäfauna				Maaperä * Maaperäfauna			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
Sukkulamadot (yksilömäärä $g^{-1}$ k.m.)	11,4	1	31	0,002	1,07	3	31	0,38	0,92	3	31	0,44
Änkyrimadot ( $\mu g g^{-1}$ d.m.)	2,18	1	15	0,16	0,98	1	15	0,34	1,71	1	15	0,21
Lierot (g muutos)	0,074	1	16	0,79	0,32	1	16	0,58	0,78	1	16	0,39

Sukkulamatojen yksilömäärän ja änkyrimatojen biomassan välillä havaittiin positiivinen korrelaatio ( $r=0,47$ ;  $N=19$ ;  $P=0,044$ ), mikä kuitenkin hävisi, kun orgaanisen aineen pitoisuuden vaikutus korrelaatiosta poistettiin (osittaiskorrelaatio:  $r=0,11$ ;  $df=8$ ;  $P=0,77$ ). Sekä änkyrimatojen biomassassa ( $r=0,56$ ;  $N=11$ ;  $P=0,075$ ) että sukkulamatojen yksilömäärä ( $r=0,38$ ;  $N=23$ ;  $P=0,074$ ) korreloivat orgaanisen aineen pitoisuuden kanssa. Lierojen biomassankasvulla ja änkyrimatojen biomassalla ei havaittu yhteyttä ( $r=-0,11$ ;  $N=10$ ;  $P=0,76$ ), mutta sukkulamatojen yksilömäärä ja lierojen biomassankasvu korreloivat negatiivisesti ( $r=-0,48$ ;  $N=20$ ;  $P=0,034$ ).

### 3.4 Maan orgaanisen aineen pitoisuus, biologinen aktiivisuus ja pH sekä veden imeytyvyys

Orgaanisen aineen pitoisuuden varianssianalyysissä havaittiin yhdysvaikutus maaperän ja maaperäfaunan välillä (taulukko 7a). Meso-, makro- ja kaikki-käsittelyssä laidunmaassa oli korkeampi orgaanisen aineen pitoisuus kuin tehomaatalousmaassa (taulukot 6 ja 7b).

Myös maan biologista aktiivisuutta kuvaavan CO<sub>2</sub>-tuoton varianssianalyysissä havaittiin yhdysvaikutus maaperän ja maaperäfaunan välillä (taulukko 8a). Yksinkertaisten vaikutusten analyysissä mikro- ja kaikki-käsittelyssä laidunmaalla oli suurempi CO<sub>2</sub>-tuotto kuin tehomaatalousmaalla (taulukot 6 ja 8b). Maan happamuus ei eronnut maaperän laadun (F<sub>1,16</sub>=1,84; P=0,19) tai maaperäfaunakäsittelyjen (F<sub>3,16</sub>=0,24; P=0,87) välillä (taulukko 6).

Taulukko 6. Maan orgaanisen aineen pitoisuus, hiilidioksidin kumulatiivinen tuotto ja pH eri maaperä- ja maaperäfaunakäsittelyissä.

	Orgaanisen aineen pitoisuus (%)		CO <sub>2</sub> (µg/g/17d)		pH	
	N	$\bar{x}$ (±SE)	N	$\bar{x}$ (±SE)	N	$\bar{x}$ (min–max)
Laidunmaa						
mikro	3	7,55 (±0,24)	5	189 (±21)	3	8,3 (8,2–8,3)
meso	2	8,10 (±0,20)	4	157 (±20)	3	8,3 (8,2–8,3)
makro	3	8,14 (±0,09)	5	146 (±10)	3	8,2 (8,1–8,3)
kaikki	3	8,13 (±0,03)	5	185 (±10)	3	8,2 (8,1–8,3)
Tehomaatalousmaa						
mikro	3	7,31 (±0,12)	5	113 (±8,7)	3	8,2 (8,1–8,4)
meso	3	6,89 (±0,04)	5	149 (±2,6)	3	8,3 (8,2–8,3)
makro	3	7,00 (±0,09)	5	144 (±11)	3	8,3 (8,2–8,4)
kaikki	3	6,67 (±0,04)	5	130 (±5,3)	3	8,4 (8,3–8,4)

Taulukko 7. Maan orgaanisen aineen pitoisuuden varianssianalyysi (a) sekä yksinkertaisten vaikutusten analyysi (b).

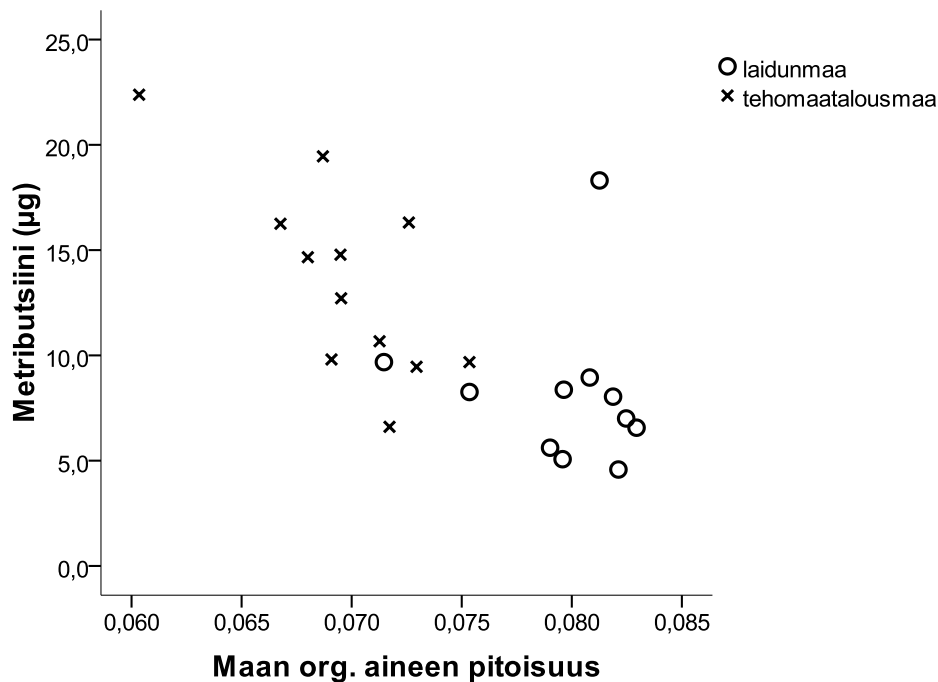
a	Maaperä				Maaperäfauna				Maaperä * Maaperäfauna			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
Org. aineen pitoisuus	61,8	1	15	<0,001	0,35	3	15	0,79	4,5	3	15	0,019
b												
Faktori	Yksinkertaiset vaikutukset			F	df1	df2	P					
Maaperäfauna	laidunmaa			2,59	3	15	0,091					
	tehomaatalousmaa			2,26	3	15	0,12					
Maaperä	mikro			0,93	1	15	0,35					
	meso			18,7	1	15	<0,001					
	makro			20,8	1	15	<0,001					
	kaikki			34,2	1	15	<0,001					

Taulukko 8. Maan kumulatiivisen hiilidioksidituoton varianssianalyysi (a) sekä yksinkertaisten vaikutusten analyysi (b).

a	Maaperä				Maaperäfauna				Maaperä * Maaperäfauna			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
CO <sub>2</sub> (µg/g/17d)	14,7	1	31	<0,001	0,34	3	31	0,80	4,29	3	31	0,012

b	Faktori	Yksinkertaiset vaikutukset	F	df1	df2	P
Maaperäfauna						
	tehomaatalousmaa	2,51	3	31	0,077	
Maaperä	mikro	18,4	1	31	<0,001	
	meso	0,04	1	31	0,84	
	makro	0,018	1	31	0,89	
	kaikki	9,81	1	31	0,004	

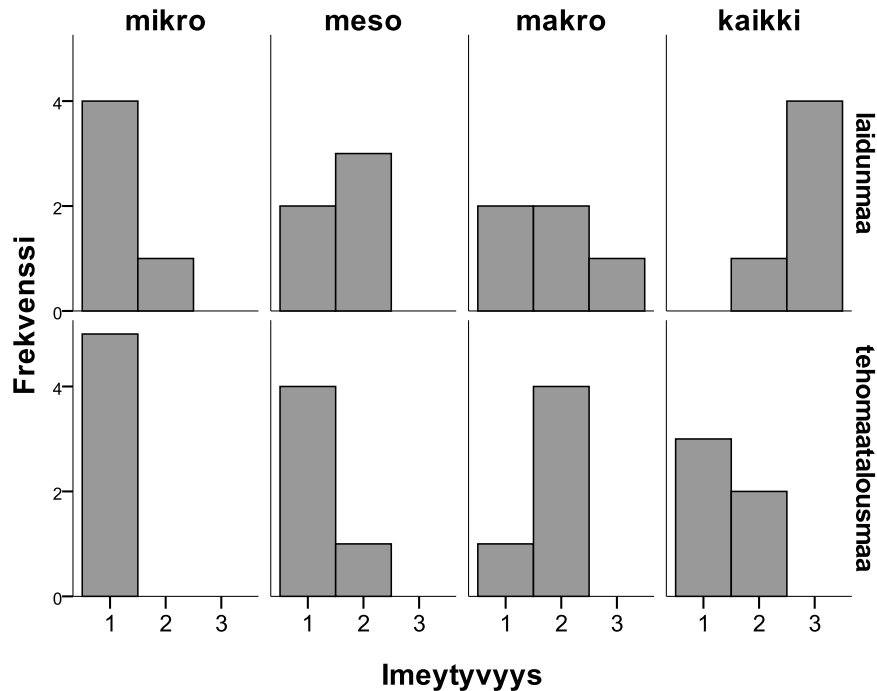


Kuva 6. Sironnakuvio maan orgaanisen aineen pitoisuuden yhteydestä metributsiinin valuntaan.

Maan orgaanisen aineen pitoisuuden ja metributsiinin valunnan välillä havaittiin negatiivinen korrelaatio ( $r=-0,68$ ;  $N=23$ ;  $P<0,001$ ) (kuva 6). Myös maan biologinen aktiivisuus (CO<sub>2</sub>-tuotto) korreloi negatiivisesti metributsiinin valunnan kanssa ( $r=-0,32$ ;  $N=39$ ;  $p=0,044$ ). Maan orgaanisen aineen pitoisuus korreloi biologisen aktiivisuuden kanssa ( $r=0,49$ ;  $N=23$ ;  $P=0,017$ ), joten muuttujien vaikutuksia testattiin osittaiskorrelaatiotesteillä. Osittaiskorrelaatiotestissä biologisen aktiivisuuden vaikutus metributsiinin valuntaan poistui, kun orgaanisen aineen pitoisuuden vaikutus korrelaatioon poistettiin ( $r=0,094$ ;  $df=20$ ;  $P=0,68$ ). Sen sijaan metributsiinin ja maan orgaanisen aineen pitoisuuden välinen korrelaatio säilyi, vaikka biologisen aktiivisuuden vaikutus poistettiin ( $r=-0,65$ ;  $df=20$ ;  $P=0,001$ ).



Sekä maanlaatu (Mann-Whitney  $U=132,5$ ;  $Z=-2,03$ ;  $P<0,043$ ) että maaperäfauna (Kruskal-Wallis:  $\chi^2=11,1$ ;  $df=3$ ;  $P=0,011$ ) vaikuttivat veden imeytyvyyteen mikrokosmoksissa (kuva 7). Laidunmaa imi vettä paremmin kuin tehomaa- ja makro- ja kaikki-käsittelyn maat imivät vettä kuin mikro-käsittelyn maa (taulukko 9).



Kuva 7. Mikrokosmosten kastelun yhteydessä arvioitu veden imeytyvyys eri maaperä- ja maaperäfaunakäsittelyissä. 1 = imeytyvyys heikkoa, 2 = imeytyvyys hyvä, 3 = vesi menee suoraan maanpinnan läpi.

Taulukko 9. Veden imeytyvyyden parittaiset vertailut eri maaperäfaunakäsittelyjen välillä. Bonferroni-korjattu riskitaso on 0,0083.

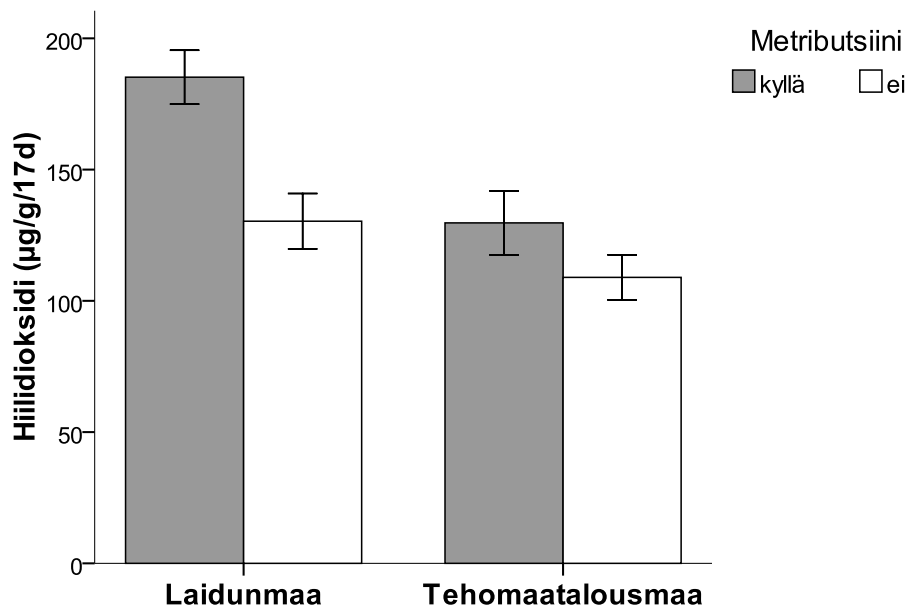
		Mann-Whitney U	Z	P
mikro	meso	35,0	-1,51	0,13
	makro	19,5	-2,68	0,0075
	kaikki	18,0	-2,76	0,0058
meso	makro	33,0	-1,45	0,15
	kaikki	27,0	-1,88	0,061
makro	kaikki	39,50	-0,85	0,39

### 3.5 Metributsiinin vaikutus

Metributsiini lisäsi kokonaistypen, epäorgaanisen typen, DOC:n ja TOC:n valuntaa mikrokosmoksista, mutta orgaanisen typen valuntaan metributsiinilla ei ollut vaikutusta (liite 4, taulukko 10). Hiilidioksidin kumulatiivinen tuotto oli suurempaa mikrokosmoksissa, joihin oli lisätty metributsiinia kuin mikrokosmoksissa, joihin sitä ei ollut lisätty (liite 4, taulukko 10, kuva 8). Sukkulamatojen yksilömäärään, änkyrimatojen biomassaan tai lierojen biomassan kasvuun (liite 4) ei metributsiinin lisäyksellä ollut vaikutusta (taulukko 11).

Taulukko 10. Typen, hiilen ja valunnan sekä hiilidioksidin kumulatiivisen tuoton varianssianalyysien ja Kruskal-Wallis testien tulokset. Käsittelyinä metributsiini ja maaperä.

	Metributsiini				Maaperä				Metributsiini * Maaperä			
	F	df	df	P	F	df	df2	P	F	df	df2	P
2-ANOVA												
Kokonaistyyppi	10,1	1	16	0,006	3,61	1	16	0,076	0,19	1	16	0,67
Epäorg. tyyppi	10,9	1	16	0,004	5,93	1	16	0,027	0,36	1	16	0,56
DOC	10,1	1	16	0,006	0,77	1	16	0,39	2,57	1	16	0,13
TOC	9,65	1	16	0,007	0,47	1	16	0,50	2,30	1	16	0,15
CO <sub>2</sub> (µg/g/17d)	13,0	1	16	0,002	13,5	1	16	0,002	2,65	1	16	0,12
Kruskal-Wallis	$\chi^2$	df		P	$\chi^2$	df		P				
Org. tyyppi	0,28	1		0,60	3,87	1		0,049				



Kuva 8. Metributsiinin vaikutus mikrokosmosten kumulatiiviseen hiilidioksidin tuottoon ( $\bar{x} \pm SE$ ) laidun- ja tehmaatalousmaalla.

Taulukko 11. Metributsiinin vaikutus maaperäfaunaan eri maaperätyypeissä. Sukkulamatojen yksilömäärän, änkyrimatojen biomassan ja lierojen biomassanmuutoksen varianssianalyysien tulokset.

	Maaperä				Metributsiini				Maaperä * metributsiini			
	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P	F	df1	df2	P
Sukkulamadot (1/g d.m.)	0,48	1	16	0,50	2,30	1	16	0,15	0,70	1	16	0,42
Änkyrimadot (µg/g d.m.)	0,95	1	16	0,35	0,66	1	16	0,43	0,34	1	16	0,57
Lierot (g muutos)	0,10	1	16	0,76	0,020	1	16	0,89	1,20	1	16	0,29

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1 Maankäyttö

Laidunmaasta ravinteita valui enemmän kuin tehomaatalousmaasta, mikä oli alkuperäisen hypoteesin vastainen tulos. Kokonaistyyppiä valui keskimäärin 29 prosenttia enemmän laidun- kuin tehomaatalousmaasta – ero oli siis varsin merkittävä. Suurin osa (91 %) kokonaistyypeistä oli epäorgaanista tyyppiä, jota valui myös enemmän laidun- kuin tehomaatalousmaasta. Valuneesta kokonaistyypeistä 9 % oli orgaanista tyyppiä, jota taas valui enemmän tehomaatalousmaasta. Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu, että muokatut ja lannoitetut maatalousmaat suosivat nopeasti leviävää ja lisääntyvää generalistista hajottajaeliöstöä, ja orgaanisen aineen hajotus tapahtuu pääasiassa bakteerien ja niitä syövän faunan toimesta (Beare ym. 1992, Bardgett & Cook 1998, Frey ym. 1999, Neher 1999). Sen sijaan muokkaamattomilla ja lannoittamattomilla maatalousmailla hajotustoiminta on sienipohjaista, ja sienensyöjäfauna dominoi. Sienipohjaisen ravinnekierroksen on havaittu olevan ravinteita paremmin pidättävää kuin opportunistisen bakteerivaltaisen ravinnekierroksen (Beare ym. 1992, Bardgett & McAlister 1998, Williamson ym. 2005).

Tämän tutkimuksen ravinnevalunta-analyysien perusteella näyttäisi kuitenkin siltä, että nimenomaan intensiivisessä maatalouskäytössä olleella maalla ravinteiden pidättyminen oli parempaa, sillä typpiravinteita valui tästä maasta vähemmän ja orgaanista tyyppiä enemmän kuin laidunmaasta. Toisaalta havaittiin, että tehomaatalousmaalla vehnät sekä kasvoivat suuremmiksi että niiden jyvissä oli enemmän tyyppiä kuin laidunmaan vehnillä. Tämä viittaisi siihen, että vehnän kasvuvaiheessa tehomaatalousmaan vehnillä on ollut typpiravinteita enemmän käytettävissään kuin laidunmaan vehnillä. Koska mikrokosmosten läpi valutettiin vettä ainoastaan kokeen lopussa, ei ole tietoa siitä, miten maiden ravinnepitoisuudet ovat vaihdelleet kokeen aikana. Onkin mahdollista, että tehomaatalousmaan käyttöhistorian (runsas keinolannoitus) seurauksena tässä maassa on ollut liukoisia ravinteita alunperin enemmän kuin laidunmaalla. Siten vehnät olisivat kyenneet kokeen alussa kasvamaan suuremmiksi ja käyttämään runsaammin ravinteita hyväkseen. Maat joutuivat kovan muokkauksen alaiseksi koetta perustettaessa, mikä saattoi lisätä mikrobitoiminnalle vapaan tyypin määrää (Kristensen ym. 2000). Kokeen edetessä laidunmaan suuremman kokonaistyyppipitoisuuden sekä suuremman biologisen aktiivisuuden seurauksena ravinteita on voinut mineralisoitua enemmän laidunmaassa kokeen loppua kohden, mikä lopulta näkyi valutettujen vesien ravinnepitoisuuksissa.

Toisen tutkimuksen yhteydessä samoilla mailla tehdyn PLFA-analyysin perusteella sekä laidun- että tehomaatalousmaa ovat hyvin bakteerivaltaisia; sieni/bakteeri-suhteen ollessa hieman korkeampi laidunmaalla (sieni/bakteerisuhteet 0,07 ja 0,04; de Vries ym. julkaisematon). Lisäksi koemaiden kova muokkaus saattoi vaikuttaa varsinkin sieniyhteisöön negatiivisesti, sillä juuri sienivaltaiset ravintoverkot ovat alttiimpia häiriöille kuin bakteerivaltaiset (Moore & Hunt 1988). Laidunmaan korkeampi sieni/bakteeri-suhde ei saa tukea sukkulamatoaineistosta, sillä keskimääräinen sukkulamatojen sienensyöjä/bakteerinsyöjä-suhde oli tehomaatalousmaalla 0,61 ja laidunmaalla 0,48. Sen sijaan laidunmaalla sukkulamatojen kokonaismäärä oli keskimäärin kolmanneksen suurempi kuin tehomaatalousmaalla. Yhdessä laidunmaan suuremman biologisen aktiivisuuden kanssa tämä antaisi viitteitä siitä, että tässä kokeessa ravinteiden mineralisointitehokkuus ei ollut niinkään kiinni maiden oletetusta sienibakteeriperustaisten ravintoverkkojen erosta vaan maiden yleisestä eliöstön määrän ja sen aktiivisuuden erosta.

Metributsiinin pidätykseen maan laadulla oli selkeä vaikutus. Oletuksen mukaisesti metributsiinia valui enemmän tehomaatalousmaasta kuin laidunmaasta. Ero oli myös

varsin merkittävä, sillä metributsiinin valunta oli keskimäärin 41 % suurempaa tehomaa- kuin laidunmaakäsittelyissä. Maan orgaanisen aineen määrällä voi olla suuri merkitys torjunta-aineiden sitoutumiselle ja abiottiselle hajoamiselle sekä välillisesti – vaikuttamalla maan biologiseen aktiivisuuteen – myös biottiselle hajoamiselle (Henriksen ym. 2004, Kah ym. 2007). Myös maan pH-arvolla on suuri vaikutus torjunta-aineiden kulkeutumiseen ja hajoamiseen (Kah ym. 2007), mutta tämän kokeen lopussa mitatut maiden pH-arvot eivät eronneet merkittävästi toisistaan, eikä maalaatujen pH:lla siten ollut suurta merkitystä metributsiinin pidättymisessä. Sen sijaan tehomaa-alueella oli sekä vähemmän orgaanista ainetta että pienempi biologinen aktiivisuus. Kah'n ym. (2007) tutkimuksessa pääteltiin, että metributsiini hajoaa pääasiassa mikrobiologisesti, sillä biologisen aktiivisuuden ja hajoamisnopeuden välillä oli voimakas korrelaatio. Myös orgaaninen aine (hiili) korreloi metributsiinin hajoamisen kanssa, mutta Kah ym. (2007) uskoivat tämän johtuvan siitä, että biologinen aktiivisuus korreloi voimakkaasti hiilen määrän kanssa. Toisaalta Henriksen ym. (2004) päättelivät, että orgaaninen aine edistää metributsiinin abiottista hajoamista. Tässä tutkimuksessa havaittiin erittäin voimakas negatiivinen korrelaatio maan orgaanisen aineen pitoisuuden ja metributsiinin valunnan välillä. Maan biologinen aktiivisuus korreloi myös negatiivisesti metributsiinin valunnan kanssa. Tämä johtui kuitenkin osittaiskorrelaatiotestien perusteella maan orgaanisen aineen pitoisuuden ja biologisen aktiivisuuden välisestä positiivisesta korrelaatiosta. Voidaankin olettaa, että tässä kokeessa nimenomaan maan orgaanisen aineen pitoisuus oli määräävä tekijä metributsiinin pidättymiselle. Koska biologinen aktiivisuus oli suurempaa niissä mikrokosmosmaissa, joihin metributsiinia oli lisätty verrattuna maihin, joihin ei ollut lisätty metributsiinia, on todennäköistä, että maan biologisella aktiivisuudella on myös ollut vaikutusta metributsiinin pidätykseen. Tällä koeasetelmalla ei kuitenkaan päästä käsiksi siihen, oliko metributsiinin sitoutumisella vai sen hajoamisella suurempi vaikutus valunnan pienemiseen.

## 4.2 Maaperäeläimet

Maaperäfaunan toiminnallisella monimuotoisuudella oli vaikutusta vehnien tuotantoon. Varsinkin lierojen läsnäolo paransi vehnän kasvua ja siementuottoa. Vehnät olivat vajaan viidenneksen painavampia ja tuottivat melkein neljänneksen enemmän jyviä mikrokosmosmaissa, joissa oli lieroja kuin mikrokosmosmaissa, joissa ei ollut lieroja. Lierojen on aikaisemmissakin tutkimuksissa havaittu parantavan kasvien kasvua varsinkin maatalousympäristössä (Scheu 2003). Lierot vaikuttavat kasveihin sekä tehostamalla ravinteiden mineralisoitumista että muokkaamalla maaperän rakennetta. Ravinteiden mineralisoitumiseen lierot osallistuvat sekä suoraan omalla aineenvaihdunnallaan että epäsuorasti pilkkomalla kariketta, sekoittamalla orgaanista ja epäorgaanista ainetta ja tehostamalla mikrobitoimintaa (Makeschin 1997). Maassa kaivautuvat lierot tekevät toiminnallaan maasta huokoisempaa, mikä lisää maan ilmavuutta, veden läpäisyä ja saatavuutta sekä kasvien juurten kasvua (Makeschin 1997, Lavelle ym. 2006). Myös tässä tutkimuksessa havaittiin lierojen positiivinen vaikutus sekä ravinteiden mineralisoitumiseen että maan huokoisuuteen. Niissä mikrokosmosmaissa, joissa oli lieroja, vehnän jyvien tyypin määrä oli suurempi ja kokeen aikana arvioitu kasteluveden imeytyminen suurempaa kuin muissa mikrokosmosmaissa. Vehnät pystyivät hyvin käyttämään hyödykseen lierojen lisäämän tyypin mineralisoitumisen, sillä maaperäeläimet eivät lisänneet typpiravinteiden valuntaa.

Yllättävää oli, että vehnät kasvoivat ja tuottivat jyviä huonoiten mikrokosmosmaissa, joissa oli vain mikro- ja mesofaunaa (änkyrimatoja), sillä änkyrimatojen on havaittu edistävän ravinnekiertoa joko suoraan mineralisoimalla typpeä tai epäsuoraan vaikuttamalla mikrobien toimintaan, pilkkomalla orgaanista materiaalia ja mikro-

organismien laidunnuksella (Didden ym. 1997). Änkyrimatojen on myös todettu parantavan maan huokoisuutta ja mururakennetta maatalousmailla (Didden 1990). Tämän tutkimuksen tulokset eivät kuitenkaan tukeneet änkyrimatojen positiivista vaikutusta vehnien kasvuun tai ravinteiden mineralisoitumiseen. Änkyrimatojen lisäys mikrokosmoksiin ei lisännyt vehnän jyvien tyypen määrää. Lisäksi korrelaatioanalyysit tukivat änkyrimatojen negatiivista vaikutusta vehnän kasvuun, sillä änkyrimatobiomassa korreloi suuntaa-antavasti negatiivisesti vehnän kokonaispainon ja tähkien yhteispainon kanssa sekä merkitsevästi jyvien lukumäärän kanssa. Syytä tähän ei saatu selville. Cole ym. (2002) havaitsivat kuitenkin mikrokosmoskokeessaan, että änkyrimadot vähensivät maan sienimikrobien määrää. Onkin mahdollista, että änkyrimadot käyttivät vehnälle hyödyllisiä mikrobeja ravinnokseen.

Maaperäfaunan toiminnallisen monimuotoisuuden kasvu lisäsi, hypoteesin vastaisesti, metributsiinin valuntaa. Käsittelyissä, joihin oli lisätty sekä änkyrimatoja että lieroja, metributsiinia valui enemmän kuin käsittelyissä, joihin oli lisätty pelkästään änkyrimatoja tai lieroja. Maaperäfaunan toiminnallisen monimuotoisuuden oletettiin lisäävän maan biologista aktiivisuutta tehostamalla mikrobitoimintaa (Didden ym. 1997, Makeschin 1997). Tällaista vaikutusta ei kuitenkaan havaittu suoraan maan hiilidioksidituoton mittauksessa. Toisaalta lieroja sisältäneissä mikrokosmoksissa vehnät kasvoivat paremmin ja niiden jyvissä oli enemmän tyyppiä kuin muissa mikrokosmoksissa, mikä antaa viitteitä myös mikrobiaktiivisuuden lisääntymisestä. Kokeessa käytetyillä mailla orgaanisen aineen määrä korreloi erittäin vahvasti metributsiinin pidättymisen kanssa. Tämä vahva korrelaatio saattoikin peittää mahdollisen biologisen aktiivisuuden lisäyksen vaikutuksen alleen. Mahdollinen syy eläinyhteisöltään monimuotoisimpien mikrokosmoksien suurempaan metributsiinin valuntaan suhteessa meso- ja makro-käsittelyihin löytyykin ehkä siitä, että kokeen purkuvaiheessa kasteluvesi meni useissa kaikki-käsittelyissä erittäin hitaasti mikrokosmoksista läpi. Tällöin metributsiinia on saattanut ehtiä liukenemaan enemmän valuveteen, ja kyseisissä mikrokosmoksista metributsiinia valuikin enemmän verrattuna muihin vastaavan käsittelyn mikrokosmoksiin. Kokeen purkuvaiheessa havaittu veden hidastuminen lähinnä kaikki-käsittelyissä on ristiriidassa kokeen aikana arvioidun veden imeytyvyyden kanssa. Kokeen aikana nimenomaan lieroja sisältäneissä mikrokosmoksissa (makro- ja kaikki-käsittely) veden imeytyvyys maahan oli nopeaa. Arviointimenetelmä mittasi kuitenkin vain veden imeytyvyyttä maan pinnan läpi ja siten pintamaan huokoisuutta.

Maaperäeläinten vuorovaikutuksia analysoitaessa sukkulamatojen yksilömäärän ja lierojen biomassan kasvun välillä havaittiin negatiivinen korrelaatio. Muissa tutkimuksissa on havaittu lierojen vähentävän maaperässä vapaana elävien sukkulamatojen määrää sukkulamatojen joutuessa maassa kaivautuvien lierojen ravinnoksi (Hyvönen ym. 1994, Brown 1995, Rätty & Huhta 2003). Änkyrimatojen biomassan ja lierojen biomassankasvun välillä ei havaittu yhteyksiä. Lierot voivat vähentää änkyrimatojen määrää (Rätty & Huhta 2003), mutta lierojen ja änkyrimatojen välinen kilpailu on hyvin laji- ja tilannekohtaista (Didden ym. 1997). Änkyrimatojen biomassan ja sukkulamatojen tiheyden välillä havaittu positiivinen korrelaatio johtui todennäköisesti kolmannesta tekijästä eli maan orgaanisen aineen pitoisuudesta, jonka kanssa sekä änkyrimatojen biomassa että sukkulamatojen yksilömäärä korreloivat positiivisesti.

### 4.3 Metributsiinin vaikutus

Metributsiinin lisäyksen vaikutusta maaperäfaunaan tarkasteltaessa ei merkittäviä eroja löytynyt. Sen sijaan mielenkiintoinen oli tulos, jonka mukaan metributsiinin lisäys lisäsi ravinteiden valuntaa. Ruuttunen & Laitinen (2008) havaitsivat metributsiinin vähentävän nitrifikaatiota laboratorio-olosuhteissa. Sen sijaan Gadkarin (1984) tutkimuksessa

metributsiinin havaittiin lisäävän nitriitin hapettumista. Tässä tutkimuksessa havaittiin biologisen aktiivisuuden (CO<sub>2</sub>-tuotto) olevan keskimäärin 24 % korkeampi maissa, joihin oli lisätty metributsiinia kuin maissa, joihin sitä ei ollut lisätty. Mikrobit pystyivät oletettavasti käyttämään metributsiinia energian lähteenä, mikä lisäsi niiden aktiivisuutta. Myös ravinteiden mineralisoitumisen ja valunnan kasvu viittaavat lisääntyneeseen mikrobiaktiivisuuteen.

Kokonaistypen ja orgaanisen hiilen valuntaa on voinut lisätä osaltaan myös metributsiinin itsensä sisältämät typpi ja hiili. Kokonaistypen valunta oli kuitenkin keskimäärin 2,43 mg ja TOC:n 2,95 mg suurempi mikrokosmoksissa, joihin metributsiinia oli lisätty kuin mikrokosmoksissa, joihin metributsiinia ei ollut lisätty. Koska metributsiinia lisättiin kuitenkin vain 1,26 mg mikrokosmosta kohden, ei metributsiinin itsensä sisältämä typpi (0,33 mg) ja hiili (0,56 mg) voi selittää kuin pienen osan valunnan kasvusta.

#### 4.4 Johtopäätökset

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten maankäytön intensiteetti ja maaperäeläinten toiminnallinen monimuotoisuus vaikuttavat ravinteiden ja torjunta-aineiden valuntaan. Tehomaatalous voi heikentää tiettyjä maaperän ominaisuuksia. Tässä tutkimuksessa käytetyillä mailla orgaanisen aineen pitoisuus oli pienempi tehomaatalouskäytössä olleessa maassa kuin laidunmaassa. Maan alhainen orgaanisen aineen pitoisuus vaikutti negatiivisesti maaperän eliöstöön vähentämällä maan biologista aktiivisuutta ja pienentämällä sukkulamatojen yksilömäärää ja änkyrimatojen biomassaa. Orgaanisen aineen määrän havaittiin myös vahvasti korreloivan torjunta-aineen pidättymisen kanssa, mikä johti siihen, että torjunta-aine pidättyi paremmin laidunmaahan. Intensiivinen maankäyttö saattaa siis lisätä viljelyksessä käytettyjen torjunta-aineiden leviämistä ympäristöön. Lisäksi torjunta-aineen havaittiin lisäävän ravinteiden valuntaa, joten intensiivisen maatalouden runsas torjunta-aineiden käyttö saattaa lisätä myös ympäristön ravinnekuormitusta. Maan mekaaninen muokkaus vaikuttaa negatiivisesti maaperäfaunaan, varsinkin lieroihin (Didden 1990, Makeschin 1997). Tässä tutkimuksessa käytetyillä mailla mahdollinen maaperäeläinten väheneminen ei näyttäisi kuitenkaan vähentävän torjunta-aineen pidättymistä vaan nimenomaan orgaanisen aineen pitoisuus maassa oli määräävä tekijä pidättymiselle.

Maaperäeläinten toiminnallisen monimuotoisuuden ei havaittu vaikuttavan typpiravinteiden valuntaan. Sen sijaan vehnän kasvuun ja tuottavuuteen maaperäfaunalla oli vaikutusta. Lierot lisäsivät vehnän kasvua ja tuottavuutta lisäämättä kuitenkaan epäorgaanisen typen valuntaa. Kun otetaan huomioon peltojen muokkauksen ja maan tiivistymisen negatiivinen vaikutus lieroihin (Makeschin 1997), voidaan päätellä maan muokkauksen tässä suhteessa heikentävän maaperäsystemin luontaista tuottavuutta. Sen sijaan änkyrimatojen negatiivinen vaikutus vehnien tuottavuuteen vaatii lisätutkimusta.

Vaikka intensiivinen maankäyttö voi heikentää maaperän rakenteellisia ja eliöyhteisöön liittyviä ominaisuuksia, tehomaatalousmaan tuottavuus ja ravinteiden pidättyminen olivat tässä tutkimuksessa parempia kuin laidunmaalla. Koska kokeen alussa maissa olleiden vapaiden ravinteiden määrä ei kuitenkaan ollut selvillä, kokeen tulokset saattavat olla harhaanjohtavia. Lisäksi on huomattava, että koetta perustettaessa maat joutuivat voimakkaan käsittelyn kohteeksi, mikä on saattanut tasoittaa maiden välisiä sekä rakenteellisia että mikrobiologisia eroja. Maaperäeläinten vaikutus ravinteiden ja torjunta-aineen valuntaan oli pääasiassa samanlainen molemmilla maalaaduilla, mutta edellä mainittu maiden käsittely on saattanut tasoittaa myös eläinten vaikutuksia.

## KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani Mira Liiriä ja Jari Haimia avusta tutkimuksen suunnittelussa ja käytännön toteutuksessa, sekä kirjallisen työn kommentoinnista. Rahoitusta tutkimukselle antoi EU:n SoilService-projekti.

## KIRJALLISUUS

- Bamforth S.S. 1997. Protozoa: Recyclers and Indicators of Agroecosystem Quality. Teoksessa: Benckiser G. (toim.), *Fauna in Soil Ecosystems*, Marcel Dekker, Inc., New York, 63–84.
- Bardgett R.D. & Cook R. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 10: 263–276.
- Bardgett R.D. & McAlister E. 1999. The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. *Biol. Fertil. Soils* 29: 282–290.
- Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*. 64: 269–285.
- Beare M.H., Parmelee R.W., Hendrix P.F., Cheng W., Coleman D.C. & Crossley D.A.Jr. 1992. Microbial and Faunal Interactions and Effects on Litter Nitrogen and Decomposition in Agroecosystems. *Ecol. Monogr.* 62: 569–591.
- Brown G.G. 1995. How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant and Soil* 170: 209–231.
- Cole L., Bardgett R.D., Ineson P. & Hobbs P.J. 2002. Enchytraeid worm (Oligochaeta) influences on microbial community structure, nutrient dynamics and plant growth in blanket peat subjected to warming. *Soil Biol. Biochem.* 34: 83–92.
- Didden W.A.M. 1990. Involvement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in soil structure evolution in agricultural fields. *Biol. Fertil. Soils* 9:152–158.
- Didden W.A.M., Fründ H.-C., & Graefe U. 1997. Enchytraeids. Teoksessa: Benckiser G. (toim.), *Fauna in Soil Ecosystems*, Marcel Dekker, Inc., New York, 135–172.
- EASAC. 2009. Ecosystem services and biodiversity in Europe. European Academics Science Advisory Council, The Royal Society, Lontoo.
- Frey S. D., Elliott E. T. & Paustian K. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31: 573–585.
- Gadkari, D. 1984. Influence of the herbicides Goltix and Sencor on nitrification. *Zentralbl. Mikrobiol.* 139: 623–631.
- Grandy A.S. & Robertson G.P. 2007. Land-Use Intensity Effects on Soil Organic Carbon Accumulation Rates and Mechanisms. *Ecosystems* 10: 58–73.
- Heemsbergen D.A., Berg M.P., Loreau M., van Hal J.R., Faber J.H. & Verhoef H.A. 2004. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science* 306: 1019–1020.
- Henriksen T., Svensmark B. & Juhler R.K. 2004. Degradation and Sorption of Metribuzin and Primary Metabolites in a Sandy Soil. *J. Environ. Qual.* 33: 619–627.
- Hyvönen R., Andersson S., Clarholm M. & Persson T. 1994. Effects of lumbricids and enchytraeids on nematodes in limed and unlimed coniferous mor humus. *Biol. Fertil. Soils* 17: 201–205.
- Kah M., Beulke S. & Brown C.D. 2007. Factors Influencing Degradation of Pesticides in Soil. *J. Agric. Food Chem.* 55: 4487–4492.
- Kay B.D. & Munkholm L.J. 2004. Management-induced Soil Structure Degradation – Organic Matter Depletion and Tillage. Teoksessa: Schjøning P., Elmholt S. & Christensen B.T. (toim.), *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*, CAB International, Wallingford, 185–198.
- Kristensen H.L., McCarty G.W. & Meisinger J.J. 2000. Effects of Soil Structure Disturbance on Mineralization of Organic Soil Nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 371–378.
- Lavelle P. & Spain A.V. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 654 s.

- Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P. & Rossi J.-P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42: S3–S15.
- Lawton J.H. & Brown V.K. 1994. Redundancy in Ecosystems. Teoksessa: Schulze E.-D., Mooney H.A. (toim.), *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 255–270.
- Lundkvist H. 1982. Population dynamics of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in a Scots pine forest soil in Central Sweden. *Pedobiologia* 23: 21–41.
- Maharning A.R., Mills A.A.S. & Adl S.M. 2009. Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *Applied Soil Ecology* 41: 137–147.
- Makeschin F. 1997. Earthworms (Lumbricidae: Oligochaeta): Important Promoters of Soil Development and Soil Fertility. Teoksessa: Benckiser G. (toim.), *Fauna in Soil Ecosystems*, Marcel Dekker, Inc., New York, 173–224.
- Makulec G. 1983. Enchytraeidae (Oligochaeta) of forest ecosystems [in soil]. 1. Density, biomass and production. *Ekologia Polska* 31: 9–56.
- Moore J.C. & Hunt H.W. 1988. Resource compartmentation and the stability of real ecosystems. *Nature* 333: 261–263.
- Moore J.C., Ingham E.R. & Coleman D.C. 1987. Inter- and intraspecific feeding selectivity of *Folsomia candida* (Willem) (Collembola, Isotomidae) on fungi. *Biol. Fertil. Soils* 5: 6–12.
- Neher D.A. 1999. Soil community composition and ecosystem processes: Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. *Agroforestry Systems*. 45: 159–185.
- O'Connor F.B. 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. Teoksessa: Murphy P.W. (toim.), *Progress in soil zoology*. Butterworth, London, 279–285.
- Ruuttunen P. & Laitinen P. (toim.) 2008. Torjunta-aineiden toistuvan käytön ympäristöriskit perunanviljelyssä. *Maa- ja elintarviketalous* 119: 190s. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Räty M. & Huhta V. 2003. Earthworms and pH affect communities of nematodes and enchytraeids in forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 38: 52–58.
- Scheu S. 2003. Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia* 47: 846–856.
- Schnürer J., Clarholm M. & Rosswall T. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biol. Biochem.* 17: 611–618.
- Sohlenius B. 1979. A carbon budget for nematodes, rotifers and tardigrades in a Swedish coniferous forest soil. *Holarctic Ecology* 2: 30–40.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., Snoo G.R.d. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63: 337–365.
- Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L. & Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *J. Environ. Manage.* 91: 22–46.
- Swift M.J., Izac A.-M.N. & van Noordwijk M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 113–134.
- Turbé A., De Toni A., Benito P., Lavelle P., Lavelle P., Ruiz N., Van der Putten W.H., Labouze E. & Mudgal S. 2010. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).
- Verhoef H.A. & Brussaard L. 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175–211.
- Williamson W.M., Wardle D.A. & Yeates G.W. 2005. Changes in soil microbial and nematode communities during ecosystem decline across a long-term chronosequence. *Soil Biol. Biochem* 37: 1289–1301.



## LIITTEET

Liite 1. Typen, orgaanisen hiilen ja metributsiinin valunta mikrokosmoksista, käsittelyinä maaperä ja maaperäfauna (arvot  $\bar{x}$  ( $\pm SE$ )).

	N	Kokonais- typpi (mg)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (µg)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (µg)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg)	epäorgaa- ninen N (mg)	orgaaninen N (mg)	DOC (mg)	TOC (mg)	Metributsiini (µg)
Laidunmaa										
mikro	5	4,21 (±0,48)	4,25 (±1,98)	1,57 (±0,40)	3,92 (±0,57)	3,93 (±0,57)	0,30 (±0,090)	4,50 (±0,66)	4,76 (±0,66)	7,38 (±0,95)
meso	4	5,07 (±0,65)	3,47 (±1,17)	1,59 (±0,37)	5,00 (±0,77)	5,00 (±0,77)	0,11 (±0,11)	4,14 (±0,53)	4,81 (±0,57)	4,98 (±0,68)
makro	5	5,03 (±0,70)	2,80 (±1,96)	4,57 (±2,05)	4,85 (±0,77)	4,86 (±0,77)	0,20 (±0,086)	3,36 (±0,62)	4,21 (±0,74)	5,46 (±0,77)
kaikki	5	6,13 (±0,91)	4,32 (±2,07)	6,06 (±1,64)	5,71 (±0,76)	5,72 (±0,76)	0,44 (±0,22)	7,20 (±1,27)	7,48 (±1,13)	11,3 (±1,95)
Tehomaatalousmaa										
mikro	5	3,29 (±0,16)	1,83 (±1,03)	1,20 (±0,49)	3,06 (±0,17)	3,07 (±0,17)	0,22 (±0,017)	1,90 (±0,09)	2,50 (±0,97)	11,1 (±1,36)
meso	5	3,75 (±0,31)	1,12 (±0,55)	1,58 (±0,19)	3,48 (±0,33)	3,48 (±0,33)	0,27 (±0,076)	2,55 (±0,22)	3,04 (±0,29)	11,6 (±0,92)
makro	5	3,14 (±0,48)	0,00 (±0,00)	3,59 (±0,55)	2,65 (±0,40)	2,66 (±0,40)	0,48 (±0,10)	4,49 (±0,99)	5,25 (±1,09)	12,8 (±2,13)
kaikki	5	4,35 (±1,03)	0,10 (±0,10)	3,67 (±0,85)	3,58 (±0,98)	3,58 (±0,99)	0,77 (±0,16)	4,85 (±0,97)	5,39 (±1,04)	14,8 (±2,85)

Liite 2. Vehnän maanpäällisten osien kokonaispaino, tähkien lukumäärä, jyvien kokonaispaino ja lukumäärä sekä vehnän lehtien ja jyvien typpipitoisuus ja typen määrä jyvissä. Käsittelyinä maaperä ja maaperäfauna (arvot  $\bar{x}$  ( $\pm SE$ )). Painot ovat kuivapainoja.

	Vehnän paino (g)		Tähkien lukumäärä		Jyvien kokonaispaino (g)		Jyvien lukumäärä		Lehtien typpipitoisuus (mg g <sup>-1</sup> )		Jyvien typpipitoisuus (mg g <sup>-1</sup> )		Typen määrä jyvissä (mg)	
	N		N		N		N		N		N		N	
Laidunmaa														
mikro	5	3,78 (±0,36)	5	1,40 (±0,24)	5	1,86 (±0,19)	5	48,0 (±5,6)	5	7,06 (±2,36)	5	5,18 (±0,19)	5	44,4 (±1,80)
meso	5	3,67 (±0,24)	5	1,60 (±0,24)	5	1,75 (±0,12)	5	43,6 (±3,9)	5	4,52 (±0,18)	5	5,04 (±0,07)	5	41,0 (±0,78)
makro	5	4,30 (±0,34)	5	1,60 (±0,24)	5	1,97 (±0,22)	5	61,2 (±6,7)	5	4,74 (±0,14)	5	4,69 (±0,25)	5	50,9 (±2,48)
kaikki	5	4,74 (±0,42)	5	1,60 (±0,24)	5	2,33 (±0,28)	5	67,0 (±5,3)	5	4,99 (±0,32)	5	5,01 (±0,17)	5	54,2 (±2,61)
Tehomaatalousmaa														
mikro	5	5,37 (±0,22)	5	2,00 (±0,00)	5	2,62 (±0,18)	5	81,6 (±1,6)	5	5,18 (±0,19)	5	19,3 (±1,25)	5	49,7 (±1,08)
meso	5	4,31 (±0,22)	5	1,40 (±0,24)	5	2,01 (±0,14)	5	62,4 (±4,5)	5	5,04 (±0,07)	4	25,1 (±1,39)	4	48,4 (±1,94)
makro	5	6,06 (±0,36)	5	2,00 (±0,00)	5	2,98 (±0,29)	5	91,6 (±2,2)	5	4,69 (±0,25)	5	20,4 (±1,18)	5	59,4 (±3,07)
kaikki	5	5,88 (±0,37)	5	2,00 (±0,00)	5	3,02 (±0,24)	5	86,4 (±3,6)	5	5,01 (±0,17)	5	21,4 (±1,34)	5	63,4 (±2,32)

Liite 3. Sukkulamatojen eri ravinnonkäyttöryhmien yksilömäärät, änkyrimatojen biomassa ja lierojen biomassankasvu eri maaperä- ja maaperäfaunakäsittelyissä (arvot  $\bar{x}$  ( $\pm SE$ )).

	N	Sukkulamadot (yksilömäärä g <sup>-1</sup> k.m.)					Änkyrimadot (µg g <sup>-1</sup> k.m.)	Lierot (g muutos)
		Kasvinsyöjät	Sienensyöjät	Bakteerinsyöjät	Omnivorit ja pedot	Kaikki		
Laidunmaa								
mikro	5	1,66 (±0,45)	6,15 (±0,27)	21,0 (±3,03)	14,7 (±2,96)	43,5 (±4,9)	-	-
meso	4	1,54 (±0,44)	7,08 (±2,39)	15,4 (±4,71)	10,2 (±1,77)	34,2 (±8,0)	3,37 (±1,05)	-
makro	5	2,21 (±0,72)	9,08 (±1,56)	21,8 (±6,06)	4,06 (±0,99)	37,2 (±7,4)	-	0,44 (±0,40)
kaikki	5	2,03 (±0,61)	11,3 (±1,47)	12,1 (±3,02)	2,52 (±0,59)	27,9 (±3,7)	3,61 (±0,72)	0,36 (±0,18)
Tehomaatalousmaa								
mikro	5	0,93 (±0,18)	3,06 (±0,17)	11,8 (±1,86)	2,76 (±0,98)	23,7 (±2,8)	-	-
meso	5	0,91 (±0,22)	3,48 (±0,33)	14,0 (±1,74)	5,06 (±1,38)	27,0 (±2,8)	3,24 (±0,78)	-
makro	5	1,65 (±0,30)	2,65 (±0,40)	11,7 (±1,33)	1,92 (±0,60)	23,1 (±3,7)	-	0,15 (±0,20)
kaikki	5	1,39 (±0,41)	3,58 (±0,98)	12,3 (±2,52)	1,34 (±0,28)	22,4 (±4,0)	1,51 (±0,45)	0,52 (±0,15)

Liite 4. Metributsiinin vaikutus typen ja hiilen valuntaan, hiilidioksidin kumulatiiviseen tuottoon sekä sukkulamatojen yksilömäärään, änkyrimatojen biomassaan ja lierojen biomassamuutokseen eri mailla (arvot  $\bar{x}$  ( $\pm SE$ )).

	N	Kokonaistyyppi (mg)	epäorgaaninen N (mg)	orgaaninen N (mg)	DOC (mg)	TOC (mg)	CO <sub>2</sub> (µg g <sup>-1</sup> 17d <sup>-1</sup> )	Sukkulamadot (yksilömäärä g <sup>-1</sup> k.m.)	Änkyrimadot (µg g <sup>-1</sup> k.m.)	Lierojen biomassamuutos (g)
Laidunmaa										
metributsiini, kyllä	5	6,13 (±0,91)	5,72 (±0,76)	0,44 (±0,22)	7,20 (±1,27)	7,48 (±1,13)	185 (±10)	27,9 (±3,7)	3,61 (±0,72)	0,36 (±0,18)
metributsiini, ei	5	3,37 (±0,65)	2,97 (±0,65)	0,40 (±0,04)	2,67 (±0,39)	3,10 (±0,39)	130 (±11)	30,4 (±2,4)	3,91 (±2,44)	0,55 (±0,30)
Tehomaatalousmaa										
metributsiini, kyllä	5	4,35 (±1,03)	3,58 (±0,99)	0,77 (±0,16)	4,85 (±0,97)	5,39 (±1,04)	130 (±12)	22,4 (±4,0)	1,51 (±0,45)	0,52 (±0,15)
metributsiini, ei	5	2,25 (±0,17)	1,68 (±0,13)	0,58 (±0,06)	3,36 (±0,94)	3,89 (±1,04)	109 (±8,6)	30,9 (±4,1)	3,39 (±0,72)	0,27 (±0,13)