

**Pro Gradu-tutkielma**

**Kantojen korjuu metsänuudistamisessa: vaikutus  
maaperän hajottajaeläimistöön**

**Kirsi Mensonen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologia

27.1.2015

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Biologia

Mensonen, K.: Kantojen korjuu metsänuudistamisessa: vaikutus maaperän hajottajaeläimistöön

Pro Gradu -tutkielma: 26 s.

Työn ohjaajat: Dos. Jari Haimi, FT Saana Kataja-aho

Tarkastajat: Dos. Atte Komonen, Dos. Jari Haimi

2015

---

Hakusanat: Hyppyhäntäiset, häiriöt, ilmastonmuutos, kantojen korjuu, punkit, uusiutuva energia, änkyrimadot

## TIIVISTELMÄ

Kantojen korjuu energiapuuksi on vastikään yleistynyt metsänuudistamisessa, eikä sen ympäristövaikutuksia vielä täysin tiedetä. Tämän tutkielman tavoitteena oli selvittää 1) kantojen korjuun vaikutusta maaperän hajottajaeläimistöille (änkyrimadot, punkit, hyppyhäntäiset) verrattuna perinteisesti metsänuudistamisessa tehtyyn laikkumätästykseen, 2) hajottajaeläinyhteisöjen mahdollisia eroja metsänuudistamisessa aikoinaan rikkoutuneen ja ehjänä säilyneen maanpinnan välillä ja 3) avohakkuun vaikutusta hajottajaeläinyhteisöihin, kun uudistustoimista oli kulunut kymmenkunta vuotta. Tutkimusalue sijaitsi Keski-Suomen ja Pirkanmaan alueella Längelmäellä. Koealoina toimivat kymmenen vuonna 2005 avohakattua kuusivaltaista metsikköä, joista viidellä oli tehty kantojen korjuu ja täydennyslaikutus ja 5 oli laikkumätästetty (kontrolli). Lisäksi saman seudun hakkaamattomista kuusivaltaisista metsistä valittiin 5 koealaa. Maaperäeläinnäytteet otettiin aloilta keväällä ja syksyllä 2014 käyttäen putkikairaa. Änkyrimadot eroteltiin näytteistä märkäsupilomenetelmällä ja mikroniveljalkaiset kuivasupilomenetelmällä. Maaperäeläimet laskettiin; punkit tunnistettiin alalahkon tarkkuudella ja hyppyhäntäiset lajilleen mahdollisuuksien mukaan. Tutkimuksessa selvisi, että maaperäeläinyhteisöt eivät eronneet kantojenkorjuualojen ja laikkumätästettyjen alojen välillä, mutta rikottu maa näytti olevan ehjää maata heikompi elinympäristö punkeille ja hyppyhäntäisille vielä 9 vuotta sen paljastumisesta mineraalimaalle. Koska kantojen korjuu lisää maanpinnan rikkoutumista, se näyttäisi olevan hajottajaeläinyhteisöille laikkumätästystä voimakkaampi häiriö, vaikka rikotun maan änkyrimatopopulaatiot olivatkin toipuneet vuosien aikana. Hajottajaeläinyhteisöjen tilan pitkäaikaisseuranta on tarpeen, jotta voidaan arvioida kantojen korjuun vaikutusta hajotustoimintaan, ja tarvittaessa kehittää metsänuudistustoimia. Aikoinaan tehty avohakkuu näkyi uudistusalojen hajottajaeläinyhteisöissä vähentyneenä hyppyhäntäisten lajimääränä, ja syksyn osalta myös alentuneena hyppyhäntäisyhteisöjen monimuotoisuutena. Koska sukkession kulku ei ole täysin ennalta arvattavissa, on huoli monimuotoisuuden vähenemisestä avohakkuun myötä katoavien vanhojen metsähabitaattien mukana aiheellinen.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Biology

Mensonen, K.: Stump removal in forest regeneration: influence on soil decomposer animals

Master of Science Thesis: 26 p.

Supervisors: PhD Jari Haimi, PhD Saana Kataja-aho

Inspectors: PhD Atte Komonen, PhD Jari Haimi

2015

---

Key Words: Climate change, collembola, disturbances, enchytraeids, mites, renewable energy, stump removal

## ABSTRACT

Stump harvesting for energy use is quite a new practice in forest regeneration, the effects of which are not yet fully understood. The aim of this study was to find out 1) whether stump harvesting was a greater disturbance for soil decomposer animals (enchytraeids, mites, collembolans) than mounding, 2) whether there were differences in decomposer communities between the 9 years ago exposed mineral soil and the intact soil, and 3) whether clear-cutting showed any influence on decomposer communities, when about 10 years had passed since the forest regeneration practices. The study area was located in Central Finland and Pirkanmaa, and the study sites were 10 spruce-dominated forests clear-felled in 2005, and 5 old-growth forests at the same area. From the clear-felled study areas, stumps had been collected from 5 of them, and the other 5 were mounded (control). Soil samples for the study were taken in spring and autumn 2014 using soil auger. Enchytraeids were extracted from the samples using a standard wet funnel method and a high-gradient extractor was used for microarthropods. Soil animals were counted; mites were identified to suborder level, and collembolans to species level whenever possible. The study revealed that there were no differences in the studied soil decomposer groups between the stump removal and mounded areas. It was also found out that the almost decade ago exposed mineral soil was still lower quality habitat for mites and collembolans when compared to intact soil. However, enchytraeid populations did not differ between those two surfaces. Because stump harvesting increases the amount of exposed mineral soil, it may be concluded that in general, stump harvesting is a greater disturbance for the decomposer animals when compared to mounding. Therefore, it is necessary to monitor the development of the decomposer communities also in the future, so that we can modify forest regeneration methods if the stump harvesting shows to change decomposition activity. The clear-cutting, which was carried out 9 years ago, was found out to affect collembolan communities. This appeared in decreased numbers of species and in the fall also in lowered diversity of the communities. As the course of the succession is not predictable, we should be concerned about the habitat loss that clear-cutting of old-growth forests causes, and the possible concomitant threat to species diversity.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. TUTKITTAVAT ELÄINRYHMÄT</b> .....	<b>8</b>
2.1. Änkyrimadot.....	8
2.2. Punkit.....	8
2.3. Hyppyhäntäiset .....	9
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>10</b>
3.1. Tutkimusalue ja koeasetelma .....	10
3.2. Näytteenotto ja käsittely .....	10
3.3. Aineiston analysointi .....	11
<b>4. TULOKSET</b> .....	<b>11</b>
4.1. Änkyrimadot.....	11
4.2. Punkit.....	12
4.3. Hyppyhäntäiset .....	14
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>17</b>
5.1. Kantojen korjuun vaikutus änkyrimatojen runsauteen .....	17
5.2. Kantojen korjuun vaikutus punkkien ja hyppyhäntäisten runsauteen .....	18
5.3. Avohakkuun vaikutus maaperäeläimiin .....	20
5.4. Johtopäätelmät.....	22
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>23</b>
<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>24</b>
<b>LIITTEET</b>	

## 1. JOHDANTO

Ennusteet ilmastonmuutoksen etenemisestä ja uhkakuvat sen mahdollisista vaikutuksista pakottavat miettimään keinoja kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseksi. Ihmistoiminnan aiheuttamia kasvihuonekaasupäästöjä pyritään vähentämään kansainvälisten sopimusten avulla (United Nations 1992, 1998). EU on asettanut jäsenmailleen tavoitteet uusiutuvien energianlähteiden käytön lisäämisestä vuoteen 2020 mennessä (EU 2009), mikä ohjaa valtioita vähentämään fossiilisten polttoaineiden käyttöä. Muiden kasvihuonekaasupäästöjen ohella näin pyritään vähentämään myös hiilidioksidin vapautumista fossiilisista polttoaineista, joihin hiili on ollut sitoutuneena pitkään. Fossiilisissa polttoaineissa hiili on ollut ikään kuin syrjässä hiilen kierrosta, mutta polttoaineiden palaessa se vapautuu ilmakehään hiilidioksidina ollen taas helpommin liikkuvassa muodossa, ja pystyen siten osallistumaan elottoman ja elollisen luonnon prosesseihin.

Toisin kuin fossiilisia polttoaineita, puuta voidaan hyvissä kasvuoloissa kasvaneena pitää hiilineutraalina polttoaineena. Elävä puu sitoo hiilidioksidia rakenteisiinsa yhteyttämisessä, mikä poistaa sitä ilmakehästä. Puun palaessa hiilidioksidi sitä vastoin vapautuu takaisin ilmakehään. Koska yhteyttämisessä sitoutuva ja poltossa vapautuva hiilidioksidimäärä vastaavat likimain toisiaan, voidaan puuta pitää hiilineutraalina polttoaineena, jonka käyttö ei lisää hiilidioksidin määrää ilmakehässä, kun huomioidaan puun koko elinkaari.

Metsänuudistamisessa on pitkään korjattu hakkuun jälkeen talteen vain runkokuu, mutta biopolttoaineiden kysynnän kasvun myötä myös muuta puumateriaalia, kuten hakkuutähteitä ja kantoja, on alettu kerätä energiapuuksi. EU kannustaa tehostamaan puuston hyödyntämistä, ja uudistamaan metsätaloutta biomassan käytön tehostamiseksi direktiivissään (EU 2009), jonka tavoitteena on lisätä uusiutuvan energian käyttöä.

Kannot on perinteisesti jätetty paikoilleen metsänuudistamisessa. Siksi nyt korjuun yleistyttyä on aiheellista kysyä, ovatko kannot tärkeämpiä hiilivarantoina vai fossiilisia polttoaineita korvaavana energianlähteenä (Melin ym. 2010). Palviaisen ym. (2009) mukaan männyn (*Pinus sylvestris* L.) ja kuusen (*Picea abies* (L.) Karst.) kantojen lahotessa niiden hiilipitoisuus väheni 78 % alkuperäisestä 40 vuodessa. Hiili vapautuu hajoavista kannoista hitaasti hiilidioksidina, mutta korjatuista kannoista CO<sub>2</sub> vapautuu jo vuoden tai parin kuluttua hakkuusta polton yhteydessä, mikä pitäisi Strömgrenin ym. (2012) mukaan huomioida mietittäessä kantojen hiilineutraaliutta energianlähteenä. Lyhyellä aikavälillä (20 vuotta) ei ole Lindholmin ym. (2011) mukaan kasvihuonekaasupäästöjen kannalta merkitystä, käytetäänkö energiantuotannossa kantoja ja hakkuutähteitä vai kivihiiltä tai maakaasua. Melin ym. (2010) puolestaan toteavat kivihiilen kantoja paremmaksi lyhyen aikavälin energianlähteeksi. Tämän he perustelevat sillä, että hiilidioksidipäästöt puun poltosta ovat hieman suuremmat verrattuna fossiilisten polttoaineiden poltosta aiheutuviin päästöihin (puu/puujäte: 112 000 kg hiilidioksidia TJ<sup>-1</sup>, ja keskiarvo antrasiitille, koksikivihielelle, bitumiselle kivihielelle ja ruskohielelle: 96 920 kg) (IPCC 2006), minkä nojalla kannot kannattaisi pitää lyhyellä aikavälillä enemmän hiilivarantoina kuin polttaa. Pitkällä aikavälillä kantojen (ja hakkuutähteiden) korjuu ja poltto ovat kuitenkin Lindholmin ym. (2011) mukaan ilmastonmuutoksen kannalta parempi vaihtoehto kuin fossiilisten polttoaineiden käyttö, ja myös Melin ym. (2010) näkevät kantojen polton tehokkaimpana keinona vähentää päästöjä. Tämän he perustelevat sillä, että pitkällä aikavälillä fossiilisten polttoaineiden poltosta ja maahan jätettyjen kantojen lahoamisesta vapautuu yhteensä enemmän hiilidioksidia kuin tilanteessa, jossa fossiilisia polttoaineita ei käytetä ja kantoja kerätään ja poltetaan (Melin ym. 2010).

Koska kantojen korjuu on yleistynyt vasta hiljattain, sen ympäristövaikutuksia ei vielä täysin tiedetä. Välittömästi kannonnoston jälkeen voidaan kuitenkin havaita lisääntynyt paljastuneen mineraalimaan määrä uudistusalueilla verrattuna alaan, joka on hakkuun jälkeen ainoastaan laikkumätätetty (Kataja-aho ym. 2011a). Kataja-ahon ym. (2011a) mukaan kantojen korjuualueilla vain noin 30 % maan pinnasta säilyi ehjänä, kun pelkän laikkumätätystyksen jälkeen ehjää pintaa oli yli 50 %. Lisäksi alueelle jäävän lahotettavan puuaineksen määrä vähenee kantojen korjuun myötä. Kaikkia kannonnoston vaikutuksia ei kuitenkaan voida havaita yhtä helposti ja nopeasti kuin edellä mainittuja. Tämä siksi, että muiden ekosysteemien tapaan metsäekosysteemissä eliöiden ja elottoman luonnon väliset ja sisäiset vuorovaikutussuhteet ovat monimutkaisia, ja niissä tapahtuvat muutokset voivat näkyä viiveellä. Kantojen korjuu, kuten muutkin ihmisen tekemät metsänuudistustoimet, on kuitenkin häiriö metsäekosysteemille.

Keskimääräisen häiriön teorian mukaan lajirunsaus (diversiteetti) on suurimmillaan, kun häiriö on esiintymistiheytensä, tapahtumisalueensa koon ja voimakkuutensa suhteen keskimääräinen (Connell 1978). Näiden tekijöiden molemmissa ääripäissä diversiteetti on sen sijaan pienimmillään (Connell 1978). Connell (1978) korostaa, että eliöiden sopeutuminen luonnollisiin häiriöihin on tapahtunut pitkän ajan kuluessa, eikä niillä välttämättä ole aikaa sopeutua ihmisen aiheuttamiin häiriöihin, jotka voivat olla luonteeltaan hyvin erilaisia kuin luonnolliset häiriöt. Metsäekosysteemissä luonnollisia häiriöitä ovat esimerkiksi metsäpalot, myrskyt ja hyönteisten massaesiintymät (Kuuluvainen 2002), joihin eliöt ovat ehtineet sopeutua aikojen saatossa. Ihmistoiminta taas aiheuttaa häiriötä metsäekosysteemille muun muassa metsänuudistamisen eri vaiheissa, joista avohakkuu lienee häiriönä voimakkain. Häiriö on myös hakkuun jälkeinen metsämaan muokkaus, jolla pyritään luomaan otollinen kasvualusta istutettaville taimille. Maanmuokkaus voidaan tehdä esimerkiksi laikkumätätämällä, jossa maasta kaapaistaan pala ja käännetään ylösalaisin kuopan viereen taimen istutuspaikaksi. Myös kantojen korjuu on häiriö, eikä maaperäeliöiden sopeutumisesta siihen tiedetä.

Sekä kantojen korjuu että laikkumätätystyksen rikkovat maanpintaa ja sekoittavat maan pintakerroksia, joten molemmista käsittelyistä aiheutuu häiriötä maaperäeliöstölle. Kantojen korjuun ja sen yhteydessä tehtävän täydennyslaikutuksen seurauksena maanpintaa rikkoutuu kuitenkin enemmän kuin pelkästään laikkumätätetyillä aloilla (Kataja-aho ym. 2011a), joten kantojen korjuu-käsittelyn voisi tämän perusteella ajatella voimakkaammaksi häiriöksi kuin laikkumätätystyksen. Arviota häiriöiden voimakkuuksista ei kuitenkaan käytännössä voi tehdä näin suoraviivaisesti, koska maanpinnan sekoittuminen on luonteeltaan hyvin erilaista näissä käsittelyissä. Laikkumätätystyksessä maasta kaapaistun palan pintakerrokset kääntyvät ylösalaisin metsämaata vasten, kun pala lasketaan laikun viereen. Kantojen nostossa maanpinnan sekoittuminen tapahtuu vähemmän hallitusti kannon ja juurten tullessa noston yhteydessä maanpinnan läpi, jolloin maan pintakerrokset sekoittuvat ja kääntyvät. Lisäksi nostetuista kannoista irtoavaa maainesta varisee ympäristöön. Maanpintaa muokkaa myös kantojen nostoon käytettävä järeä telaketjukaivinkone, joka rikkoo maanpintaa ja tiivistää maata.

Kantojen korjuu voi muuttaa ravinteiden kiertoa metsäekosysteemissä. Männyn kannoissa typpipitoisuus 1,7-kertaistui ja kuusen kannoissa 2,7-kertaistui alkuperäisestä 40 vuoden hajoamisen aikana (Palviainen ym. 2009). Koska kannot sitovat ajan saatossa paljon typpeä, niiden paikoilleen jättäminen voi mahdollisesti vähentää hakkuun jälkeistä typen huuhtoumaa (Palviainen ym. 2009). Lyhyellä aikavälillä kantojen korjuun vaikutus hiilidioksidin virtaukseen maaperän hiilivarannoista on vähäinen tai olematon verrattuna perinteiseen maanmuokkaukseen, kuten laikkumätätystykseen (Strömgrén ym. 2012). Samassa tutkimuksessa, perinteiseen maanmuokkaukseen verrattuna, kantojen korjuulla ei nähty myöskään olevan vaikutusta maaperän hajotusprosesseihin. Kyseisessä

tutkimuksessa ei kuitenkaan selvitetty kantojen korjuun pitkäaikaisia vaikutuksia kumpaankaan tapahtumaan (Strömngren ym. 2012).

Kantojen korjuun vaikutuksia boreaalisen havumetsän maaperän hajottajaeliöyhteisöön on tutkittu vertaamalla laikkumätästettyjä uudistusaloja aloihin, joilta laikkumätästetyksen lisäksi korjattiin kannot pois (Kataja-aho ym. 2011a). Kantojen korjuulla oli vain vähäisiä lyhyen aikavälin vaikutuksia hajottajiin - änkyrimatoja esiintyi kantojen korjuualoilla vähemmän kuin kontrollina toimineilla laikkumätästetyillä aloilla, mutta vaikutuksia muihin eläinryhmiin ei havaittu (Kataja-aho ym. 2011a). Verrattaessa käsittelyssä ehjäksi jääneen maan ja paljastuneen mineraalimaan hajottajayhteisöjä hajottajat, kuten punkit ja hyppyhäntäiset, olivat samassa tutkimuksessa yleisesti ottaen runsaampia ehjällä maalla kuin käsittelyssä paljastuneella mineraalimaalla. Lisäksi erilaisilla maanpintatyypeillä hyppyhäntäisyhteisöt olivat erilaisia. Kantojen korjuu saattaa siis Kataja-ahon ym. (2011) mukaan vaikuttaa lisääntyneen mineraalimaan paljastumisen seurauksena hajotusprosesseihin ja ravinnedynamiikkaan. Jotta kantojen korjuun vaikutus maaperän hajottajayhteisöön ja koko metsäekosysteemin toimintaan ymmärrettäisiin paremmin, tarvitaan enemmän ja pitempiaikaista tutkimusta (Kataja-aho ym. 2011a). Isoin kysymys koskee varmastikin kantojen korjuun myötä lisääntyvää maanpintakerrosten sekoittumista – vaikuttaako se maaperäeliöstöön ja hajotustoimintaan ja siten edelleen kasvihuonekaasuihin kuuluvan hiilidioksidin vapautumiseen maaperän varannoista, ja mikä on tämän mahdollinen vaikutus ilmastomuutokseen?

Tämän Pro gradu -työn tavoitteena on tutkia, onko kantojen korjuu maaperän hajottajaeläimistölle voimakkaampi häiriö kuin laikkumätästys, kun käsittelyistä on kulunut 9 vuotta. Tässä ajassa metsiköiden kasvillisuus on ehtinyt muuttua; istutetut taimet ovat kasvaneet kuten myös vesakot, ja pintakasvillisuus on kehittynyt. Maaperä puolestaan on saanut olla koskematta siitä asti, kun se kantojen korjuun ja laikkumätästetyksen yhteydessä sekoittui ja maanpinta rikkoutui. Näissä ajan muuttamisissa oloissa saatuja tuloksia voidaan verrata samoilla koealoilla tehtyihin tutkimuksiin, jotka tehtiin heti (2-3 vuoden kuluttua) käsittelyiden jälkeen (Kataja-aho ym. 2011a). Jotta tutkimuksessa voitaisiin minimoida hajottajaeläimistössä mahdollisesti havaittavat erot muista kuin käsittelyistä johtuvista syistä, verrataan kantojen korjuualueilla ja laikkumätästetyillä alueilla esiintyvää eläimistöä saman alueen hakkuukypsien metsiköiden eläimistöön. Hakkuukypsistä metsistä saadaan tietoa hajottajaeläimistön yleisestä tilasta tutkimusajankohtina, mikä parantaa tutkimuksen luotettavuutta.

Tutkimuskysymykset ovat seuraavat:

- 1) Eroaako maaperän hajottajaeläinyhteisö avohakatuilla aloilla, joilta kannot on korjattu, aloista, jotka on laikkumätästetty?
- 2) Eroaako maaperän hajottajaeläinyhteisö metsänuudistamisessa aikoinaan mineraalimaalle paljastuneessa ja tuolloin ehjäksi jääneessä pintamaassa, kun käsittelyistä on kulunut noin vuosikymmen?
- 3) Onko hajottajaeläinyhteisö erilainen noin kymmenen vuotta sitten uudistetussa metsässä verrattuna hakkuukypsään metsään?

## 2. TUTKITTAVAT ELÄINRYHMÄT

### 2.1. Änkyrimadot

Änkyrimatojen heimo (Enchytraeidae) kuuluu harvasukamatojen (Oligochaeta) luokkaan ja nivelmatojen (Annelida) pääjaksoon. Ylivoimainen valtalaji Suomen kuusivaltaisten metsien maaperässä on *Cognettia sphagnetorum* (Huhta ym. 2010).

Änkyrimadot ovat noin 10-20 mm pitkiä ja anatomisesti ne muistuttavat lieroja, myös hermafrodiittisten piirteiden osalta (Coleman & Crossley 1996). Väriykseltään ne ovat vaaleita, ja tummaa taustaa vasten ne näyttävät osittain läpikuultavilta.

Änkyrimadot käsittelevät maata syömällä hienojakoista hajoavaa kasvimateriaalia, jossa on usein sienijuuria ja mikrobistoa mukana (Coleman & Crossley 1996). *C. sphagnetorum* pystyy löytämään ravintoa hyvin karustakin elinympäristöstä, kuten äärimmäisen vähän orgaanista ainesta sisältävästä mineraalimaasta, ja siten ylläpitämään alhaista populaatiokokoa (Haimi & Siira-Pietikäinen 2003). Saatavilla olevaa ravintoa ja mineraalipartikkeleita *C. sphagnetorum* ottaa valikoiden, mutta karussa mineraalimaassa ravinto koostuu pääasiassa mikrobeista (Haimi & Siira-Pietikäinen 2003).

Haimi ja Siira-Pietikäinen (2003) osoittivat, että *C. sphagnetorum* pystyy vaikuttamaan maaperän happamuuteen ja typen mineralisaatioon jopa harvalukuisena, ja että kyseisten tapahtumien suunta ja voimakkuus vaihtelevat ympäristön olosuhteiden mukaan. Luomuniityn maaperää jäljittelevissä mikrokosmoksissa änkyrimatojen todettiin nopeuttaneen orgaanisen aineksen hajotusprosessia (Briones ym. 1998). Tämä ilmeni liukoisessa muodossa olevan orgaanisen typen ja fosforin määrän kasvuna, eli toisin sanoen änkyrimadot lisäsivät näiden ravinteiden huuhtoumaa. Suurin vaikutus typen ja fosforin vapautumiseen havaittiin 0-3 ja 3-6 cm syvyyksissä (Briones ym. 1998). *C. sphagnetorum* voi kuitenkin olla toiminnallisesti merkittävä karussakin elinympäristössä, ja olosuhteiden parannuttua se voi suvuttoman lisääntymisen ansiosta runsastua nopeasti (Haimi & Siira-Pietikäinen 2003).

### 2.2. Punkit

Punkkien lahko (Acari) kuuluu hämähäkkieläinten (Arachnida) luokkaan ja niveljalkaisten (Arthropoda) pääjaksoon. Maaperässä tyypillisesti tavattavia punkkien alalahkoja ovat Prostigmata, Mesostigmata, Astigmata ja Oribatida (Coleman & Crossley 1996).

Prostigmata- ja Mesostigmata-alalahkojen punkeista jotkut syövät sieniä, mutta useimmat ovat petoja - suuremmat petolajit syövät pieniä niveljalkaisia tai niiden munia, pienemmät lajit pääasiassa sukkulamatoja (Coleman & Crossley 1996). Coleman & Crossley (1996) toteavat sieniä syövät Prostigmata-alalahkon punkit opportunistisiksi ja siten nopeaan lisääntymiseen kykeneviksi esimerkiksi häiriön tai nopean resurssimuutoksen jälkeen. Alalahkoista Prostigmata-punkkien tiheyden on arvioitu olevan kuusimetsässä keskimäärin 96 000 ja Mesostigmata-punkkien 14 000 yksilöä  $m^{-2}$  (Coleman & Crossley 1996).

Maaperän punkeista vähiten tunnetaan Astigmata-alalahkoa, johon kuuluvat lajit suosivat kosteita ja runsaasti orgaanista ainesta sisältäviä elinympäristöjä (Coleman & Crossley 1996). Oribatida-alalahkon punkkeja, eli sammalpunkkeja, taas on mikroniveljalkaisista lukumääräisesti eniten maaperän hajottajaeläimissä, vaikka ne tuottavat vain yhden tai kaksi jälkeläissukupolvea vuodessa (Coleman & Crossley 1996). Ravintonaan ne käyttävät sieniä tai hajoavaa kasviainesta, ja niiden yksilötiheyden on arvioitu olevan kuusimetsässä keskimäärin 212 000  $m^{-2}$  (Coleman & Crossley 1996).

Monet Oribatida-alalahkon lajit hyötyvät kaatuneesta puumateriaalista (Déchêne & Buddle 2010). Metsänpohjaan verrattuna kaatuneet puunrungot voivat tarjota useammanlaisia ravinnonlähteitä ja vaihtelevamman ympäristön, mikä voi lisätä Oribatida-



punkkien lajidiiversiteettiä (Déchêne & Buddle 2010). Déchénen & Buddlen (2010) mukaan lajidiiversiteetti oli korkeampi lahoavilla rungoilla kuin niiden vierellä tai vähintään 1 m rungosta ja muista kaatuneista puista sijaitsevassa karikkeessa.

### 2.3. Hyppyhäntäiset

Hyppyhäntäisten lahko (Collembola) kuuluu luokkaan kuusijalkaiset (Hexapoda) ja pääjaksoon niveljalkaiset (Arthropoda). Hyppyhäntäiset ovat siivettömiä ja useilla lajeilla on takaruumiissaan hyppimiseen käytettävä hyppyhanko. Ravintonaan hyppyhäntäiset käyttävät esimerkiksi sienirihmaa, hajoavaa kasviainesta mikrobeineen, sukkulamatoja ja eläviä kasveja tai niiden juuria (Coleman & Crossley 1996). Hyppyhäntäiset ja niiden munat taas voivat olla tärkeää ravintoa muille niveljalkaisille, kuten petopunkeille, kovakuoriaisille ja muurahaisille (Coleman & Crossley 1996). Ravintoverkkonsa vuorovaikutusten kautta hyppyhäntäiset voivat ulottaa vaikutuksensa kauemmas kuin suoraan nähtävistä saalistussuhteista voisi äkkiseltään päätellä. Esimerkiksi Setälän ym. (1995) mukaan hyppyhäntäiset voivat mikrobeja syömällä kiihdyttää ravinteiden mineralisaatiota kannoissa ja siten vaikuttaa epäsuorasti kantojen hajoamiseen.

Colemanin & Crossleyn (1996) mukaan hyppyhäntäisten tiheys kuusimetsissä on noin 46 000 yksilöä  $m^{-2}$  ja niitä esiintyy kaikissa maaperän kerroksissa. Hyppyhäntäiset esiintyvät vahvasti laikuittain, niiden populaatiokoot ovat suuria, ja monet lajit ovat opportunistisia, joten niiden populaatiot voivat kasvaa nopeasti suotuisissa oloissa (Coleman & Crossley 1996). Useat hyppyhäntäislajit ovat yksineuvoisia, tosin jotkut lisääntyvät partenogeneettisesti (Coleman & Crossley 1996). Siivettöminä ja pieninä eläiminä hyppyhäntäisten pitkän matkan levittäytymiskyky on kuitenkin heikko.

Tutkittaessa hyppyhäntäisten esiintymistä hakkuualueilla Ruotsissa selvisi, että hyppyhäntäisyhteisö kannoissa on erilainen kuin ympäröivässä maassa (Malmström 2012). Paitsi puu-aineksessa eläviä lajeja, kannoissa tavattiin myös tyypillisesti maassa eläviä lajeja, joita oli enemmän kannoissa kuin viereisessä maassa (Malmström 2012). Kannon puulajilla (kuusi, mänty, koivu) ei ollut merkitystä hyppyhäntäisten esiintymiseen (Malmström 2012). Setälä ym. (1995) puolestaan havaitsivat, että hyppyhäntäisyhteisön rakenteeseen kannoissa vaikutti pitemmällä aikavälillä (noin vuosi) metsän sukkessiovaihe ja jonkin verran myös maantieteellinen sijainti. Lyhyemmällä jaottelulla vuodenajan mukaan hyppyhäntäispopulaatioon vaikuttivat mikrohabitaatin eli kannon ympäristötekijät (Setälä ym. 1995). Vähäisempi lajisto liittyi korkeampiin typpi- ja fosforipitoisuuksiin, jotka vaikuttivat todennäköisesti epäsuorasti ravinnon kautta (Setälä ym. 1995).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1. Tutkimusalue ja koeasetelma

Tutkimusalue sijaitsi Keski-Suomen ja Pirkanmaan alueella, Jämsän ja Oriveden rajalla metsäyhtiö UPM Kymmenen omistamalla maalla Längelmäellä Haukilahdessa (61°48'N, 24°47'E). Koealoina toimivat kymmenen vuonna 2005 avohakattua kuusivaltaista hehtaarin kokoista metsikköä. Avohakkuun jälkeen viideltä alalta oli poistettu kannot, minkä jälkeen kyseiset alat oli täydennyslaikutettu taimien istutusta varten. Kontrolleina toimivat 5 laikkumätästettyä alaa, joilta kantoja ei ollut korjattu. Jokaiselta koealalta oli kerätty noin 70 % hakkuutähteistä. Kaikista metsänhoitotoimenpiteistä koealoilla vastasi UPM Kymmene urakoitsijoinen. Kyseiset koealat olivat samat kuin Kataja-ahon ym. (2011a) tutkimuksessa.

Vuonna 2006 koealoille rajattiin 30 m x 30 m kokoiset osa-alat välttämättä soisia, kallioisia ja hyvin kivikkoisia alueita. Lisäksi osa-aloja rajatessa katsottiin, että ne sijaitsivat vähintään 30 m etäisyydellä koealojen reunoista. Tuolloin rajatut alat toimivat osa-aloina tässäkin tutkimuksessa. Hakkuualueiden koealojen lisäksi saman seudun hakkaamattomista kuusivaltaisista metsistä valittiin 5 koealaa, joilta rajattiin myös 30 m x 30 m osa-alat.

#### 3.2. Näytteenotto ja käsittely

Näytteenotossa mukailtiin Kataja-ahon ym. (2011a) käyttämiä menetelmiä. Näytteet otettiin toukokuun lopulla (27.-28.5.) ja syyskuun puolivälissä (15.-16.9.) vuonna 2014 edellä mainituilta osa-aloilta satunnaisesti. Jokaiselta osa-alalta otettiin 8 erillistä änkyrimatonäytettä (4 ehjältä maanpinnalta, 4 käsittelyissä aikoinaan mineraalimaalle paljastuneista kohdista) ja 6 mikroniveljalkaisnäytettä (3 ehjältä pinnalta, 3 aikoinaan mineraalimaalle paljastuneista kohdista). Maanpintatyyppien erottamisessa käytettiin apuna kasvillisuutta, sillä aikoinaan käsittelyissä rikkoutuneella maalla kasvoi lähinnä pioneerisammalia, kun taas ehjäksi jääneellä maalla oli myöhempien sukkessiovaiheiden kasveja, kuten heinä- ja ruohokasveja sekä varpuja. Hakkuukypsien kuusivaltaisten metsien osa-aloilta otettiin kultakin 8 änkyrimato- ja 6 mikroniveljalkaisnäytettä.

Näytteenotossa käytettiin teräksistä putkikairaa, jonka poikkileikkauksen pinta-ala oli 25 cm<sup>2</sup>. Jokainen näyte kairattiin vähintään 4 cm:n syvyyteen asti, koska orgaanisen kerroksen paksuus seudun metsissä on keskimäärin 4 cm. Mikroniveljalkaisnäytteiden otossa kairaan laitettiin muovinen rengas (korkeus 4 cm), jonka tarkoitus oli pitää näyte paremmin koossa näytteen jatkokäsittelyssä. Kaikki näytteet yksilöitiin ja suljettiin omiin muovipusseihinsa kairauksen jälkeen. Maastossa näytteet säilytettiin kylmälaukuissa, jotka siirrettiin myöhemmin säilytettäväksi kylmähuoneeseen (+5 °C).

Ennen eliöiden erottelemista näytteiden koko yhdenmukaistettiin poistamalla mahdollinen ylimääräinen maa-aines, jotta näytteiden paksuudeksi tuli 4 cm. Änkyrimadot eroteltiin näytteistä standardoidulla märkäsupilomenetelmällä (O'Connor 1962) neljän tunnin ajan ja niiden yksilömäärät laskettiin elävinä stereomikroskoopin avulla. Mikroniveljalkaisten erottelemisessa käytettiin kuivasupilomenetelmää (nk. high gradient-menetelmä), jossa näytteet lämmitettiin hitaasti ja lämpötilaa kontrolloitiin jatkuvasti (tietokoneavusteisesti), kunnes ne olivat kuivia ja noin + 42 °C:n lämpöisiä. Erotellut eläimet säilöttiin 70 % etanoliin. Hyppyhäntäiset laskettiin ja tunnistettiin lajilleen tai sille taksonomiselle tarkkuudelle, jolle kunkin eläimen kohdalla oli mahdollista päästä (Fjellberg 1998, 2007). Punkit laskettiin ja tunnistettiin alalahkon tarkkuudella (Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, muut).

### 3.3. Aineiston analysointi

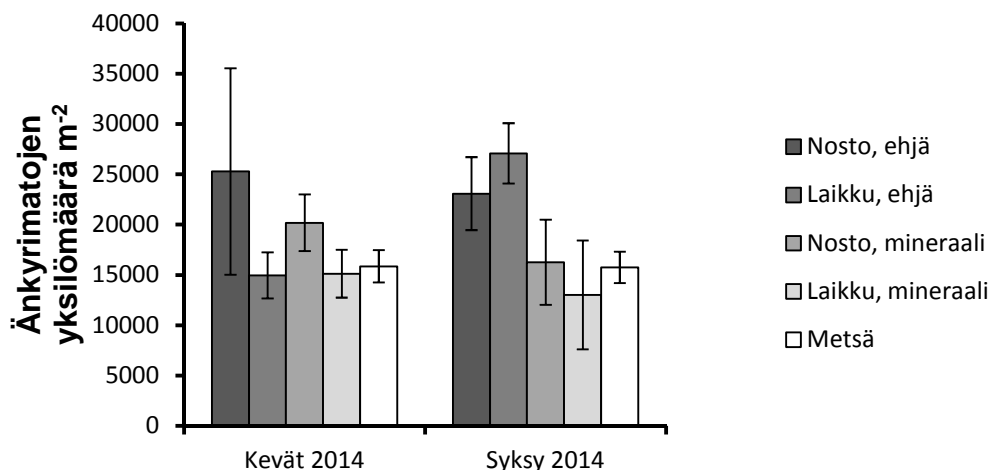
Kantojen korjuun vaikutusta maaperän hajottajaeläinyhteisöön tutkittiin vertaamalla laikkumätätettyjen alojen ja kannonnostoalojen maaperäeläinten (änkyrimatojen, punkkien ja hyppyhäntäisten) kokonaisyksilömääriä sekä hyppyhäntäisten osalta lajimäärää. Punkeista tarkasteltiin kokonaisyksilömäärän lisäksi Oribatida- ja Mesostigmata-punkkien yksilömääriä, ja hyppyhäntäisistä viiden yleisimmin esiintyneen lajin yksilömääriä. Hyppyhäntäisyhteisöjen monimuotoisuuden vertaamiseen eri tavoin käsitellyillä aloilla käytettiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksiä. Maanpinnan rikkoutumisen vaikutusta hajottajaeläinyhteisöön tutkittiin vertaamalla edellä mainittuja muuttujia maanpintatyypeillä (ehjä ja rikkoutunut), jotka määräytyivät vuoden 2005 metsänuudistamisessa. Tilastolliset vertailut tehtiin kaksisuuntaisella toistomittausten ANOVAlla (SPSS-ohjelma, versio 20.0). Lisäksi uudistusalojen (laikkumätätystys- ja kannonnostoalat) ehjäksi jääneen maaperän eläinyhteisöä verrattiin hakkaamattomien kuusimetsien maaperän eläinyhteisöön erillisellä toistomittausten ANOVAlla. Näin saatiin tietoa siitä, kuinka pelkkä avohakkuu vaikuttaa maaperän hajottajaeläimistöön. Parittaiset vertailut tehtiin tarvittaessa vertaamalla kunkin koealatyypin (laikkumätätystysalat, kannonnostoalat, hakkaamattomat metsiköt) ehjien pintojen maaperäeläinten yksilömääriä tai hyppyhäntäisten lajimäärää kahden muun koealatyypin vastaavien muuttujien kanssa.

Tilastollisissa testeissä käytettiin toistoina kutakin koealaa, jonka osanäytteistä laskettiin analyysejä varten keskiarvot. Tilastoanalyysien oletusten voimassaolo tarkistettiin, ja tarvittaessa aineisto muunnettiin, jos ehdot eivät täytyneet. Ei-parametrinen Kruskal-Wallis testiä käytettiin silloin, kun aineisto ei täyttänyt ehtoja muunnoksista huolimatta.

## 4. TULOKSET

### 4.1. Änkyrimadot

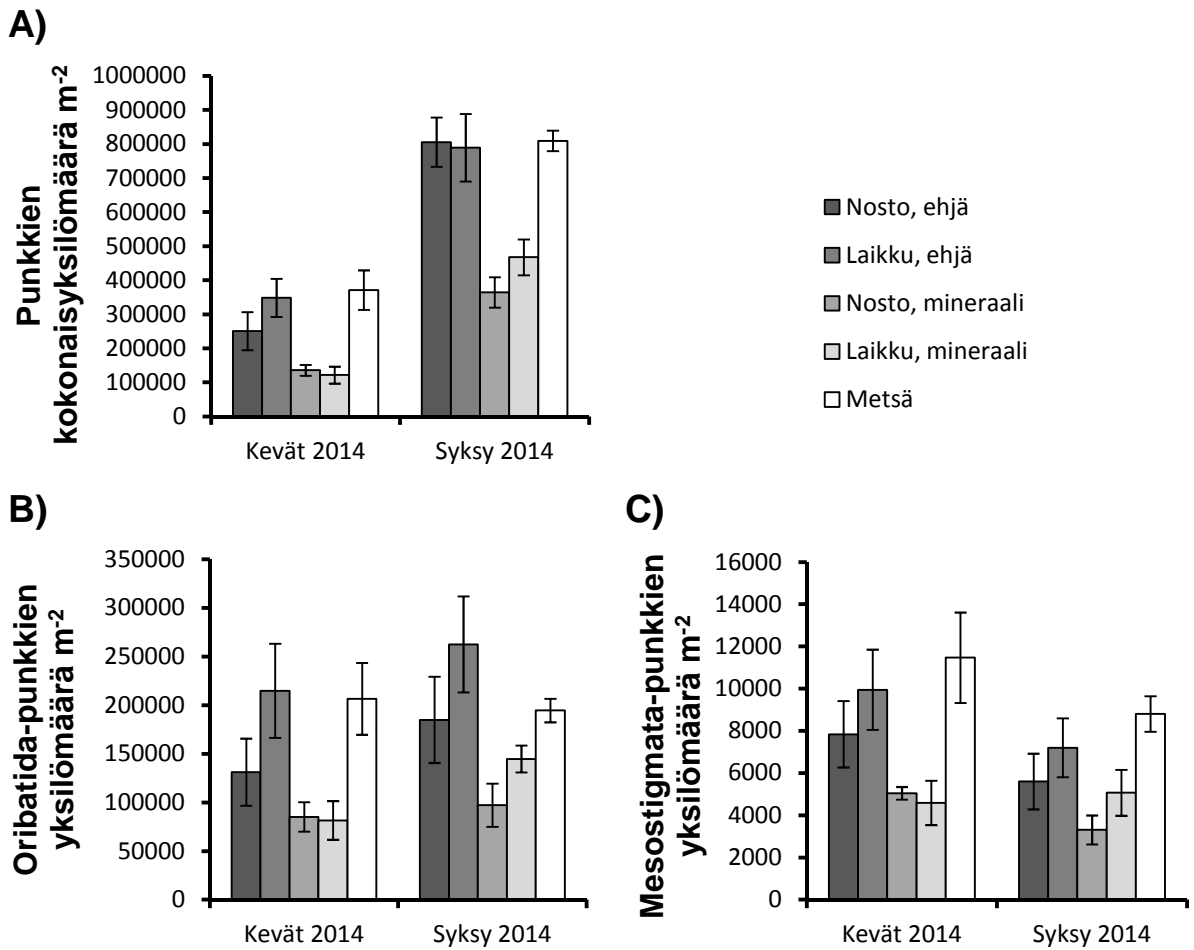
Änkyrimatojen yksilömäärä ei eronnut kantojen korjuualueiden ja laikkumätätettyjen alueiden eikä käsittelyissä aikoinaan ehjäksi jääneen ja mineraalimaalle paljastuneen maanpinnan välillä (Kuva 1, Taulukko 1). Yksilömäärässä ei ollut eroa myöskään uudistusalojen ehjien pintojen ja hakkuukypsän metsän välillä (Kuva 1, Taulukko 2).



Kuva 1. Änkyrimatojen yksilömäärät ( $\bar{x} \pm S.E.$ ) m<sup>-2</sup> vuonna 2005 uudistetuilla koealoilla, joilla tuolloin tehtiin kantojen korjuu (nosto) tai laikkumätätystys (laikku) sekä hakkuukypsissä metsissä (metsä) kahdessa näytteenotossa. Kantojen korjuu- ja laikkumätätystysalueilla on eritelty metsänuudistamisessa ehjäksi jäänyt (ehjä) ja rikkoutunut maanpinta (mineraali).

## 4.2. Punkit

Kantojen korjuualueiden ja laikkumätätettyjen alueiden välillä ei ollut eroa punkkien kokonaisyksilömäärässä, eikä Oribatida- tai Mesostigmata-punkkien yksilömäärissä (Kuva 2, Taulukko 1). Käsittelyissä aikoinaan ehjäksi jääneellä maanpinnalla punkkien kokonaisyksilömäärä oli suurempi kuin tuolloin rikkoutuneella pinnalla (Kuva 2A, Taulukko 1). Ehjällä pinnalla yksilömäärät olivat rikkoutuneeseen pintaan nähden suuremmat myös Oribatida- (Kuva 2B, Taulukko 1) ja Mesostigmata-punkeilla (Kuva 2C, Taulukko 1). Mikään tarkastelluista punkkien yksilömääristä ei eronnut uudistusalojen ehjien pintojen ja hakkuukypsän metsän välillä (Kuva 2, Taulukko 2).



Kuva 2. A) Punkkien kokonaisyksilömäärät sekä B) Oribatida- ja C) Mesostigmata-punkkien yksilömäärät ( $\bar{x} \pm S.E.$ ) m<sup>-2</sup> kantojen korjuualueilla (nosto), laikkumätätetyillä alueilla (laikku) ja hakkuukypsissä metsissä (metsä) kahdessa näytteenotossa. Kantojen korjuu- ja laikkumätätystusalueiden maanpinta on jaoteltu metsänuudistamisessa vuonna 2005 ehjänä säilyneeseen (ehjä) ja rikkoutuneeseen pintaan (mineraali).

Taulukko 1. Toistomittausten ANOVAn tulokset vuonna 2005 uudistettujen koalojen (laikkumätästys- ja kannonnostoalat) maaperäeläinten kokonaisuksilömäärästä sekä hyppyhäntäisten lajimäärästä (LM) kymmenkunta vuotta metsänuudistamisen jälkeen. *Isotomiella minor* -lajin tulokset maanpinnan laadun suhteen ei-parametrisestä testistä (Kruskal-Wallis) ilmoitettuna näytteenottohetken vuodenajan ja koalojen käsittelyn (laikkumätästys (L), kannonnosto (N)) mukaan. Merkitsevät erot on lihavoitu ( $P < 0,05$ ).

Maaperäeläimet (virhevapausaste = 16, n = 5)	Änkyrimadot		Punkit		Oribatida		
	F	P	F	P	F	P	
Vuodenaika	0,06	0,817	28,93	<b>&lt;0,001</b>	5,45	<b>0,033</b>	
Vuodenaika x käsittely	0,79	0,389	0,03	0,877	0,83	0,376	
Vuodenaika x pinta	2,80	0,114	1,24	0,282	0,20	0,659	
Vuodenaika x käsittely x pinta	0,67	0,426	1,30	0,270	1,42	0,251	
Käsittely	1,11	0,307	1,03	0,326	3,46	0,081	
Pinta	3,83	0,068	20,14	<b>&lt;0,001</b>	13,31	<b>0,002</b>	
Käsittely x pinta	0,24	0,634	0,13	0,727	0,66	0,428	
	Mesostigmata		Hyppyhäntäiset LM		Hyppyhäntäiset		
	F	P	F	P	F	P	
Vuodenaika	5,72	<b>0,029</b>	1,87	0,191	6,61	<b>0,020</b>	
Vuodenaika x käsittely	0,43	0,522	0,09	0,770	0,58	0,459	
Vuodenaika x pinta	2,05	0,172	0,79	0,386	0,00	0,966	
Vuodenaika x käsittely x pinta	1,09	0,313	0,09	0,770	0,42	0,525	
Käsittely	1,36	0,261	0,34	0,567	4,09	0,060	
Pinta	8,57	<b>0,010</b>	6,43	<b>0,022</b>	23,31	<b>&lt;0,001</b>	
Käsittely x pinta	0,31	0,585	0,04	0,848	0,40	0,535	
	<i>Micranurida pygmaea</i>		<i>Parisotoma notabilis</i>		<i>Tullbergia sp.</i>		
	F	P	F	P	F	P	
Vuodenaika	4,08	0,061	8,30	<b>0,011</b>	12,97	<b>0,002</b>	
Vuodenaika x käsittely	0,02	0,880	0,66	0,428	1,04	0,323	
Vuodenaika x pinta	0,01	0,928	2,07	0,170	0,66	0,429	
Vuodenaika x käsittely x pinta	1,28	0,274	0,38	0,545	0,02	0,901	
Käsittely	0,67	0,425	1,62	0,221	4,80	<b>0,044</b>	
Pinta	1,54	0,233	6,39	<b>0,022</b>	23,91	<b>&lt;0,001</b>	
Käsittely x pinta	1,06	0,318	1,01	0,330	0,14	0,718	
	<i>Willemia anophthalma</i>				<i>Isotomiella minor</i>		
	F	P			$\chi^2$	P	
Vuodenaika	11,79	<b>0,003</b>			Kevät (L)	3,94	<b>0,047</b>
Vuodenaika x käsittely	0,57	0,463			Kevät (N)	1,58	0,209
Vuodenaika x pinta	0,06	0,815			Syky (L)	3,94	<b>0,047</b>
Vuodenaika x käsittely x pinta	0,32	0,579			Syky (N)	0,54	0,465
Käsittely	6,33	<b>0,023</b>					
Pinta	0,14	0,711					
Käsittely x pinta	1,62	0,222					

Taulukko 2. Toistomittausten ANOVAn tulokset maaperäeläinten kokonaisyksilömääristä ja hyppyhäntäisten lajimäärästä (LM) vuonna 2005 uudistettujen koealojen (laikkumätästys- ja kannonnostoalat) ehjäksi jääneillä maanpinnoilla ja hakkuukypsässä metsässä, kun metsänuudistamisesta on kulunut kymmenkunta vuotta. Merkitsevät erot on lihavoitu ( $P < 0,05$ ).

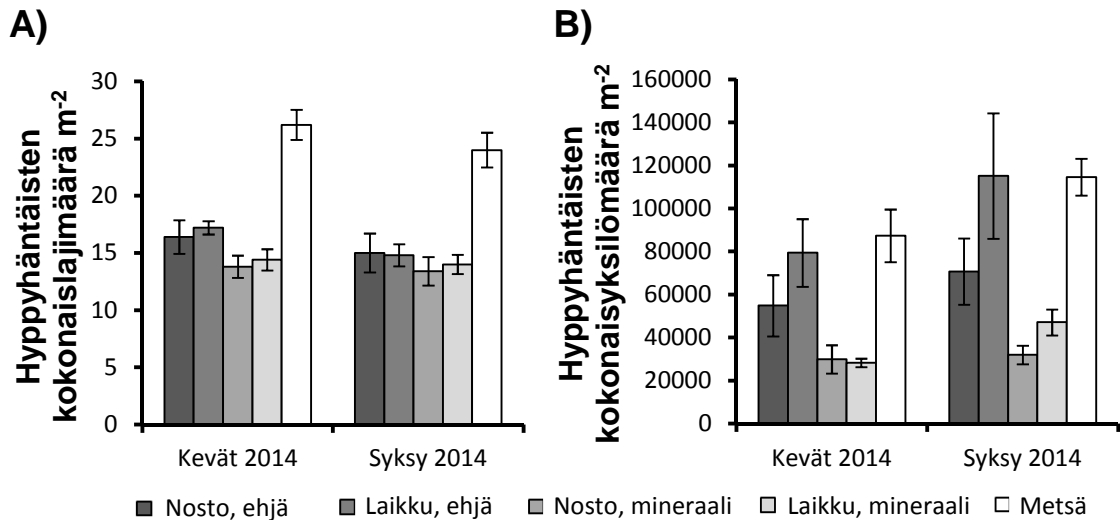
Maaperäeläimet (virhevapausaste = 12, n = 5)	Änkyrimadot		Punkit		Oribatida	
	F	P	F	P	F	P
Vuodenaika	1,17	0,301	21,82	<b>0,001</b>	1,45	0,252
Vuodenaika x käsittely	1,03	0,388	0,58	0,576	0,54	0,594
Käsittely	1,98	0,180	0,47	0,634	1,85	0,200
	Mesostigmata		Hyppyhäntäiset LM		Hyppyhäntäiset	
	F	P	F	P	F	P
Vuodenaika	7,37	<b>0,019</b>	4,62	0,053	7,22	<b>0,020</b>
Vuodenaika x käsittely	0,03	0,972	0,14	0,867	0,12	0,892
Käsittely	1,58	0,247	19,83	<b>&lt;0,001</b>	2,43	0,130
	<i>Micranurida pygmaea</i>		<i>Parisotoma notabilis</i>		<i>Tullbergia sp.</i>	
	F	P	F	P	F	P
Vuodenaika	7,28	<b>0,019</b>	4,24	0,062	16,34	<b>0,002</b>
Vuodenaika x käsittely	2,38	0,135	0,83	0,459	0,71	0,511
Käsittely	4,62	<b>0,033</b>	1,37	0,291	1,72	0,221
	<i>Willemia anophthalma</i>		<i>Isotomiella minor</i>			
	F	P	F	P		
Vuodenaika	4,90	<b>0,047</b>	3,72	0,078		
Vuodenaika x käsittely	0,12	0,886	1,76	0,214		
Käsittely	9,12	<b>0,004</b>	2,04	0,173		

### 4.3. Hyppyhäntäiset

Hyppyhäntäisten kokonaislajimäärä ei eronnut kantojenkorjuualojen ja laikkumätästysalojen välillä (Kuva 3A, Taulukko 1), kuten ei myöskään Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksi lajeille (Taulukko 3A). Myöskään kokonaisyksilömäärässä ei ollut merkitsevää eroa käsittelyiden välillä, vaikka viitteitä laikkumätästettyjen alojen suuremmista yksilömääristä voitiin havaita (ANOVA:  $P = 0,060$ ) (Kuva 3B, Taulukko 1). Kevään ja syksyn näytteenotoissa esiintyi yhteensä 75 eri hyppyhäntäislajia tai lajiryhmää (LIITE 1), joista viisi yleisintä (esiintyminen eri aloilla, yksilömäärä) olivat *Isotomiella minor*, *Micranurida pygmaea*, *Parisotoma notabilis*, *Tullbergia sp.* ja *Willemia anophthalma*. Viidestä yleisimmästä lajista tai lajiryhmästä *Tullbergia sp.* esiintyi runsaampana laikkumätästetyillä aloilla kuin kannonnostoaloilla (Kuva 4D, Taulukko 1), kuten myös *W. anophthalma* (Kuva 4E, Taulukko 1).

Hyppyhäntäisten laji- ja yksilömäärä olivat suurempia ehjällä kuin aikoinaan rikkoutuneella maanpinnalla (Kuva 3, Taulukko 1). Hyppyhäntäislajien Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksissä ei ollut eroa erilaisten pintojen välillä (Taulukko 3A). Tarkastelluista lajeista *I. minor*in yksilömäärä oli suurempi laikkumätästettyjen alojen aikoinaan ehjiksi jääneillä kuin rikkoutuneilla pinnoilla, mutta kantojen korjuualueiden eri pintojen välillä eroa ei ollut (Kuva 4A, Taulukko 1). *P. notabilis* esiintyi runsaampana metsänuudistamisessa ehjäksi jääneellä kuin mineraalimalle paljastuneella maanpinnalla (Kuva 4C, Taulukko 1), samoin kuin *Tullbergia sp.* (Kuva 4D, Taulukko 1).

Hakkuukypsissä metsissä hyppyhäntäisten kokonaislajimäärä oli suurempi kuin laikkumätästettyjen alojen (Tukey: I-J = 0,43,  $P = 0,001$ ) tai kantojenkorjuualojen (Tukey: I-J = 0,46,  $P < 0,001$ ) ehjillä pinnoilla (Kuva 3A, Taulukko 2), mutta kokonaisyksilömäärässä eroa ei ollut (Kuva 3B, Taulukko 2).

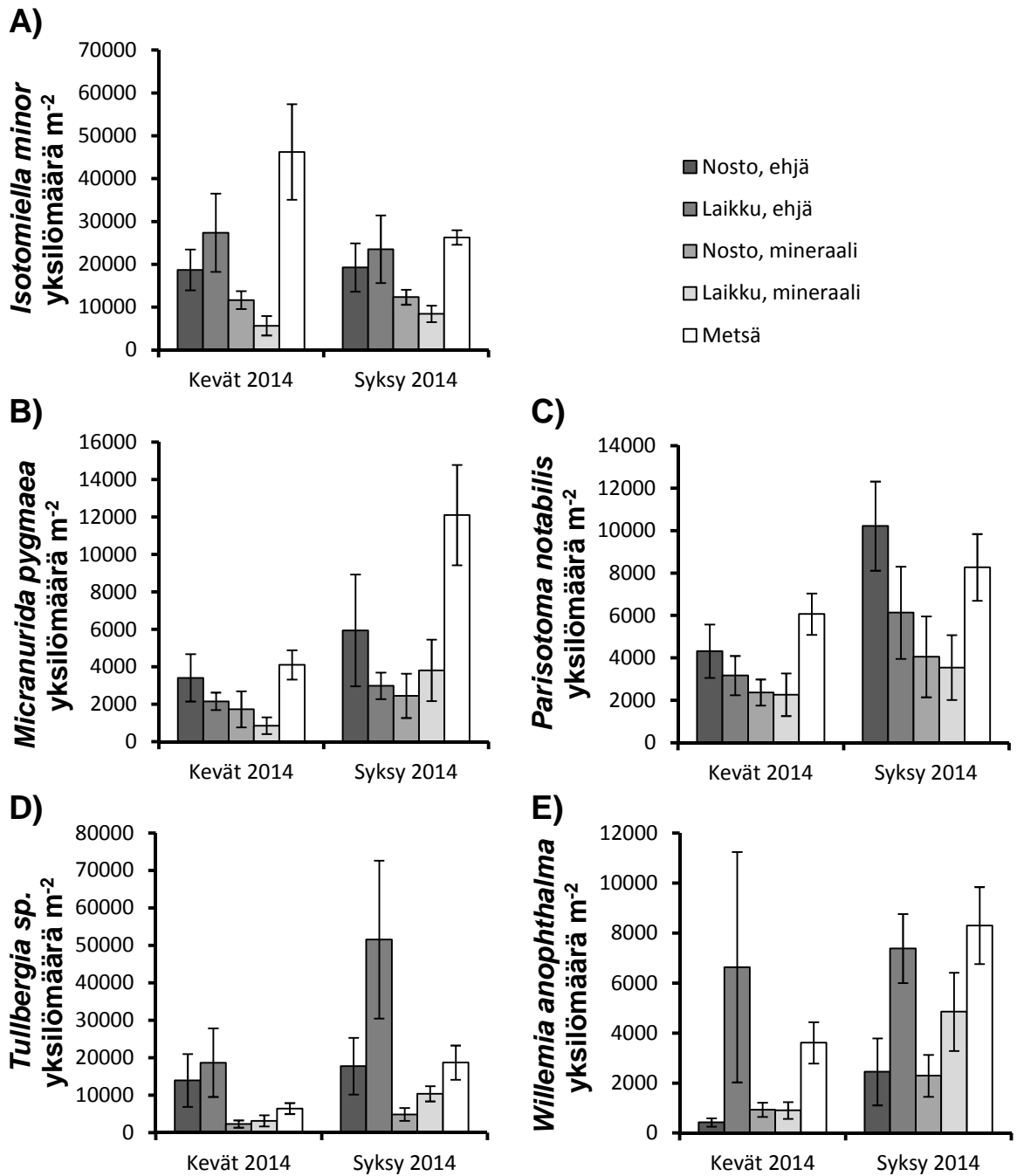


Kuva 3. A) Hyppyhäntäisten kokonaislajimäärät ja B) kokonaisyksilömäärät ( $\bar{x} \pm S.E.$ ) m<sup>-2</sup> kahdessa näytteenotossa koelaloilla, joilla tehtiin metsänuudistamisessa (2005) kantojen korjuu (nosto) tai laikkumätästys (laikku), sekä hakkuukypsissä metsissä (metsä). Metsänuudistamisessa ehjänä säilynyt maanpinta (ehjä) on eritelty rikkoutuneesta (mineraali).

Hyppyhäntäislajien Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi hakkuukypsän metsän ja uudistusalojen ehjien pintojen välillä ei eronnut kevään näytteenotossa (Taulukko 3B ja C), mutta syksyllä indeksin arvo oli suurempi hakkuukypsässä metsässä kuin laikkumätästys- ja kannonnostoalojen ehjillä pinnoilla (Taulukko 3B ja C). Yleisimmistä hyppyhäntäislajeista tai -lajiryhmistä *M. pygmaea* esiintyi runsaampana hakkuukypsissä metsissä kuin laikkumätästettyjen alojen ehjillä pinnoilla (Tukey: I-J = 5533,33, P = 0,027) (Kuva 4B, Taulukko 2), ja *W. anophthalman* yksilömäärä oli suurempi hakkuukypsissä metsissä (Tukey: I-J = 43,77, P = 0,009) ja laikkumätästettyjen alojen ehjillä pinnoilla (Tukey: I-J = 45,20, P = 0,007) kuin kannonnostoalojen ehjillä pinnoilla (Kuva 4E, Taulukko 2).

Taulukko 3. A) Toistomittausten ANOVAn tulokset vuonna 2005 uudistettujen koelajien (laikkumätästys- ja kannonnostoalat) hyppyhäntäisten Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksistä ( $H'$ ), kun näytteenotosta on kulunut kymmenkunta vuotta. B) Yksisuuntaisen ANOVAn tulos hyppyhäntäisten Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksistä uudistettujen metsien ehjäksi jääneillä maanpinnoilla ja hakkuukypsässä metsässä kevään 2014 näytteenotosta, sekä ei-parametrisen testin tulos (Kruskal-Wallis) syksyn 2014 näytteenotosta. Merkitsevät erot on lihavoitu (P < 0,05). C) Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksin ( $H'$ ) arvot ja niiden keskivirheet (S.E.).

A)	Hyppyhäntäiset $H'$		B)	Hyppyhäntäiset $H'$			
	F	P		Kevät		Syksy	
(virhevapausaste = 16, n = 5)				F	P	$\chi^2$	P
Vuodenaika	0,39	0,544					
Vuodenaika x käsittely	0,35	0,565	Käsittely	0,16	0,855	6,66	<b>0,036</b>
Vuodenaika x pinta	0,19	0,673					
Vuodenaika x käsittely x pinta	1,15	0,299					
Käsittely	0,05	0,835	C)	Kevät		Syksy	
Pinta	0,03	0,867		$H'$	S.E.	$H'$	S.E.
Käsittely x pinta	0,30	0,595	Laikku	1,83	(0,09)	1,80	(0,15)
			Nosto	1,80	(0,09)	1,87	(0,06)
			Metsä	1,88	(0,12)	2,23	(0,07)



Kuva 4. Viiden tutkimuksessa yleisimmän hyppyhäntäislajin tai -lajiryhmän yksilömäärät ( $\bar{x} \pm S.E.$ ) m<sup>-2</sup> kantojen korjuualueilla (nosto), laikkumätästysalueilla (laikku) ja hakkuukypsissä metsissä (metsä) kahdessa näytteenotossa. Metsänuudistamisessa (2005) ehjäksi jäänyt maanpinta (ehjä) on eritelty rikkoutuneesta pinnasta (mineraali). A) *Isotomiella minor*, B) *Micranurida pygmaea*, C) *Parisotoma notabilis*, D) *Tullbergia sp.* ja E) *Willemia anophthalma*.



## 5. TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1. Kantojen korjuun vaikutus änkyrimatojen runsauteen

Änkyrimatojen yksilömäärä ei eronnut kannonostoalueiden ja laikkumätästettyjen alueiden välillä. Tästä voidaan päätellä, että kantojen korjuu ja laikkumätästys ovat änkyrimadoille suunnilleen samanvahvuisia häiriöitä, kun käsittelyistä on kulunut kymmenkunta vuotta. Sen sijaan samoilla tutkimusaloilla aiemmin tehdyssä tutkimuksessa (Kataja-aho ym. 2011a) änkyrimatojen yksilömäärä oli suurempi laikkumätästysaloilla kuin kantojen korjuualoilla. Kyseisen tutkimuksen näytteet otettiin 2-3 vuotta metsänuudistamisen (2005) jälkeen, ja nyt tehdyn tutkimuksen näytteenottoon mennessä uudistamisesta oli kulunut aikaa 9 vuotta. Kataja-ahon ym. (2011a) ja nyt tehdyn tutkimuksen yhteispäätelmänä voidaan todeta, että pian metsänuudistamisen jälkeen kantojen korjuu on änkyrimadoille laikkumätästystä voimakkaampi häiriö, josta ne toipuvat kuitenkin suhteellisen nopeasti.

Selitys kannonostoalojen änkyrimatokantojen nopealle toipumiselle voitaneen löytää alojen ympäristöolojen muuttumisesta ajan myötä sekä änkyrimatojen elinkierto-ominaisuuksista. Kataja-ahon ym. (2011a) mukaan kantojen korjuu täydennyslaikutuksineen lisää maanpinnan rikkoutumista metsänuudistamisessa verrattuna laikkumätästykseen. Maanpinnan rikkoutuessa taas paljastuu mineraalimaata, joka on änkyrimadoille ankara elinympäristö. Suomen metsissä tavallisin änkyrimatolaji, *C. sphagnetorum*, käyttää Haimin ja Siira-Pietikäisen (2003) mukaan mineraalimaassa ravintonaan lähinnä mikrobeja, ja pystyy ylläpitämään alhaista populaatiokokoa, vaikka orgaanista ainesta on mineraalimaassa erittäin vähän. Kataja-aho ym. (2011a) totesivatkin, että änkyrimatojen yksilömäärä oli pienempi metsänuudistamisessa rikkoutuneella kuin ehjänä säilyneellä pinnalla. Mineraalimaalle paljastunut pinta näyttäisi vuosien myötä kuitenkin muuttuvan änkyrimadoille suotuisammaksi elinympäristöksi. Väitettä tukee nyt tehdyssä tutkimuksessa saatu tulos, jonka mukaan uudistusalojen ehjän ja aikoinaan rikkoutuneen maanpinnan välillä ei ollut eroa änkyrimatojen yksilömäärässä 9 vuotta metsänuudistamisen jälkeen.

Mineraalimaan muuttuminen sopivammaksi elinympäristöksi änkyrimadoille voitaneen selittää kasvillisuuden runsastumisen kautta. Coleman ja Crossley (1996) mainitsevat änkyrimatojen ravinnonlähteiksi mikrobit, hajoavan kasvimateriaalin ja sienijuuret. Vasta paljastuneessa mineraalimaassa orgaanisen aineksen määrä on hyvin vähäinen, mutta ympäröivän kasvillisuuden levittäytyttyä mineraalilaikulle sekä hajoavan kasvimateriaalin että sienijuurten määrä alkaa vähitellen nousta. Siten mineraalimaan kasvipeitteen lisääntyminen merkitsee änkyrimadoille parempaa ravinnontarjontaa, joka voi ylläpitää suurempaa populaatiokokoa. Orgaanisen aineksen vähittäinen runsastuminen rikotussa maassa merkitsee myös maaperän kosteuden lisääntymistä, kun eloperäinen aines sitoo vettä itseensä. Paremmat kosteusolot taas edistävät änkyrimatopopulaatioiden kasvua, sillä esimerkiksi Huhdan ym. (1998) tutkimuksessa änkyrimatojen yksilömäärien todettiin olevan käsittelyistä suurimmillaan kosteassa (62 % vettä) ja alimmillaan kuivassa (40 % vettä) maassa, ja Lindberg ym. (2002) puolestaan raportoivat yksilömäärien vähentyneen kuivuuden seurauksena.

Kannan nopeaa runsastumista olosuhteiden parannuttua edesauttaa suuresti myös *C. sphagnetorum*in kyky suvuttomaan lisääntymiseen (Haimi & Siira-Pietikäinen 2003). Standenin (1973) mukaan änkyrimatojen suvuton lisääntyminen (fragmentaatio) nopeutui lämpötilan kasvaessa, ja Sulkava ja Huhta (2003) taas totesivat poikkeuksellisen alhaisten maan lämpötilojen vähentäneen änkyrimatojen yksilömäärää. Koska maanmuokkauksen seurauksena maaperän päivälämpötilat nousivat ja yölämpötilat laskivat verrattuna muokkaamattomaan maahan (Kubin & Kempainen 1994), voi änkyrimatojen päätellä

kokeneen voimakkaampaa lämpötilastressiä rikkoutuneilla kuin ehjinä säilyneillä maalaikuilla, vaikka tässä omassa tutkimuksessani ei lämpötiloja mitattukaan. Rikotun maan lämpötilanvaihtelut lienevät kuitenkin tasoittuneen kasvillisuuden lisääntyneenä sukkession myötä, mikä on voinut edesauttaa änkyrimatopopulaatioiden runsastumista.

Omalta osaltaan rikotun maan änkyrimatopopulaatioiden toipumiseen ovat voineet vaikuttaa myös maaperän eliöyhteisön koostumuksessa ja sen seurauksena vuorovaikutussuhteissa tapahtuneet muutokset. Esimerkiksi Huhdan ym. (1998) mukaan *C. sphagnetorum* yksilömäärä kuivassa ja keski-kosteassa (40 ja 53 % vettä) maassa sääteli mikroniveljalkaisyhteisö, todennäköisesti kilpailun kautta. Myös Taylor ym. (2010) arvelivat, että änkyrimatojen ja sieniä syövien mikroniveljalkaisten välinen kilpailu voi vaikuttaa merkittävästi änkyrimatopopulaatioiden kehittymiseen. Koska ravintokilpailu mikroniveljalkaisten kanssa näyttäisi edellä mainittujen tutkimusten mukaan vähentävän änkyrimatojen yksilömäärää, tai hidastavan niiden populaatioiden kasvua, voisi rikotun maan änkyrimatopopulaatioiden toipuminen olla osittain seurausta kilpailun vähenemisestä. Eliöryhmien väliset vuorovaikutukset ovat kuitenkin hyvin monimutkaisia, eikä nyt tehdyn tutkimuksen perusteella voida vetää selkeitä johtopäätöksiä niiden muutoksista ja vaikutuksista änkyrimatoihin.

## 5.2. Kantojen korjuun vaikutus punkkien ja hyppyhäntäisten runsauteen

Punkkien ja hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärät eivät eronneet kantojen korjuualueiden ja laikkumätätettyjen alueiden välillä. Kyseisille mikroniveljalkaisille kantojen korjuu ja laikkumätätysty näyttävät siis olevan melko lailla samansuuruisia häiriöitä, kun käsittelyistä on kulunut 9 vuotta. Lisäksi tutkimuksessa todettiin, ettei kasvinsyöjiin kuuluvien Oribatida- ja petoihin kuuluvien Mesostigmata-punkkien yksilömäärissä ollut eroa kannonosto- ja laikkumätätystyalojen välillä, joten uudistustoimien häiriövaikutus oli yhtä vahva punkkien ravinnonkäytöstä (trofiataso) riippumatta. Tulokset yksilömäärästä ovat yhtenäiset samoilla koealoilla aiemmin tehdyn tutkimuksen kanssa (Kataja-aho ym. 2011a).

Tarkasteltujen mikroniveljalkaisten esiintymisrunsauksista löytyi yhtenäinen trendi uudistusalojen ehjän ja metsänuudistamisessa (2005) rikkoutuneen maanpinnan suhteen. Ehjällä pinnalla punkkien kokonaisyksilömäärä, Oribatida- ja Mesostigmata-punkkien yksilömäärät, sekä hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärä, olivat suuremmat kuin aikoinaan rikkoutuneella pinnalla. Tilanne on siis mainittujen maaperäeläinten osalta edelleen hyvin samanlainen kuin Kataja-ahon ym. (2011a) tutkimuksessa. Metsänuudistamisessa rikkoutunut maanpinta näyttäisikin olevan ehjää pintaa heikompi elinympäristö monille maaperäeläimille, ja pysyvän sellaisena ainakin 9 vuotta uudistustoimien jälkeen.

Eräs selitys rikkoutuneen pinnan huonoudelle punkkien ja hyppyhäntäisten habitaattina voisi olla sen ravinnontarjonnan niukkuus ehjään pintaan verrattuna. Aikoinaan rikkoutuneen pinnan kasvillisuus koostuu etupäässä pioneerisammalista, jotka muodostavat laikulle tiiviin maton, eivätkä päästä juurikaan pudonnutta kasvimateriaalia lähelle maanpintaa. Siten rikkoutuneiden laikkujen hajottajaeläinyhteisön ravinnoksi päätyvä orgaaninen aines lienee alkuperältään yksipuolista, koostuen pääasiassa maatuista sammalista. Sen sijaan ehjien maanpintojen kasvillisuudesta (heinäkasvit, ruohokasvit ja varvut) ainakin osa lakastuu syksyisin, minkä seurauksena pudonneet kasvinosat näistä kasveista kuten myös läheisistä puista ja muusta kasvustosta voivat päätyä maanpinnan läheisyyteen ja talven lumipeitteen painamina tiiviisti hajottajaeläinten ulottuville. Näin ehjille pinnoille tuleva orgaaninen aines on alkuperältään vaihtelevampaa ja siten mahdollisesti myös koostumukseltaan monipuolisempaa ravintoa hajottajille kuin rikkoutuneille pinnoille päätyvä kasvimateriaali. Luultavasti eloperäistä ainesta päätyy

ehjille pinnoille myös määrällisesti enemmän kuin aikoinaan mineraalimaalle paljastuneille pinnoille – ainakin, jos suhde orgaanisen aineksen määrässä eri pintojen maaperässä on säilynyt samankaltaisena kuin Kataja-ahon ym. (2011a) mittauksissa 6-7 vuotta nyt tehdyn tutkimuksen näytteenottoa aikaisemmin. Koska hajoava kasviaines on osa sekä punkkien että hyppyhäntäisten ravintoa (Coleman & Crossley 1996), voi ehjien pintojen oletettavasti runsaampi ja monipuolisempi orgaanisen aineksen tarjonta edesauttaa yksilömäärältään suuremman hajottajaeläimistön olemassaoloa. Lisäksi hajoava kasvimateriaali on maaperän ravintoketjujen perusresurssina tärkeää ravintoa monille muillekin hajottajaeläinyhteisön jäsenille. Näistä muun muassa sukkulamadot ja sienirihma kuuluvat myös punkkien ja hyppyhäntäisten ravintoon (Coleman & Crossley 1996). Maaperän hajottajaeliöiden ravintoketjujen säätely resursseista käsin (bottom-up) on saanut tukea kokeellisista tutkimuksista (Scheu & Schaefer 1998, Chen & Wise 1999), ja esimerkiksi metsänhakkuun seurauksena laskeneet mikroniveljalkaisten yksilömäärät on yhdistetty orgaanisen aineksen vähenemiseen (Marra & Edmonds 1998, Lindo & Visser 2004). Seastedt ja Crossley (1981) painottavat kuitenkin, että resurssien ohella häiriöstä palautuvien mikroniveljalkaisten kohdalla tulisi huomioida myös muut ympäristön olosuhteet ja eliöiden sietokyky niille. Näin ollen ehjän ja metsänuudistamisessa rikkoutuneen pinnan elinkelpoisuutta tarkastellessa myös abiottisille tekijöille on syytä antaa painoarvoa.

Aikoinaan rikkoutunut maanpinta voi olla ehjää pintaa heikompi elinympäristö myös kosteus- ja lämpötilaolojensa puolesta. Maaperän kosteuteen vaikuttaa sen sisältämä orgaanisen aineksen määrä, koska orgaaninen aines sitoo vettä itseensä. Kataja-ahon ym. (2011a) tutkimuksessa ehjän pinnan maaperässä orgaanista materiaalia todettiin olevan enemmän kuin metsänuudistamisessa rikkoutuneessa maassa, ja samassa tutkimuksessa myös ehjän maan kosteus oli suurempi kuin rikotun. Hyppyhäntäiset ja punkit näyttäsivät Huhdan ym. (1998) mukaan viihtyvän parhaiten hieman erilaisissa kosteusoloissa, sillä hyppyhäntäisten yksilömäärä oli alhaisin kuivimmassa (40 % vettä) ja punkkien kokonaisyksilömäärä kosteimmissä (62 % vettä) käsittelyssä. Myös lämpötilanmuutokset voivat vaikuttaa mikroniveljalkaisten runsauksiin, sillä kohonneen lämpötilan on havaittu vähentäneen hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärää ja lisänneen kasvinsyöjä- (Lindberg 2003, Dollery ym. 2006) ja petopunkkien runsautta (Dollery ym. 2006), kun taas poikkeuksellisen alhaisten maaperän lämpötilojen on todettu vähentäneen useita mikroniveljalkaisten taksoniteita (Sulkava ja Huhta 2003). Vuorokaudensisäiset lämpötilanvaihtelut ovat Kubinin ja Kempaisen (1994) mukaan suuremmat avohakkuun jälkeen muokatulla kuin muokkaamattomalla maalla, mikä lienee vaikeuttanut rikotun maan hajottajaeläinpopulaatioiden toipumista etenkin ensimmäisinä vuosina hakkuusta kasvillisuuden ollessa vähimmillään. Mesostigmata-punkkien yksilömäärän onkin osoitettu olevan suurempi vakaissa kuin vaihtelevissa lämpötiloissa, mutta hyppyhäntäisten kohdalla tilanne oli päinvastainen (Huhta & Hänninen 2001). Kyseisessä tutkimuksessa lämpötilanvaihtelut olivat kuitenkin mikroniveljalkaisten sietokyvyn rajoissa, ja Huhta ja Hänninen (2001) arvelevat ääriolosuhteiden vaikutusten olevan voimakkaampia näkyen lajien vähenemisenä. Sukkession edetessä rikotun maan lämpötila- ja kosteusolot ovat luultavasti vähitellen parantuneet lisääntyneen kasvillisuuden tarjoaman varjostuksen ja sitoman kosteuden seurauksena, joten lämpötila- ja kuivuusstressin vaikutus mikroniveljalkaisten yksilömääriin lienee melko vähäinen.

Hyppyhäntäisten kokonaislajimäärä ja Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksit eivät eronneet kantojenkorjuualojen ja laikkumätästysalojen välillä. Hyppyhäntäisyhteisöt olivat siis hyvin samankaltaisia eri tavoin käsitellyillä aloilla, ja luultavasti myös yhteisöjen merkitys hajotusprosessien kannalta lienee ollut samaa luokkaa. Yleisimmistä hyppyhäntäislajeista tai -lajiryhmistä *Tullbergia*-suku ja *Willemia anophthalma* esiintyivät

runsaampina laikkumätästetyillä aloilla kuin kannonnostoaloilla, joten laikkumätästys oli niille kantojen korjuuta vähäisempi häiriö 9 vuoden kuluttua käsittelyistä. Tutkimusaineiston runsaasta hyppyhäntäislajistosta testattiin tilastollisesti vain viiden yleisimmän yksilömäärät, joten on mahdollista, että häiriön vaikutus kannonnosto- ja laikkumätästysalojen välillä vaihtelee yleisemminkin lajeilla. Koska tutkimuksessa lajien merkitystä hajotustoiminnalle tarkasteltiin vain niiden yksilömäärien vaikutuksen kautta, eikä mahdollisia lajikohtaisia vaikutuseroja hajotusprosessien toimintaan huomioitu, ei laajemmalle testaukselle ollut tarvetta.

Hyppyhäntäisten kokonaislajimäärä oli suurempi ehjällä kuin aikoinaan rikkoutuneella maalla, ja samaa trendiä noudatti myös osa tarkastelluista hyppyhäntäislajeista. Shannon-Wiener -diversiteetti-indeksissä ( $H'$ ) eroa pintojen välillä ei ollut. Koska lajien suhteelliset runsaudet huomioiva  $H'$  ei eronnut eri pinnoilla, voidaan rikkoutuneiden pintojen alhaista lajimäärää ehjiin pintoihin verrattuna selittää sillä, että myös hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärä oli pienempi aikoinaan rikkoutuneella kuin ehjänä säilyneellä maalla. Siten hyppyhäntäisyhteisön monimuotoisuuden metsänuudistamisessa rikkoutuneilla pinnoilla näyttäisi vaikuttavan niiden tekijöiden joukko, jotka rajoittavat yksilömäärän kasvua kyseisillä pinnoilla. Koska hyppyhäntäisyhteisöt olivat sekä lajistonsa että yksilömääriensä suhteen runsaampia ehjällä kuin aikoinaan rikkoutuneella maalla, voisi niiden päätellä vaikuttavan hajotusprosesseihin enemmän ehjänä säilyneellä kuin rikotulla maalla. Lajimäärän lisäksi hajotustoimintaan voi kuitenkin vaikuttaa mahdollisesti myös lajikoostumus (Cortet ym. 2003), sillä eri hyppyhäntäislajit voivat vaikuttaa ravinteiden kiertoa (Mebes & Filser 1998), karikkeen hajoamiseen ja mikrobien toimintaan eri tavoin (Cragg & Bardgett 2001). Tässä tutkimuksessa lajikohtaisia eroja ei huomioitu, mutta mahdollisten erojen vuoksi on hyvä tiedostaa, ettei pelkkä laji- ja yksilömäärien tietäminen kerro täyttä totuutta hyppyhäntäisten merkityksestä hajotustoiminnalle.

### 5.3. Avohakkuun vaikutus maaperäeläimiin

Hyppyhäntäisten kokonaislajimäärä oli suurempi hakkuukypsissä metsissä kuin kymmenkunta vuotta sitten uudistetuissa metsissä. Samansuuntaisia tuloksia saatiin myös Addisonin ym. (2003) tutkimuksessa Kanadassa. Tuolloin nuorimmissa (7-9 vuotta) metsissä oli vähiten hyppyhäntäislajeja, mutta lajimäärä ei eronnut vanhempien (35-46, 80-102 ja yli 248 vuotta) tutkimusmetsiköiden välillä. Tästä voidaan päätellä, että hakkuussa jotkut resurssit tai ympäristöolot muuttuvat niin, etteivät kaikki lajit menesty uudistusaloilla ja lajimäärä laskee. Eri tutkimuksissa hakkuun on päätelty laskeneen mikroniveljalkaisten yksilömääriä muun muassa vähentyneen ravinnontarjonnan, maaperän tiivistymisen, sekoittumisen (Lindo & Visser 2004), lämpenemisen (Abbott ym. 1980) tai sen orgaanisen aineksen vähenemisen (Marra & Edmonds 1998) kautta. Samat tekijät lienevät osallisina myös hyppyhäntäisyhteisöjen lajikoostumusten muovautumisessa.

Huomio kymmenisen vuotta sitten uudistettujen metsiköiden pienemmästä hyppyhäntäisten lajimäärästä verrattuna vanhoihin metsiin on sukkessiota ajatellen tyypillinen, sillä häiriön jälkeen metsän vähitellen kehittyessä ja vanhetessa sen elollisen ja elottoman luonnon ominaisuudet muuttuvat siten, että yhä useampi laji voi tulla toimeen siinä. Dungenin ym. (2004) tutkimuksessa Saksassa todettiin, että entisillä avolouhinta-alueilla hyppyhäntäisyhteisön lajisto muuttui eniten kymmenen ensimmäisen vuoden aikana alueiden metsityksestä. Tämän jälkeen Dungen ym. (2004) päättelivät sukkession edenneen ekolokeroiden ajoittaisten vähenemisten (pullonkaulojen) kautta, eikä hyppyhäntäislajisto oletettavasti kehittänyt suoraviivaisesti kohti saman alueen vastaavanlaisten metsien lajistoa. Entisten louhinta-alueiden ja vastaavanlaisten metsien

yhteisöt erosivat toisistaan vielä 50 vuotta metsityksen jälkeenkin (Dunger ym. 2004), joten sukkession kulkua ja hyppyhäntäislajiston kehitystä näyttäisi olevan vaikea ennustaa etukäteen. Toisaalta Addison ym. (2003) arvelivat, että sopivissa ympäristöoloissa nuorten metsiköiden hyppyhäntäisyhteisöt alkaisivat ajan kuluessa muistuttaa rakenteeltaan vanhojen metsien yhteisöjä, sillä heidän tutkimuksessaan vanhojen metsien lajit olivat kattavasti edustettuna aikaisemmissa sukkessiovaiheissa. Koska sukkession lähtökohdat määräytyvät yhteisöä kohdanneen häiriön mukaan, on lajirunsauden palautumista tarkasteltaessa hyvä huomioida häiriön luonne. Connellin (1978) mukaan esiintymistiheydensä, vaikutusalueensa laajuuden ja voimakkuutensa suhteen keskimääräinen häiriö johtaa suurimpaan diversiteettiin. Tämän perusteella avohakkuu näyttäisi olevan tutkimusalueen hyppyhäntäisyhteisölle lajistoa ajatellen kohtalaisen voimakas häiriö, sillä lajimäärä ei ollut palautunut hakkuuta edeltäneelle tasolle kuluneiden 9 vuoden aikana. Koska sukkession kulkua tai lajiston kehitystä sen aikana ei voida etukäteen varmuudella tietää, alueen hyppyhäntäisyhteisön koostumus tulevaisuudessa selvinnee vasta ajan kuluessa.

Vaikka hyppyhäntäisten lajimäärä oli suurempi hakkuukypsissä kuin kymmenkunta vuotta sitten uudistetuissa metsissä, ei monimuotoisuudesta kertova Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi kuitenkaan eronnut kevään näytteenotossa hakkuukypsän metsän ja uudistusalojen ehjien pintojen välillä. Sen sijaan syksyllä indeksi oli suurempi hakkuukypsässä metsässä kuin laikkumätästys- ja kannonnostoalojen ehjillä pinnoilla. Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi huomioi lajien lukumäärän lisäksi kunkin lajin suhteellisen runsauden yhteisössä, joten se kuvaa monimuotoisuutta paremmin kuin pelkkä lajimäärä. Näin ollen hakkuukypsien metsien hyppyhäntäisyhteisöt osoittautuivat olleen syksyllä monimuotoisempia kuin uudistusalojen yhteisöt.

Syksyn näytteenotossa havaittu ero hakkuukypsien ja 9 vuotta sitten uudistettujen metsien hyppyhäntäisyhteisöjen monimuotoisuudessa saattaa johtua kyseisten metsien välisistä kasvillisuuseroista ja niiden vaikutuksista abioottisiin oloihin. Hakkuukypsien metsien puusto on yleisesti korkeampaa ja sen latvuskerros tiheämpi kuin uudistusaloilla, joten puut myös varjostavat maanpintaa enemmän kuin uudistusalojen kasvusto ja sitä kautta pitävät maanpinnan viileämpänä ja kosteampana kuin uudistusaloilla. Sharpen ja DeMichelen (1977) malli vaihtolämpöisten kehittymisnopeuden ja ympäristön lämpötilan välisestä riippuvuudesta osoittaa, että matalissa lämpötiloissa kehittyminen on hidasta, keskilämpötiloissa se kasvaa lineaarisesti lämpötilan noustessa, ja optimilämpötilan jälkeen lämpötilan yhä kohotessa se laskee jyrkästi. Mallin mukaan lämpötilan ala- ja ylärajojen ulkopuolella vaihtolämpöisten kehittymistä ei tapahdu (Sharpe & DeMichele 1977). Hakkuukypsissä metsiköissä maaperä onkin voinut olla keväällä liian viileä joidenkin lajien kehittymiselle, mutta syksyn näytteenottoon mennessä maaperän lämpötila on saattanut kohota riittävästi noiden lajien kehitystä ajatellen. Tämä selittäisi ainakin osittain, miksi hakkuukypsien metsien hyppyhäntäisyhteisöt olivat syksyllä monimuotoisempia kuin uudistusalojen yhteisöt. Lisäksi syyskuu, jonka puolivälissä syksyn näytteet otettiin, oli poikkeuksellisen kuiva, alle 50 % vertailukauden (1981-2010) tyypillisistä sademääristä (Ilmatieteen laitos 2014). Useiden vuosien ajan jatkuneen kesäkuivuuden todettiin vähentäneen hyppyhäntäisyhteisöjen monimuotoisuutta lauhkean vyöhykkeen havumetsän maaperässä Ruotsissa (Lindberg ym. 2002), joten syyskuun 2014 kuivuus, vaikkakin edellä mainitun tutkimuksen kuivuutta huomattavasti lyhytkestoisempaan ja siksi vähäisempään häiriönä, on saattanut jossain määrin karsia huonosti kuivuutta sietäviä lajeja yhteisöistä. Koska uudistusalojen kasvillisuus varjostaa maanpintaa heikommin kuin hakkuukypsien metsien puusto, ovat niiden hyppyhäntäisyhteisöt voineet kärsiä syksyn kuivuudesta enemmän kuin hakkuukypsien metsien yhteisöt.

Maaperäeläinten runsaudet eivät yleisesti ottaen eronneet hakkuukypsän metsän ja uudistusalojen ehjien pintojen välillä, sillä eroja oli vain yksittäisten hyppyhäntäislajien kohdalla. Änkyrimatojen osalta samantapaisia tuloksia saatiin esimerkiksi Lundkvistin (1983) tutkimuksessa, jossa *C. sphagnetorum*in populaatio Keski-Ruotsin mäntymetsän maaperässä runsastui pian avohakkuun jälkeen, mutta palasi kontrollimetsien tasolle 4 vuoden sisällä hakkuusta. Vanhemman hakkuualueen 2-vuotinen seuranta puolestaan näytti *C. sphagnetorum*in populaation olleen siinä likimain yhtä runsas tai pienempi kuin kontrollimetsässä (Lundkvist 1983). Sen sijaan Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa (Fons & Klinka 1998) vasta uudistettujen ( $\leq 7$  vuotta) metsäalojen maaperäeläinten (etupäässä sukkulamadot, punkit, hyppyhäntäiset) yksilömäärät olivat pienemmät kuin vanhoissa ( $> 350$  vuotta) metsissä. Mittaukset  $\pm 40$  ja  $\pm 60$  vuotiaista metsistä vahvistivat populaatioiden kasvaneen vähitellen metsien vanhetessa, mutta toipuminen häiriöstä vaikutti kokonaisuudessaan hitaalta (Fons & Klinka 1998). Myös Addisonin ym. (2003) tutkimuksessa hyppyhäntäisten kokonaisyksilömäärän todettiin olevan alhaisempi vastikään uudistetuissa kuin vanhoissa metsissä. Erot aikaisempien ja nyt tehdyn tutkimuksen tulosten välillä saattavat johtua tutkimusalueiden erilaisuudesta, jonka seurauksena maaperäeläinten yhteisöt reagoivat hakkuuhäiriöön eri tavoin. Hakkuun vaikutus mikroniveljalkaisten yhteisöihin saattaa vaihdella Marran ja Edmondsin (1998) päätelmien mukaan paikallisten erojen, kuten maaperän kosteuden, alueen sateisuuden ja lämpötilan sekä pintamaan eroosion vuoksi. Nyt tehdyssä tutkimuksessa ei tutkittu avohakkuusta toipumiseen vaikuttavia tekijöitä, mutta havumetsissä eräs häiriötä puskuroiva tekijä on podsolimaannoksen paksu humuskerros, joka on muodostunut satojen vuosien aikana. Tutkimuksen perusteella voidaankin todeta, että Keski-Suomen boreaalisissa metsissä maaperäeläinyhteisöt palautuvat runsautensa suhteen nopeasti hakkuun häiriövaikutuksesta.

#### 5.4. Johtopäätelmät

Maaperäeläinyhteisöt eivät eronneet kantojenkorjuualojen ja laikkumätästettyjen alojen välillä, kun metsänuudistamisesta oli kulunut kymmenkunta vuotta. Tämän perusteella kyseisten metsänuudistustoimien voisi päätellä olevan tarkastelluille hajottajaeläimille yhtä vahvoja häiriötä. Kantojen korjuu lisää kuitenkin maanpinnan rikkoutumista uudistusaloilla (Kataja-aho ym. 2011a), ja rikottu maa näyttäisi olevan ehjää maata heikompi elinympäristö punkeille ja hyppyhäntäisille vielä 9 vuotta sen paljastumisesta mineraalimaalle. Tässä valossa kantojen korjuu näyttäisikin olevan maaperän hajottajaeläinyhteisöille yleisesti ottaen voimakkaampi häiriö kuin laikkumätästys, vaikka aiemman tutkimuksen (Kataja-aho ym. 2011a) tilanteeseen nähden rikotun maan änkyrimatopopulaatiot olivatkin toipuneet häiriöstä vuosien aikana.

Taylorin ym. (2010) mukaan lyhytaikaiset vaihtelut maaperäeläinyhteisön biomassassa eivät näytä heijastuvan mikrobiyhteisöön ja ekosysteemin prosesseihin, mikä kertoo maaperäekosysteemin vakaudesta. Hajottajaeläinyhteisön häiriökestävyys on todettu useissa tutkimuksissa (Siira-Pietikäinen ym. 2001, Siira-Pietikäinen ym. 2003, Kataja-aho ym. 2011b), mutta huomiot maaperäeläinryhmien vaikutuksista toistensa runsauden säätelyyn (Mikola & Setälä 1998, Huhta ym. 1998, Taylor ym. 2010) muistuttavat, että maaperän eliöyhteisö on dynaaminen kokonaisuus, jonka muutosten vaikutuksia ei voida lyhytaikaisen seurannan perusteella ennakoita pitkälle tulevaisuuteen. Siten nyt tehdyn tutkimuksen havainto punkkien ja hyppyhäntäisten vähäisemmistä yksilömääristä rikkoutuneella kuin ehjällä maalla pitäisi ottaa vakavasti, ja seurata tätä kantojenkorjuun lisäämää häiriövaikutusta myös jatkossa. Hajottajaeläinyhteisöjen tilan pitkäaikaisseuranta on tarpeen, jotta voidaan arvioida kantojen korjuun vaikutusta hajotusaktiivisuuteen, ja tarvittaessa kehittää metsänuudistustoimia.

Aikoinaan tehty avohakkuu näkyi uudistusalojen hajottajaeläinyhteisöissä vähentyneenä hyppyhäntäisten lajimääränä, ja alentuneena hyppyhäntäisyhteisöjen monimuotoisuutena. Koska sukcession kulku ei ole ennalta arvattavissa, on huoli lajien ja samalla monimuotoisuuden vähenemisestä avohakkuun myötä aiheellinen. Carey (1998) muistuttaaakin, ettei vanhalle kasvustolle voida tieteen ja teknologian keinoin tuottaa korviketta, vaan se on jotakin katoavaista ja ainutlaatuista. Aika näyttää, katoaako vanhojen metsien habitaattien mukana myös hyppyhäntäislajeja, ja millainen merkitys tällä on metsän maaperäekosysteemin toiminnan kannalta.

## **KIITOKSET**

Lämmin kiitos ohjaajilleni Jari Haimille ja Saana Kataja-aholle ystävällisestä, asiantuntevasta ja kannustavasta ohjauksesta tutkielman kaikissa vaiheissa. Kaunis kiitos myös työn tarkastajina toimineille Atte Komoselle ja Jari Haimille, sekä näytteenotossa ja laboratoriotöissä avustaneelle Mustapha Boucelhamille. Perhettäni ja poikaystävääni Mattia haluan kiittää arvokkaasta tuesta ja ymmärryksestä tutkielman teon aikana. Kiitokset myös metsäyhtiö UPM Kymmenelle, jonka omistamalla maalla tutkimusalue sijaitsi.

## KIRJALLISUUS

- Abbott D.T., Seastedt T.R. & Crossley Jr. D.A. 1980. Abundance, Distribution, and Effects of Clearcutting on Cryptostigmata in the Southern Appalachians. *Environ. Entomol.* 9: 618-623.
- Addison J.A., Trofymow J.A. & Marshall V.G. 2003. Abundance, species diversity, and community structure of Collembola in successional coastal temperate forests on Vancouver Island, Canada. *Applied Soil Ecology* 24: 233-246.
- Briones M.J.I., Carreira J. & Ineson P. 1998. *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) and nutrient cycling in organic soils: a microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 9: 289-294.
- Carey A.B. 1998. Ecological Foundations of Biodiversity: Lessons from Natural and Managed Forests of the Pacific Northwest. *Northwest Science* 72: 127-133.
- Chen B. & Wise D.H. 1999. Bottom-up limitation of predaceous arthropods in a detritus-based terrestrial food web. *Ecology* 80: 761-772.
- Coleman D.C. & Crossley Jr. D.A. 1996. *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press, London.
- Connell J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, New Series 199: 1302-1310.
- Cortet J., Joffre R., Elmholt S. & Krogh P.H. 2003. Increasing species and trophic diversity of mesofauna affects fungal biomass, mesofauna community structure and organic matter decomposition processes. *Biol Fertil Soils* 37: 302-312.
- Cragg R.G. & Bardgett R.D. 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 2073-2081.
- Déchêne A.D. & Buddle C.M. 2010. Decomposing logs increase oribatid mite assemblage diversity in mixedwood boreal forest. *Biodivers Conserv* 19: 237-256.
- Dollery R., Hodkinson I.D. & Jónsdóttir I.S. 2006. Impact of warming and timing of snow melt on soil microarthropod assemblages associated with *Dryas*-dominated plant communities on Svalbard. *Ecography* 29: 111-119.
- Dunger W., Schulz H.-J., Zimdars B. & Hohberg K. 2004. Changes in collembolan species composition in Eastern German mine sites over fifty years of primary succession. *Pedobiologia* 48: 503-517.
- EU 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union L*, 140: 16-62.
- Fjellberg A. 1998. *The Collembola of Fennoscandia and Denmark, Part I: Poduromorpha (Fauna entomologica Scandinavica, Volume 35)*. Brill, Leiden, Boston, Köln.
- Fjellberg A. 2007. *The Collembola of Fennoscandia and Denmark, Part II: Entomobryomorpha and Symphypleona (Fauna entomologica Scandinavica, Volume 42)*. Brill, Leiden, Boston.
- Fons J. & Klinka K. 1998. Temporal variations of forest floor properties in the Coastal Western Hemlock zone of southern British Columbia. *Can. J. For. Res.* 28: 582-590.
- Haimi J. & Siira-Pietikäinen A. 2003. Activity and role of the enchytraeid worm *Cognettia sphagnetorum* (Vejd.) (Oligochaeta: Enchytraeidae) in organic and mineral forest soil. *Pedobiologia* 47: 303-310.
- Huhta V. & Hänninen S.-M. 2001. Effects of temperature and moisture fluctuations on an experimental soil microarthropod community. *Pedobiologia* 45: 279-286.
- Huhta V., Sulkava P. & Viberg K. 1998. Interactions between enchytraeid (*Cognettia sphagnetorum*), microarthropod and nematode populations in forest soil at different moistures. *Applied Soil Ecology* 9: 53-58.
- Huhta V., Siira-Pietikäinen A., Penttinen R. & Rätty M. 2010. Soil fauna of Finland: Acarina, Collembola and Enchytraeidae. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 86: 59-82.
- Ilmatieteen laitos 2014. Syyskuun 2014 sää ja tilastot. <http://ilmatieteenlaitos.fi/syyskuu> Luettu 13.12.2014.



- IPCC 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Energy*. Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe K. (toim.). IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Kataja-aho S., Fritze H. & Haimi J. 2011a. Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stump harvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 262: 379-388.
- Kataja-aho S., Saari E., Fritze H. & Haimi J. 2011b. Effects of stump removal on soil decomposer communities in undisturbed patches of the forest floor. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 221-231.
- Kubin E. & Kemppainen L. 1994. Effect of Soil Preparation of Boreal Spruce Forest on Air and Soil Temperature Conditions in Forest Regeneration Areas. *Acta Forestalia Fennica* 244: 1-56.
- Kuuluvainen T. 2002. Disturbance Dynamics in Boreal Forests: Defining the Ecological Basis of Restoration and Management of Biodiversity. *Silva Fennica* 36(1): 5-11.
- Lindberg N. 2003. Soil Fauna and Global Change – Responses to Experimental Drought, Irrigation, Fertilisation and Soil Warming. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 270: 1-37.
- 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.
- Lindholm E.-L., Stendahl J., Berg S. & Hansson P.-A. 2011. Greenhouse gas balance of harvesting stumps and logging residues for energy in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 586-594.
- Lindo Z. & Visser S. 2004. Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari: Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.* 34: 998-1006.
- 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.
- Malmström A. 2012. Collembola in low stumps at clear-cuts. Is stump harvesting a threat? *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 734-745.
- Marra J.L. & Edmonds R.L. 1998. Effects of Coarse Woody Debris and Soil Depth on the Density and Diversity of Soil Invertebrates on Clearcut and Forested Sites on the Olympic Peninsula, Washington. *Environ. Entomol.* 27: 1111-1124.
- Mebes K.-H. & Filser J. 1998. Does the species composition of Collembola affect nitrogen turnover? *Applied Soil Ecology* 9: 241-247.
- Melin Y., Petersson H. & Egnell G. 2010. Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities. *Forest Ecology and Management* 260: 536-542.
- Mikola J. & Setälä H. 1998. No evidence of trophic cascades in an experimental microbial-based soil food web. *Ecology* 79: 153-164.
- O'Connor F.B. 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. Teoksessa: Murphy P.W. (toim.), *Progress in Soil Zoology*, Butterworths, London, s. 279-285.
- Palviainen M., Finér L., Laiho R., Shorohova E., Kapitsa E. & Vanha-Majamaa I. 2009. International Symposium "Root Research and Applications" RootRAP, 2.-4.9.2009, Boku – Wien, Itävalta.
- Scheu S. & Schaefer M. 1998. Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beechwood on limestone: manipulation of food resources. *Ecology* 79: 1573-1585.
- Seastedt T. R. & Crossley Jr. D.A. 1981. Microarthropod response following cable logging and clear-cutting in the southern Appalachians. *Ecology* 62: 126-135.
- Setälä H., Marshall V.G. & Trofymow J.A. 1995. Influence of micro- and macro-habitat factors on collembolan communities in Douglas-fir stumps during forest succession. *Applied Soil Ecology* 2: 227-242.
- Sharpe P.J.H. & DeMichele D.W. 1977. Reaction Kinetics of Poikilotherm Development. *J. theor. Biol.* 64: 649-670.

- Siira-Pietikäinen A., Haimi J. & Fritze 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.
- Siira-Pietikäinen A., Pietikäinen J., Fritze H. & Haimi J. 2001. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. *Can. J. For. Res.* 31: 88-99.
- Standen V. 1973. The Production and Respiration of an Enchytraeid Population in Blanket Bog. *Journal of Animal Ecology* 42: 219-245.
- Strömberg M., Mjöfors K., Holmström B. & Grelle A. 2012. Soil CO<sub>2</sub> Flux During the First Years After Stump Harvesting in Two Swedish Forests. *Silva Fennica* 46(1): 67-79.
- Sulkava P. & Huhta V. 2003. Effects of hard frost and freeze-thaw cycles on decomposer communities and N mineralisation in boreal forest soil. *Applied Soil Ecology* 22: 225-239.
- Taylor A.R., Pflug A., Schröter D. & Wolters V. 2010. Impact of microarthropod biomass on the composition of the soil fauna community and ecosystem processes. *European Journal of Soil Biology* 46: 80-86.
- United Nations 1992. United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf> Luettu 6.8.2014.
- United Nations 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> Luettu 5.8.2014.

## Lajilista tutkimuksen näytteissä esiintyneistä hyppyhäntäisistä.

---

<i>Anurophorus septentrionalis</i>	<i>Folsomia fimetaria</i>	<i>Micraphorura absoloni</i>
<i>Appendisotoma abiskoensis</i>	<i>Folsomia fimetarioides</i>	<i>Neanura muscorum</i>
<i>Archaphorura serratotuberculata</i>	<i>Folsomia inoculata</i>	<i>Orchesella flavescens</i>
<i>Arrhopalites caecus</i>	<i>Folsomia quadrioculata</i>	<i>Parisotoma ekmani</i>
<i>Arrhopalites principalis</i>	<i>Folsomia spinosa</i>	<i>Parisotoma notabilis</i>
<i>Arrhopalites sp.</i>	<i>Folsomia sp.</i>	<i>Parisotoma sp.</i>
<i>Ceratophysella sp.</i>	<i>Folsomides angularis</i>	<i>Pogonognathellus flavescens</i>
<i>Choreutinula inermis</i>	<i>Folsomides sp.</i>	<i>Proisotoma sp.</i>
<i>Cryptopygus sp.</i>	<i>Friesea mirabilis</i>	<i>Protaphorura armata</i>
<i>Desoria blufusata</i>	<i>Heterosminthurus insignis</i>	<i>Pseudachorutes subcrassus</i>
<i>Desoria multisetis</i>	<i>Heterosminthurus sp.</i>	<i>Pseudanurophorus binoculatus</i>
<i>Desoria neglecta</i>	<i>Hypogastruridae sp.</i>	<i>Pseudisotoma sensibilis</i>
<i>Desoria olivacea</i>	<i>Isotoma caerulea</i>	<i>Schoettella ununguiculata</i>
<i>Desoria tolya</i>	<i>Isotoma viridis</i>	<i>Sminthuridae sp.</i>
<i>Desoria trispinata</i>	<i>Isotomidae sp.</i>	<i>Sminthurides schoetti</i>
<i>Desoria hiemalis group</i>	<i>Isotomiella minor</i>	<i>Sminthurides sp.</i>
<i>Desoria olivacea group</i>	<i>Isotomurus sp.</i>	<i>Sminthurididae sp.</i>
<i>Desoria tigrina group</i>	<i>Lepidocyrtus curvicollis</i>	<i>Sphaeridia pumilis</i>
<i>Desoria sp.</i>	<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	<i>Symphyleona sp.</i>
<i>Dictyrtomina sp.</i>	<i>Lipothrix lubbocki</i>	<i>Tullbergia sp.</i>
<i>Dicyrtoma fusca</i>	<i>Megalothorax minimus</i>	<i>Willemia anophthalma</i>
<i>Entomobrya corticalis</i>	<i>Micranurida forsslundi</i>	<i>Willemia denisi</i>
<i>Entomobrya nivalis</i>	<i>Micranurida granulata</i>	<i>Xenylla mucronata</i>
<i>Folsomia bisetosa</i>	<i>Micranurida pygmaea</i>	<i>Xenylla sp.</i>
<i>Folsomia dovrensis</i>	<i>Micranurophorus musci</i>	<i>Xenyllodes armatus</i>

---