

Pro Gradu -tutkielma

**Metsänuudistuskäsittelyjen vaikutus maaperän  
änkyrimatojen (*Enchytraeidae*) ja makroniveljalkaisten  
yksilömääriin**

**Riina Kärkkäinen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologian opettajankoulutus

23.11.2006

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Biologian opettajankoulutus

KÄRKKÄINEN, R:	Metsänuudistuskäsittelyjen vaikutus maaperän änkyrimatojen ( <i>Enchytraeidae</i> ) ja makroniveljalkaisten yksilömääriin
Pro Gradu -tutkielma:	50 s.
Työn ohjaaja:	Dos. Jari Haimi
Tarkastajat:	Dos. Jari Haimi, FT Katja Ilmarinen
Marraskuu 2006	

---

Hakusanat: Metsänuudistus, hajotustoiminta, änkyrimadot, *Enchytraeidae*, makroniveljalkaiset

## TIIVISTELMÄ

Maaperän hajotustoiminta vapauttaa kuolleen orgaanisen aineen ravinteet uudelleen kiertoon ja tuottaa maan fysikaalis- kemiallisiin ominaisuuksiin vaikuttavaa humusta. Maaperäeläinten laidunnus säätelee hajottajamikrobien toimintaa. Lisäksi maaperäeläinten välisillä vuorovaikutussuhteilla on merkittävä rooli hajotusprosessissa. Havumetsämaan merkittävimpiä hajottajia ovat nivelmatoihin kuuluvat änkyrimadot (*Enchytraeidae*). Lisäksi maaperässä elää niveljalkaisia, jotka viettävät maassa koko elinkiertonsa tai osia siitä. Perinteinen metsänuudistusmenetelmä, avohakkuu, muuttaa maan abioottisia ja bioottisia tekijöitä, joiden on todettu säätelevät maaperäeläinten esiintymistä. Tutkimukseni tavoitteena oli selvittää millaisia vaikutuksia erilaisilla uudistusmenetelmillä on änkyrimatojen ja makroniveljalkaisten yksilömääriin tuoreessa kangasmetsässä. Tätä varten analysoin vuonna 1996 käsitellyiltä koealoilta vuosina 1996–1998 ja 2005 kerättyä aineistoa sekä erikseen vuoden 2005 keväällä ja syksyllä samoilta koealoilta kerättyjä näytteitä. Tutkimus on osa *Monimuotoisuus talousmetsien uudistamisessa* -hanketta, jossa tuoreen kankaan kuusikoiden uudistusta arvioidaan sekä taloudelliselta että ekologiselta kannalta. Käytetyt käsittelyt olivat kontrollin (ei metsänhoitotoimia) lisäksi: avohakkuu, pienaukkohakkuu maanmuokkauksella ja ilman, säästöpuuhakkuu (uudistusalalle jätettiin 1–3 aarin kokoisia puuryhmiä) ja harsintahakkuu (uudistusalan puustosta poistettiin 30 %). Vuonna 1998 änkyrimatojen yksilömäärät olivat suurempia avohakatuilla aloilla kuin kontrollialoilla. Makroniveljalkaisten kokonaisyksilömäärät olivat puolestaan pienempiä avohakatuilla koealoilla kuin pienaukkohakkuun ja harsintahakkuun käsitellyillä. Vuonna 2005 makroniveljalkaisia oli enemmän säästöpuuhakatuilla koealoilla kuin harsintahakatuilla ja kontrollialoilla. Makroniveljalkaisten herkkyys uudistustoimiin vaihteli viiden trofiaryhmän välillä. Metsänkäsittelyillä oli vaikutusta herbivorien yksilömääriin koealoilla kolmen ja yhdeksän vuoden kuluttua hakkuista. Mikrobivorien yksilömääriin käsittelyt vaikuttivat kun hakkuista oli kulunut kolme vuotta. Petojen tapauksessa vaikutus havaittiin yhdeksän vuoden kuluttua. Metsänkäsittelyillä ei ollut vaikutusta mikrobi-detritivorien ja loisten yksilömääriin koealoilla. Jotta yksittäisten taksonomisten ryhmien, kuten lajien, vasteiden arvioiminen olisi mahdollista, aiheesta tulisi hankkia yksityiskohtaisempaa tutkimustietoa tulevaisuudessa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science

KÄRKKÄINEN, R: Effects of new forestry practices on enchytraeid (*Enchytraeidae*) and macroarthropod abundance in boreal forest

Master of Science Thesis: 50 p.

Supervisor: Dr. Jari Haimi

Inspectors: Dr. Jari Haimi, Dr. Katja Ilmarinen

November 2006

---

Key Words: Forestry practices, decomposition, soil fauna, enchytraeids, macroarthropods

### ABSTRACT

Decomposition processes taking place in soil mobilize nutrients from organic material. Humus which affects physical and chemical properties of soil is also formed in this process. Soil fauna plays an essential role in decomposition of dead organic material. Enchytraeids are regarded as keystone species of boreal forest soils. In addition, many arthropods spend their whole lifecycle or parts of it in soil. Conventional clear felling causes changes in soil abiotic factors and in its biological processes which affect organism community. In this study my aim was to compare the effects of five different tree harvesting methods on enchytraeid and macroarthropod abundance in coniferous forests. The felling was done in 1996. First I analysed the samples taken from the experimental plots during 1996–1998 and 2005, and then the samples taken in spring and autumn in 2005, nine years after the treatments. The study is a part of larger project in which the economic and ecological effects of different forest regeneration options of boreal forests are compared. In addition to untreated controls, the treatments were clear felling, gap felling without and with harrowing, retention felling (tree patches retained) and selection felling (30% of the stand volume felled). Clear felling resulted in increase in the numbers of enchytraeids compared to the control three years after the harvesting. In the same year macroarthropod abundance was lower in clear felled stands than in gap felled and selection felled stands. Nine years after the harvesting numbers of macroarthropods were higher in retention felled areas than those in selection felled stands and control forests. The trophic groups of macroarthropods responded differently to environmental changes induced by the harvesting methods. The most sensitive to these changes were herbivores which abundance was significantly affected by the harvesting methods three and nine years after the felling. Effects on microbivore abundance were found three years, and on predator abundance nine years after the felling. The numbers of microbe-detritivores and parasitic macroarthropods weren't significantly affected by the harvesting methods. Future studies addressing responses at species level would contribute to the understanding of the effects of forest management on macroarthropods.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. HAJOTUSTOIMINTA METSÄMAASSA</b> .....	<b>6</b>
<b>3. MAAPERÄELÄIMET</b> .....	<b>7</b>
3.1. Änkyrimadot ( <i>Enchytraeidae</i> ) .....	8
3.2. Makroniveljalkaiset .....	9
<b>4. AVOHAKKUUN JA MAANMUOKKAUKSEN VAIKUTUKSET MAAPERÄSSÄ</b> .....	<b>9</b>
<b>5. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>11</b>
5.1. Tutkittavat metsänuudistuskäsittelyt.....	11
5.2. Tutkimusalue ja -ajankohta.....	12
5.3. Kenttäkokeen toteutus.....	13
5.4. Näytteiden käsittely .....	13
5.5. Aineiston tilastollinen analysointi .....	14
<b>6. TULOKSET</b> .....	<b>15</b>
6.1. Hajottajaeläinten yksilömäärien vaihtelu 1996–1998 ja 2005.....	15
6.1.1. Änkyrimadot .....	15
6.1.2. Makroniveljalkaiset .....	16
6.2. Yksilömäärät vuonna 2005 .....	23
6.2.1. Änkyrimadot .....	23
6.2.2. Makroniveljalkaiset .....	24
<b>7. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>28</b>
7.1. Metsänuudistusmenetelmien vaikutus änkyrimatojen yksilömääriin .....	28
7.2. Metsänuudistusmenetelmien vaikutus makroniveljalkaisten yksilömääriin.....	30
7.3.1. Makroniveljalkaisten kokonaisyksilömäärät .....	30
7.3.2. Herbivorit.....	31
7.3.3. Pedot .....	32
7.3.4. Mikrobivorit.....	32
7.3.5. Mikrobi-detritivorit ja loiset .....	33
7.2. Kosteuden ja lämpötilan vaikutus änkyrimatojen ja makroniveljalkaisten esiintymiseen .....	34
7.3. Yhteenveto .....	35
<b>Kiitokset</b> .....	<b>37</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>38</b>
<b>Liitteet 1–2</b>	

## 1. JOHDANTO

Suomen havumetsien maaperässä hajotustoiminta ja ravinteiden kierto ovat vallitsevista ympäristökijöistä ja hajotettavan materiaalin koostumuksesta johtuen hidasta (Heiskanen 2003, Smolander 2003). Vaikka havumetsämaa ei tarjoa elinoloja yhtä monimuotoiselle eliöyhteisölle kuin lehtimetsien maaperä, maassa elävillä eläimillä on tästä huolimatta huomattava rooli orgaanisen aineen hajoamisessa (Huhta & Koskenniemi 1975, Huhta ym. 1986, Setälä ym. 1991). Maaperän merkittävimpiä hajottajia ovat mikrobiset sienet ja bakteerit. Maaperäeläinten valikoivan laidunnuksen vuoksi mikrobisyhteisö säilyy monimuotoisena. Laiduntaessaan mikrobistoa eläimet myös vapauttavat siihen sitoutuneita ravinteita. Eläimet pilkkovat hajoavaa kasviainesta, mikä edistää hajottajamikrobien toimintaa. Niiden ruuansulatuskanavat ja eritteet muodostavat edullisen elinympäristön bakteereille, ja samalla eläimet edesauttavat mikrobisyksilöiden ja niiden itiöiden leviämistä. Hajotuksen onkin todettu olevan nopeampaa maaperässä, jonka eliöstö on monimuotoinen. Toiminnallaan eläimet ehkäisevät myös kasvipatogeenien runsastumista (Marshall 2000, Lavelle & Spain 2001).

Metsänuudistus on ajallinen sarja toimenpiteitä, johon kuuluu uudistushakkuu, maankäsittely ja tavallisesti myös kylvö tai istutus. Vaihtoehtoisesti metsän voidaan antaa uudistua luontaisesti, jolloin kylvöä tai taimien istutusta ei tarvita (Valkonen ym. 2001). Perinteisenä talousmetsän uudistamiskeinona käytetty avohakkuu aiheuttaa maaperässä sekä fysikaalis-kemiallisia (Valkonen ym. 2001) että biologisia muutoksia (Siira-Pietikäinen 2001b). Hakkuutoimet vähentävät maan orgaanisen aineksen määrää, tiivistävät sen rakennetta ja muuttavat alueen kasvillisuutta ja mikroilmastoa. Maankäsittely pirstoo lisäksi kasvien ravinteidenottoa edistävää sienijuuriverkostoa, millä saattaa olla negatiivisia vaikutuksia metsän kasvuun (Marshall 2000).

Vuodesta 1994 lähtien metsänhoidossa on painotettu puhtaan taloudellisen tuoton ohella myös yhä enemmän ekologisten arvojen ja luonnon monimuotoisuuden merkitystä (Metsäkeskus Tapio 1994). Uudessa kestävämmässä metsänkäsittelyssä pyritään mm. säilyttämään kasvillisuuden monimuotoisuus, välttämään maan tiivistymistä ja mikroilmaston muutoksia ja jättämään uudistusalalle käsittelemättömiä alueita eliöstön suojaarekkeiksi. Vaikka ekologiset arvot huomioivia metsänkäsittelytapoja hyödynnetään jo avohakkuun rinnalla, niiden vaikutuksista eri eliöryhmiin tiedetään varsin vähän. Yleisesti kaikella metsänkäsittelyllä on todettu olevan lyhytaikaisia vaikutuksia metsäluontoon. Pitkäaikaisten vaikutusten arvioiminen on huomattavasti vaikeampaa. Tämä johtuu useista eliöiden reagointiin vaikuttavista tekijöistä sekä siitä, että vasteiden on todettu vaihtelevan suuresti jopa yksittäisen taksonin sisällä (Kaila 1995, Marshall 2000).

Syksyllä 1994, metsänhoitosuosituksen uusimisen myötä sai alkunsa *Monimuotoisuus talousmetsien uudistamisessa* -yhteistyöprojekti (MONTA). Hankkeen tavoitteena on etsiä sekä taloudellisesti varteenotettavia että ekologisesti kestäviä uudistuskäsittelyjä tuoreen kankaan kuusikoille. Kuusikoilla on kasvava merkitys teollisuuden raaka-aineen lähteenä, ja niiden eliölajisto on monimuotoinen. Kuusimetsien uudistaminen muutoin kuin perinteisin keinoin on kuitenkin todettu ongelmalliseksi. MONTA -hankkeen teknis-taloudellisessa osassa tutkitaan eri uudistuskäsittelyiden vaikutuksia puun-hankintaan, puuraaka-aineen määrään sekä laatuun ja uudistuskustannuksiin. Ekologisessa osassa hankitaan puolestaan tietoa siitä, kuinka eliöstö reagoi eri metsänkäsittelyvaihtoehtoihin, ja mihin suuntaan se kehittyy hakkuiden jälkeen. Yhteistyöprojektissa on mukana tutkijoita Metsätehosta, Metlasta, Helsingin ja Jyväskylän yliopistoista ja Suomen ympäristökeskuksesta. Rahoitukseen ovat osallistuneet maa- ja metsätalousministeriö,

Metsämiesten säätiö, Maj ja Tor Nesslingin säätiö ja Suomen Akatemia (Metsäkeskus Tapio 1994, Kaila 1995).

Hankkeen ekologiseen tarkasteluun liittyy osatutkimus, jonka tavoitteena on selvittää erilaisten uudistuskäsittelyjen vaikutuksia maaperän hajottajaeliöstöön ja sen kehittymiseen uudistusta seuraavina vuosina. Osatutkimuksessa maaperän eliöstöön ja sen biologiseen toimintaan liittyvät mittaukset tehtiin ensimmäisen kerran uudistuskäsittelyitä edeltäneenä vuonna (1995). Tämän jälkeen kehitystä on seurattu vuosina 1996–1998 ja vuonna 2005 syys- ja toukokuussa tehdyn näytteenoton avulla (Kaila 1995). Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää millaisia vaikutuksia erilaisilla uudistusmenetelmillä on änkrymatojen ja makroniveljalkaisten yksilömääriin tuoreessa kangasmetsässä. Tätä varten analysoin vuonna 1996 käsitellyiltä koealoilta vuosina 1996–1998 ja 2005 kerättyä aineistoa sekä erikseen vuoden 2005 keväällä ja syksyllä samoilta koealoilta kerättyjä näytteitä.

## 2. HAJOTUSTOIMINTA METSÄMAASSA

Hajotusprosessissa kuollut orgaaninen materiaali muuntuu yksinkertaisimmiksi yhdisteiksi. Tapahtumassa vapautuu energiaa ja epäorgaanisia yhdisteitä, joita kasvit ja mikrobit kykenevät hyödyntämään. Hajotus koostuu kahdesta samanaikaisesta tapahtumasta: mineralisaatiosta ja humifikaatiosta. Mineralisaatio on katabolinen prosessi, jossa hajotettavan orgaanisen aineen sisältämät alkuaineet muutetaan epäorgaaniseen muotoon. Anabolisessa humifikaatiossa orgaaniset molekyylit yhdistyvät puolestaan hitaasti hajoaviksi orgaanisiksi polymeereiksi, joita kutsutaan humusaineiksi (Lavelle & Spain 2001). Hajotustoiminta on ennen kaikkea biologinen prosessi - valtaosa ravinteiden mineralisaatiosta tapahtuu mikrobien, kuten bakteerien ja sienten toiminnassa (Lavelle & Spain 2001, Schröter ym. 2003).

Maan orgaaninen aines koostuu kasvi-, eläin- ja mikrobijätteistä, sekä niiden hajotustuotteista muodostuneista yhdisteistä. Suurin osa havumetsämaan orgaanisesta aineesta on peräisin lehti- ja juurikarikkeesta. Männikössä vuosittainen neulaskertymä on noin 900–1200 kg/ha. Podsolimaannoksessa valtaosa maan orgaanisesta aineesta sijaitsee humuskerroksessa, jonka paksuus vaihtelee metsätyyppittäin. Maan alempiin kerroksiin orgaanista ainetta siirtyy juurten kasvun, huuhtoutumisen sekä maaperäeläinten ja ihmisen toiminnan seurauksena. Ravinteiden vapautumisen lisäksi orgaanisen aineen merkitys ilmenee myös maan kemiallisissa ja fysikaalisissa ominaisuuksissa (Smolander 2003).

Hajotusnopeutta säätelevät abioottiset tekijät ovat maaperän lämpötila, kosteus ja pH sekä hajoavan materiaalin koostumus. Suuri merkitys on etenkin maan lämpötilalla ja kosteudella. Hajotusnopeus kiihtyy yleisesti lämpötilan noustessa (Lavelle & Spain 2001, Smolander 2003). Ilman lämpötilan lisäksi maaperän lämpöloihin vaikuttavat alueellisesti mm. maalaji, topografia, ekspositio ja kasvillisuus (Heiskanen 2003). Kuivuus vähentää mikrobibiomassaa ja sen aktiivisuutta, mutta liiallinen märkyys voi johtaa hapenpuutteeseen maaperässä. Karike hajoaa yleisesti nopeammin metsäalueilla, joiden pH on luontaisesti korkea (Smolander 2003). Suurin osa havumetsämaan orgaanisesta aineesta koostuu humusaineista, jotka hajoavat monimutkaisen kemiallisen rakenteensa vuoksi hitaasti. Hajotuksen kannalta merkittävin humuksen raaka-aine on ligniini. Monimutkaisen kemiallisen rakenteen vuoksi ligniiniä kykenevät hajottamaan täydellisesti ainoastaan valkolahottajiksi ("white-rot" fungi) kutsutut mikrobisienet. Ligniininipitoisuuden lisäksi hajotusnopeuteen vaikuttaa hajotettavan karikkeen C/N-suhde. Alhainen C/N-suhde (n. 20–25) nopeuttaa hajotuksen alkuvaihetta, mutta saattaa tämän jälkeen hidastaa prosessia. Myös eri puulajien karikkeiden hajoavuudessa on eroja: hitaimmin hajoaa kuusen karike

neulasten sisältämän korkean ligniinipitoisuuden ja niitä suojaavan vahakerroksen vuoksi (Lavelle & Spain 2001, Smolander 2003).

Happaman havumetsämaan merkittävimpiä hajottajamikrobeja ovat sienet (Huhta 2003, Schröter ym. 2003). Maaperäeläinten biomassassa on mikrobihajottajia huomattavasti pienempi, mutta niiden toiminnalla on tästä huolimatta tärkeä merkitys hajotustoiminnassa ja siten ravinteiden kierrossa (Huhta & Koskenniemi 1975, Huhta ym. 1986, Setälä ym. 1991, Haimi & Boucelham 1991, van Vliet ym. 2004).

### 3. MAAPERÄELÄIMET

Maaperäeläimet voidaan jakaa koon perusteella mikro-, meso- ja makrofaunaan. Mikrofaunaan kuuluvat mm. sukkulamadot (*Nematoda*) ja mesofaunaan hyppyhäntäiset (*Collembola*), punkit (*Acari*), änkyrimadot (*Enchytraeidae*) ja esihyönteiset (*Protura*). Maaperän makrofaunan muodostavat puolestaan lierot (*Lumbricidae*), etanat ja kotilot sekä erilaiset makroniveljalkaiset (Lavelle & Spain 2001, Huhta 2003). Tämän lisäksi maaperässä elää myös alkueliökuntaan kuuluvia protistoja (*Protozoa*). Maaperäeliöiden kuivabiomassa neliömetrillä vaihtelee Suomessa suuresti alueittain; Huhdan ja Koskenniemen (1975) mukaan se on Etelä- ja Keski-Suomessa n. 10–20 g/m<sup>2</sup> ja Huhdan ym. (1986) mukaan 1,3–2,2 g/m<sup>2</sup>. Pohjois-Suomessa maaperäeläinten kuivabiomassan on puolestaan todettu olevan n. 2,5–5 g neliömetrillä (Huhta & Koskenniemi 1975). Kokonaishengityksensä perusteella merkittävimpiä eläinryhmiä ovat maan eteläosissa lierot, änkyrimadot ja punkit ja pohjoisessa änkyrimadot, sukkulamadot, punkit ja hyppyhäntäiset (Huhta & Koskenniemi 1975). Happamuudesta ja neulaskarikkeesta johtuen havumetsämaan maaperäeläimistö on lehtimetsiä yksipuolisempi. Lisäksi sienirihmasto ravinnokeeseen käyttävien eläinten osuus on suurempi havumetsämaassa (Saetre 1999, Huhta 2003).

Maaperäeläimet nopeuttavat maan ravinnekiertoa ja edistävät hajotustoimintaa (Lavelle & Spain 2001, Huhta 2003). Schröterin ym. 2003 mukaan havumetsämaan eläimet nopeuttavat erityisesti typen vapautumista orgaanisesta aineesta. Hiilen mineralisaatiosta puolestaan 7–13 % tapahtuu eläinten toimesta. Eteenkin protistojen (Schröter ym. 2003) ja mikrobi-detritivorien (Laakso & Setälä 1999) toiminnalla on todettu olevan merkittävä vaikutus ravinteiden vapautumiseen ja perustuotantoon. Seuraavaksi merkittävimpiä perustuotannonedistäjiä ovat fungivorit, joista suurin osa kuuluu maaperän mesofaunaan. Petojen toiminnan ei sen sijaan ole havaittu vaikuttavan ravinteiden vapautumiseen tai perustuotantoon useissa tutkimuksissa (Setälä ym. 1996, 1999, Laakso & Setälä 1999). Hajotuksessa eläinten läsnäolo nopeuttaa prosessin alkuvaihetta, mutta humuksen hajoamisnopeuteen niillä ei juuri ole vaikutusta (Lavelle & Spain 2001, Huhta 2003).

Humuskerroksessa bakteerien kokonaislukumäärä grammassa maata on n. 10<sup>10</sup> solua. Sienirihmasto on puolestaan samassa määrässä maata noin 1–10 kilometriä. Mikrobibiomassa uudistuu kuitenkin hitaasti eliöiden potentiaaliseen metaboliakapasiteettiin verrattuna (Lavelle & Spain 2001). Huhdan (2003) mukaan kuivan kankaan männikön bakteeribiomassa uudistuu neljästi vuodessa ja sienien kokonaisbiomassa vain kerran vuodessa. Mikrobivorien, jotka käyttävät ravinnokeeseen maaperässä eläviä hajottajamikrobeja (esim. protistat ja sukkulamadot), laidunnus nopeuttaa merkittävästi mikrobikasvuston uudistumista (Lavelle & Spain 2001). Valikoiva ravinnonkäyttö säilyttää lisäksi mikrobiyhteisön monimuotoisena ja estää ravinteiden immobilisoitumisen bakteereihin (de Ruiter ym. 1997). Mikrobinsyöjien määrää säätelevät puolestaan pedot, jotka estävät bakteereita ravintonaan käyttävien eläinten liiallisen

runsastumisen. Kokonaisuutena maaperän ravintoverkko on monimutkainen vuorovaikutussuhteiden kokonaisuus, jossa eri trofiatasoille sijoittuvat eliöt ovat suorasti tai epäsuorasti riippuvaisia toisistaan. Ravinteiden kierto saattaa häiriintyä, mikäli jokin hajottajayhteisöön kuuluva eliöryhmä on yli- tai aliedustettuna maaperässä (Huhta 2003).

Osa orgaanisen aineen sisältämistä ravinteista sitoutuu mineraliaatiassa hajottajamikrobiston biomassaan, mikä vähentää kasveille käyttökelpoisten epäorgaanisten ravinteiden määrää maaperässä. Koska orgaanisen aineen C/N-suhde on havumetsän humuskerroksessa huomattavasti korkeampi kuin mikrobisoluisissa, mikrobit kärsivät typen puutteesta. Etenkin typpi sitoutuu siis tiukasti mikrobisoluihin, vapautuen maaperään vasta mikrobien kuollessa. Syödessään mikrobeja maaperäeläimet estävät typen immobilisoitumisen bakteereihin ja edistävät näin ravinteiden kiertoa (Koutika ym. 2001, Lavelle & Spain 2001). Eläinten pilkkomassa kasviaineksessa mikrobeilla on käytettävissään suurempi kiinnittymispinta-ala ja kasvualusta. Lisäksi eläinten ruuansulatuskanavat ja niiden tuottaman eritteet tarjoavat edullisen elinympäristön bakteereille. Eläimet myös edesauttavat mikrobiyksilöiden ja itiöiden leviämistä kuljettamalla niitä ruuansulatuskanavissaan ja ihonsa pinnalla. Makrofaunaan kuuluvat eliöt, kuten lierot toimivat lisäksi merkittävänä maanmuokkaajina, jotka edesauttavat orgaanisen aineen ja maan kivennäisaineksen sekoittumista (Lavelle & Spain 2001, Huhta 2003).

Eri maaperäeliöiden ja niiden välisten vuorovaikutusten merkitystä hajotustoimintaan ja ravinteiden vapautumiseen on tutkittu mikrokosmosten avulla. Tarkastelun kohteena on ollut esim. mikrobien, änkyrimatojen ja useiden mikrofaunaan lukeutuvien ryhmien (Huhta ym. 1998b, Setälä 1991, Edsberg 2000); änkyrimatojen (Briones ym. 1998, van Vliet ym. 2004) sekä änkyrimatojen ja lierojen (Haimi & Boucelham 1991) toiminta maaperässä. Mikrokosmoskokeita käsittelevässä yhteenvedossaan Huhta ym. (1998a) esittävät, ettei eliöyhteisön monimuotoisuus itsessään ole havumetsämaan hajotusnopeuteen merkittävimmin vaikuttava tekijä. Hajotusprosessin nopeutuminen voi sen sijaan johtua tiettyjen lajien tai lajiryhmien yksilömäärän lisääntymisestä, mikä puolestaan vaikuttaa eliöiden välisiin vuorovaikutussuhteisiin.

### 3.1. Änkyrimadot (*Enchytraeidae*)

Änkyrimadot (*Enchytraeidae*) ovat 1-50 millimetrin pituisia, jaokkeellisia nivelmatoja (*Oligochaeta*) ja läheistä sukua lieroille. Änkyrimatoja tunnetaan noin 600 lajia. Pohjoisten havumetsien happamassa maaperässä lajikirjo on kuitenkin hyvin pieni, ja yli 90 % änkyrimadoista on yhden valtalajin (*Cognettia sphanetorum*) yksilöitä (Didden 1993, Lavelle & Spain 2001). Änkyrimadot elävät pääasiallisesti humuskerroksessa ja kivennäismaan yläosissa (Didden 1993). Niiden yksilömäärä neliometrillä vaihtelee Suomessa alueittain noin 4000 yksilöstä (Pohjois-Suomi) 48900 yksilöön (Keski-Suomi). Änkyrimatojen kuivabiomassa neliometrillä on puolestaan noin 550–1290 mg (Huhta & Koskenniemi 1975, Huhta ym. 1986).

Änkyrimadot käyttävät ravinnokseen pääasiallisesti hajoavia kasvinosia ja suosivat erityisesti C/N-suhteeltaan matalaa kasviainesta. Tämän lisäksi änkyrimadot syövät myös bakteereita ja maaperän sienirihmastoja. Ravinnonkäytössä esiintyy lajikohtaista vaihtelua (Didden 1993, Didden & de Fluiter 1998, Lavelle & Spain 2001). Toimintansa ansiosta änkyrimadot ovat happaman havumetsämaan merkittävimpiä hajottajaeliöitä, joiden läsnäololla on huomattava vaikutus ravinteiden kiertoon maaperässä (Didden 1993, Huhta ym. 1998, Setälä ym. 2000). Setälän ym. (1991) mukaan *Cognettia sphanetorum* lisää maaperän kokonaishengitystä ja edistää ravinteiden vapautumista. van Vliet ym. (2004)



puolestaan havaitsivat, että vapaan epäorgaanisen typen määrä oli merkittävästi suurempi mikrokosmoksissa, joissa oli hajottajamikrobien lisäksi myös änkyrimatoja.

Änkyrimadot ovat hermafrodiitteja, mutta tästä huolimatta useat lajit lisääntyvät biseksuaalisesti. Myös partenogeneesi on yleistä änkyrimatojen keskuudessa, ja osa lajeista, kuten *Cognettia sphagnetorum* kykenevät lisääntymään suvuttomasti fragmentoitumalla. Seksuaalisesti lisääntyvillä lajeilla elinkierto kuoriutumisesta sukukypsäksi aikuiseksi kestää ihanneolosuhteissa noin 60–120 päivää. Fragmentista kehittyy aikuinen yksilö puolestaan noin kymmenen päivän kuluessa (Lavelle & Spain 2001).

Haimin & Siira-Pietikäisen (2003) mukaan *C. sphagnetorum* -lajin vaikutus maaperän pH-arvoon ja typen kiertoon riippuu ympäristöoloista, maakerroksesta ja ravintoresurssien laadusta. Änkyrimatojen esiintymistä säätelevät ennen kaikkea maaperän kosteus ja lämpötila (Didden 1993, Didden & de Fluiter 1998, Briones ym. 2004, Plum & Filser 2005). Lindberg ym. (2002) mukaan niiden yksilömäärä neliometrillä oli merkittävästi suurempi kastelluilla, kuin kastelematta jätetyillä ja kontrollialoilla. Brionesin ym. (1998) havaitsivat, että valtaosa änkyrimadoista siirtyy kesällä humuskerroksen yläosista sen viileämpiin alaosiin. Toisin kuin happamassa maaperässä yleisesti tavattava *Cognettia sphagnetorum* (Huhta 1984), suurin osa änkyrimatolajeista suosii neutraaleja olosuhteita (Lavelle & Spain 2001). Lisäksi maan koostumus ja sen sisältämän orgaanisen aineen määrä vaikuttavat änkyrimadoille suotuisien mikrohabitaattien määrään (Didden 1993). Suomessa änkyrimatojen yksilömäärä on korkeimmillaan keväällä (huhti- toukokuu) ja syksyllä (elo- syyskuu) ja matalimmillaan kesällä. Syksyllä tavattava huippu on yleensä keväistä suurempi (Nurminen 1967, Huhta & Koskeniemi 1975, Huhta ym. 1986).

### 3.2. Makroniveljalkaiset

Maaperäeläimiksi luokitellaan suuri joukko niveljalkaisia, jotka viettävät koko elinkiertonsa tai osan siitä maassa tai karikkeessa. Osa lisääntyy tai talvehtii maaperässä, osa hakee siitä suojaa (Lavelle & Spain 2001). Siira-Pietikäisen ym. (2002) mukaan makroniveljalkaisten yksilömäärä keskisuomalaisessa kuusimetsässä on noin 3500–4400 yksilöä neliometriä kohden. Hyönteisistä runsaimpia ovat ripsiäiset (*Thysanoptera*), kirvat (*Aphidodea*) ja kilpikirvat (*Coccoidea*), kovakuoriaisten ja kärpästen toukat, hämähäkit (*Araneae*) ja kovakuoriaiset (*Coleoptera*). Ripisiäiset, kirvat, kilpikirvat ja kovakuoriaisten toukista seppiä (*Elateridae*) toukat ovat kasvillisuutta syöviä herbivoreja. Kasviravintoa hyödyntävät lisäksi esimerkiksi kaskaat (*Auchenorrhyncha*) ja luteet (*Heteroptera*). Suurikokoiset hyppyhäntäislajit (*Collembola*) käyttävät ravinnokseen lähinnä mikrobeja, pääasiassa sienirihmastoja ja ne luetaan mikrobivoreihin. Kovakuoriaisheimoista maakiitäjäiset (*Carabidae*) ja osa lyhytsiipisiin (*Staphylinidae*) kuuluvista lajeista, hämähäkit ja juoksujalkaiset (*Diplopoda*) ovat puolestaan petoja. Maaperässä runsaina tavattavat kaksisiipisten toukat ovat pääasiallisesti mikrobi-detritivoreja, jotka käyttävät ravinnokseen hajoavaa kasviainesta ja siinä elävää mikrobistoa (Huhta ym. 1986, Lavelle & Spain 2001).

## 4. AVOHAKKUUN JA MAANMUOKKAUKSEN VAIKUTUKSET MAAPERÄSSÄ

Perinteinen avohakkuu muuttaa useita maaperän abioottisia ja bioottisia tekijöitä (Valkonen ym. 2001), joiden on havaittu säätelevän maassa elävien eliöiden määriä (Huhta 1986). Puiden poistaminen nostaa maaperän lämpötila, kasvattaa vuorokautista lämmönvaihtelua, lisää kosteutta, vähentää epäorgaanisen hiilen ja typen pitoisuuksia sekä

muuttaa maata emäksisemmäksi (Siira-Pietikäinen ym. 2001a, Valkonen ym. 2001). Uudistusalalle jäävät hakkuutähteet ja kuolleet puunjuuret lisäävät maan orgaanisen aineen määrää ja muuttavat sen laatua (Siira-Pietikäinen ym. 2001a, 2001b). Maankäsittely, jossa humuskerros poistetaan kivennäismaan pinnalta taimien kasvun turvaamiseksi, jättää jälkeensä laikkuisen, humuksesta ja paljastetusta mineraalimaasta koostuvan elinympäristön (Valkonen ym. 2001, Siira-Pietikäinen ym. 2003). Paljaassa mineraalimaassa lämpötila- ja kosteusvaihtelut ovat humuskerrosta suurempia, ja se tarjoaa eliöille vähemmän ravintoresursseja (Siira-Pietikäinen ym. 2003). Hakkuukäsittely ja siihen liittyvä maanmuokkaus pirstovat lisäksi puiden sienijuuriverkostoa, minkä seurauksena niiden yhteyttämistuotteiden siirtyminen maaperään estyy (Siira-Pietikäinen ym. 2001a).

Siira-Pietikäinen ym. (2001b, 2001b ja 2002 tutkimusalueina MONTA -hankkeen Länsi-Suomessa sijaitsevat koealueet) havaitsivat mikrobien yhteisörakenteen muuttuneen avohakatuilla metsäaloilla vuoden kuluttua uudistuskäsittelystä. Kahden vuoden kuluttua mikrobien kokonaisbiomassa (etenkin hajottajasienten osuus, joka pieneni 30 %) oli pienempi avohakatuilla aloilla. Mikrobien hengitysaktiivisuus oli puolestaan 45 % käsittelemättömiä metsäaloja pienempi. Hakkuukäsittelyn ei kuitenkaan havaittu vaikuttavan mikrobiyhteisön potentiaaliseen hajotuskapasiteettiin tai mikrobeja korkeampien trofiatasojen selkärangattomiin (Siira-Pietikäinen ym. 2001b). Puiden sienijuuriston kokeellinen katkaiseminen aiheutti muutoksia mikrobiyhteisössä, mutta sillä ei ollut vaikutusta maan hajotustoimintaan (Siira-Pietikäinen ym. 2001a).

Huhdan (1976) mukaan maaperäeliöiden kokonaisbiomassa kasvoi avohakkuukäsittelyn vaikutuksesta, mutta palasi kuitenkin normaalitasolleen 9–13 vuoden kuluttua. Ero kuivabiomassan määrässä hakattujen ja kontrollialojen välillä oli suuri etenkin änkyrimatojen kohdalla. Siira-Pietikäinen ym. (2001b) totesivat änkyrimatojen yksilömäärän nelinkertaistuneen avohakatuilla aloilla kolmen vuoden kuluttua käsittelystä. Avohakkuun lisäksi yksilömäärä oli kasvanut pienaukkohakkuin käsitellyillä metsäaloilla, joiden puustoon oli hakattu säännöllisin välein kolme noin 10–15 aarin kokoista aukkoa hehtaaria kohti. Huhdan (1976) mukaan änkyrimadot hyötyvät avohakattujen alojen pintamaan kosteudesta, mikä saa aikaan niiden nopean suvuttoman lisääntymisen. Uhia & Briones (2002) havaitsivat eri änkyrimatolajien reagoivan eri tavoin kokeelliseen metsänuudistukseen, jossa koealojen puustosta poistettiin puolet. Pohjoisen havumetsämaan valtalajia (*Cognettia sphagnetorum*) esiintyi enemmän hakkaamattomilla metsäaloilla. Lisäksi niiden havaittiin kykenevän kaivautumaan syvemmälle maahan ympäristöolojen muuttuessa epäsuotuisiksi hakkuiden myötä. Kokeelliseen sienijuuriverkoston katkaisuun änkyrimadot reagoivat kolmen vuoden viiveellä, ja niiden yksilömäärän ja biomassan havaittiin olevan suurempi aloilla, joiden ympäriltä sienijuuriverkosto oli katkaistu (Siira-Pietikäinen ym. 2001a). Maanmuokkauksen havaittiin lisäävän änkyrimatojen yksilömäärää mineraalimaassa, jossa änkyrimatoja esiintyy tavallisesti huomattavasti humuskerrosta vähemmän (Siira-Pietikäinen ym. 2003).

Havumetsämaan makroniveljalkaisten kokonaisuudessa ei ole havaittu muutoksia metsänuudistusta seuranneen kolmen ensimmäisen vuoden aikana. Niiden yhteisörakenteen ja lajimäärän onkin todettu kestävän varsin hyvin pian metsänuudistamisen jälkeen ilmeneviä ympäristömuutoksia. Lajitasolla muutokset olivat sen sijaan merkittävämpiä (Siira-Pietikäinen ym. 2002). Huhta (1976) tutki avohakkuun vaikutuksia maaperäeläimiin sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa. Hänen mukaansa hämähäkkien ja ripsiäisten yksilömäärät, kärpästen toukkien biomassa ja yksilömäärä ja kovakuoriaisten toukkien biomassa olivat Etelä-Suomen avohakkuualoilla kontrollialoja pienempiä.

Makroniveljalkaisten vasteiden on todettu riippuvan uudistuksessa poistetun puuston ja kasvillisuuden määrästä (Siira-Pietikäinen ym. 2002). Siira-Pietikäinen ym. (2002) havaitsivat muutoksia makroniveljalkaisten esiintymisessä avo- ja pienaukkohakatuilla metsäaloilla, kun taas muilla käsittelyillä, kuten harsintahakkuulla, ei havaittu olevan vaikutusta makroniveljalkaisiin. Avohakkuu sekä pienaukkohakkuu, johon oli yhdistetty maanmuokkaus, vähensivät kasvinsyöjien (etenkin kilpikirvojen) ja petojen, kuten hämähäkkien yksilömääriä. Runsain kovakuoriaislaji korvautui toisella edellä mainituilla tavoilla käsitellyissä metsissä, mutta käsittelyillä ei ollut vaikutusta kovakuoriaislajiston monimuotoisuuteen (Siira-Pietikäinen ym. 2002). Maanmuokkaus puolestaan lisäsi epiedafisten eläinten aktiivisuutta ja lasi syvemmillä maaperässä elävien pienten hyppyhäntäisten yksilömäärää (Siira-Pietikäinen ym. 2003).

Kokonaisuudessaan havumetsämaan hajottajayhteisön on todettu kestävän varsin hyvin hakkuista ensimmäisinä vuosina seuraavia ympäristömuutoksia. Vaikutukset vaihtelevat kuitenkin eliöryhmittäin (Siira-Pietikäinen ym. 2001b, 2002). Uhian & Brionesin (2002) mukaan hakkuista aiheutuvat maaperän kosteuden ja lämpöolojen muutokset eivät yksin selitä änkyrimatopopulaatioissa havaittuja muutoksia. Siira-Pietikäisen ym. (2001a) totesivat, ettei hakkuutähteiden tuomalla lisäravinnolla ole merkitystä maaperäeliöille ensimmäisinä vuosina hakkuiden jälkeen. Sen sijaan uudistustoimien myötä tapahtuvan puiden sienijuuriverkoston pirstoutumisen havaittiin olevan merkittävin hajottajaeliöihin vaikuttava tekijä.

## **5. AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **5.1. Tutkittavat metsänuudistuskäsittelyt**

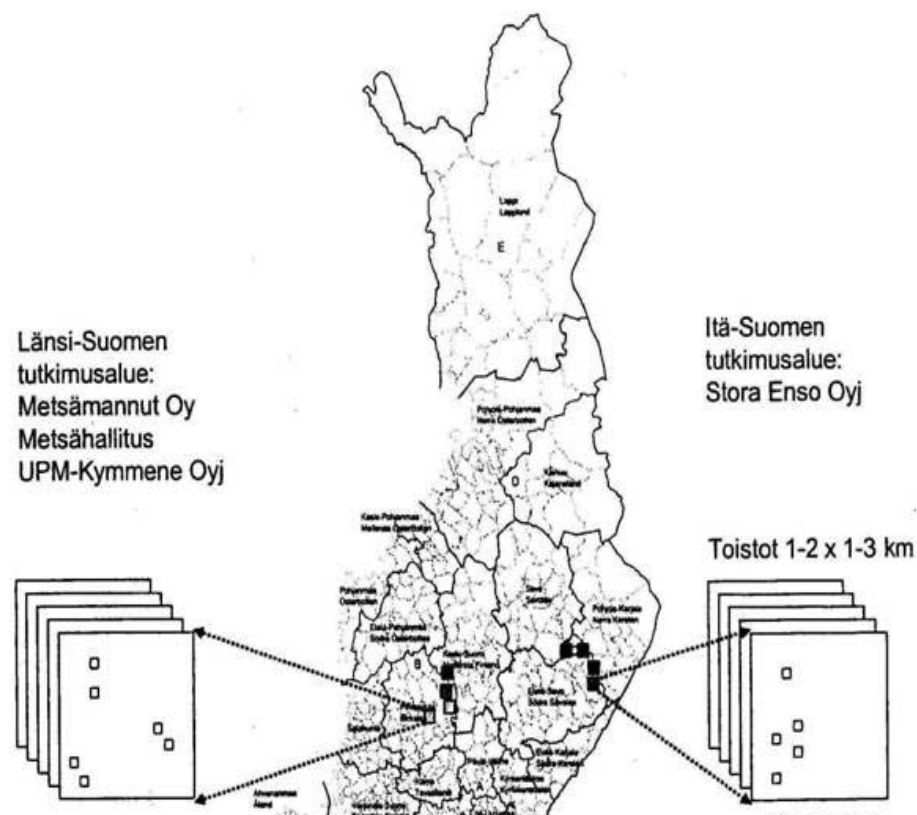
Tutkimuksessa tarkasteltiin viiden erilaisen metsänuudistuskäsittelyn vaikutuksia maaperän änkyrimatojen ja makroniveljalkaisten yksilömääriin. Mukana oli lisäksi käsittelemättömiä kontrollialoja, joilla ei toteutettu minkäänlaisia metsänhoitotoimia. Tarkastelun kohteena olivat seuraavat käsittelyt:

- 1) Avohakkuu: myyntikelpoinen puusto poistetaan, maa muokataan ja istutetaan kuuselle
- 2) Pienaukkohakkuu: uudistusalueelle tehdään säännöllisin välein kolme 10–15 aarin kokoista aukkoa, jonka jälkeen metsä jätetään uudistumaan luontaisesti
- 3) Pienaukkohakkuu ja maanmuokkaus: kuten edellä, mutta maa muokataan ja istutetaan kuuselle
- 4) Säästöpuuhakkuu: uudistusalueelle jätetään kolme 1-3 aarin kokoista puuryhmää, maa muokataan ja istutetaan kuuselle
- 5) Harsintahakkuu: puustosta hakataan 1/3 ja metsä jätetään uudistumaan luontaisesti
- 6) Kontrolli: ei minkäänlaisia metsänhoitotoimia

## 5.2. Tutkimusalue ja -ajankohta

Tutkimuksen koealueet sijaitsivat Oriveden Hirsilässä (61°45'N 24°21'E), Längelmäen Haukilahdella (61°39'N 24°49'E), Kuorevedellä (61°49'N 24°39'E), ja Mäntässä (62°05'N 24°52'E) (Kuva 1). Alueiden valinta on pyritty tekemään siten, että niillä kasvava metsikkö olisi mahdollisimman samankaltaista, noin sadan vuoden ikäistä tuoreen kankaan kuusikkoa. Kullakin koealueella on jokaista kuutta metsänuudistuskäsittelyä vastaava koeala. Poikkeuksena kuitenkin Mänttä, jossa sijaitsevalta koealueelta puuttuu pienaukkohakkuu maanmuokkauksella -käsittely.

Uudistukseen liittyvät hakkuut tehtiin maaliskuussa ja maanmuokkaus elokuussa 1996. Tätä tutkimusta varten ensimmäinen näytteenotto tehtiin uudistustöiden jälkeen syyskuussa 1996. Kuusen taimet istutettiin touko-kesäkuussa 1997. Muut näytteenotot suoritettiin seuraavasti: syyskuussa 1997, syyskuussa 1998 sekä touko- ja syyskuussa 2005. Henkilökohtaisesti olin mukana ainoastaan syksyn 2005 näytteiden käsittelyssä ja eläinten laskennassa. Muina ajankohtina näytteiden otto, käsittely ja eläinten laskenta tapahtui muiden toimesta. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin sekä änkyrimatojen (Siira-Pietikäinen ym. 2001b) että makroniveljalkaisten (Siira-Pietikäinen ym. 2002) osalta.



Kuva 1. MONTA -hankkeen tutkimusalueiden sijainti. Tutkimuksen kenttäkokeet tehtiin Länsi-Suomen tutkimusalueella. Tutkimusalue jakautui edelleen neljään koealueeseen, joille kullekin rajattiin jokaista käsittelyä varten yksi koeala (pinta-ala 1 ha). Kuva on julkaistu aiemmin (Kaila 2002).

### 5.3. Kenttäkokeen toteutus

Jokaiselle tutkimukseen kuuluneelle neljälle koealueelle rajattiin kuusi koealaa, yksi jokaista käsittelyä varten. Rajauksessa kiinnitettiin huomiota puuston homogeenisuuteen. Joissain tapauksissa sekä alojen maaperässä että puustossa esiintyi kuitenkin vaihtelua. Aloilta löytyi yleensä jonkin verran lahoppua sekä sekapuustoa, lähinnä mäntyjä ja koivuja. Koealojen pinta-ala oli yksi hehtaari (vaippa-alueineen n. 3 ha), mikä vastaa suurin piirtein Etelä-Suomen metsäyhtiöiden omista metsissään käyttämää uudistusalan kokoa. Koealojen rajaamisen jälkeen eri uudistuskäsittelyt sijoitettiin niille satunnaisesti.

Koska maaperän ominaisuuksissa ja kasvillisuudessa esiintyi vaihtelua koealojen sisällä, näytteet kerättiin erikseen valitulta pienemmältä osa-alalta. Avohakkuu- ja harsintakäsittelyiltä sekä kontrollin aloilta osa-ala valittiin satunnaisesti koealan sisältä. Osa-alan rajaamisessa pyrittiin kuitenkin välttämään maaperän erikoisuuksia, kuten poikkeuksellisen kosteita paikkoja. Pienaukkohakkuin käsitellyillä koealoilla osa-ala sijaitsi hakattujen aukkojen alueella. Säästöpuuhakkuin käsiteltyjen alojen tapauksessa osa-ala rajattiin puolestaan hakkaamatta jätettyjen puuryhmien alueelle. Muokatuilta koealoilta näytteet otettiin ehjäksi jätetyltä maanpinnalta. Näiltä osa-aloilta näytteet kerättiin satunnaisesti, välttämällä kuitenkin maaperän paikallisia erikoisuuksia, kuten kiviä ja kantoja. Kunkin kahdenkymmenenkolmen koealan osa-alalta otettiin syksyinä 1996, 1997 ja 1998 viisi rinnakkaista änkyrimatonäytettä. Syksynä ja keväänä 2005 rinnakkaisnäytteitä otettiin neljä. Tutkimuksen puitteissa kerättyjen änkyrimatonäytteiden kokonaismäärä oli 529. Makroniveljalkaisten tapauksessa rinnakkaisnäytteitä kerättiin puolestaan syksyinä 1996, 1997 ja 1998 neljä. Syksynä ja keväänä 2005 rinnakkaisnäytteitä otettiin kaksi. Yhteensä makroniveljalkaisnäytteitä kerättiin 361.

### 5.4. Näytteiden käsittely

Änkyrimatoja varten otettiin putkikairalla 25 cm<sup>2</sup>:n ja makroniveljalkaisia varten petkeleellä 625 cm<sup>2</sup>:n (25 cm x 25 cm) kokoisia näytteitä maan eloperäisestä kerroksesta. Näytteet suljettiin muovipusseihin ja kuljetettiin kylmälaukussa kylmiöön n. +4 °C:een. Änkyrimadot eroteltiin näytteistä märkäsoppilomenetelmällä (O'Connor 1955), joka perustuu eläinten omaan liikkumiseen pois lämpenevästä näytteestä (Liite 2). Ennen erottelua näytteiden koko tasattiin siten, että ne edustivat maan 4 cm:n paksuista pintakerrosta. Erottelu tapahtui kolmen päivän sisällä, ja se tehtiin mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen. Madot laskettiin elävänä, välittömästi erottelun jälkeen. Kustakin näytteestä laskettiin änkyrimatojen yksilömäärä preparointimikroskoopin ja viivoitetun laskulasin tai petrimaljan avulla (Liite 2).

Makroniveljalkaisten erottelu tapahtui isosoppilomenetelmällä (Huhta 1972), jossa hyödynnetään eläinten liikkumista pois kuivuvasta näytteestä (Liite 2). Näytteiden koossa esiintyi hieman vaihtelua, joten jokaisen tarkka pinta-ala mitattiin viivoittimella ennen varsinaista erottelua. Erottelu tapahtui mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen. Jokaisen näytteen kohdalla erottelua jatkettiin kunnes näyte oli täysin kuivunut. Toimenpide kesti näytteen märkyydestä riippuen noin 5–7 vuorokautta. Erotellut eläimet säilöttiin n. 70 % etanoliin. Makroniveljalkaisten määrittäminen (lahko-, heimo-, tai lajitasolle eläimestä riippuen) ja laskenta tapahtui preparointimikroskoopin ja viivoitetun laskulasin avulla (Liite 2). Ennen varsinaista tulosten analysointia eläimet jaettiin ravinnonkäytön mukaan seuraaviin ryhmiin: herbivorit, pedot, mikrobivorit, mikrobi-detritivorit ja loiset. Herbivorien ryhmään luettiin myös nilviäisistä etanat ja kotilot (Taulukot 1 ja 2).

## 5.5. Aineiston tilastollinen analysointi

Tutkimusaineisto koostui viitenä näytteenottokertana kerätyistä maaperänäytteistä. Tilastollisessa analyysissä käytettiin näinä kertoina koealoilta kerättyjen rinnakkaisnäytteiden keskiarvoja. Eri metsänuudistusmenetelmien ja näytteenotto-ajankohdan vaikutusta änkyrimatoihin ja makroniveljalkaisiin testattiin varianssianalyysin (ANOVA) toistomittaustestillä sekä syksyinä 1996–1998 ja 2005 että vuonna 2005 (kevät ja syksy). Tämän jälkeen parittaiset vertailut kaikkien käsittelyiden välillä tehtiin Tukeyn HSD -testillä. Makroniveljalkaisten tapauksessa itse testi ja vertailut tehtiin lisäksi kaikille viidelle trofiaryhmälle erikseen (Taulukot 1 ja 2). Mikäli ajan ja käsittelyn välillä esiintyi yhdysvaikutusta, testattiin käsittelyn vaikutus jokaisena ajankohtana erikseen. Varianssien yhtäsuuruus testattiin Levenen testillä. Mikäli erisuuruutta esiintyi, testattava aineisto muunnettiin neliöjuuri, luonnollinen logaritmi tai kymmenkantainen logaritmi -muunnoksilla. Testien tulokset tulkittiin merkitseviksi tasolla  $P < 0,05$ . Aineiston tilastollinen analysointi tehtiin SPSS 13.0 ohjelman avulla.

Taulukko 1. Herbivorien ja petojen trofiaryhmiin luetut maaperäeläimet (määrittäminen laho- tai heimotasolle).

<b>Herbivorit</b>	<b>Pedot</b>
Kirvat ( <i>Aphidodea</i> )	Hämähäkit ( <i>Araneae</i> )
Kilpikirvat ( <i>Coccoidea</i> )	Lukit ( <i>Opiliones</i> )
Kaskaat ( <i>Auchenorrhyncha</i> )	Juoksujalkaiset ( <i>Chilopoda</i> )
Luteet ( <i>Heteroptera</i> )	Verkkosiipiset ( <i>Neuroptera</i> )
Kempit ( <i>Psyllodea</i> )	Muurahaiset ( <i>Formicoidea</i> )
Perhosten toukat ( <i>Lepidoptera</i> )	Maakiitäjäiset ( <i>Carrabidae</i> )
Ripsiäiset ( <i>Thysanoptera</i> )	Lyhytsiipiset ( <i>Staphylinidae</i> )
Sahapistiäiset ( <i>Symphyta</i> )	
Kärsäkkäät ( <i>Curculionidae</i> )	
Kaarnakuoriaiset ( <i>Scolytidae</i> )	
Sepät ( <i>Elateridae</i> )	
Etanat ja kotilot ( <i>Mollusca</i> )	

Taulukko 2. Mikrobivorien, mikrobi-detritivorien ja loisten trofiaryhmiin luetut maaperäeläimet (määrittäminen lahko- tai heimotasolle, hyppyhäntäisten tapauksessa lajitasolle).

<b>Mikrobivorit</b>	<b>Mikrobi-detritivorit</b>	<b>Loiset</b>
Esihyönteiset ( <i>Protura</i> )	Kaksoisjalkaiset ( <i>Diplopoda</i> )	Loispistiäiset ( <i>Ichneumonidae</i> )
Jäytiäiset ( <i>Psocoptera</i> )	Kärpäset ja niiden toukat ( <i>Brachycera, Cyclorrhapha</i> )	
Suurikokoiset hyppyhäntäiset ( <i>Collembola</i> )	Sääsket ja niiden toukat ( <i>Nematocera</i> )	
	Vaaksiaisten toukat ( <i>Tipulidae</i> )	
	Kovakuoriaisten toukat	

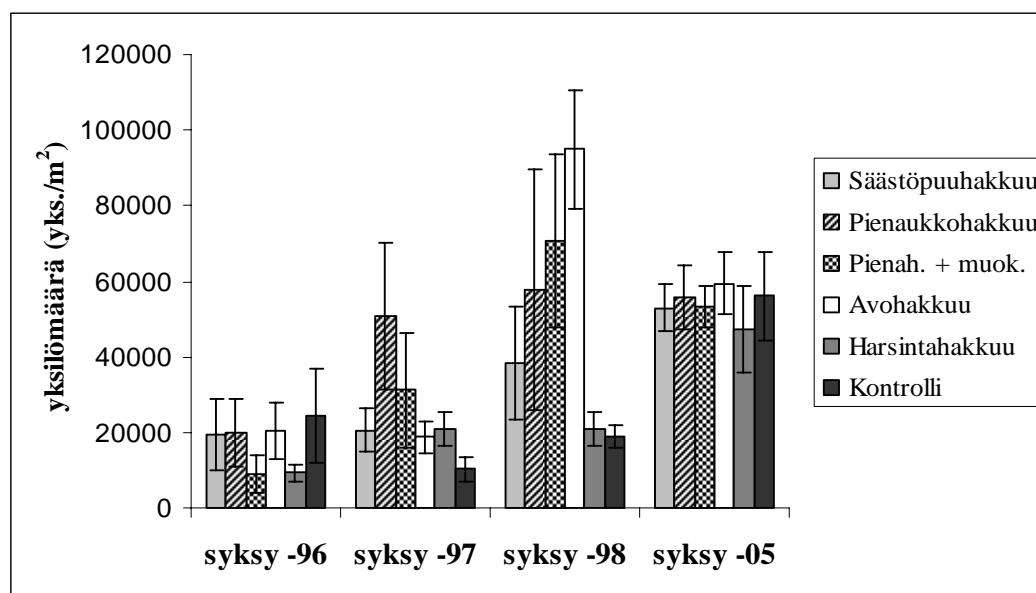
## 6. TULOKSET

### 6.1. Hajottajaeläinten yksilömäärien vaihtelu 1996–1998 ja 2005

#### 6.1.1. Änkyrimadot

Näytteenottoajankohdalla ja käsittelyllä havaittiin yhdysvaikutus änkyrimatojen yksilömääriin (toistomittauksen ANOVA:  $F = 2,14$ ,  $df = 2,14$ ,  $P = 0,045$ ). Syksyllä 1996 (ANOVA:  $F = 0,81$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,56$ ) ja 1997 ( $F = 2,31$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,090$ ) koealojen käsittelyillä ei ollut vaikutusta änkyrimatojen runsauteen. Syksyllä 1998 metsänkäsittelyjen havaittiin puolestaan vaikuttavan änkyrimatojen yksilömääriin ( $F = 3,18$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,033$ ). Parittaisen vertailun (Tukeyn HSD) mukaan, yksilömäärät olivat suurempia avohakatuilla koealoilla kuin kontrollialoilla ( $P = 0,048$ ). Syyskuussa 2005 käsittelyillä ei ollut vaikutusta änkyrimatojen runsauteen (ANOVA:  $F = 0,34$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,881$ ).

Änkyrimatojen yksilömäärät lisääntyivät vuosina 1996–1998 kaikilla muilla paitsi harsintahakatuilla koealoilla ja kontrollialoilla (Kuva 2). Syksyllä 2005 yksilömäärissä esiintyi vähemmän vaihtelua eri tavoin käsiteltyjen koealojen välillä kuin muina tutkimuksessa mukana olleina näytteenottoajankohtina.



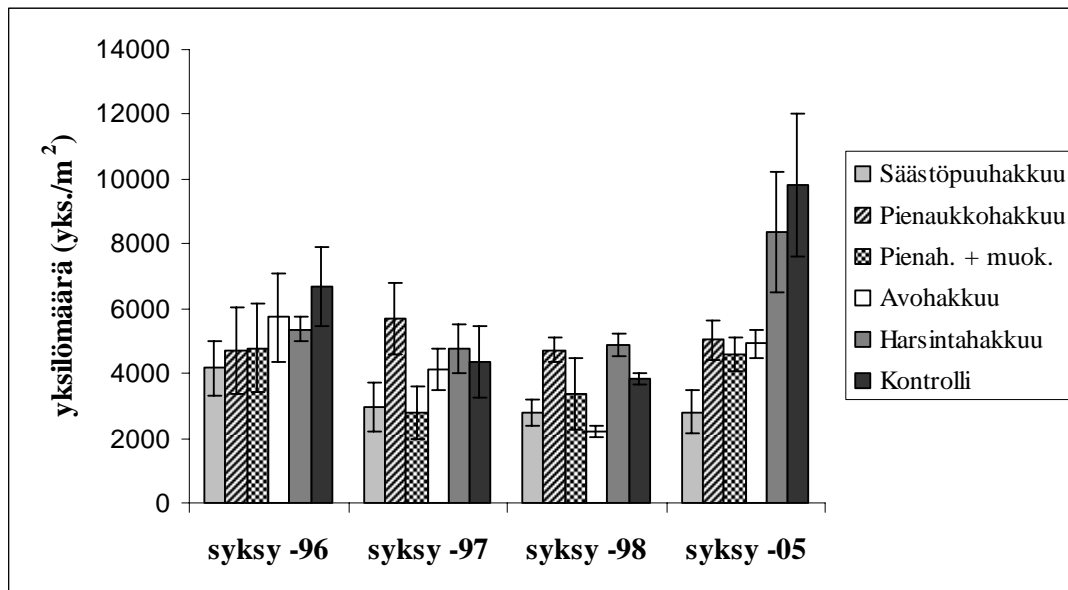
Kuva 2. Änkyrimatojen yksilömäärät neliömetrillä (koalojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2001b).

### 6.1.2. Makroniveljalkaiset

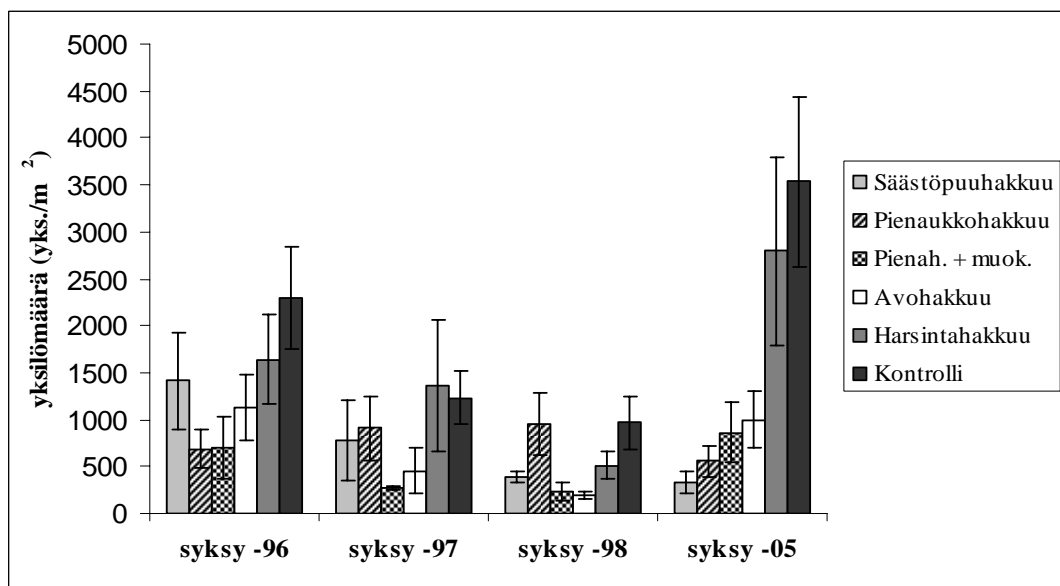
Käsittelyllä ja ajalla havaittiin olevan yhdysvaikutus makroniveljalkaisten yksilömääriin koaloilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 2,08$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,027$ ). Vuodesta 1996 kokonaisyksilömäärä väheni etenkin avohakatuilla koaloilla syksyyn 1998 saakka (Kuva 3). Käytetyillä metsänkäsittelyillä ei ollut vaikutusta makroniveljalkaisten kokonaismäärään koaloilla syksyllä 1996 (ANOVA:  $F = 0,643$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,671$ ), eikä syksyllä 1997 ( $F = 1,55$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,227$ ). Syksyllä 1998 käsittelyt puolestaan vaikuttivat makroniveljalkaisten esiintymiseen ( $F = 4,45$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,009$ ). Parittaisen vertailun mukaan makroniveljalkaisten yksilömäärä oli pienempi avohakatuilla koaloilla kuin pienaukkohakkuulla ( $P = 0,024$ ) ja harsintahakkuulla ( $P = 0,017$ ) käsitellyillä. Käsittelytavalla oli vaikutusta makroniveljalkaisten esiintymiseen koaloilla myös syksyllä 2005 ( $F = 5,10$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,005$ ). Parittaisen vertailun mukaan säästöpuuhakatuilla aloilla yksilömäärät olivat pienempiä kuin harsintahakkuin käsitellyillä ( $P = 0,010$ ) ja kontrollialoilla ( $P = 0,003$ ).

Ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta koaloilla tavattuihin herbivorien yksilömääriin (toistomittauksen ANOVA:  $F = 1,66$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,090$ ). Näytteenotto-ajankohdalla oli erittäin merkitsevä vaikutus herbivorien esiintymiseen ( $F = 8,96$ ,  $df = 3$ ,  $P < 0,001$ ). Myös metsänkäsittelyillä havaittiin olevan vaikutusta niiden yksilömääriin ( $F = 6,46$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,002$ ). Parittaisessa vertailussa havaittiin, että säästöpuuhakkuulla ( $P = 0,012$ ), pienaukko-hakkuulla ( $P = 0,046$ ), pienaukkohakkuulla maanmuokkauksella ( $P = 0,004$ ) ja avohakkuulla ( $P = 0,008$ ) käsitellyillä aloilla oli vähemmän herbivoreja kuin kontrollialoilla. Muokattujen pienaukkohakkuualojen ja harsintahakkuin käsiteltyjen alojen välinen ero oli lähes merkitsevä ( $P = 0,050$ ). Pienaukkohakattua koalaa lukuun ottamatta herbivorien yksilömäärät vähenivät koaloilla syksyinä 1996–1998 (Kuva 4).





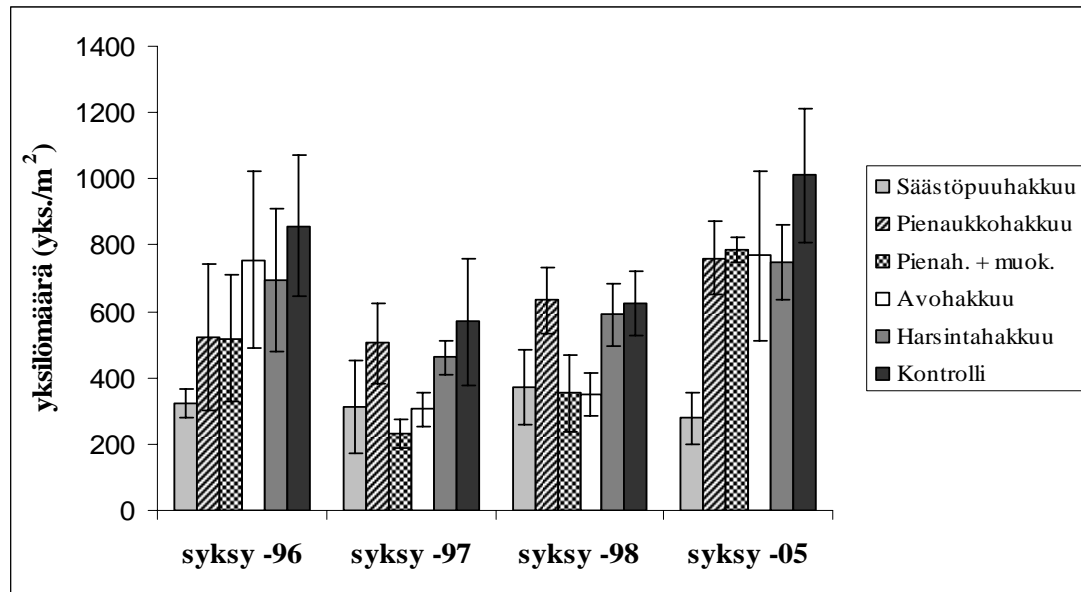
Kuva 3. Makroniveljalkaisten kokonaisyksiönmäärät neliömetrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).



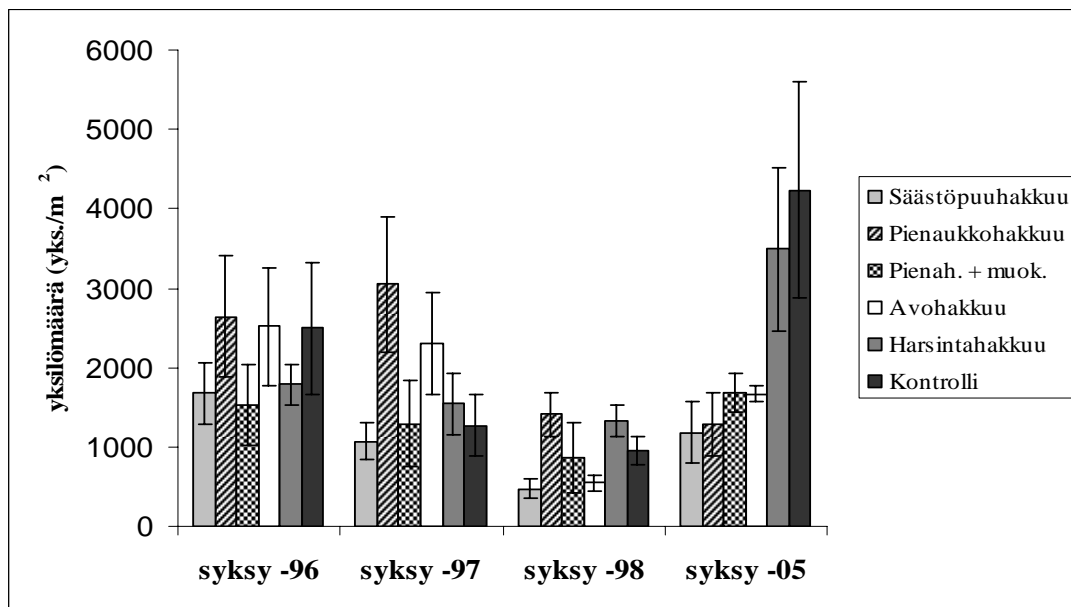
Kuva 4. Herbivorien yksiönmäärät neliömetrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).

Ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta petojen yksilömääriin koaloilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 1,05$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,421$ ). Näytteenottoajankohdan havaittiin vaikuttavan erittäin merkitsevästi petojen yksilömääriin ( $F = 7,69$ ,  $df = 3$ ,  $P < 0,001$ ). Metsänkäsittelyillä ei puolestaan ollut vaikutusta petojen esiintymiseen ( $F = 2,55$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,067$ ) (Kuva 5).

Ajalla ja käsittelyllä havaittiin yhdysvaikutus mikrobivorien yksilömääriin koaloilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 2,22$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,018$ ). Metsänkäsittelyillä ei ollut vaikutusta mikrobivorien runsauteen koaloilla syksyllä 1996 (ANOVA:  $F = 0,59$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,709$ ), eikä syksyllä 1997 ( $F = 1,81$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,165$ ). Syksyllä 1998 sen sijaan vaikutusta esiintyi ( $F = 3,41$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,026$ ), mutta parittaisessa vertailussa ei kuitenkaan havaittu merkitseviä eroja käsittelyiden välillä. Syksyllä 2005 metsänkäsittelyillä ei ollut merkitsevää vaikutusta mikrobivorien yksilömääriin ( $F = 1,95$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,138$ ). Mikrobivorien yksilömäärät vähenivät kaikilla paitsi pienaukohakatuilla koaloilla syksyinä 1996–1998 (Kuva 6).



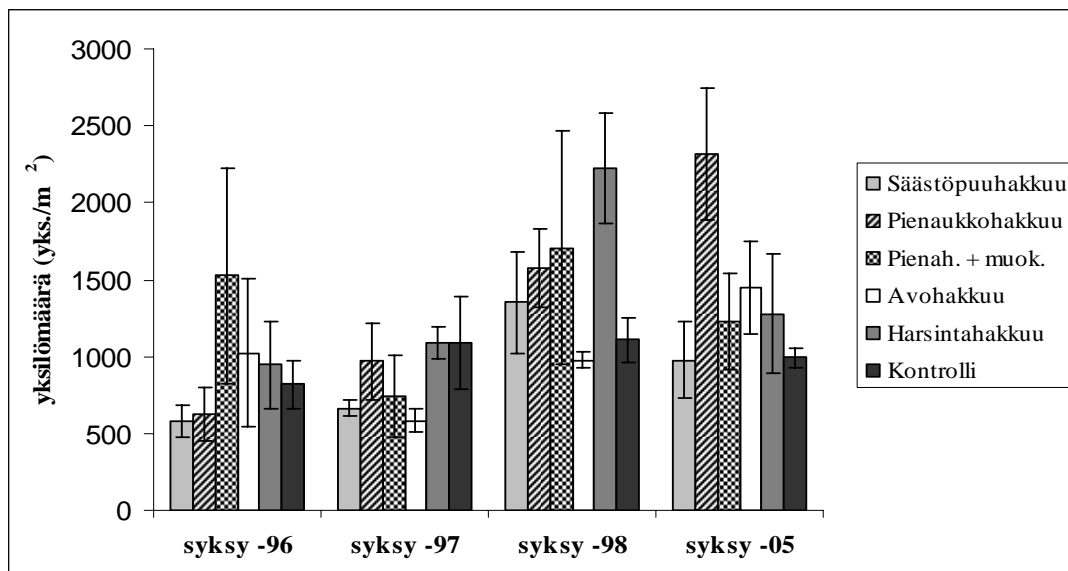
Kuva 5. Petojen yksilömäärät neliometrillä (koalojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).



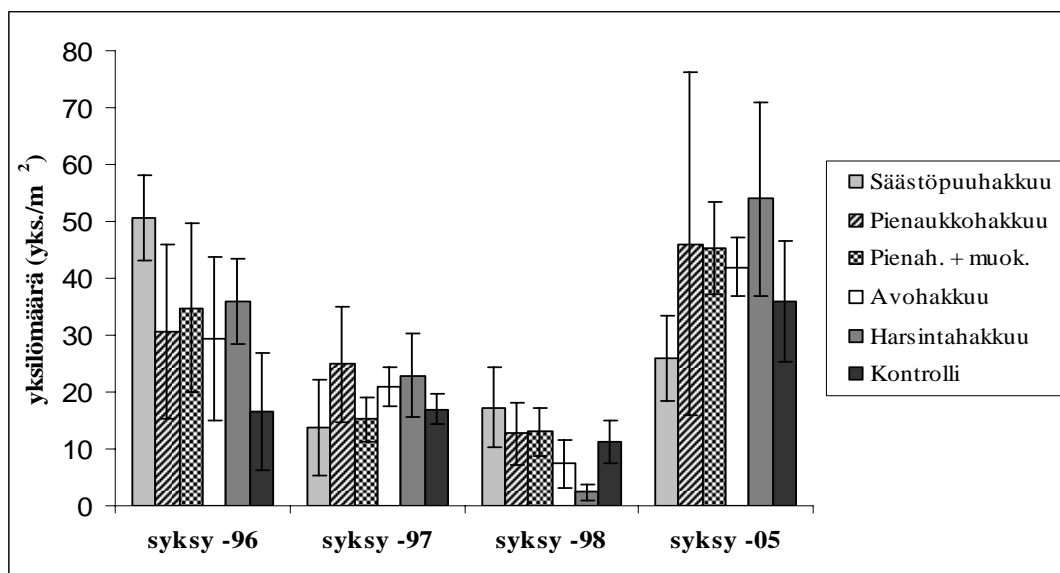
Kuva 6. Mikrobivorioiden yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).

Ajalla ja käsittelyllä ei esiintynyt yhdysvaikutusta mikrobi-detritivorioiden yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 1,29$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,241$ ). Näytteenottoajankohdan havaittiin vaikuttavan erittäin merkittävästi mikrobi-detritivorioiden esiintymiseen ( $F = 8,78$ ,  $df = 3$ ,  $P < 0,001$ ). Metsänuudistuskäsittelyillä ei sen sijaan ollut vaikutusta mikrobi-detritivorioiden yksilömääriin ( $F = 1,44$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,261$ ). Säestöpuu- ja pienaukkohakkuulla käsitellyillä aloilla mikrobi-detritivorioiden yksilömäärät kasvoivat tutkimuksen aikana syksyinä 1996–1998 (Kuva 7). Avohakatuilla ja muokatuilla pienaukkohakkuualoilla yksilömäärät vähenivät syksyinä 1996–1997, ja tämän jälkeen eläinten määrä kääntyi kasvuun. Tosin hajonta oli suurta varsinkin pienaukkohakatuilla ja muokatuilla aloilla.

Ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta loisten yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,86$ ,  $df = 15$ ,  $P = 0,608$ ). Näytteenottoajankohdan havaittiin vaikuttavan erittäin merkittävästi loisten runsauteen ( $F = 10,2$ ,  $df = 3$ ,  $P < 0,001$ ). Sen sijaan käsittelyillä ei ollut vaikutusta niiden esiintymiseen ( $F = 0,46$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,802$ ). Loisten trofiaryhmään kuuluvista eläimistä näytteissä esiintyi ainoastaan loispistiäisiä (Taulukko 2), joiden yksilömäärät olivat muihin trofiaryhmiin verrattuna hyvin pieniä (Kuva 8). Yksilömäärissä esiintyi myös huomattavaa hajontaa.



Kuva 7. Mikrobi-detritivorien yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).

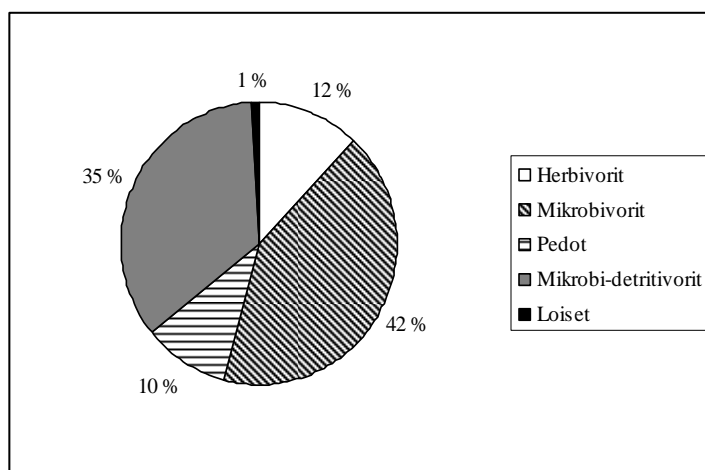


Kuva 8. Loisten yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuosien 1996–1998 tulokset on julkaistu aiemmin (Siira-Pietikäinen ym. 2002).

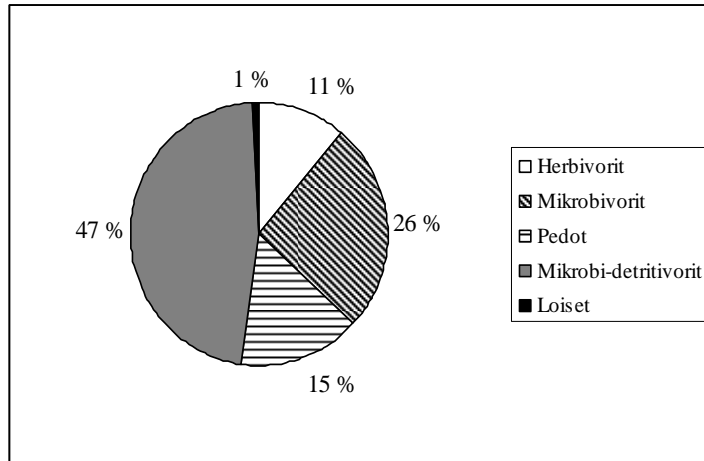
Syksyllä 1996 makroniveljalkaisten viidestä trofiaryhmästä (Taulukot 1 ja 2) mikrobivoreja esiintyi koaloilla huomattavasti enemmän kuin neljän muun ryhmän edustajia. Seuraavaksi eniten tavattiin herbivoreja, joiden suhteellinen osuus oli kuitenkin vain noin puolet mikrobivorien osuudesta. Syksyllä 1997 trofiaryhmien suhteelliset osuudet kokonaisyksilömäärästä olivat lähes samat kuin vuotta aiemmin. Syksynä 1998

yksilömäärältään runsain ryhmä oli mikrobi-detritivorit. Syksyllä 2005 suhteessa suurin ryhmä oli puolestaan jälleen mikrobivorit. Toiseksi eniten tavattiin herbivoreja, ja lähes yhtä paljon myös mikrobi-detritivoreja. Petojen ja loisten yksilömäärät olivat kaikkina näytteenottoajankohtina lähes yhtä suuria eläinten kokonaisyksilömäärästä. Herbivorien suhteellinen osuus puolestaan laski vuodesta 1996 vuoteen 1998. Syksyllä 2005 herbivorien suhteellinen yksilömäärä oli kuitenkin kasvanut syksyn 1996 tasolle.

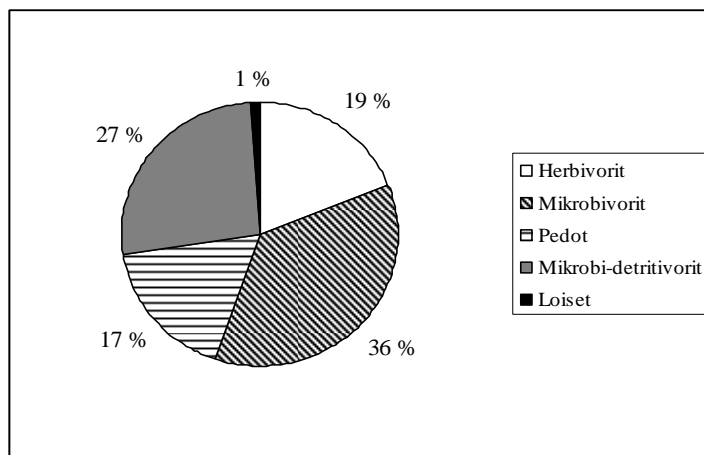
Tarkasteltaessa yksittäisten käsittelyiden vaikutuksia tarkemmin syksyllä 2005, voidaan havaita, että lähes kaikkien käsittelyjen tapauksessa yksilömäärältään suurin ryhmä oli mikrobivorit (Kuvat 9–14). Muista käsittelyistä poikkesivat ainoastaan pienaukkohakatu koealat, joilla tavattiin eniten mikrobi-detritivoreja. Pienaukkohakatuilla aloilla mikrobi-detritivorien osuus oli lähes puolet eläinten kokonaisyksilömäärästä (Kuva 10). Säästöpuuhakatuilla, pienaukkohakatuilla ja muokatuilla ja avohakatuilla aloilla mikrobi-detritivorien ryhmä oli yksilömäärältään toiseksi suurin (Kuvat 9, 11 ja 12). Herbivorien yksilömäärä oli puolestaan huomattavan suuri harsintahakatuilla aloilla ja kontrollialoilla. Kyseisillä aloilla esiintyi lisäksi vähemmän mikrobi-detritivoreja kuin muilla tavoin käsitellyillä (Kuvat 13–14). Petojen yksilömäärän osuus eläinten kokonaismäärästä vaihteli vain hieman eri käsittelyjen välillä. Loisten suhteellinen osuus oli hyvin pieni ja lähes sama kaikkien käsittelyiden tapauksessa (Kuvat 9–14).



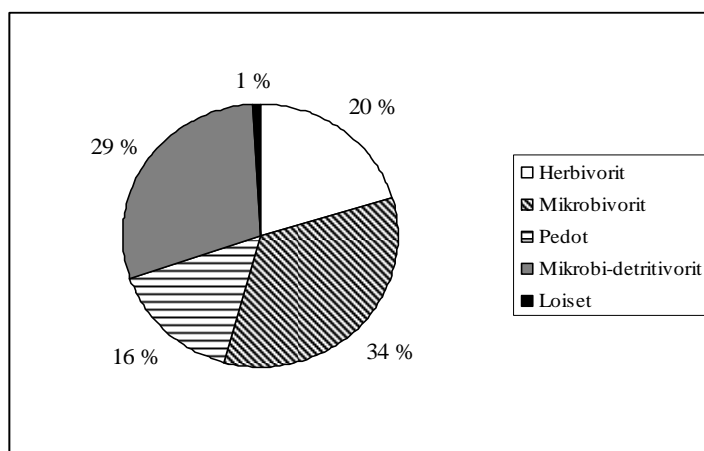
Kuva 9. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina säästöpuuhakatuilla koealoilla syksyllä 2005.



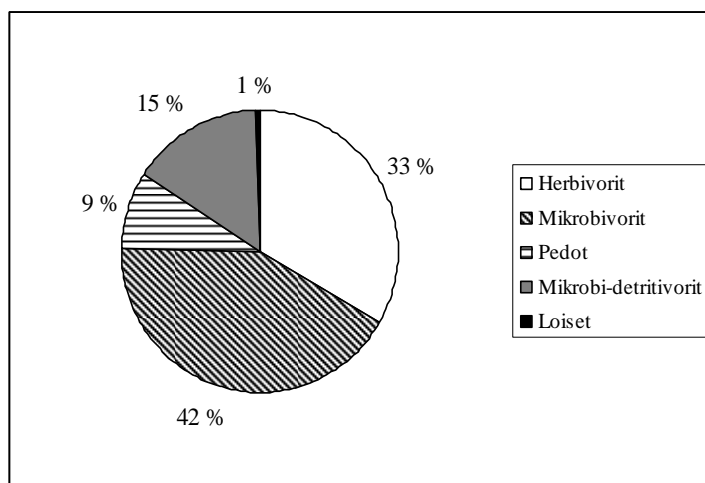
Kuva 10. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina pienaukkohakatuilla koealoilla syksyllä 2005.



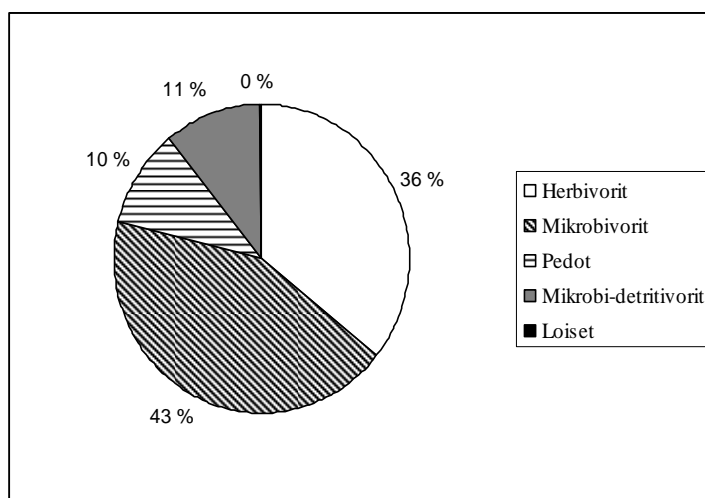
Kuva 11. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina pienaukkohakatuilla ja muokatuilla koealoilla syksyllä 2005.



Kuva 12. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina avohakatuilla koealoilla syksyllä 2005.



Kuva 13. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina harsintahakatuilla koealoilla syksyllä 2005

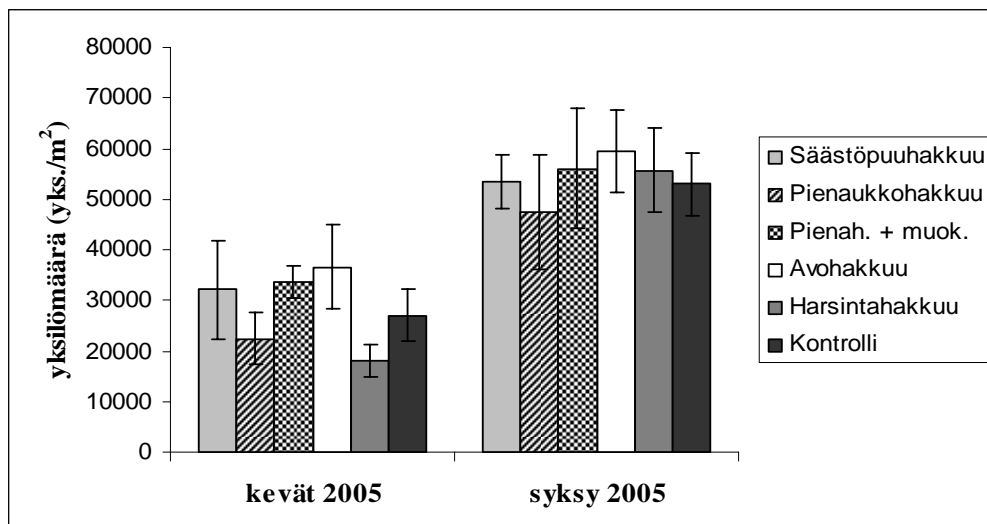


Kuva 14. Viiden makroniveljalkaisten trofiaryhmän yksilömäärät prosentteina kontrollialoilla syksyllä 2005

## 6.2. Yksilömäärät vuonna 2005

### 6.2.1. Änkyrimadot

Tarkasteltaessa vuoden 2005 aineistoa erikseen havaittiin, että ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta änkyrimatojen yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,40$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,843$ ). Näytteenottoajankohdalla oli erittäin merkitsevä vaikutus änkyrimatojen esiintymiseen ( $F = 42,6$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0,001$ ). Änkyrimatoja oli koealoilla enemmän syksyllä kuin keväällä (Kuva 15). Kumpanakaan näytteenottoajankohtana yksilömäärissä ei esiintynyt suurta vaihtelua eri tavoin käsiteltyjen koealojen välillä. Metsänkäsittelyillä ei siten ollut vaikutusta änkyrimatojen yksilömääriin ( $F = 0,69$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,638$ ).



Kuva 15. Änkyrimatojen yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskiarvot) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.

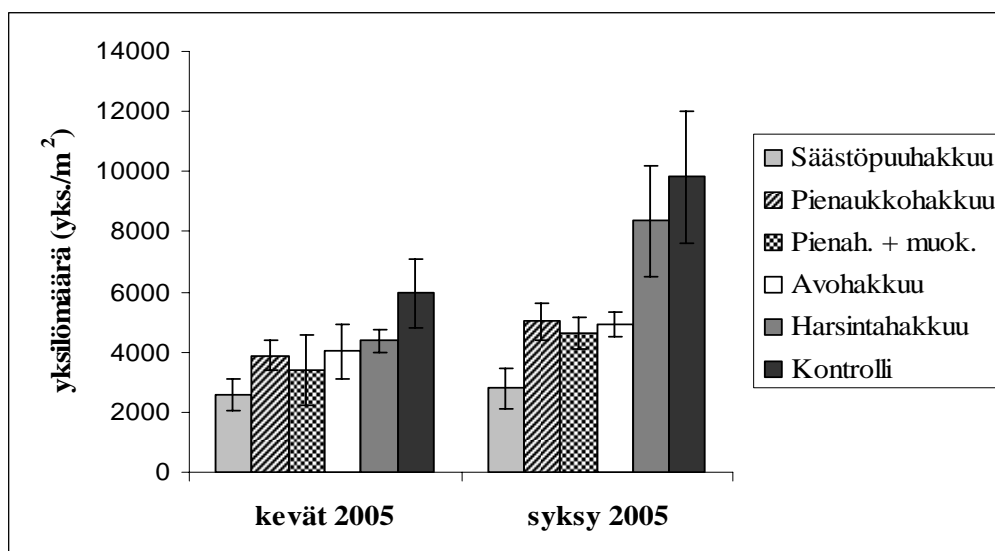
#### 6.2.2. Makroniveljalkaiset

Ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta makroniveljalkaisten kokonaisyksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,450$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,808$ ). Näytteenottoajankohdalla oli vaikutusta makroniveljalkaisten runsauteen ( $F = 9,03$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,008$ ). Makroniveljalkaisia tavattiin koealoilla enemmän syksyllä kuin keväällä (Kuva 16). Myös metsänkäsittelyjen todettiin vaikuttavan makroniveljalkaisten yksilömääriin ( $F = 5,39$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,004$ ). Parittaisessa vertailussa (Tukeyn HSD) havaittiin, että yksilömäärät olivat pienempiä säästöpuuhakkuulla käsitellyillä koealoilla kuin harsintahakatuilla aloilla ( $P = 0,014$ ) ja kontrollialoilla ( $P = 0,002$ ).

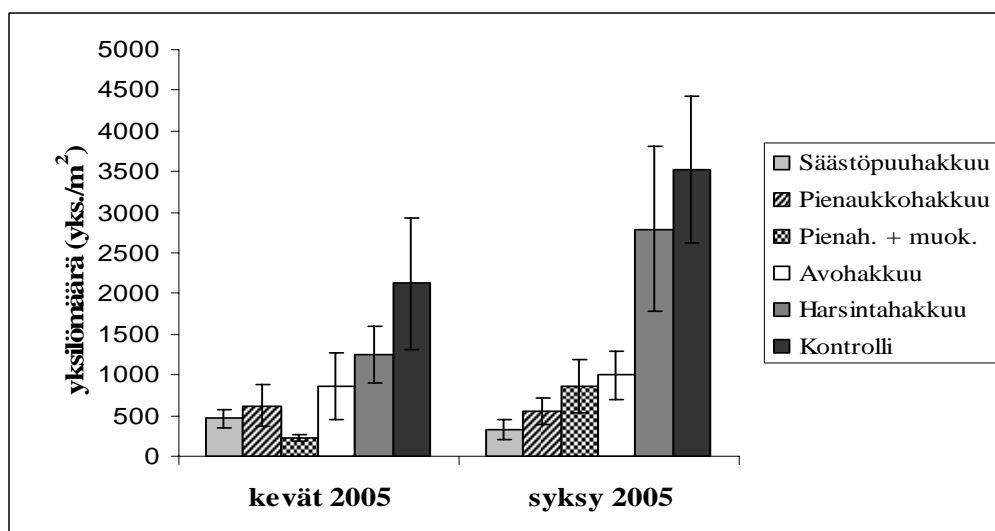
Vuonna 2005 makroniveljalkaisten viidestä trofiaryhmästä (Taulukot 1 ja 2) suhteelliselta yksilömäärältään suurin oli mikrobivorien -ryhmä. Trofiaryhmien sisäisistä taksonomisista ryhmistä yksilömäärältään kolme suurinta olivat keväällä 2005 suuruusjärjestyksessä: kärpäsen toukat, *Tomocerus flavescens* -lajin hyppyhäntäiset ja kilpikirvat. Syksyllä 2005 näytteissä esiintyi puolestaan eniten *Tomocerus flavescens* -lajin hyppyhäntäisiä, kilpikirvoja ja kirvoja (Liite 1).

Ajalla ja käsittelyllä ei esiintynyt yhdysvaikutusta herbivorien yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 1,38$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,282$ ). Näytteenottoajankohdalla havaittiin olevan vaikutusta herbivorien esiintymiseen ( $F = 4,97$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,040$ ). Myös metsänuudistuskäsittelyjen todettiin vaikuttavan herbivorien yksilömääriin ( $F = 4,88$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,006$ ). Parittaisen vertailun mukaan säästöpuuhakatuilla ( $P = 0,011$ ), pienaukkohakatuilla ( $P = 0,039$ ) ja pienaukkohakatuilla ja muokatuilla ( $P = 0,040$ ) koealoilla esiintyi vähemmän herbivoreja kuin kontrollialoilla. Herbivorien yksilömäärät olivat suurempia syksyllä kuin keväällä pienaukkohakatuilla ja muokatuilla, harsintahakatuilla ja käsittelemättömillä kontrollialoilla (Kuva 17). Suurin yksilömäärä (n. 3500 yksilöä neliometrillä) tavattiin kontrollialoilla syksyllä 2005. Yksittäisistä taksonomisista ryhmistä yksilömäärältään runsaimpia olivat sekä syksyllä että keväällä kilpikirvat ja kirvat (Liite 1)





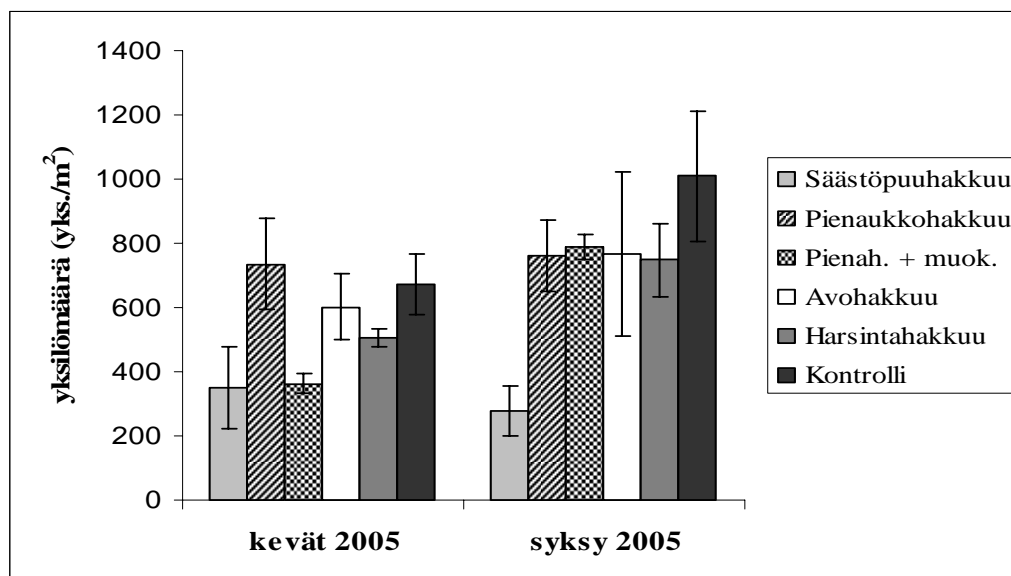
Kuva 16. Makroniveljalkaisten kokonaisyksiönmäärät neliömetrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.



Kuva 17. Herbivorien yksiönmäärät neliömetrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.

Ajalla ja käsittelyllä ei esiintynyt yhdysvaikutusta petojen yksiönmääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,85$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,534$ ). Näytteenottoajankohdan todettiin vaikuttavan petojen runsauteen ( $F = 5,23$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,035$ ). Myös metsänuudistuskäsittelyillä havaittiin olevan vaikutusta petojen yksiönmääriin ( $F = 4,21$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,011$ ). Parittaisen vertailun mukaan yksiönmäärät olivat pienempiä säästöpuuhakatuilla koealoilla kuin pienaukkohakatuilla aloilla ( $P = 0,029$ ) ja kontrollialoilla

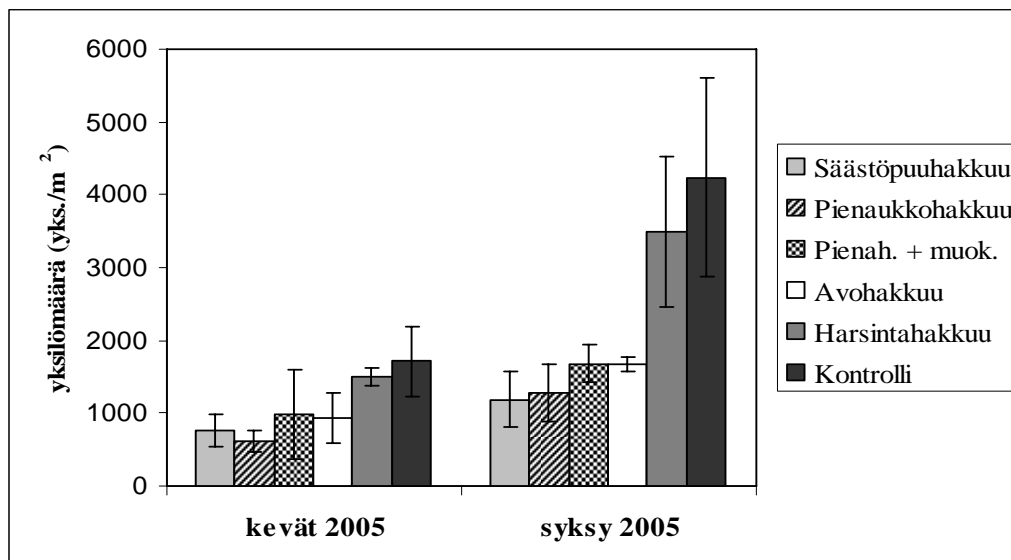
( $P = 0,006$ ). Petojen yksilömäärät olivat säästöpuu- ja pienaukkohakkuulla käsitellyillä koealoilla lähes yhtä suuria sekä keväällä että syksyllä (Kuva 18). Muiden käsittelyiden tapauksessa yksilömäärät olivat suurempia syksyllä kuin keväällä. Petoihin luetuista taksonomisista ryhmistä yksilömäärältään runsaimpia olivat keväällä hämähäkit ja lyhytsiipiset. Syksyllä 2005 eniten tavattiin hämähäkkejä ja muurahaisia (Liite 1).



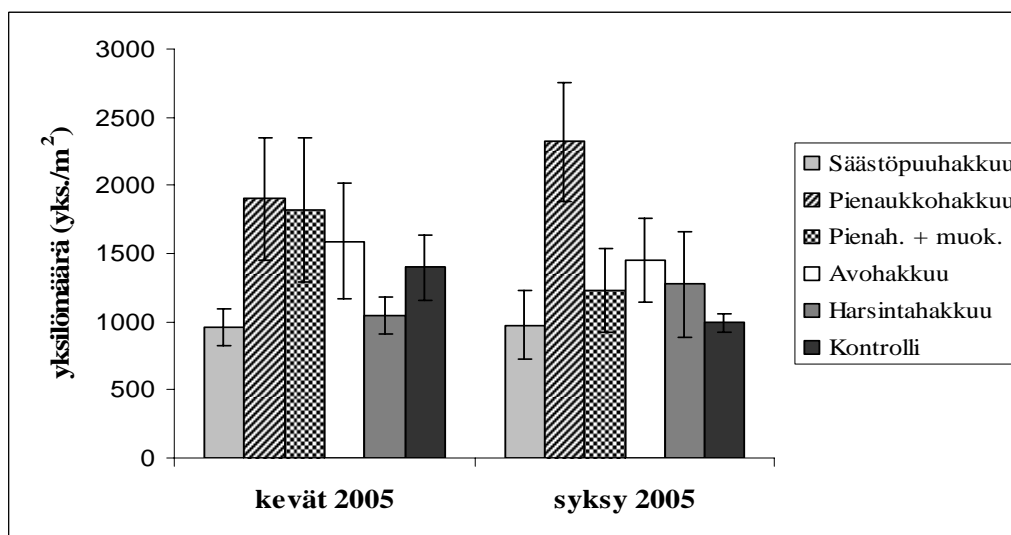
Kuva 18. Petojen yksilömäärät neliömetrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.

Ajalla ja käsittelyllä ei havaittu yhdysvaikutusta mikrobivorien yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,35$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,876$ ). Näytteenottoajankohdalla oli vaikutusta mikrobivorien runsauteen vuonna 2005 ( $F = 12,6$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,002$ ). Metsänkäsittelytapojen ei puolestaan havaittu vaikuttavan mikrobivorien yksilömääriin ( $F = 2,39$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,082$ ). Mikrobivorien yksilömäärät olivat kaikkien käsittelyiden tapauksessa suurempia syksyllä kuin keväällä 2005 (Kuva 19). Erot yksilömäärissä kahden näytteenottoajankohdan välillä olivat suuria harsintahakatuilla aloilla ja kontrollialoilla. Sekä syksyllä että keväällä mikrobivoreista tavattiin koealoilla eniten esihyönteisiä ja *Tomocerus flavescens* -lajin hyppyhäntäisiä (Liite 1).

Ajalla ja käsittelyllä ei esiintynyt yhdysvaikutusta mikrobi-detritivorien yksilömääriin koealoilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,54$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,745$ ). Näytteenottoajankohta ei vaikuttanut mikrobi-detritivorien esiintymiseen ( $F = 0,25$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,621$ ). Myöskään metsänuudistuskäsittelyllä ei havaittu olevan vaikutusta ( $F = 2,57$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,066$ ) (Kuva 20). Mikrobi-detritivoreihin luetuista eläimistä koealoilla esiintyi eniten kovakuoriaisten ja kärpästen toukkia (Liite 1).

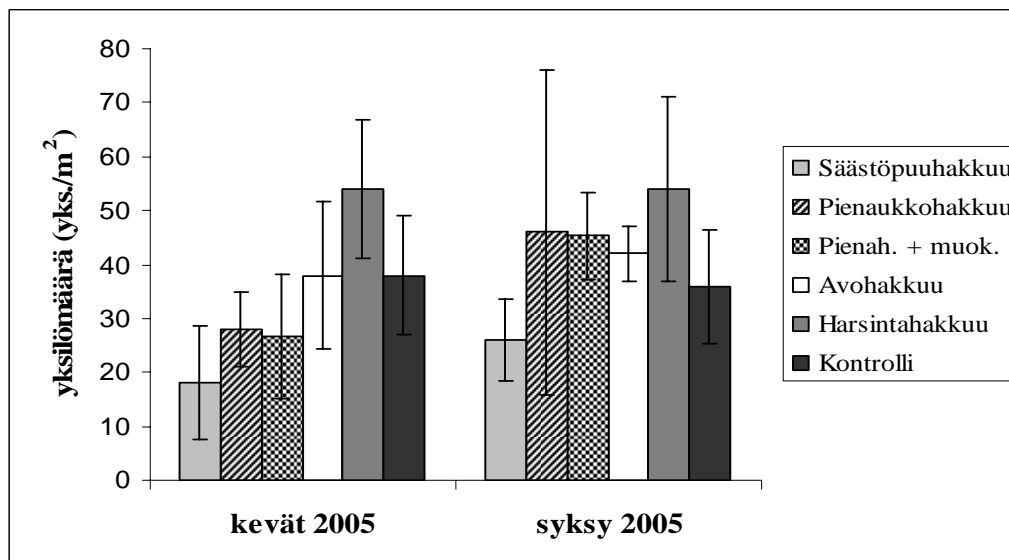


Kuva 19. Mikrobivorien yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.



Kuva 20. Mikrobi-detritivorien yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.

Ajalla ja käsittelyllä ei ollut yhdysvaikutusta loisten yksilömääriin koaloilla (toistomittauksen ANOVA:  $F = 0,21$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,952$ ). Näytteenottoajankohdan ei havaittu vaikuttavan loisten runsauteen ( $F = 0,50$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,489$ ). Myöskään metsänkäsittelyllä ei ollut vaikutusta niiden esiintymiseen ( $F = 1,73$ ,  $df = 5$ ,  $P = 0,185$ ). Loisia tavattiin koaloilla huomattavasti vähemmän kuin muihin trofiaryhmiin kuuluvia makroniveljalkaisia. Yksilömäärät eri koaloilla olivat huomattavan pieniä, ja lisäksi niissä esiintyi huomattavaa hajontaa (Kuva 21).



Kuva 21. Loisten yksilömäärät neliometrillä (koealojen keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet) eri tavoin käsitellyillä aloilla keväällä ja syksyllä 2005.

## 7. TULOSTEN TARKASTELU

### 7.1. Metsänuudistusmenetelmien vaikutus änkyrimatojen yksilömääriin

Metsänuudistuskäsittelyiden havaittiin vaikuttavan änkyrimatojen yksilömääriin ainoastaan kolmen kasvukauden kuluttua käsittelyistä syksyllä 1998. Tällöin yksilömäärät olivat suurempia avohakatuilla kuin kontrollialoilla. Muiden uudistusmenetelmien maaperässä aiheuttamat muutokset olivat todennäköisesti niin vähäisiä, ettei niillä ollut vaikutusta änkyrimatojen esiintymiseen. Tulosta tukee Huhta (1976), joka havaitsi Etelä- ja Pohjois-Suomessa toteutetussa tutkimuksessaan avohakkuukäsittelyn vaikuttavan positiivisesti änkyrimatoihin etenkin hakkuuta seuraavien ensimmäisten vuosien aikana. Koska eläinten yksilömäärissä ei havaittu eroja avohakattujen ja muokattujen pienaukkohakkuualojen välillä, hakatun aukon pinta-ala ei selitä änkyrimatojen reagointia uudistustoimiin. Eroja ei havaittu myöskään muokattujen ja muokkaamattomien pienaukkohakkuualojen välillä, joten änkyrimadot eivät todennäköisesti reagoi herkästi maanmuokkaukäsittelyyn.

Änkyrimatojen yksilömäärien todettiin kasvavan kaikilla muilla paitsi harsintahakatuilla koealoilla hakkuukäsittelyistä kuluneen kolmen kasvukauden aikana. Kasvu oli huomattavinta juuri avohakatuilla ja muokatuilla pienaukkohakkuualoilla, joilta puusto oli hakattu kokonaan, tai sitä oli poistettu enemmän kuin muilla tavoin käsitellyiltä koealoilta. Siira-Pietikäinen ym. (2001b) havaitsivat tutkimuksessaan, että änkyrimatojen yksilömäärä ja biomassa olivat suurempia pienaukkohakatuilla aloilla kuin kontrollialoilla n. 1,5 vuoden kuluttua uudistuskäsittelyistä. Avohakkuun tapauksessa vastaava vaikutus havaittiin vasta kolmantena syksynä hakkuiden jälkeen. Vastaaviin tuloksiin päätyi myös Lundkvistin (1983), jonka tutkimuksessa änkyrimatojen yksilömäärä oli suurin tutkimusaloilla 2,5 vuoden kuluttua avohakkuusta. Tällöin yksilöitä oli seitsemän kertaa enemmän avohakatuilla aloilla, joille oli jätetty keinotekoisena suuri määrä hakkuutähteitä

kuin kontrollialoilla. Avohakatuilla ja tähteistä raivatuilla aloilla yksilömäärä oli puolestaan viisi kertaa suurempi kuin kontrollialoilta laskettu.

Metsänkäsittelyillä ei todettu olevan pitkäaikaisia vaikutuksia änkyrimatojen yksilömääriin, sillä käsittelyiden vaikutusta ei esiintynyt vuonna 2005. Vastaaviin tuloksiin päätyi myös Lundkvist (1983), joka havaitsi avohakattujen alojen yksilömäärien palaavaan käsittelyitä edeltäneelle tasolle neljän vuoden kuluttua hakkuista. Nuorten avohakkuualojen lisäksi hän seurasi kehitystä lähes yksitoista vuotta sitten hakatulla seudulla kahden vuoden ajan, minkä jälkeen hakkuista oli kulunut kolmetoista vuotta. Kyseisenä aikana änkyrimatojen yksilömäärä laski. Havainnon perusteella änkyrimatojen yksilömäärien voidaan olettaa laskevan lähitulevaisuudessa myös tässä tutkimuksessa mukana olleilla tutkimusalueilla.

Toisin kuin Huhta (1976), Lundkvist (1983) ja Siira-Pietikäinen ym. (2001b), Uhia & Briones (2002) totesivat avohakkuun vähentävän *C. sphagnetorum* -lajin yksilömäärää 0,5–1,5 vuotta vanhoilla koelajoilla. Tutkimuksessa orgaanisen aineen pitoisuus oli suurempi hakkaamattomilla aloilla lähes koko tutkimuksen ajan. Uhian & Brionesin (2002) mukaan se, että yksilömäärässä esiintyy eroja hakattujen ja hakkaamattomien alojen välillä johtuukin ensisijaisesti tarjolla olevan ravinnon määrästä ja laadusta. Myös Siira-Pietikäinen ym. (2001b) ja Huhta (1976) perustelivat änkyrimatojen lisääntymisen johtuvan hakkuualoille jääneiden hakkuutähteiden ja muun kuolevan kasvimateriaalin tarjoamasta lisäravinnosta. Toisaalta Bengtsson ym. (1997) havaitsivat, ettei hakkuutähteiden poistolla tai niiden lisäyksellä ollut vaikutusta änkyrimatojen runsauteen tutkimusaloilla. Tutkimuksessa tarkastelun kohteena olivat käsittelyn pitkäaikaisvaikutukset maaperässä ja näytteenotto tehtiin kun käsittelyistä oli kulunut yli kymmenen vuotta. Myös Siira-Pietikäinen ym. (2001a) totesivat, ettei hakkuutähteiden lisäyksellä ollut vaikutusta änkyrimatojen esiintymiseen. Tässä tapauksessa muutoksia maaperässä seurattiin noin 2,5 vuotta hakkuutähteiden lisäyksen jälkeen. Sekä Siira-Pietikäinen (2001a) että Lundkvist (1983) toteavatkin, että hakkuutähteiden merkitys saattaa liittyä niiden suojaavaan vaikutukseen. Hakkuutähteet vähentävät oletettavasti puiden poistosta seuraavia lämpö- ja kosteusolojen muutoksia, jotka ovat haitallisia maaperäeläimille. Sen sijaan änkyrimatojen havaittiin reagoivat toiseen Siira-Pietikäisen ym. (2001a) tutkimuksessa mielenkiinnon kohteena olleeseen käsittelyyn: sienijuuriverkoston katkaisemiseen, missä jäljiteltiin puiden poistosta ja äestyksestä normaalisti seuraavaa tilannetta.

Puiden vedenotto vähenee ja maan kosteuspitoisuus kasvaa sienijuuriverkoston katkaisun myötä (Marshall 2000). Maan kosteuspitoisuus säätelee merkittävästi änkyrimatojen esiintymistä (Didden 1993, Lavelle & Spain 2001) ja ne todennäköisesti hyötyvät kosteuden lisääntymisestä. Kuoleva juuristo tarjoaa änkyrimadoille myös ravintoresursseja. Hagermanin ym. (1999) mukaan sienirihmasto ei kuole välittömästi hakkuutoimien yhteydessä, vaan tarjoaa hajottajaeliöstölle lisäravintoa vasta muutaman vuoden kuluttua hakkuista. Tätä tukevat Siira-Pietikäisen ym. (2001a) havaitsemat muutokset maaperän sienibiomassassa ja mikrobien yhteisörakenteessa. Voidaankin siis olettaa, että avohakkuukäsittelyn vaikutus heijastui änkyrimatojen esiintymiseen juuri sienijuuriverkoston pirstoutumisen ja hakkuuta seuranneiden maan lämpö- ja kosteusolojen muutosten kautta.

## 7.2. Metsänuudistusmenetelmien vaikutus makroniveljalkaisten yksilömääriin

### 7.3.1. Makroniveljalkaisten kokonaisyksilömäärät

Metsänkäsittelyillä todettiin olevan vaikutusta makroniveljalkaisten kokonaisyksilömääriin vasta kolmen kasvukauden kuluttua, aivan kuten änkyrimatojenkin tapauksessa. Lisäksi metsänkäsittelyjen havaittiin vaikuttavan makroniveljalkaisten esiintymiseen vielä yhdeksän vuoden kuluttua hakkuista. Lähes kaikkien käsittelyjen tapauksessa eläinten yksilömäärät vähenivät koealoilla syksyinä 1996–1998. Syksyllä 1998 eläinten määrät olivat pienempiä avohakatuilla koealoilla kuin pienaukkohakkuin ja harsintahakkuin käsittelyillä. Syksyllä 2005 yksilömäärät olivat pienempiä säästöpuu- kuin harsintahakatuilla aloilla. Tarkasteltaessa vuotta 2005 kokonaisuudessaan havaittiin sen sijaan, että eläimiä oli vähemmän säästöpuuhakkuulla käsitellyillä koealoilla kuin harsintahakatuilla aloilla ja kontrollialoilla. Tämän perusteella eläinten reagoinnin voidaan todeta riippuvan ainakin jossain määrin käsittelyn intensiteetistä. Eri eläinryhmät reagoivat uudistustapoihin eri tavoin, minkä vuoksi kokonaisyksilömäärien ja käsittelyn voimakkuuden välille ei muodostunut selkeää riippuvuutta. Lisäksi siitä huolimatta, että näytteenotossa kiinnitettiin huomiota koealojen maaperäolojen samankaltaisuuteen, niissä on todennäköisesti esiintynyt vaihtelua.

Siira-Pietikäinen ym. (2002) mukaan makroniveljalkaisten reagointi riippuu uudistusmenetelmän voimakkuudesta, sillä tutkimuksessa suurimmat vasteet havaittiin juuri avohakatuilla ja pienaukkohakatuilla aloilla. Vastaaviin tuloksiin päätyivät myös Bird ym. (2000), jotka tarkastelivat hakkuumenetelmien lisäksi myös aurauksen ja lannoituksen aiheuttamia vasteita. Sen sijaan Greenbergin & McGranen (1996) havaitsivat tutkimuksessaan, jossa tarkasteltiin metsän polton sekä intensiteetiltään erilaisten avohakkuumenetelmien vaikutusta niveljalkaisiin, ettei mikään käsittelyistä saanut aikaan muutoksia eläinten kokonaisyksilömäärässä eikä biomassassa noin vuoden kestäneen tutkimusjakson aikana. Polttokäsittelyn tosin havaittiin vaikuttavan positiivisesti pienikokoisiin (alle 5 mm) niveljalkaisiin. Greenberg & McGrane (1996) havaitsivat lisäksi eri niveljalkaisheimojen ja -lahkojen reagoivan hyvin eri tavoin metsänkäsittelymenetelmiin. Myös Huhta (1976) totesi makroniveljalkaisten reagoinnin vaihtelevan suuresti eläinryhmästä riippuen.

Metsänkäsittelyjen vaikutus näkyy mahdollisesti myös trofiaryhmien suhteellisissa osuuksissa, joissa tapahtui selkeää muutosta vasta syksyllä 1998. Tuolloin mikrobidetritivorien osuus oli lähes kaksinkertaistunut vuoteen 1997 verrattuna. Mikrobivorien osuus oli puolestaan vähentynyt lähes puoleen. Syksyllä 2005 eläinryhmien osuudet olivat jälleen lähes samat kuin syksyinä 1996 ja 1997. Tarkasteltaessa vuotta 2005 kokonaisuudessaan, suhteessa suurimman ryhmän (mikrobivorit) prosentuaalinen ero muihin ryhmiin on kaventunut ja ryhmien osuudet ovat tasoittuneet hieman. Tämän perusteella metsänuudistustoimien voisi olettaa aiheuttaneen muutoksia makroniveljalkaisyhteisössä vuonna 1998.

Koska eroja esiintyi avo- ja pienaukkohakkuu käsittelyjen välillä, hakkuualan koko saattaa vaikuttaa eläinten vasteisiin. Mahdollisesti eläimet siis hyötyivät kaatamatta jätetyistä puuryhmistä, sillä muutokset niiden elinympäristössä ovat luonnollisesti vähäisempiä hakkuualan ollessa pienempi. Toisaalta eläinten määrässä ei havaittu eroja avohakkuun ja pienaukkohakkuu maanmuokkauksella -käsittelyn välillä, joissa erotuksena oli ainoastaan hakkuualan koko. Tämä saattaa johtua muista luonnossa esiintyvistä hajontaa aiheuttavista tekijöistä, jotka vaikuttavat tilastolliseen analysointiin. Maanmuokkauksen (reagointi pienaukkohakkuuseen ja pienaukkohakkuu maanmuokkauksella -käsittelyyn) ei havaittu vaikuttavan makroniveljalkaisten

kokonaismäärään koealoilla. Samaan tulokseen päätyivät sekä hakkuualan koon että maanmuokkauksen tapauksessa myös Siira-Pietikäinen ym. (2002).

Aikaisemmin makroniveljalkaisten on todettu kestävän hyvin metsänuudistuksesta seuraavia ympäristömuutoksia (Greenberg & McGrane 1996, Bird ym. 2000, Siira-Pietikäinen ym. 2002). Siira-Pietikäisen ym. (2002) tutkimuksessa mikään vastaavasta kuudesta käsittelystä ei vaikuttanut makroniveljalkaisten kokonaisyksilömääriin kolmena hakkuuta seuraavana vuonna. Tarkemmassa taksonomisessa tarkastelussa vasteita sen sijaan esiintyi ja niiden todettiin vaihtelevan suuresti. Tämän lisäksi Siira-Pietikäinen ym. (2002) havaitsivat makroniveljalkaisten yhteisörakenteen muuttuvan metsänuudistustoimien seurauksena. Suurimmat muutoksista havaittiin heti hakkuuta seuraavan kasvukauden aikana. Samaan päätyivät myös Bird ym. (2000) havaitessaan, että käsittelyillä ei ollut vaikutusta niveljalkaisyhteisön monimuotoisuuteen enää kahden vuoden kuluttua hakkuista.

### 7.3.2. Herbivorit

Aika ja metsänuudistuskäsittelyt vaikuttivat herbivorien yksilömääriin sekä syksyinä 1996–1998 ja 2005 että vuonna 2005. Syksyinä 1996–1998 ja 2005 eläimiä oli kontrolliin verrattuna vähemmän kaikilla muilla paitsi harsintahakatuilla koealoilla. Trofiaryhmään kuuluvien eläinten voidaankin todeta olleen herkkiä lähes kaikenlaiselle metsänkäsittelylle. Todennäköisesti ryhmän eläimet reagoivat uudistustoimista aiheutuvaan pinta-kasvillisuuden vähenemiseen. Syksyllä 2005 herbivorien trofiaryhmän suhteellinen osuus oli täsmälleen sama kuin syksynä 1996, ja lisäksi niitä tavattiin huomattavan paljon harsintahakatuilla ja kontrollialoilla. Vuonna 2005 eläinten määrää kontrolliin verrattuna vähensivät säästöpuuhakkuu, pienaukkohakkuu ja pienaukkohakkuu maanmuokkauksella. Perinteisellä avohakkuun vaikutus ei siis ollut havaittavissa yksilömäärissä enää yhdeksän vuoden kuluttua. Tosin hajonta oli suurta vuonna 2005, mikä todennäköisesti vaikutti tilastolliseen testaukseen.

Tutkimustulosten perusteella voidaan olettaa, että metsänuudistuksen vaikutukset näkyvät herbivorien yksilömäärissä selkeimmin vasta muutaman vuoden kuluttua käsittelyistä. Toisaalta eläinten yksilömäärä oli syksyllä 1998 pienimmillään myös käsittelemättömillä kontrollialoilla. Uudistusmenetelmien vaikutus saattaa lisäksi heijastua herbivoreihin varsin pitkään, sillä suurimman osan käsittelyistä havaittiin vaikuttavan yksilömääriin vielä yhdeksän vuotta uudistustoimien jälkeen. Mielenkiintoista sinänsä, miksi perinteinen avohakkuu, jossa maa muokataan ja puusto poistetaan kokonaisuudessaan, ei vaikuttanut eläinryhmän runsauteen enää vuonna 2005. Tämä saattaa selittyä kasvillisuuden palautumisella. Taimikon kasvun myötä avohakatuille aloilla saattoi muodostua suotuista elinympäristöä kasviravintoa hyödyntäville makroniveljalkaisille.

Kirjallisuudessa herbivorien ei puolestaan ole todettu reagoivan herkästi metsänuudistukseen liittyviin toimiin (Bengtsson ym. 1997, Siira-Pietikäinen ym. 2002). Siira-Pietikäisen ym. (2002) tutkimuksessa niiden ei havaittu reagoivan ryhmänä mihinkään tutkituista uudistuskäsittelyistä. Sen sijaan kilpikirvojen ja luteiden määrä laski huomattavasti avohakkuun ja pienaukkohakkuu muokkauksella -käsittelyn seurauksena. Huhta (1976) puolestaan toteaa, ettei avohakkuukäsittelyllä havaittu olevan vaikutusta luteiden esiintymiseen 14 vuoden seurantajakson aikana. Kaskaiden yksilömäärän havaittiin sen sijaan kasvavan ensimmäisinä hakkuuta seuraavina vuosina. Atlegrim & Sjöberg (1995) havaitsivat, että perhosentoukkien yksilömäärä oli pienempi avohakkuualoilla kuin harsintahakatussa- ja kontrollimetsässä. Bird ym. (2000) mukaan herbivorien vasteet vaihtelevat hyvin paljon trofiaryhmän sisällä.

### 7.3.3. Pedot

Näytteenottoajankohdalla oli erittäin merkittävä vaikutus petojen yksilömääriin. Metsänkäsittelyillä ei puolestaan todettu olevan mitään vaikutusta makroniveljalkaispetoihin syksyinä 1996–1998 ja 2005. Vuonna 2005 vaikutus sen sijaan havaittiin. Tuolloin petojen yksilömäärät olivat suurempia säästöpuuhakkuulla käsitellyillä aloilla kuin pienaukkohakatuilla aloilla ja kontrollimetsässä. Pedot eivät siis todennäköisesti ole herkkiä metsänuudistuksesta ensimmäisinä vuosina seuraaville elinympäristömuutoksille. Vaikutuksia esiintyi vasta yhdeksän vuoden kuluttua ja niiden havaittiin riippuvan jossain määrin käsittelyintensiteetistä. Yleisesti koalojen yksilömäärät olivat suurempia syksyllä kuin keväällä 2005. Yksilömäärien vaihtelussa ei lisäksi ollut havaittavissa juuri minkäänlaista yhdenmukaista kehitystä. Myös petojen suhteellinen osuus eläinten kokonaismäärästä oli lähes kaikkien käsittelyjen tapauksessa sama syksyllä 2005.

Siira-Pietikäinen ym. (2002) havaitsivat puolestaan avohakkuun ja pienaukkohakkuu muokkauksella -käsittelyn vaikuttavan negatiivisesti makroniveljalkaispetoihin. Vasteiden todettiin kuitenkin vaihtelevan ryhmän sisällä. Esimerkiksi hämähäkkien määrä väheni edellä mainittujen käsittelyjen myötä, kun taas lyhytsiipisiin niillä oli väliaikaisia positiivisia vaikutuksia. Myös Huhta (1971) sekä Greenberg & McGrane (1996) havaitsivat hämähäkkien yksilömäärän vähenevän huomattavasti avohakkuun seurauksena. Yksityiskohtaisemmassa tarkastelussa juoksemalla metsästävien lajien (*Lycosidae*) on todettu runsastuvan ja verkkoja kutovien lajien (*Linyphiidae*) vähenevän avohakkuun seurauksena (Atlegrim & Sjöberg 1995, Larrivé ym. 2005). Myös lukkien on todettu reagoivan negatiivisesti hakkuisiin (Greenberg & McGrane 1996). Ryhmään kuuluvien heimojen ja lahkojen edustajat reagoivat eri tavoin myös maan äestykseen ja sienijuuriverkoston katkaisuun (Siira-Pietikäinen ym. 2003). Huhta (1976) havaitsi avohakkuun vähentävän juoksujalkaisten ja hämähäkkien yksilömäärää Etelä-Suomessa. Lyhytsiipisten, muiden kovakuoriaisten ja muurahaisten havaittiin puolestaan reagoivan positiivisesti hakkuuseen. Pohjois-Suomessa juoksujalkaisten, lyhytsiipisten ja muurahaisten yksilömäärät lisääntyivät ja hämähäkkien vähenivät niiden seurauksena. Bird ym. (2000) toteavat maakiitäjien suosivan voimakkaasti käsiteltyjä metsäaloja. Atlegrim ym. (1997) havaitsivat puolestaan, ettei harsinta- eikä avohakkuulla ollut vaikutusta maakiitäjien runsauteen. Samankaltaisista ravintoresursseista huolimatta ryhmään kuuluvat eläimet poikkeavat suuresti toisistaan muun ekologian, kuten ympäristövaatimusten, käyttäytymisen ja levittäytymiskyvyn osalta (Lavelle & Spain 2001). Tämän vuoksi ryhmän edustajat reagoivat uudistustoimiin eri tavoin, mistä johtuen käsittelyjen ei havaittu vaikuttavan niihin kokonaista trofiaryhmää tarkasteltaessa.

### 7.3.4. Mikrobivorit

Näytteenottoajankohta vaikutti erittäin merkittävästi myös mikrobivorien esiintymiseen vuonna 2005. Metsänkäsittelymenetelmillä havaittiin puolestaan olevan vaikutusta mikrobivorien yksilömääriin ainoastaan syksyllä 1998. Parittaisessa vertailussa ei kuitenkaan havaittu merkitseviä eroja käsittelyiden välillä. Useat erot olivat siis lähes merkitseviä, minkä vuoksi varianssianalyysin tulos kertoi käsittelyn merkitsevistä vaikutuksista. Tarkasteltaessa trofiaryhmien suhteellisia määriä eri tavoin käsitellyillä aloilla, todettiin että, mikrobivoreja oli huomattavan vähän pienaukkohakatuilla aloilla. Ryhmän osuus makroniveljalkaisten kokonaismäärästä oli kaikista trofiaryhmistä suurin syksyinä 1996 ja 1997. Vuonna 1998 osuus oli vain noin puolet entisestään. Yksilömäärän muutokset saattavat johtua ympäristöolojen muutoksista ja muista ekologisista tekijöistä, kuten muutoksista ravintoresursseissa. Huhdan (1976) mukaan hyppyhäntäisten



yksilömäärä kasvoi aluksi avohakkuun seurauksena Etelä-Suomessa, mutta kääntyi laskuun 5–6 vuoden kuluttua käsittelystä. Pohjois-Suomessa vastaavaa positiivista reaktiota ei havaittu hakkuita seuraavina ensimmäisinä vuosina. Sen sijaan Butterfield (1999), Bird ym. (2000) ja Siira-Pietikäinen ym. (2002) toteavat, etteivät hyppyhäntäiset reagoi herkästi uudistamiseen liittyviin toimiin.

Metsänuudistustoimet (etenkin avohakkuu) aiheuttavat maaperässä muutoksia, jotka heijastuvat hajottajamikrobistoon ja puiden sienijuuristoon, joita mikrobivorit käyttävät ravinnokseen (Siira-Pietikäinen ym. 2001a, Valkonen ym. 2001). Metsänuudistukseen liittyvän äestyksen ja siitä aiheutuvan sienijuuriverkoston pirstoutumisen on havaittu vähentävän suurikokoisten hyppyhäntäisten (*Entomobryidae*) yksilömäärää (Siira-Pietikäinen ym. 2003). Myös hakkuutähteiden poiston on todettu vaikuttavan negatiivisesti fungivorien esiintymiseen (Bengtsson ym. 1997). Tässä tutkimuksessa havaittu mikrobivorien suhteellisen määrän väheneminen saattaakin johtua puiden sienijuurten vähenemisestä maanmuokkauksen seurauksena. Hagermanin ym. (1999) mukaan sienijuuret eivät todennäköisesti kuole välittömästi maanmuokkauksen jälkeen, vaan vasta noin 2–3 vuoden kuluttua käsittelyn jälkeen. Oletettavasti myös sienijuuria ravinnokseen käyttävien eläinten määrä laskee ravinnon määrän pienenemisen myötä. Tästä johtuen mikrobivorien vasteet havaitaan vasta kun käsittelyistä on kulunut noin 2 vuotta.

#### 7.3.5. Mikrobi-detritivorit ja loiset

Metsänuudistuskäsittelyillä ei havaittu olevan vaikutusta mikrobi-detritivorien määrään koelaloilla. Aika vaikutti sen sijaan niiden esiintymiseen erittäin merkittävästi. Ryhmän eläimet käyttävät samaa ravintoa kuin änkyrimadot. Vaikka mikrobi-detritivorien ei havaittu reagoivat käsittelyihin, muutokset niiden suhteellisessa osuudessa kertovat huomattavasta runsastumisesta syksyllä 1998. Yksilömäärien kasvun voidaan siis olettaa johtuvan ravintoresursseista, koska sekä änkyrimatoja että mikrobi-detritivorien ryhmän edustajia oli paljon koelaloilla syksyllä 1998. Tätä tukee myös Bengtssonin ym. (1997) havainto, jonka mukaan kärpästen toukkien yksilömäärä vähenee voimakkaasti hakkuutähteiden poiston seurauksena.

Myöskään Siira-Pietikäinen ym. (2002) eivät havainneet, että mikään myös tässä tutkimuksessa käytetyistä viidestä käsittelystä vaikuttaisi mikrobi-detritivorien runsauteen. Ryhmän edustajista kärpästen toukkien yksilömääriin havaittiin olevan suurempi muokatuilla pienaukkohakkuualoilla kuin kontrollialoilla. Sen sijaan Huhdan (1976) mukaan avohakkuu vähensi kärpästen toukkien yksilömääriä Etelä-Suomessa. Vastaavaa vähenemistä ei kuitenkaan havaittu Pohjois-Suomen tutkimusalueella. Birdin ym. (2000) tutkimuksessa kärpästen toukkien havaittiin kestävän hyvin metsänuudistukseen liittyvistä toimista seuraavia ympäristömuutoksia.

Näytteenottoajankohta vaikutti erittäin merkittävästi loisten runsauteen syksyinä 1996–1996 ja 2005. Ajan vaikutusta ei esiintynyt vuonna 2005. Lisäksi loisten yksilömäärien ei todettu riippuvan metsänkäsittelystä. Loisten trofiaryhmään kuuluneita eläimiä oli näytteissä huomattavan vähän. Lisäksi eri koelaloilta lasketuissa yksilömäärissä esiintyi suurta vaihtelua. Tämän vuoksi sitä, kuinka loisten trofiaryhmään kuuluvat eläimet reagoivat eri metsänuudistusmenetelmiin on vaikea arvioida tutkimuksen perusteella.

## 7.2. Kosteuden ja lämpötilan vaikutus änkyrimatojen ja makroniveljalkaisten esiintymiseen

Se, että näytteenottoajankohta vaikutti änkyrimatojen ja lähes kaikissa tapauksissa myös makroniveljalkaisten runsauteen koaloilla, johtuu todennäköisesti sääolojen vaihteluista, jotka heijastuvat maaperään. Lisäksi eläinten yksilömääriä säätelee mm. tarjolla olevien ravintoresurssien määrä. Änkyrimadoilla ei ole rakenteellista suoja mekanismeista haihtumista vastaan, joten niiden tiedetään suosivan kosteita paikkoja ja reagoivan herkästi kuivuuteen (Didden 1993). Kesän sateisuuden on todettu vaikuttavan siihen kuinka korkeiksi yksilömäärä kasvaa sitä seuraavan syksyn ja kevään huippuesiintymisen aikaan (Nurminen 1967). Lundkvistin (1982) havaitsi puolestaan, että änkyrimatojen yksilömäärä neliometrillä oli keskiruotsalaisessa mäntymetsässä suurimmillaan helmi-, heinä- ja syyskuussa. Vähiten eläimiä tavattiin puolestaan keväällä ja alkukesällä. Huhta ym. (1986) havaitsivat tutkiessaan maaperäeläinten runsauden vaihtelua toukokuun ja syyskuun välisenä aikana, että änkyrimatojen määrä on suurimmillaan maaperässä alkusyksyllä.

Lindberg ym. (2002) vertailivat kesäkuukausien sademäärien kasvun ja pienenemisen pitkäaikaisvaikutuksia maaperäeläimiin. Tutkimuksessa änkyrimatojen yksilömäärä oli kolminkertainen kontrolliin verrattuna aloilla, joiden vuotuista sademäärää lisättiin keinotekoisesti 21–333 mm. Kontrollialoilla yksilömäärä oli lisäksi kymmenen kertaa suurempi kuin kuivuusaloilta, joiden kesäkuukausien sadannasta pidätettiin 70 %. Keskilämpötilan nousun (keinotekoinen lisäys 15 °C) havaittiin puolestaan lisäävän änkyrimatojen määrää. Haimi ym. (2005) totesivat puolestaan, etteivät änkyrimadot reagoineet kasvihuoneilmiön voimistumista jäljitelleeseen keskilämpötilan nousuun. Voidaankin olettaa, että änkyrimatojen runsaus riippuu enemmän maaperän kosteudesta, johon lämpötilan vaikutus heijastuu haihtumisen kautta.

Bezkorovainaya & Yashikhin (2003) havaitsivat, että karikkekerroksen makroniveljalkaisten yksilömäärä laskee lämpötilan noustessa ja kasvaa maaperän kosteuden lisääntymisen myötä. Eläinten kokonaismäärän havaittiin riippuvan etenkin maaperän lämpöoloista. Haimi ym. (2005) totesivat puolestaan, ettei keskilämpötilan nostolla ollut merkittäviä vaikutuksia mikroniveljalkaisyhteisöön. Koska makroniveljalkaisiin lukeutuvat eläimet poikkeavat suuresti toisistaan ekologiensa osalta (Lavelle & Spain 2001), ne reagoivat eri tavoin lämpötilan ja kosteuden vaihteluihin. Tämän vuoksi sitä, miten sääolojen muutokset vaikuttavat koko ryhmän yksilömäärään on vaikea arvioida. Lisäksi eläinten kyky suojautua kuivuudelta esimerkiksi kaivautumalla syvemmälle maaperään vaihtelee suuresti (Frouz ym. 2004). Kärpästen toukkien määrän tiedetään vähenevän nopeasti kuumuuden ja kuivuuden seurauksena, koska vain harvan lajin on todettu kykenevän ehkäisemään kuivumista esim. kaivautumalla syvemmälle. Karhukaiset, jotka puolestaan kykenevät suojautumaan kuivuudelta siirtymällä inaktiiviseen tilaan, pystyvät lisääntymään nopeasti olojen muututtua jälleen suotuisiksi (Herlitzius 1987, Briones ym. 1997). Lisäksi yksittäisistä eläinryhmistä hyppyhäntäisten yksilömäärän on todettu vähenevän kuivuuden (Lindberg ym. 2002) ja kasvavan lämpötilan vaihtelun seurauksena (Huhta & Hänninen 2001).

Tässä tutkimuksessa mukana olleina vuosina sademäärät poikkesivat normaalista Jyväskylän Keljossa (tutkimusalueita lähimpänä oleva havaintopaikka, jolta ilmastotilastoja myös vuodelta 2005) heinäkuussa 1996, jolloin sademäärä oli lähes kaksinkertainen keskimääräiseen verrattuna (Ilmatieteen laitos 1997). Vertailukohteena käytettiin vuosilta 1971–2000 laskettuja sademäärän kuukausikeskiarvoja (Ilmatieteen laitos 2005a). Saman vuoden elo- ja syyskuu olivat sen sijaan huomattavan kuivia

(Ilmatieteen laitos 1997). Loppukesän kuivuus onkin mahdollisesti vähentänyt änkyrimatojen määriä maaperässä (Nurminen 1967). Makroniveljalkaisten runsauteen sillä ei kuitenkaan ollut vaikutusta. Vuoden 1997 alkukesän sademäärä noudatteli normaaleja kuukausikeskiarvoja, mutta syyskuussa sadetta saatiin keskimääräistä enemmän (Ilmatieteen laitos 1999a).

Tarkasteltaessa vuosien 1998 ja 2005 ilmastotietoja voidaan todeta, että kesä-elokuussa 1998 satoi huomattavan paljon ja kuukausien keskilämpötilat olivat normaalia luokkaa. Syyskuu oli sen sijaan huomattavan kuiva ja lämmin (Ilmatieteen laitos 1999b). Änkyrimadot ovatkin todennäköisesti hyötyneet kesän sateisuudesta (Nurminen 1967). Makroniveljalkaisten yksilömäärät olivat puolestaan huomattavan pieniä kyseisenä syksynä. Toukokuussa 2005 sekä sademäärä ja keskilämpötila olivat keskimääräistä korkeampia (Ilmatieteen laitos 2005a), joten maaperän olosuhteet olivat todennäköisesti ihanteelliset etenkin änkyrimatojen lisääntymisen kannalta. Sekä änkyrimatojen että makroniveljalkaisten yksilömäärät olivat kuitenkin tuolloin keväällä pienempiä kuin syksyllä 2005. Talven ankaruudella voidaan olettaa olleen vaikutusta keväällä laskettuihin määriin (Nurminen 1967). Kuten vuonna 1998, kesä-elokuu olivat jälleen normaalia sateisempia. Heinä- ja elokuu olivat lisäksi normaalia lämpimämpiä (Ilmatieteen laitos 2005b, 2005c, 2005d). Vuoden syyskuu oli puolestaan kuiva ja lämmin (Ilmatieteen laitos 2005e). Sääolosuhteiltaan suotuisa kesä todennäköisesti selittääkin sen, miksi maaperäeläinten yksilömäärät olivat suurempia vuoden 2005 syksyllä kuin keväällä.

### 7.3. Yhteenveto

Metsänuudistusmenetelmien todettiin vaikuttavan änkyrimatojen yksilömääriin ainoastaan syksyllä 1998, jolloin uudistustoimista oli kulunut kolme kasvukautta. Tuolloin yksilömäärät olivat suurempia avohakatuilla kuin kontrollialoilla. Yksilömäärien kasvu vuosina 1996–1998 oli huomattavinta voimakkaimmin käsitellyillä aloilla (avohakkuu ja pienaukkohakkuu ja maan muokkaus -käsittely). Tutkimuksen perusteella änkyrimatojen voidaan siis todeta kestävän hyvin ensimmäisinä vuosina hakkuiden jälkeen tapahtuvia ympäristömuutoksia. Todennäköisesti eläimet hyötyivät etenkin puiden sienijuuriverkoston pirstoutumisesta, ja tämän vuoksi niitä esiintyi runsaasti koealoilla, joiden käsittelyyn liittyi myös maanmuokkaus. Maan kosteuspitoisuus lisääntyy sienijuuriverkoston pirstoutumisen myötä. Lisäksi kuoleva juuristo sienirihmastoineen tarjoaa änkyrimadoille ravintoresursseja. Koealoilla, joiden maata ei muokattu, sienijuuriverkosto säilyi puolestaan elinvoimaisena. Tämän vuoksi kyseisillä käsittelyillä ei ollut vaikutusta änkyrimatojen esiintymiseen. Myös hakkuutähteiden maan lämpö- ja kosteusvaihteluita vähentävällä vaikutuksella on todennäköisesti ollut oma merkityksensä änkyrimatojen vasteisiin. Lisäksi vuoden 1996 poikkeuksellisen kuiva syksy todennäköisesti vähensi eläinten määrää koealoilla. Vuosien 1998 ja 2005 kesät olivat sääolosuhteiltaan sen sijaan erityisen suotuisia änkyrimadoille.

Makroniveljalkaisten kokonaisyksilömäärään metsänuudistuskäsittelyillä oli vaikutusta kahden ja yhdeksän vuoden kuluttua hakkuista. Eläinten vasteiden todettiin riippuvan jossain määrin käytetyn uudistusmenetelmän intensiteetistä. Makroniveljalkaiset ovat ekologialtaan erittäin monimuotoinen ryhmä, joten eläinten vasteissa esiintyy todennäköisesti hyvin suurta vaihtelua. Tässä tutkimuksessa tarkastelua tarkennettiin jakamalla makroniveljalkaiset viiteen ryhmään ravinnon käytön perusteella. Trofiaryhmien vasteiden todettiin vaihtelevan suuresti. Samanlaisista ravintoresursseista huolimatta samaan ryhmään kuuluvat eläimet poikkeavat suuresti toisistaan muun ekologiesa osalta, minkä vuoksi ne reagoivat myös uudistustoimiin eri tavoin. Tässä tutkimuksessa yksittäisen trofiaryhmän vasteita ei tarkasteltu heimo- tai lahkotasoa tarkemmin.

Tulevaisuudessa olisikin hyödyllistä selvittää uudistusmenetelmien vaikutuksia makroniveljalkaisiin myös yksityiskohtaisemmin.

Makroniveljalkaisten viidestä trofiaryhmästä herkimmin metsänuudistukseen reagoivat herbivorit, joiden runsauteen uudistustoimet vaikuttivat sekä syksyinä 1996–2005 että vuonna 2005. Esimerkiksi vuosina 1996–1998 herbivoreja oli kontrolliin verrattuna vähemmän kaikilla muilla paitsi harsintahakatuilla koaloilla. Vuonna 2005 niiden yksilömääriä kontrolliin verrattuna vähensivät puolestaan säästöpuuhakkuu, pienaukkohakkuu ja pienaukkohakkuu maanmuokkauksella. Herbivorit reagoivat etenkin metsänkäsittelyn pintakasvillisuudessa aiheuttamiin muutoksiin. Kasvillisuuden uusiutumisenopeus vaihteli todennäköisesti koaloittain, mikä vaikutti eläimille tarjolla olevan ravinnon määrään. Herbivorien lisäksi metsänuudistusmenetelmät vaikuttivat myös mikrobivorin runsauteen kolmen kasvukauden kuluttua hakkuutoimista. Useat mikrobivorit käyttävät ravinnokseen puiden sienijuurta. Tämän vuoksi niiden yksilömäärät vähenivät koaloilla todennäköisesti kuolevan sienijuuriverkoston myötä.

Makroniveljalkaispetojen ei todettu olevan herkkiä metsänuudistuksesta ensimmäisinä vuosina seuraaville ympäristömuutoksille. Sen sijaan niiden havaittiin reagoivan uudistustoimiin vasta vuonna 2005. Mikrobi-detritivorien ja loisten tapauksessa metsänuudistusmenetelmien vaikutusta ei havaittu. Syksyllä 1998 mikrobi-detritivorien suhteellinen osuus oli kuitenkin huomattavan suuri aikaisempiin vuosiin verrattuna. Yksilömäärien kasvu johtuu todennäköisesti ravinnon lisääntymisestä koaloilla erityisesti kuolevan sienijuuriston myötä.

Metsänuudistusmenetelmät ja etenkin perinteinen avohakkuu muuttavat metsän abioottisia ja bioottisia tekijöitä. Muutokset heijastuvat myös maaperään ja siinä tapahtuvaan hajotustoimintaan. Merkittävistä hajottajaeläimistä sekä änkyrimadot että makroniveljalkaiset todettiin kestävän hyvin metsänuudistuksesta ensimmäisen kolmen kasvukauden aikana seuraavia elinympäristömuutoksia. Makroniveljalkaisten tapauksessa uudistusmenetelmillä oli kuitenkin pidempiaikaisia vaikutuksia eläinten yksilömääriin. Näin ollen eläinten vasteita olisi hyödyllistä seurata kauemminkin kuin yhdeksän vuotta. Ravinnonkäytöltään toisistaan poikkeavien trofiaryhmien herkkyyden todettiin vaihtelevan suuresti. Uudistustoimet saattavat lisäksi aiheuttaa muutoksia makroniveljalkaisyhteisössä. Eläinten vasteet riippuvat ainakin jossain määrin käytetyn uudistustavan intensiteetistä, kuten poistetun puuston määrästä ja maan käsittelystä. Mikäli herkimpienkin eläinten säilyminen halutaan turvata, tulisi tuoreen kankaan kuusikoiden hoidossa suosia perinteisen avohakkuun sijaan puustoa ja maaperää säästäviä uudistusmenetelmiä. Yksittäisten taksonomisten ryhmien, kuten lajien, vasteiden arvioiminen edellyttää kuitenkin yksityiskohtaisemman tutkimustiedon hankkimista aiheesta tulevaisuudessa.

## **KIITOKSET**

Lämmin kiitos ohjaajalleni Jari Haimille erinomaisesta yhteistyöstä ja asiantuntevasta ohjauksesta. Ovesi oli aina avoinna neuvoja tarvitsevalle. Kiitos kaikille MONTA -hankkeen maaperäosatutkimuksen parissa työskenneille syksyjen 1996–1998 ja kevään 2005 aineiston keräämisestä ja käsittelemisestä. Kiitos Leenalle, Marjolle ja Eevalle avusta ja kullanarvoisista neuvoista eläinten määrityksessä ja laskennassa. Lopuksi haluan kiittää perhettäni ja kaikki rakkaita ystäviä tuesta ja kannustuksesta, joita he ovat minulle yltäkyläisesti suoneet.

## KIRJALLISUUS

- Atlegrim O. & Sjöberg K. 1995. Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish Boreal coniferous forest: response of invertebrate taxa eaten by birds. *Entomologica Fennica* 6: 79–90.
- Atlegrim O., Sjöberg K. & Ball J.P. 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: Selective logging and clear-cutting compared. *Entomologica Fennica* 8: 19–26.
- Bezkorovainaya I.N. & Yashikhin G.I. 2003. Effects of Soil Hydrothermal Conditions on the Complexes of Soil Invertebrates in Coniferous and Deciduous Forest Cultures. *Russian Journal of Ecology* 34: 52–58.
- Bengtsson J., Persson T. & Lundkvist H. 1997. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *Journal of Applied Ecology* 34: 1014–1022.
- Bird S., Coulson R.N. & Crossley D.A. Jr. 2000. Impacts of silvicultural practises on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. *Forest Ecology and Management* 131: 65–80.
- Briones M.J.I., Ineson P. & Pearce T.G. 1997. Effects of climate change on soil fauna; responses of enchytraeids, Diptera larvae and tardigrades in a transplant experiment. *Applied Soil Ecology*. 6: 117–134.
- Briones M.J.I., Ineson P. & Poskitt J. 1998. Climate change and *Cognettia sphagnetorum*: effects on carbon dynamics in organic soils. *Functional Ecology* 12: 528–535.
- Briones M.J.I., Poskitt J. & Ostle N. 2004. Influence of warming and enchytraeid activities on soil CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1851–1859.
- Butterfield J. 1999. Changes in decomposition rates and Collembola densities during the forestry cycle in conifer plantations. *Journal of Applied Ecology* 36: 92–100.
- Didden W.A.M. 1993. Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37: 2–29.
- Didden W.A.M. & de Fluiter R. 1998. Dynamics and stratification of Enchytraeidae in the organic layer of a Scots pine forest. *Biol Fertil. Soils* 26: 305–312.
- Edsberg E. 2000. The quantitative influence of enchytraeids (Oligochaeta) and microarthropods on decomposition of coniferous raw humus in microcosms. *Pedobiologia* 44: 132–147.
- Frouz J., Arshad A., Frouzova J. & Lobinske R.J. 2004. Horizontal and Vertical Distribution of Soil Macroarthropods Along a Spatio-Temporal Moisture Gradient in Subtropical Central Florida. *Environmental Entomology*. 33: 1282–1295.
- Greenberg C.H. & McGrane A. 1996. A comparison of relative abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest management practices. *Forest Ecology and Management* 89: 31–41.
- Hagerman S.M., Jones M.D., Bradfield G.E., Gillespie M. & Durall D.M. 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 124–134.
- Haimi J. & Boucelham M. 1991. Influence of a litter feeding earthworm, *Lumbricus rubellus*, on soil processes in a simulated coniferous forest floor. *Pedobiologia* 35: 247–256.
- Haimi J. & Siira-Pietikäinen A. 2003. Activity and role of the enchytraeid worm *Cornettia sphagnetorum* (Vejd.) (Oligochaeta: Enchytraeidae) in organic and mineral forest soil. *Pedobiologia* 47: 303–310.
- Haimi J., Laamanen J. Penttinen R., Rätty M., Koponen S., Kellomäki S. & Niemelä P. 2005. Impacts of elevated CO<sub>2</sub> and temperature on the soil fauna of boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 30: 104–112.

- Heiskanen J. 2003. Maaperän fysikaaliset ominaisuudet. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*, 159–175.
- Herlitzius H. 1987. Decomposition in five woodland soils: relationship with some invertebrate populations and with weather. *Biol Fertil Soils* 3: 85–89.
- Huhta V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annual Zoology Fennici* 8: 483–542.
- Huhta V. 1972. Efficiency of different dry funnel techniques in extracting Arthropoda from raw humus forest soils. *Annual Zoology Fennici* 9: 42–48.
- Huhta V. & Koskenniemi A. 1975. Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland. *Annual Zoology Fennici* 12: 164–182.
- Huhta V. 1976. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Annual Zoology Fennici* 13: 63–80.
- Huhta V. 1984. Response of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) to manipulation of pH and nutrient status in coniferous forest soil. *Pedobiologia* 27: 245–260.
- Huhta V., Hyvönen R., Kaasalainen P., Koskenniemi A., Muona J., Mäkelä I., Sulander M. & Vilkamaa P. 1986. Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Annual Zoology Fennici* 23: 345–360.
- Huhta V., Persson T. & Setälä H. 1998a. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied. Soil Ecology* 10: 277–288.
- Huhta V., Sulkava P. & Viberg K. 1998b. Interactions between enchytraeid (*Cognettia sphagnetorum*), microarthropod and nematode populations in forest soil at different moistures. *Applied. Soil Ecology* 9: 53–58.
- Huhta V. & Hänninen S.-M. 2001. Effects of temperature and moisture fluctuations on an experimental soil microarthropod community. *Pedobiologia* 45: 279–286.
- Huhta V. 2003. Maaperäeläimet. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*, 91–100.
- Ilmatieteen laitos 1997. *Suomen meteorologinen vuosikirja 1996*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 82 s.
- Ilmatieteen laitos 1999a. *Suomen meteorologinen vuosikirja 1997*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 82 s.
- Ilmatieteen laitos 1999b. *Suomen meteorologinen vuosikirja 1998*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 79 s.
- Ilmatieteen laitos 2005a. *Ilmastokatsaus 05/2005*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 11 s.
- Ilmatieteen laitos 2005b. *Ilmastokatsaus 06/2005*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 11 s.
- Ilmatieteen laitos 2005c. *Ilmastokatsaus 07/2005*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 11 s.
- Ilmatieteen laitos 2005d. *Ilmastokatsaus 08/2005*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 11 s.
- Ilmatieteen laitos 2005e. *Ilmastokatsaus 09/2005*. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 11 s.
- Kaila S. 1995. Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa – yhteistutkimus. *Folia Forestalia* 4: 335–342.
- Kaila S. 2002. *MONTA –tulosseminaarin raportti 17.5. 2002*. Helsinki, 3 s.
- Koutika L.-S., Didden W.A.M. & Marinissen J.C.Y. 2001. Soil organic matter distribution as influenced by enchytraeid and earthworm activity. *Biol Fertil Soils* 33: 294–300.
- Laakso J. & Setälä H. 1999. Primary productivity and functional redundancy in belowground food webs. *Oikos* 87: 57–64.

- Lavelle P. & Spain A.V. 2001. *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 652 s.
- Larri  e M., Fahrig L. & Drapeau P. 2005. Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2575–2588.
- Lindberg N., Engtsson J.B. & Persson T. 2002. Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology* 39: 924–936.
- Lundkvist H. 1982. Population dynamics of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in a Scots pine forest soil in Central Sweden. *Pedobiologia* 23: 21–41.
- Lundkvist H. 1983. Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a scots pine forest soil in central Sweden. *Journal of Applied Ecology* 20: 873–885.
- Marshall V. G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 43–60.
- Metsäkeskus Tapio. 1994. *Luonnonl  heinen mets  nhoito, Mets  nhoitosuosituks*. Metsäkeskus Tapio, Helsinki 72 s.
- Nurminen M. 1967. Ecology of enchytraeids (Oligochaeta) in Finnish coniferous forest soil. *Annual Zoology. Fennici* 4: 147–157.
- O’Connor F.B. 1955. Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* 175: 815–816.
- Plum N.M. & Filser J. 2005. Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. *Pedobiologia* 49: 443–453.
- de Ruiter, P.C., Neutel A.-M. & Moore J.C. 1997. Soil Food Web Interactions and Modelling. Teoksessa: Benckiser G. (toim.), *Fauna in soil ecosystems*, 363–386.
- Saetre P., Brandtberg P.-O. & Lundkvist H. 1999. Soil organisms and carbon, nitrogen and phosphorus mineralisation in a Norway spruce and mixed Norway spruce – Birch stands. *Biol Fertil Soils* 28: 382–388.
- Schröter D., Wolters V., & De Ruiter P. 2003. C and N mineralization in the decomposer food webs of a European forest transect. *Oikos* 102: 294–308.
- Setälä H., Tyynismaa M., Martikainen E. & Huhta V. 1991. Mineralization of C, N, and P in relation to decomposer community structure in coniferous forest soil. *Pedobiologia* 35: 285–296.
- Setälä H., Marshall V.G. & Trofymiw T. 1996. Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biology & Biochemistry*. 28: 1661–1675.
- Setälä H., Kulmala P., Mikkola J. & Markkola A.M. 1999. Influence of ectomycorrhiza on the structure of detrital food web in pine rhizosphere. *Oikos* 87: 113–122.
- Setälä H., Haimi J. & Siira-Pietikäinen A. 2000. Sensitivity of soil processes in northern forest soils: are management practices a threat? *Forest Ecology and Management* 133: 5–11.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J., Kanninen A., Pietikäinen J. & Fritze H. 2001a. Response of decomposer community to root-isolation and addition of slash. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1993–2004.
- Siira-Pietikäinen A., Pietikäinen J., Fritze H. & Haimi J. 2001b. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. *Canadian Journal of Forest Research*. 31: 88–99.



- Siira-Pietikäinen A., Haimi J. & Siitonen J. 2002. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management* 5851: 1–15.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J., & Frintze H. 2003. Organisms, decomposition, and growth of pine seedlings in boreal forest soil affected by sod cutting and trenching. *Biol Fertil Soils* 37: 163–174.
- Smolander A. 2003. Metsämaan orgaaninen aine. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*, 81–90.
- Uhia E. & Briones M.J.I. 2002. Population dynamics and vertical distribution of enchytraeids and tardigrades in response to deforestation. *Acta Oecologica* 23: 349–359.
- Valkonen S., Ruuska J., Kolström T., Kubin E. & Saarinen M. (toim.) 2001. *Onnistunut metsänuudistaminen*. Karisto Oy, Hämeenlinna, 217 s.
- van Vliet P.C.J., Beare M.H., Coleman D.C. & Hendrix P.F. 2004. Effects of enchytraeids (Annelida: Oligochaeta) on soil carbon and nitrogen dynamics in laboratory incubations. *Applied Soil Ecology* 25: 147–160.

Liite 1. Makroniveljalkaisten yksilömäärät ja keskihajonnat neliömetrillä vuonna 2005.

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
<b>Herbivorit</b> Etanat ja kotilot ( <i>Mollusca</i> )	Säästöpuuhakkuu	1	2,8	0	0
	Pienaukkohakkuu	5	6	32	48
	Pienah. + muok.	13,3	28,9	13,3	12,2
	Avohakkuu	0	0	12	13,9
	Harsintahakkuu	3	6	28	24
	Kontrolli	6	8,2	18	17,7
Kaarnakuoriaiset ( <i>Scolytidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	0	0	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	0	0
	Kontrolli	2	4	0	0
Kaskaat ( <i>Auchenorrhyncha</i> )	Säästöpuuhakkuu	38	34,2	4	8
	Pienaukkohakkuu	72	64,7	24	6,5
	Pienah. + muok.	69	20,1	29,3	4,6
	Avohakkuu	68	66,1	18	25,6
	Harsintahakkuu	18	21	12	15,3
	Kontrolli	0	0	4	8
Kempit ( <i>Psyllodea</i> )	Säästöpuuhakkuu	12	13,9	0	0
	Pienaukkohakkuu	2	4	4	4,6
	Pienah. + muok.	5,3	4,6	5,3	9,2
	Avohakkuu	54	97,4	10	15,1
	Harsintahakkuu	208	394	62	124
	Kontrolli	18	16,5	2	4
Kilpikirvat ( <i>Coccoidea</i> )	Säästöpuuhakkuu	170	151	178	211
	Pienaukkohakkuu	402	497	206	152
	Pienah. + muok.	18,7	18,5	82,7	61,1
	Avohakkuu	216	317	380	448
	Harsintahakkuu	668	387	1070	1226
	Kontrolli	1202	600	2494	1858

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
Kirvat ( <i>Aphidodea</i> )	Säästöpuuhakkuu	128	197	76	43,6
	Pienaukkohakkuu	26	52	182	139
	Pienah. + muok.	16	27,7	669	536
	Avohakkuu	392	433	520	712
	Harsintahakkuu	104	123	1510	1096
	Kontrolli	716	937	912	471
Kärsäkkäät ( <i>Curculionidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	2	4	2	4
	Pienaukkohakkuu	4	4,6	6	7,7
	Pienah. + muok.	0	0	21,3	12,2
	Avohakkuu	2	4	10	12
	Harsintahakkuu	6	12	12	196,5
	Kontrolli	30	36	24	6,5
Luteet ( <i>Heteroptera</i> )	Säästöpuuhakkuu	66	32,2	38	36,6
	Pienaukkohakkuu	18	13,7	28	24
	Pienah. + muok.	56	41,6	0	0
	Avohakkuu	64	67,9	8	9,2
	Harsintahakkuu	168	162	32	43,3
	Kontrolli	20	30,3	8	6,5
Perhostoukat ( <i>Lepidoptera</i> )	Säästöpuuhakkuu	30	23	18	7,7
	Pienaukkohakkuu	10	12	60	75,5
	Pienah. + muok.	18,7	25,7	21,3	4,6
	Avohakkuu	30	34,8	14	13,7
	Harsintahakkuu	26	16,5	26	7,7
	Kontrolli	16	9,2	48	16
Ripsiäiset ( <i>Thysanoptera</i> )	Säästöpuuhakkuu	8	6,5	20	10,3
	Pienaukkohakkuu	68	101	16	13,1
	Pienah. + muok.	16	8	16	8
	Avohakkuu	40	31,3	24	16
	Harsintahakkuu	52	55,6	40	37,5
	Kontrolli	114	62,4	22	13,7
Sahapistiäiset ( <i>Symphyta</i> )	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	0	0	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	2	4	0	0
	Kontrolli	0	0	0	0

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
Sepät ( <i>Elateridae</i> )	Säästöpuuhakkuu	12	15,3	0	0
	Pienaukkohakkuu	2	4	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	5,3	9,2
	Avohakkuu	2	4	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	0	0
<b>Pedot</b>	Kontrolli	0	0	0	0
Hämähäkit ( <i>Araneae</i> )	Säästöpuuhakkuu	172	189	190	142
	Pienaukkohakkuu	558	344	596	216
	Pienah. + muok.	277	78,5	579	44,1
	Avohakkuu	362	165	430	113
	Harsintahakkuu	318	76,6	598	219
	Kontrolli	528	163	768	459
Juoksujalkaiset ( <i>Chilopoda</i> )	Säästöpuuhakkuu	28	30,3	12	4,6
	Pienaukkohakkuu	10	7,7	8	6,5
	Pienah. + muok.	24	13,9	8	8
	Avohakkuu	12	13,9	8	11,3
	Harsintahakkuu	38	44,5	10	15,1
	Kontrolli	22	20	4	4,6
Lukit ( <i>Opiliones</i> )	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	12	24	4	4,6
	Pienah. + muok.	2,7	4,6	2,7	4,6
	Avohakkuu	4	8	2	4
	Harsintahakkuu	4	8	4	4,6
	Kontrolli	2	4	8	6,5
Lyhytsiipiset ( <i>Staphylinidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	76	33,6	66	55,6
	Pienaukkohakkuu	118	63,5	142	73,4
	Pienah. + muok.	48	13,9	157	12,2
	Avohakkuu	138	95,2	68	43,6
	Harsintahakkuu	116	54,5	116	68,7
	Kontrolli	112	73	202	64,5
Maakiitäjäiset ( <i>Carrabidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	2	4	8	11,3
	Pienaukkohakkuu	16	21,7	6	7,7
	Pienah. + muok.	8	0	8	8
	Avohakkuu	26	20	14	7,7
	Harsintahakkuu	4	4,6	6	7,7
	Kontrolli	4	4,6	10	7,7

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
Muurahaiset ( <i>Formicoidea</i> )	Säästöpuuhakkuu	72	68,8	28	50,8
	Pienaukkohakkuu	22	28,8	10	15,1
	Pienah. + muok.	2,7	4,6	32	36,7
	Avohakkuu	60	41,6	246	460
	Harsintahakkuu	24	38	14	18,9
	Kontrolli	4	4,6	18	30,9
Verkkosiipiset ( <i>Neuroptera</i> )	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	0	0	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	2	4	0	0
	Kontrolli	0	0	0	0
<b>Mikrobivorit</b> Esihyönteiset ( <i>Protura</i> )	Säästöpuuhakkuu	224	120	462	511
	Pienaukkohakkuu	102	193	216	321
	Pienah. + muok.	619	1002	264	180
	Avohakkuu	106	86,6	376	277
	Harsintahakkuu	286	335	670	1050
	Kontrolli	462	892	1170	1562
<i>Entomobrya corticalis</i>	Säästöpuuhakkuu	0	0	2	4
	Pienaukkohakkuu	0	0	4	8
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	2	4
	Kontrolli	2	4	0	0
<i>Entomobrya nivalis</i>	Säästöpuuhakkuu	2	4	0	0
	Pienaukkohakkuu	2	4	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	2	4	0	0
	Harsintahakkuu	4	4,6	0	0
	Kontrolli	8	11,3	0	0
Jäytiäiset ( <i>Psocoptera</i> )	Säästöpuuhakkuu	0	0	2	4
	Pienaukkohakkuu	10	20	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	0	0
	Kontrolli	0	0	0	0

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
Muut kovakuoriaiset	Säästöpuuhakkuu	32	42,8	10	7,7
	Pienaukkohakkuu	36	21,2	62	69,9
	Pienah. + muok.	34,7	24,4	80	118
	Avohakkuu	20	19	14	13,7
	Harsintahakkuu	12	4,6	40	54,3
	Kontrolli	16	11,3	14	7,7
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	0	0	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	108	216	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	0	0
	Kontrolli	0	0	0	0
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	Säästöpuuhakkuu	154	193	210	188
	Pienaukkohakkuu	132	136	388	186
	Pienah. + muok.	53,3	52,1	187	48,9
	Avohakkuu	174	172	366	212
	Harsintahakkuu	226	32,9	380	199
	Kontrolli	238	229	496	373
<i>Orchesella bifasciata</i>	Säästöpuuhakkuu	150	300	206	412
	Pienaukkohakkuu	2	4	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	8	16
	Kontrolli	0	0	4	4,6
<i>Orchecella flavescens</i>	Säästöpuuhakkuu	6	7,7	90	77,1
	Pienaukkohakkuu	0	0	30	30,9
	Pienah. + muok.	13,3	16,7	16	16
	Avohakkuu	22	4	46	10
	Harsintahakkuu	12	10,3	36	38,4
	Kontrolli	140	116	118	71,1
<i>Tomocerus flavescens</i>	Säästöpuuhakkuu	196	247	202	248
	Pienaukkohakkuu	322	317	580	320
	Pienah. + muok.	259	28,1	1136	556
	Avohakkuu	494	495	864	370
	Harsintahakkuu	962	348	2354	1284
	Kontrolli	848	661	2434	1444

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
<i>Tomocerus minor</i>	Säästöpuuhakkuu	0	0	0	0
	Pienaukkohakkuu	2	4	0	0
	Pienah. + muok.	0	0	0	0
	Avohakkuu	0	0	0	0
	Harsintahakkuu	0	0	0	0
<b>Mikrobi-detritivorit</b>	Kontrolli	0	0	0	0
Kaksoisjalkaiset ( <i>Diplopoda</i> )	Säästöpuuhakkuu	2	4	0	0
	Pienaukkohakkuu	6	7,7	14	13,7
	Pienah. + muok.	5,3	9,2	16	21,2
	Avohakkuu	8	6,5	4	8
	Harsintahakkuu	0	0	10	10,1
Kovakuoriaisten toukat	Kontrolli	2	4	6	12
	Säästöpuuhakkuu	418	225	474	232
	Pienaukkohakkuu	318	122	684	380
	Pienah. + muok.	357	117	272	69,3
	Avohakkuu	440	457	760	344
Kärpäset ( <i>Brachycera</i> , <i>Cyclorrhapha</i> )	Harsintahakkuu	364	143	596	213
	Kontrolli	750	465	724	133
	Säästöpuuhakkuu	0	0	2	4
	Pienaukkohakkuu	4	4,6	4	4,6
	Pienah. + muok.	0	0	2,7	4,6
Kärpäsen toukat	Avohakkuu	16	20	0	0
	Harsintahakkuu	28	46	0	0
	Kontrolli	4	8	4	4,6
	Säästöpuuhakkuu	366	137	382	165
	Pienaukkohakkuu	1044	711	956	710
Sääsket ( <i>Nematocera</i> )	Pienah. + muok.	795	462	485	432
	Avohakkuu	956	736	550	274
	Harsintahakkuu	356	146	588	709
	Kontrolli	442	291	214	121
	Säästöpuuhakkuu	90	54,4	2	4
	Pienaukkohakkuu	162	87,7	0	0
	Pienah. + muok.	91	46,9	2,7	4,6
	Avohakkuu	46	26,4	0	0
	Harsintahakkuu	206	114	2	4
	Kontrolli	96	60,2	0	0

Trofiaryhmä ja taksoni	Käsittely	Kevät 2005		Syksy 2005	
		k.a.	sd	k.a.	sd
Sääskien toukat	Säästöpuuhakkuu	80	74,5	114	122
	Pienaukkohakkuu	326	152	660	529
	Pienah. + muok.	557	434	437	517
	Avohakkuu	118	60	136	111
	Harsintahakkuu	86	49,5	78	56
	Kontrolli	100	108	42	30,9
Vaaksiasten toukat ( <i>Tipulidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	2	4	2	4
	Pienaukkohakkuu	6	7,7	0	0
	Pienah. + muok.	13,3	16,7	10,7	18,5
	Avohakkuu	6	4	0	0
	Harsintahakkuu	8	16	2	4
	Kontrolli	2	4	2	4
<b>Loiset</b> Loispistiäiset ( <i>Ichneumonidae</i> )	Säästöpuuhakkuu	18	21	26	15,1
	Pienaukkohakkuu	28	13,9	46	60,4
	Pienah. + muok.	26,7	20	45,3	16,7
	Avohakkuu	38	27,2	42	10,1
	Harsintahakkuu	54	25,6	60	33
	Kontrolli	38	22	36	21,1



Liite 2. Kuvia tutkimuksessa käytetystä laitteistosta.



Änkyrimatojen erottelussa käytetty märkäsuppiloerottelulaitteisto. Etualalla erotteluvalmis maanäyte, joka on asetettu muoviverkosta tehtyyn koriin.



Makroniveljalkaiset eroteltiin isosuppilomenetelmän avulla. Erottelussa maanäytteessä olevat niveljalkaiset pakenevat kuivuvasta näytteestä suppilon alaosassa olevaan näytepulloon.



Vasemmalla eläinten määrittämisessä ja laskennassa käytetty preparointimikroskoopi, ja oikealla mikroskopoinnissa käytettyjä pipettejä, laskulasi ja kaksi makroniveljalkaisnäytepulloa koodilappuineen.