Pro Gradu –tutkielma

Kangasajuruohon (*Thymus serpyllum*) menestymiseen yhteydessä olevat maaperä- ja kasvillisuustekijät harjujen paahderinteillä

Heta Korhonen

Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologian opettajankoulutus

6.8.2018

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Biologian opettajakoulutus

Korhonen, H.: Kangasajuruohon (*Thymus serpyllum*) menestymiseen yhteydessä olevat maaperä- ja kasvillisuustekijät harjujen paahderinteillä

Pro Gradu –tutkielma: 37 s., 2 liitettä (4 s.)
Työn ohjaajat: Dos. Jari Haimi
Tarkastajat: FT Saana Kataja-Aho, Dos. Jari Haimi
Elokuu 2018

Hakusanat: Harjumetsät, Maaperäeläimet, Paahdeympäristöt, Rokua

Harjujen paahdeympäristöt ovat kuivia, avoimia ja valoisia elinympäristöjä, joille on ominaista peittävän kasvillisuuden vähäisyys ja paljaan kivennäismaan suuri määrä. Normaalien luontaisten häiriöiden, kuten tulipalojen, vähenemisestä johtuva umpeenkasvu on viime vuosina voimakkaasti heikentänyt paahdeympäristöjen ja niiden eliölajiston tilaa Suomessa. Yksi vaarantuneista lajeista on kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*), monivuotinen paljasta kivennäismaata ja valoa vaativa varpukasvi ja yksi harjujen paahdeympäristöjen avainlajeista. Tässä tutkimuksessa selvitettiin, onko jokin maaperätekijä (pH, kosteus, orgaanisen aineen määrä, maaperäeläinten yksilömäärät) tai ympäröivä kasvillisuus yhteydessä kangasajuruohon menestymiseen harjujen paahderinteillä. Tutkimusalueina toimi yhdeksän Rokuan harjualueella sijaitsevaa paahderinnettä, joilla oli kahdeksan vuotta aiemmin hoidettu kangasajuruohoa paljastamalla kivennäismaata kasvustojen ympäriltä. Kultakin tutkimusalalta valittiin kaksi ajuruohollista näytealaa ja kaksi ajuruohotonta kontrollialaa, ja näitä vertailtiin toisiinsa tutkittavien ominaisuuksien suhteen. Ajuruohollisten alojen pohjakerroksen ja jäkälien peittävyydet olivat pienempiä kuin kontrollialojen, mikä oli odotettavissa aiemmista hoitotoimenpiteistä johtuen, mutta sammalien peittävyyksissä ei ollut eroja. Kenttäkerroksen peittävyys oli suurempi ajuruohollisilla kuin kontrollialoilla. Maaperän pH oli korkeampi kontrollialoilla kuin ajuruohollisilla aloilla, samoin maaperän kosteus ja orgaanisen aineen määrä. Maaperäeläinten runsaudessa ei ollut eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä, eli ne eivät näytä olevan yhteydessä kangasajuruohon menestymiseen.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Teacher Training in Biology

Korhonen, H.: Soil and vegetation factors associated with the success of *Thymus serpyllum* on sunlit slopes.

Master of Science Thesis: 37 p., 2 appendices (4 p.)
Supervisors: PhD Jari Haimi
Inspectors: PhD Saana Kataja-Aho, PhD Jari Haimi
August 2018

Key Words: Esker forest, soil fauna, sunlit habitats, Rokua

South-facing slopes of esker forests are exposed, warm and dry habitats. The coverage of vegetation is usually low, and the proportion of exposed mineral soil is high. Due to modern forestry practices and a decrease in natural disturbances, especially forest fires, the undergrowth vegetation of these forests in Finland is closing and many of the specialized species living in these habitats are becoming endangered. *Thymus serpyllum*, a perennial herb and a key species of sunlit esker habitats, is one of the species that has suffered from the overgrowth of open esker habitats, as it requires exposed mineral soil and is a poor competitor. The aim of this study was to find out whether certain soil factor (pH, soil moisture, amount of organic matter, the number of soil animals), or vegetation is related to the success of *Thymus serpyllum* in sunlit esker habitats. The study sites were nine open, south-facing slopes of esker forest stands located in Rokua, an esker formation in northern Finland. Eight years before this study, mineral soil was exposed around *Thymus serpyllum* at these sites to enhance its survival. Four sampling plots were studied at each study site, two plots with *Thymus serpyllum* and two control plots without it. The coverages of ground vegetation and lichens were higher in the control plots, which was expected due to the earlier treatment at the sites, but there were no differences in the coverage of bryophytes. The coverage of field vegetation was higher in the plots with *Thymys serpyllum*. Soil pH, moisture and amount of organic matter were higher in the control plots than in the plots with *Thymus serpyllum*, but there were no differences in the abundance of soil fauna.

Sisällysluettelo

1 JOHDANTO 5

1.1 Häiriöt ja niiden merkitys paahdeympäristöille 5

1.2 Paahdeympäristöjen tila ja hoito 8

1.3 Maaperän ominaisuudet ja eläimet 11

1.4 Rokuan alue 15

1.5 Tutkimuksen tavoitteet 17

2 AINEISTO JA MENETELMÄT 18

2.1 Tutkimusalueet ja näytteenotto 18

2.2 Näytteiden käsittely 19

2.3 Aineiston analysointi 20

3 TULOKSET 21

3.1 Maaperän ominaisuudet 21

3.2 Maaperäeläimet 23

3.3 Kasvillisuus 25

4 TULOSTEN TARKASTELU 28

KIITOKSET 34

KIRJALLISUUS 34

LIITE 1 38

LIITE 2 39

1 JOHDANTO

1.1 Häiriöt ja niiden merkitys paahdeympäristöille

Terrestriset ekosysteemit ovat dynaamisia, jatkuvassa muutoksessa olevia kokonaisuuksia ja alttiina erilaisille häiriöille (Chapin ym. 2012). White ja Pickett (1985) määrittelevät häiriön suhteellisen erilliseksi tapahtumaksi, joka häiritsee populaatioiden, yhteisöjen ja ekosysteemien rakennetta ja aiheuttaa muutoksia resurssien saatavuudessa tai fysikaalisessa ympäristössä. Määritelmä sisältää kaikki erilaiset olojen vaihtelut ja tuhoa aiheuttavat tapahtumat riippumatta siitä, katsotaanko niiden olevan normaaleja kyseiselle ekosysteemille vai ei. Yleensä häiriön seurauksena on elintilan vapautuminen, esimerkiksi aukon syntyminen metsään tai kivennäismaan paljastuminen (White ja Pickett 1985). Häiriö voidaankin määritellä myös yksinkertaisesti kertaluontoiseksi tapahtumaksi, joka poistaa kasvibiomassaa ja vapauttaa siten elintilaa (Chapin ym. 2012). Häiriöt vaihtelevat laajuudeltaan ja voimakkuudeltaan sekä vaikutuksiltaan, ja ne täytyy aina määritellä suhteessa kulloinkin tarkasteltavana olevan kokonaisuuden mittasuhteisiin (White ja Pickett 1985). Pienimmillään häiriö voi tarkoittaa yhden kasviyksilön häviämistä ja laajimmillaan koko ekosysteemin kattavaa laajaa tuhoa esimerkiksi tulivuorenpurkauksen seurauksena (Crawley 1997). Häiriöitä aiheuttavat monenlaiset tekijät, kuten laidunnus, tallaus, tuli, tuuli, vesi, jää ja eroosio.

Häiriön jälkeen ekosysteemi käy läpi vähittäisen ekologisen muutoksen, sukkession, jossa se rakenne, koostumus ja toiminta vähitellen muuttuvat tiettyyn suuntaan (Begon ym. 1986). Vapautuneen tilan valtaavat ensin opportunistiset, nopeasti leviävät pioneerilajit, jotka myöhemmin joutuvat väistymään hitaammin saapuvien, mutta usein vahvempien kilpailijoiden tieltä. Sukkessiossa ekosysteemi etenee vähitellen kohti kliimaksia, suhteellisen vakaata vaihetta, jossa ekosysteemi pysyy melko muuttumattomana. Häiriöt palauttavat yhteisön sukkession alkuvaiheisiin ja luovat tilaa uusille lajeille lisäten näin yleensä ekosysteemin

monimuotoisuutta tiettyyn pisteeseen asti (Begon ym. 1986). Keskitiheiden häiriöiden hypoteesin mukaan elinympäristön monimuotoisuus on suurinta, kun keskimääräisiä häiriöitä esiintyy keskimääräisellä tiheydellä (Connell 1978). Jos voimakas häiriö tapahtuu usein, alueelle ei ehdi kehittyä monimuotoista lajistoa ja biodiversiteetti rajoittuu vain muutamiin paikalle nopeasti häiriön jälkeen saapuviin pioneerilajeihin. Hyvin harvoin häiriöitä kokeva ekosysteemi taas päätyy kliimaksitilaan, jossa syrjäyttävä kilpailu on todennäköisesti vähentänyt lajimäärää, ja suurimman osan elintilasta vievät usein muutamat valtalajit. Biodiversiteetti on suurinta, kun häiriöitä esiintyy keskimääräisesti niin, että alueelle ehtii saapua lisää lajeja, mutta ekosysteemi ei kuitenkaan ehdi tasaantua kliimaksivaiheeseen (Connell 1978).

Häiriöiden vaikutukset ekosysteemiin riippuvat häiriön voimakkuudesta, laajuudesta, esiintymistiheydestä ja ekosysteemin ominaisuuksista (Chapin ym. 2012). Häiriöt luovat elinympäristöihin ajallista ja spatiaalista vaihtelua poistamalla kasvimateriaalia, luomalla tyhjää tilaa uusien lajien vallattavaksi ja vaikuttamalla resurssien, kuten valon, veden ja ravinteiden, saatavuuteen (Canham ja Marks 1985). Pienialaisten häiriöiden ansiosta ekosysteemi sisältää usein eri kokoisia, eri sukkessiovaiheissa olevia elinympäristölaikkuja, joiden kasvillisuus eroaa toisistaan, ja jotka siten tarjoavat elinympäristöjä erilaisille lajeille ja lisäävät elinympäristön monimuotoisuutta. Häiriöt usein vähentävät valtalajien dominointia ja luovat tilaa ja mahdollisuuksia uusille yksilöille ja lajeille asettua alueella ja voivat mahdollistaa keskenään kilpailevien lajien esiintymisen yhdessä (Denslow 1985). Kasvillisuus vaikuttaa myös muihin ympäristötekijöihin, kuten esimerkiksi mikroilmastoon, maaperän kosteuteen ja orgaanisen aineen määrään, ja sen laikuittaisuus lisää myös niiden spatiaalista vaihtelua.

Häiriöt ovat osa kaikkien ekosysteemien toimintaa, mutta tiettyjen elinympäristöjen kannalta ne ovat erityisen tärkeitä ja välttämättömiä (White ja Pickett 1985). Tällaisia elinympäristöjä ovat pohjoisella havumetsävyöhykkeellä

esimerkiksi paahdeympäristöt, jotka ovat voimakkaalle auringonpaisteelle altistuvia, kuivia, valoisia ja avoimia elinympäristöjä, joille on ominaista äärevät olosuhteet, voimakas eroosio, vähäinen kasvillisuus ja paljaan kivennäismaan suuri määrä (Ryttäri 2005). Maaperä on yleensä vettä hyvin läpäisevää hiekkaa tai moreenia. Paahteisia ympäristöjä esiintyy hyvin monenlaisilla paikoilla, kuten rantahietikoilla, kallioilla, metsissä, niityillä ja tienvarsilla. Metsäisillä alueilla merkittävimmät luontaiset paahdeympäristöt sijaitsevat harjujen ja muiden glasifluviaalisten eli jäätiköiden aikaansaamien muodostumien etelään tai länteen avautuvilla rinteillä (Ryttäri 2005). Etelärinteiden olot ja kasvillisuus eroavat usein suuresti pohjoisrinteistä (Jalas 1953). Harjujen etelänpuoleiset rinteet saavat enemmän auringonpaistetta, ja niiden maksimilämpötilat lähellä maanpintaa ovat jopa 15–20 °C korkeampia ja lämpötilavaihtelut suurempia kuin ympäröivillä alueilla, minkä vuoksi haihdunta on voimakasta (Jalas 1950). Lumipeite sulaa etelärinteiltä noin kaksi kuukautta aikaisemmin kuin pohjoisrinteiltä altistaen ne kevään suurille lämpötilavaihteluille (Jalas 1953). Suuret lämpötilanvaihtelut, rinteen jyrkkyys ja sulamisvedet saavat aikaan voimakasta rapautumista ja eroosiota, minkä vuoksi paljasta kivennäismaata on suhteellisen paljon ja kunttakerros on ohut. Puusto on mäntyvaltaista ja aukkoista, ja peittävää kasvillisuutta on kenttä- ja pensaskerroksessa yleensä hyvin vähän, minkä vuoksi aurinko pääsee paistamaan pohjakerrokseen asti tehden elinympäristöstä paahteisen ja kuivan (Aartolahti 1973, Kittamaa ym. 2009). Etelärinteiden kasvilajisto on usein hyvin erilaista kuin pohjoisrinteiden, sillä sen tulee sietää sekä kuivuutta että korkeita lämpötiloja ja suuria lämpötilanvaihteluja (Jalas 1953, Aartolahti 1973).

Harjujen avoimien paahdeympäristöjen olemassaolo vaatii säännöllisiä, kasvillisuutta poistavia ja kivennäismaata paljastavia häiriöitä (From 2005). Suomen metsät ovat lähinnä boreaalisia havumetsiä, joiden tärkeimpiä häiriötekijöitä ovat yleensä metsäpalot (Zackrisson 1977, Heliövaara ja Väisänen 1984). Metsäpalot poistavat tehokkaasti aiempaa kasvillisuutta ja puustoa vapauttaen elintilaa ja lisäten maanpinnalle tulevan auringonsäteilyn määrää

(Esseen ym. 1992). Myös lämpötilanvaihteluiden ja sulamisvesien aiheuttamalla eroosiolla sekä puiden kaatumisella on tärkeä rooli kasvillisuuden sulkeutumisen ehkäisyssä ja paljaan kivennäismaan laikkujen luomisessa harjujen paahderinteillä (Jalas 1953). Nykyaikaisen metsätaloudellisen ja maisemallisen metsänhoidon aikana metsäpalot ovat harjumetsissä todella harvinaisia, metsät ovat hyvin tasarakenteisia, ja monimuotoisuus on niissä melko vähäistä (Heliövaara ja Väisänen 1984). Häiriöiden puuttuessa ja sukkession edetessä kohti kliimaksia kasvit valtaavat vähitellen paljaan kivennäismaan, kasvillisuus ja puusto sulkeutuvat ja varjostus lisääntyy, jolloin paahdeympäristölle ominaiset valoa ja paljasta kivennäismaata vaativat lajit vähitellen häviävät (From 2005). Paahdeympäristöjä esiintyykin harjumetsissä lähinnä sukkessiokehityksen alkuvaiheissa ja erilaisten häiriöiden luomissa puuttomissa laikuissa, yleensä harjujen ja muiden vastaavien muodostumien etelärinteillä (Tukia ja Similä 2011).

1.2 Paahdeympäristöjen tila ja hoito

Paahdeympäristöjen ja niiden eliölajiston tila on viime vuosikymmenien aikana Suomessa heikentynyt voimakkaasti umpeenkasvun seurauksena, ja monin paikoin luontaiset paahdeympäristöt ovat hävinneet jopa kokonaan (From 2005). Umpeenkasvua ovat aiheuttaneet erityisesti metsäpalojen tehokas torjunta, rehevöittävä typpilaskeuma, metsälaidunnuksen loppuminen sekä metsätaloudellinen ja maisemallinen metsänhoito. Nämä tekijät yhdessä saavat aikaan puuston sulkeutumista ja siten varjostuksen lisääntymistä, kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden tihentymistä sekä karike- ja kunttakerrosten paksuuntumista, mikä heikentää paahdeympäristöjen laatua ja voi hävittää ne lopulta kokonaan (From 2005, Ryttäri 2005).

Harjujen paahdeympäristöjen tilan heikkeneminen uhkaa monia elinympäristön ääreeviin oloihin sopeutuneita eliölajeja (From 2005). Useimmat paahdelajit vaativat myös paljasta kivennäismaata joko siementen itämistä tai esimerkiksi pesäkoloja varten eivätkä selviä kasvillisuuden sulkeutuessa (Ryttäri 2009).

Uusimman lajien uhanalaistarkastelun mukaan avoimien alueiden sulkeutuminen on toiseksi tärkein eliölajien häviämisen ja uhanalaisuuden syy ja uhkatekijä myös tulevaisuudessa (Rassi ym. 2010). Harjumetsien lajisto on yliedustettuna uhanalaisten lajien listalla suhteessa harjumetsien määrään Suomessa, ja suurin osa näistä lajeista on juuri kuivien ja paahteisten alueiden lajeja. Lähes 200 harjumetsien lajia onkin luokiteltu uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi (Rassi ym. 2010). Suurin osa paahdeympäristöjen uhanalaisista lajeista on hyönteisiä (Hyvärinen 2011). Esimerkiksi uhanalaisista perhosista yli puolet ja luteista noin 40 % on paahdeympäristöjen lajeja (From 2005). Monet paahdeympäristöjen hyönteiset ovat riippuvaisia yhdestä tietystä kasvilajista, minkä lisäksi ne voivat vaatia ympäristöltään esimerkiksi paljasta kivennäismaata tai muita eläinlajeja (Hyvärinen 2011). Avoimet paahdeympäristöt ovat elinehto myös monille harvinaisille ja elinympäristönsä suhteen vaateliaille putkilokasveille (Ryttäri 2009, Rassi ym. 2010). Paahdekasvit vaativat paljon valoa ja usein myös paljasta kivennäismaata menestyäkseen ja ovat siksi heikkoja kilpailijoita, minkä vuoksi ne usein häviävät nopeasti elinympäristön sulkeutuessa ja rehevöityessä (From 2005). Kadotessaan alueelta paahdekasvi voi samalla viedä elinmahdollisuudet pahimmillaan myös monelta siitä riippuvaiselta uhanalaiselta hyönteiseltä.

Yksi paahdeympäristöjen vaarantuneista kasvilajeista on kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*) (From 2005), huulikukkaisiin kuuluva monivuotinen, matalakasvuinen ja pienilehtinen varpukasvi (Hämet-Ahti ym. 1998). Sopivalla paikalla se voi rentojen, haarovien varsiensa avulla muodostaa laajoja kasvustoja (Ryttäri 2009). Kangasajuruoho on sopeutunut erittäin hyvin kuivuuteen ja vaatii elinympäristöltään valoisuutta ja avoimuutta (Pigott 1955). Sitä esiintyy etelärannikolta koillismaalle saakka erilaisissa kuivissa elinympäristöissä, kuten harjuilla, hiekkakankailla, jokivarsilla, kallioilla ja tienpientareilla (Hämet-Ahti ym. 1998). Kangasajuruoho on erityisesti karujen hietikkomaiden kasvi, joka Suomessa viihtyy parhaiten valoisissa ja aukkoisissa harjumänniköissä (Pigott 1955, Jalas 1980). Muualla Euroopassa ajuruoho viihtyy kuitenkin myös ravinteikkaammilla paikoilla ja näyttää sietävän myös melko suurta kasvualustan

happamuuden vaihtelua (Pigott 1955). Kangasajuruoho on hyönteis- ja ristipölytteinen kasvi, ja sen tärkeimpiä pölyttäjiä ovat mehiläiset ja kimalaiset. Lisääntymisjärjestelmä on gynodieekkinen eli osalla yksilöistä kukat ovat kaksineuvoisia, osalla pelkästään emikukkia (Pigott 1955).

Kangasajuruoho hyötyy suuresti häiriöistä ja paljaasta kivennäismaasta (Pigott 1955, Kittamaa ym. 2009). Siementen itämisen ja yksilöiden selviämisen on todettu olevan heikkoa ilman ulkoisia häiriöitä, kuten laiduntamista tai maastopaloja (Eriksson 1998). Laji kasvaa hitaasti, on huono leviämään ja vaatii paljon valoa, minkä vuoksi se on heikko kilpailija (Pigott 1955) ja menestyy harjumetsissä lähinnä sukkessiokehityksen alkuvaiheissa (Tukia ja Similä 2011). Jos luonnolliset häiriöt estetään, elinympäristö etenee vähitellen sukkessiossa kohti kliimaksitilaa, mikä harjujen paahdeympäristöissä tarkoittaa elinympäristön umpeenkasvua (Jalas 1953, From 2005). Tietyt valtalajit, harjujen etelärinteillä esimerkiksi heinät, jäkälät ja sammalet, alkavat vallata yhä enemmän elintilaa hävittäen valoa ja paljasta kivennäismaata vaativat paahdelajit, kuten kangasajuruohon (Kittamaa ym. 2009). Se vaatiikin menestyäkseen satunnaisia häiriöitä, jotka poistavat kasvillisuutta ja paljastavat kivennäismaata. Toisaalta liian usein tapahtuvat liian voimakkaat häiriöt voisivat heikentää hitaasti kasvavan ja leviävän lajin asemaa. Kangasajuruoho on tuoreimman kansallisen uhanalaisluokituksen mukaan silmälläpidettävä (Rassi ym. 2010) ja Pohjanmaalla alueellisesti uhanalainen laji (Ryttäri 2009). Suurin kangasajuruohoa uhkaava tekijä on sopivien paahteisten ja avointen elinympäristöjen häviäminen umpeenkasvun ja varjostuksen lisääntymisen myötä (Kittamaa ym. 2009).

Kangasajuruohoa voidaan perustellusti pitää yhtenä paahdeympäristöjen avainlajeista (Ryttäri 2009). Lukuisat uhanalaiset hyönteiset käyttävät kangasajuruohoa ravintonaan ja elinpaikkanaan, ja monille hyönteislajeille se on ainoa ravintokasvi (Rassi ym. 2010). Se on elinehto esimerkiksi monille luteille ja yli kymmenelle uhanalaiselle perhoslajille, joiden joukossa ovat äärimmäisen uhanalaiset muurahaissinisiipi (*Glaucopsyche arion*) ja harjunsinisiipi (*Scolitantides*

vicrama) sekä vaarantunut nunnakirjokoisa (*Pyraulista cingulatus*) (Ryttäri 2009). Tästä huolimatta tutkimustietoa kangasajuruohon ekologiasta ja biologiasta on hyvin vähän.

Viime vuosien aikana on ympäri Suomea toteutettu lukuisia hankkeita, joissa on pyritty parantamaan taantuvien paahdeympäristöjen tilaa, ja niissä elävien lajien elinoloja (Kittamaa ym. 2009). Useimmat harjujen paahdeympäristöt vaativat säilyäkseen hoitotoimenpiteitä korvaamaan avoimuutta ylläpitäviä luontaisia häiriöitä. Paahdeympäristöjen suurin uhka on umpeenkasvu ja puiden aiheuttama varjostus, minkä vuoksi hoidon tärkeimpänä tavoitteena on lisätä maanpinnalle saapuvan auringonvalon määrää ja alueen paahteisuutta poistamalla varjostavia puita aukoittain ja avaamalla elintilaa paahdelajeille poistamalla pohja- ja kenttäkerrosten kasvillisuutta ja luomalla paljaan kivennäismaan laikkuja (Tukia ja Similä 2011). Joissakin kohteissa on toteutettu myös paahdekasvien, esimerkiksi kangasajuruohon, siirtoistutuksia (Kittamaa ym. 2009). Ensisijaisesti pyritään kuitenkin yleensä hoitamaan jo olemassa olevia paahdelajien esiintymiä (Tukia ja Similä 2011), sillä siirtoistutukset ovat hyvin epävarma ja usein epäonnistuva hoitokeino (Ren ym. 2014). Siirtoistutusten onnistumiseen ja kasvustojen menestymiseen voivat vaikuttaa esimerkiksi istutustapa, vuodenaika, sääolot ja maaperän ominaisuudet (Kittamaa ym. 2009).

1.3 Maaperän ominaisuudet ja eläimet

Kasvit saavat tarvitsemansa ravinteet ja veden maaperästä, jonka fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet, kuten rakenne, kosteus, lämpötila, happamuus ja ravinteikkuus, määrittävät kasviyhteisön rakennetta (Fitter 1997). Maaperä muodostuu kallioperästä rapautuneesta mineraaliaineksesta, ja siihen ajan mittaan sekoittuneesta orgaanisesta aineksesta (Coleman ym. 2004). Tähän prosessiin ja maaperän ominaisuuksiin vaikuttavat ilmasto, topografia ja maaperän monimuotoinen kuluttajayhteisö. Toisaalta myös alueen kasvillisuus vaikuttaa maaperän ominaisuuksiin määrittämällä kuinka paljon ja millaista kariketta

syntyy ja vaikuttamalla mikroilmastollisten olojen kautta esimerkiksi kosteuteen, lämpötilaan ja orgaanisen aineen hajoamisnopeuteen (Swift ym. 1979). Ilmasto, kasvillisuus ja maaperä muodostavatkin hyvin monimutkaisen vuorovaikutusten verkoston. Suomen metsät ovat suurimmaksi osaksi boreaalisia havumetsiä, joille on ominaista kylmä ilmasto ja podsolimaannos, jossa on yleensä selkeästi erottuvat kerrokset; karikekerros, humuskerros, rikastumiskerros ja alimpana pohjamaa (Mälkönen ja Tamminen 2003). Happamasta ja hitaasti hajoavasta havunneulaskarikkeesta johtuen podsolimaa on yleensä hyvin hapanta, vähäravinteista ja maaperäeliöstö sen vuoksi yksipuolisempaa ja hajotustoiminta hitaampaa kuin lehtimetsissä (Huhta 2003).

Maaperäeliöstö voi vaikuttaa maaperän ominaisuuksiin ja kasvien menestymiseen esimerkiksi käyttämällä kasveja ravintonaan, hajottamalla kuollutta orgaanista ainesta ja säätelemällä siten ravinnekiertojen nopeutta ja kasvien käytettävissä olevien ravinteiden määrää sekä muokkaamalla maata mekaanisesti (Lavelle ja Spain 2001, Coleman ym. 2004). Boreaalisissa metsissä hajotustoiminnasta ja ravinteiden vapauttamisesta vastaavat mikrobit, kuten bakteerit ja sienet, mutta myös erilaiset maaperäeläimet voivat vaikuttaa hajotusprosesseihin yleensä edistäen niitä (Swift ym. 1979). Vaikka maaperäeläinten merkitys on paljon pienempi kuin mikrobien, ne voivat nopeuttaa hajotustoimintaa esimerkiksi pilkkomalla kuollutta kasviainesta pienemmäksi, edistämällä tai estämällä mikrobien toimintaa ja toimimalla mikrobien laiduntajina (Petersen ja Luxton 1982). Suuremmat eläimet, kuten lierot, myös muokkaavat maata mekaanisesti (Coleman ym. 2004). Maaperäeläinten on todettu useissa tutkimuksissa nopeuttavan orgaanisen aineen hajoamista ja ravinteiden vapautumista kasveille käyttökelpoiseen muotoon ja edistävän siten yleensä kasvien kasvua (Setälä 1990, Briones ym. 1998, Bardgett ja Chan 1999), mutta myös päinvastaisia tuloksia on saatu (Huhta ym. 1998). Maaperän ravintoverkot, samoin kuin maaperäeläinten vaikutusmekanismit maaperän ominaisuuksiin, ovat erittäin monimutkaisia; vaikutusten suunta ja suuruus voivat riippua yksittäisten eläinryhmien runsauden lisäksi esimerkiksi yhteisön lajikoostumuksesta ja rakenteesta, ympäristön oloista

ja eliöiden välisistä vuorovaikutuksista (Setälä ym. 1991, Huhta ym. 1998, Cole ym. 2004). Suomalaisen maaperän runsaimpia eläimiä ovat sukkulamadot (*Nematoda*), änkyrimadot (*Enchytraeidae*), lierot (*Lumricidae*), rataseläimet (*Rotifera*), karhukaiset (*Tardigrata*), sekä mikroniveljalkaisista (*Arthropoda*) lähinnä punkit (*Acari*) ja hyppyhäntäiset (*Collembola*) (Huhta 2003).

Sukkulamatojen (*Nematoda*) pääjaksoon kuuluu runsaasti erilaisiin elinympäristöihin sopeutuneita lajeja, joita yhdistää jaokkeettomuus, valeruumiinontelo ja sukkulamainen muoto (Lavelle ja Spain 2001). Ne ovat runsaslukuisimpia monisoluisia eläimiä lähes kaikissa ekosysteemeissä ja käyttävät monipuolisesti erilaisia ravintolähteitä, kuten bakteereja, sieniä, kasveja ja toisia sukkulamatoja (Coleman ym. 2004). Maaperän sukkulamadot ovat pieniä, alle 5 mm:n mittaisia, ja ne elävät vesitäytteisissä maahuokosissa sekä juuria ja maapartikkeleita ympäröivissä vesikalvoissa (Lavelle ja Spain 2001). Veden puute onkin tärkein sukkulamatojen esiintymistä rajoittava tekijä ja ne suosivat kosteita elinympäristöjä (Huhta ym. 1967, Coleman ym. 2004), mutta osa populaatiosta voi selvitä myös melko vähäisessä kosteudessa ja pitkistäkin kuivuusjaksoista (Lavelle ja Spain 2001). Sukkulamatojen määrä vaihtelee vuodenaikojen ja kosteuden mukaan yksilömäärien ollessa suurimmillaan kesällä (Huhta ym. 1967). Sukkulamatojen on todettu nopeuttavan maaperän ravinnekiertoja (Bardgett ja Chan 1999). Ne ovat myös monien muiden maaperäeläinten ravintoa ja käyttävät ravintonaan mikrobeja ja voivat myös sitä kautta vaikuttaa hajotusprosesseihin ja maaperän ominaisuuksiin (Lavelle ja Spain 2001).

Harvasukamatoihin kuuluvat änkyrimadot (*Annelida*: *Oligochaeta*: *Enchytraeidae*) ovat jaokkeellisia, yleensä noin 10–20 mm:n mittaisia, rakenteeltaan lieroja muistuttavia nivelmatoja (Coleman ym. 2004). Niiden ravinto on monipuolista, mutta tärkeintä ravintoa on hienojakoinen kasviaines, jossa on mukana myös sienirihmastoa ja muita mikrobeja (Lavelle ja Spain 2001). Ravinnon saatavuuden lisäksi kosteus ja lämpötila ovat tärkeimpiä änkyrimatojen runsauteen vaikuttavia tekijöitä, ja niiden populaatiokoot vaihtelevatkin voimakkaasti vuodenaikojen ja

olojen mukaan ollen suurimmillaan lämpimässä ja kosteassa (O´Connor 1957, 1967, Nurminen 1967). Änkyrimadot viihtyvät parhaiten kosteassa, happamassa maassa, jossa on runsaasti orgaanista ainesta (Lavelle ja Spain 2001), mutta niiden on todettu selviytyvän myös karussa, vain vähän orgaanista ainesta sisältävässä kivennäismaassa (Haimi ja Siira-Pietikäinen 2003). Änkyrimadot muodostavat usein suurimman osan boreaalisen havumetsän maaperäeläinten biomassasta (Huhta ja Koskenniemi 1975, Huhta ym. 1986), minkä vuoksi niillä voi olla merkittävä rooli maaperän ravintoverkoissa, hajotustoiminnassa ja ravinteiden dynamiikassa ja siten myös kasvien selviytymisen ja primäärituotannon kannalta. Niiden on esimerkiksi todettu edistävän typen mineralisaatiota (Abrahamsen 1970).

Maaperässä elävät mikroniveljalkaiset ovat pieniä niveljalkaisia (*Arthropoda*) (Coleman ym. 2004), joista punkit (*Acari*) ja hyppyhäntäiset (*Collembola*) ovat usein maaperämme runsaslukuisimpia eläimiä (Huhta ym. 1986). Niillä voi olla suuri merkitys maaperän hajotustoiminnan kannalta (Petersen ja Luxton 1982), ja ne ovat myös monen monien muiden eläinten tärkeä ravinnonlähde (Coleman ym. 2004). Punkit jaetaan lukuisiin alalahkoihin, joista maaperässämme tyypillisimpiä ovat Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata ja Astigmata. Yleisimpiä ovat Oribatida-alalahkon punkit eli sammalpunkit, jotka käyttävät ravintonaan sienirihmastoa, muita mikrobeja tai hajoavaa kasviainesta (Coleman ym. 2004). Ne voivat vaikuttaa maan ravinnekiertoon mm. hajottamalla kariketta tai syömällä mikrobeja, mutta pienen koon vuoksi niillä ei ole vaikutusta maaperän rakenteeseen. Prostigmata-punkit voivat nekin käyttää ravintonaan sienirihmastoa, joskin suurin osa niistä on petoja. Petopunkit (Mesostigmata) ovat lähes kaikki petoja, joiden saalista ovat esimerkiksi sukkulamadot tai pienet niveljalkaiset (Coleman ym. 2004). Vähiten tunnettu ryhmä ovat Astigmata-alalahkon punkit, joita tavataan eniten kosteissa ja paljon orgaanista ainesta sisältävissä elinympäristöissä (Coleman ym. 2004). Hyppyhäntäiset ovat muutaman mm:n mittaisia, hyvin yleisiä, kosteissa oloissa viihtyviä niveljalkaisia. Ne voivat käyttää ravintonaan muita eläimiä, kasvien juuria ja hajoavaa

kasviainesta, mutta tärkeintä ravintoa on kuitenkin sienirihmasto. Hyppyhäntäiset voivat vaikuttaa esimerkiksi typen mineralisaatioon, maahengitykseen ja kasvien kasvamiseen, yleensä edistävästi (Filser 2002). Cole ym. (2004) totesivat, että mikroniveljalkaiset voivat sekä edistää että vähentää typen mineralisaatiota, maahengitystä ja kasvien kasvua, riippuen eläinten runsaudesta ja yhteisön lajikoostumuksesta.

Rataseläimet (*Rotifera*) ovat yleensä alle mm:n mittaisia, kaikkialta maapallolta löytyviä kosteissa oloissa eläviä eläimiä, jotka syövät mm. mikrobeja, levää ja kasviainesta (Coleman ym. 2004). Karhukaiset (*Tardigrada*) ovat äärimmäisissäkin oloissa selviytyviä, kaikkialta maailmasta löytyviä eläimiä, jotka viihtyvät erityisesti sammalilla ja jäkälillä ja syövät pääasiassa bakteereja ja kasviainesta. Sekä karhukaiset että rataseläimet ovat semiakvaattisia eläimiä, jotka maaperässä elävät esimerkiksi maapartikkeleita ympäröivissä vesikalvoissa (Coleman ym. 2004).

1.4 Rokuan alue

Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun rajalla, Oulujärven luoteispuolella sijaitseva Rokuan alue on edustava paahdekohde ja yksi niistä alueista, joilla on toteutettu viime vuosien aikana harjujen paahdeympäristöjen hoitoa ja kangasajuruohon siirtoistutuksia (Ruokanen 2008, Kittamaa ym. 2009). Rokua on Suomen oloissa ainutlaatuinen harju- ja dyynimuodostuma, josta löytyy lukuisten harjujen, dyynien ja suppien ansiosta todella paljon edustavia etelään tai länteen avautuvia paahderinteitä ja myös avoimia hietikoita (Aartolahti 1973, Tukia ja Similä 2011). Pohjaveden pinta on harjualueella matalalla, ja maaperä on huonosti vettä pidättävää hiekkaa (Aartolahti 1973). Rokuan alue onkin pääosin hyvin kuivaa ja vähäravinteista jäkälikön peittämää mäntyvaltaista karukkokangasta (Jalas 1953, Aartolahti 1973) ja poikkeaa siten monista eteläisemmistä paahdekohteista (Kittamaa ym. 2009). Harva puusto on lähes yksinomaan mäntyä eikä varsinaista pensaskerrosta ole (Jalas 1953). Kenttäkerros on monin paikoin hyvin niukkaa ja

lajisto vähäistä koostuen useimmiten varvuista tai heinistä, ja pohjakerrosta dominoivat poronjäkälät (*Cladina* sp.), jotka muodostavat monin paikoin lähes aukottoman peitteen (Jalas 1953). Varsinkin harjujen ja dyynien paahteiset etelärinteet ovat hyvin kuivia ja vaativia elinympäristöjä, joiden kasvillisuus koostuu useimmiten lähinnä poronjäkälistä. Kuivuuden lisäksi kasvien menestymistä rajoittaa ravinteiden vähyys (Aartolahti 1973). Maaperä on heikosti podsoloitunutta; humuskerros on yleensä hyvin ohut ja paikoin olematon, samoin rikastumiskerros (Jalas 1953).

Lukuisten harjujen, dyynien ja suppien ansiosta Rokuan alueella on paljon kangasajuruoholle hyvin sopivia etelään tai länteen avautuvia paahderinteitä, ja sitä esiintyy alueella paikoin runsaasti (Ryttäri 2005). Rokuan rinteillä viihtyvät myös monet muut paahdelajit, kuten kanervisara (*Carex ericetorum*), ja monet uhanalaiset hyönteiset (Jalas 1953). Alueen kuivuus ja karuus edistävät paahdekasvien menestymistä heikentämällä monien muiden lajien selviämismahdollisuuksia ja vähentämällä siten kilpailua. Paljasta kivennäismaata vaativien paahdelajien menestymistä uhkaavat kuitenkin erityisesti kuivissa oloissa hyvin menestyvät poronjäkälät (*Cladonia* sp.), jotka dominoivat Rokuan harjumetsien pohjakerrosta ja häiriöiden puuttuessa valtaavat vähitellen kangasajuruoholle ja monille muille paahdelajeille elintärkeät paljaan kivennäismaan laikut (Jalas 1953). Rokua on aiemmin ollut melko paloherkkää aluetta ja palanut keskimäärin kerran 50–60 vuodessa, mutta nykyään metsäpalot ovat tehokkaan torjunnan vuoksi harvinaisia (Jalas 1953).

Vuonna 2008 Rokuan alueen kangasajuruohoa kasvavia paahderinteitä hoidettiin osana Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen toteuttamaa Rokuan paahdekohteiden hoitohanketta (Ruokanen 2008, Kittamaa ym. 2009). Harvinaisten ja kangasajuruohosta riippuvaisten dyynisulkasen (*Merrifieldia tridactyla*) ja nunnakirjokoison (*Pyraulista cingulatus*) menestymistä pyrittiin edistämään poistamalla ajuruohokasvustoja ympäröivää muuta kasvillisuutta ja paljastamalla kivennäismaata noin 0,5 metrin säteellä kasvustoista (Ruokanen

2008). Alueella on viime vuosina toteutettu myös kangasajuruohon siirtoistutuksia. Siirtoistutukset eivät kuitenkaan ole halpa tai helppo hoitokeino, ja niiden pitkäaikaiset tulokset jäävät usein melko heikoiksi ja epäonnistumisten syyt tuntemattomiksi (Godefroid ym. 2011). Esimerkiksi Jämijärvellä tehdyssä kangasajuruohon siirtoistutuskokeessa todettiin, että kahdeksan vuoden jälkeen puolet siirtoistutetuista kasvustoista oli hävinnyt eivätkä istutetut kasvustot olleet juurikaan levinneet (Blomster ja Kokkonen 2014). Siirtoistutusten työläyden ja kalleuden vuoksi olisi tärkeää tietää mahdollisimman paljon siirrettävien lajien ekologiasta ja biologiasta, jotta istutukset saataisiin toteutettua mahdollisimman tehokkaasti ja onnistuneesti.

1.5 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, onko jokin maaperän fysikaalinen, kemiallinen tai biologinen tekijä tai ympäröivän muun kasvillisuuden peittävyys yhteydessä kangasajuruohon menestymiseen Rokuan paahderinteillä. Tutkittavia maaperän muuttujia olivat pH, kosteus, orgaanisen aineen määrä sekä änkyrimatojen, sukkulamatojen ja mikroniveljalkaisten eläinten yksilömäärät. Tutkimuskysymykset olivat: 1). Onko jollakin maaperän fysikaalisella tai kemiallisella tekijällä (pH, kosteus, orgaanisen aineen määrä) yhteyttä kangasajuruohon menestymiseen? 2). Onko maaperäeläinten (änkyrimadot, sukkulamadot, mikroniveljalkaiset maaperäeläimet) runsaudella yhteyttä kangasajuruohon menestymiseen? 3). Onko ympäröivällä kasvillisuudella yhteyttä kangasajuruohon menestymiseen harjujen paahderinteillä? Aiemman tiedon perusteella hypoteesit olivat, että kangasajuruohon menestyminen on yhteydessä pienen maaperän kosteuden ja orgaanisen aineen määrän, pienen maaperäeläinten yksilömäärän sekä ympäröivän kasvillisuuden vähäisen peittävyyden kanssa.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalueet ja näytteenotto

Tutkimusaineisto kerättiin Utajärveltä Rokuanvaaralta (ETRS-TM35FIN - tasokoordinaatit N 7160988 E 475639) 12–13.9.2016. Koealoina toimivat yhdeksän etelään tai länteen avautuvaa 0,1–1,4 ha kokoista lähes puutonta paahderinnettä, joilla kangasajuruohoa tiedettiin esiintyvän (LIITE 1). Yksityisessä omistuksessa olevat kohteet kuuluvat Rokuan harju- ja dyynimuodostumaan ja ovat hyvin kuivia ja karuja jäkälikön peittämiä mäntyvaltaisia karukkokankaita. Koealat olivat mukana Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen vuonna 2008 toteuttamassa Rokuan paahde-elinympäristöjen hoitohankkeessa, jossa kangasajuruohon ja siitä riippuvaisten hyönteisten menestymistä pyrittiin edistämään poistamalla kasvustojen ympäriltä jäkälää ja paljastamalla kivennäismaata haralla ja käsin yleensä noin 0,5 metrin säteellä ja poistamalla lähellä kasvavia männyn taimia ja kanervaa (Ruokanen 2008).

Kultakin koealalta valittiin satunnaisesti kaksi 0,25 m^2 kokoista näytealaa, joilla kangasajuruoho menestyi hyvin (kasvusto vähintään noin A4 paperin laajuinen). Koealojen kaikki sopivat ajuruohokasvustot paikannettiin ja merkittiin, minkä jälkeen esiintymistä arvottiin tutkittaviksi kaksi niin, että tutkittavien esiintymien välimatka oli vähintään kolme metriä. Lisäksi koealoilta valittiin kutakin ajuruohollista näytealaa kohti yksi kontrollinäyteala, jolla ajuruoho ei kasvanut. Valinta tehtiin satunnaisesti siten, että ajuruohollisilta näytealoilta kuljettiin kaksi metriä arvottuun ilmansuuntaan. Kultakin koealalta valittiin siis yhteensä neljä näytealaa, joista kahdella kangasajuruoho kasvoi ja kahdella ei. Poikkeuksen teki koeala numero 19 (liite 1), jolta ajuruoho oli vuoden 2008 jälkeen hävinnyt kokonaan, ja jolta valittiin siksi vain kaksi kontrollinäytealaa. Näytealoja oli tutkimuksessa yhteensä 34 kpl (16 ajuruohollista ja 18 kontrollialaa) ja toistojen määrä oli 8.

Näytealojen kasvilajit määritettiin suku- tai lajitasolle ja niiden peittävyysprosentit arvioitiin 0,25 m^2 ruudulta, joka rajattiin muoviputkesta tehdyllä neliönmuotoisella kehikolla. Kultakin näytealalta otettiin putkikairalla (25 cm^2) yhteensä viisi kairallista maata. Näistä maanäytteistä satunnaiset kolme laitettiin samaan muovipussiin maaperän ominaisuuksien selvittämistä ja sukkulamatojen erottelemista varten. Loput kaksi maanäytettä laitettiin omiin muovipusseihinsa, toinen änkyrimatojen erottelua, ja toinen mikroniveljalkaisten erottelua varten. Näytteitä kuljetettiin ja säilytettiin näytteenkeruun ajan kylmälaukuissa ja myöhemmin kylmähuoneessa (+4 °C).

2.2 Näytteiden käsittely

Maanäytteet käsiteltiin Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteen laitoksen laboratoriossa 14.9–5.10.2016. Änkyrimadot eroteltiin maanäytteistä kahdessa erässä standardoidulla märkäsuppilomenetelmällä (O'Connor 1962), jossa maanäytteet asetettiin kokonaisina ylösalaisin verkkokoriin ja edelleen kylmällä vedellä täytettyyn suppiloon. Näytteitä lämmitettiin hehkulampuilla neljän tunnin ajan lisäten tehoa asteittain, jolloin änkyrimadot kaivautuivat ulos näytteestä ja valuivat suppilon päähän liitettyyn koeputkeen. Änkyrimatojen ja näytteissä olleiden toukkien, karhukaisten ja rataseläinten yksilömäärät laskettiin heti erottelun jälkeen mikroskoopin alla.

Mikroniveljalkaiset maaperäeläimet eroteltiin maanäytteistä standardoidulla kuivasuppilomenetelmällä (Macfadyen 1961), jossa maanäytteet kuivattiin lämmittämällä ne hitaasti viikon aikana lämpötilaa tietokoneella kontrolloiden noin 42 °C:seen. Eläimet säilöttiin 70 % etanoliin odottamaan laskemista. Näytteistä määritettiin ja laskettiin mikroskoopin avulla aikuiset punkit alalahkotasolla, nuoret punkit, sääskien ja kärpästen toukat sekä muut eläimet lahkotasolla.

Maan ominaisuuksien selvittämistä ja sukkulamatojen laskemisesta varten oli samaan näytepussiin laitettu kultakin näytealalta kolme kairallista maata, joista eroteltiin silmämääräisesti kahteen eri pussiin hiekka ja maan orgaaniset kerrokset. Orgaaninen aines hienonnettiin siivilän läpi ja sekoitettiin. Kosteus, orgaanisen aineen määrä ja sukkulamatojen yksilömäärä selvitettiin orgaanisesta kerroksesta, pH mitattiin sekä orgaanisesta kerroksesta että hiekasta. pH:n mittauksessa lasipulloihin punnittiin noin 15 g maanäytettä, lisättiin 65 ml vettä ja sekoitettiin hyvin, minkä jälkeen näytteiden annettiin seistä noin yhden tunnin ajan ennen pH:n mittaamista (VWR Phenomenal pH 1000 H).

Kosteuden ja orgaanisen aineen määrän mittausta varten maanäytteistä punnittiin 25–30 g osanäytteet, joita kuivattiin lämpökaapissa 60 °C:ssa noin 3 vrk ajan ja punnittiin uudelleen. Kosteusprosentti laskettiin näiden massojen erotuksesta. Orgaanisen aineen määrän selvittämistä varten kuivatuista näytteistä osa punnittiin analyysivaa-´alla upokkaisiin ja poltettiin uunissa 550 °C:ssa neljän tunnin ajan, minkä jälkeen näytteet punnittiin uudelleen. Näiden massojen erotuksena saatiin orgaanisen aineen määrä.

Sukkulamadot eroteltiin maanäytteistä kahdessa erässä standardoidulla märkäsuppilomenetelmällä (Sohlenius 1979), jossa tuoreista maanäytteistä punnitut noin 10 g osanäytteet siroteltiin tasaisesti huokoisella paperilla vuoratulle metalliverkolle, joka asetettiin kylmällä vedellä täytettyyn suppiloon. 18 tuntia kestäneen erottelun aikana sukkulamadot päätyivät suppilon päähän asetettuun koeputkeen. Näytteitä säilytettiin kylmäkaapissa, ja sukkulamatojen määrät laskettiin mikroskoopin avulla.

2.3 Aineiston analysointi

Aineiston analysoinnissa kunkin kahdeksan koealan ajuruohollisia näytealoja ja kontrollinäytealoja edustivat kahden näytealan perusteella lasketut keskiarvot (yksi tutkimusala jäi pois koska siltä ei löytynyt kangasajuruohoa). Kunkin

koealan ajuruohollisia näytealoja verrattiin kontrollialoihin tutkittavien muuttujien suhteen parittaisella T-testillä. Testin oletusten toteutuminen testattiin. Koealan numero 19 näytealat jätettiin testien ulkopuolelle, sillä tällä alalla ei ollut ajuruohollisia aloja, joihin kontrollialoja olisi voitu verrata. Analyyseissa käytettiin IBM SPSS-statistics ohjelmiston versiota 24.

3 TULOKSET

3.1 Maaperän ominaisuudet

Maaperän ominaisuudet erosivat ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Sekä maaperän orgaanisen kerroksen että hiekan pH:t olivat korkeampia ajuruohollisilla aloilla verrattuna kontrollialoihin (Taulukot 1 ja 2). Orgaanisesta kerroksesta mitatut kosteusprosentit ja orgaanisen aineen määrät olivat korkeampia kontrollialoilla kuin ajuruohollisilla aloilla (Taulukot 1 ja 2).

Taulukko 1. Maaperän ominaisuuksien keskiarvot (± S.E.) ajuruohollisilla aloilla ja kontrollialoilla.

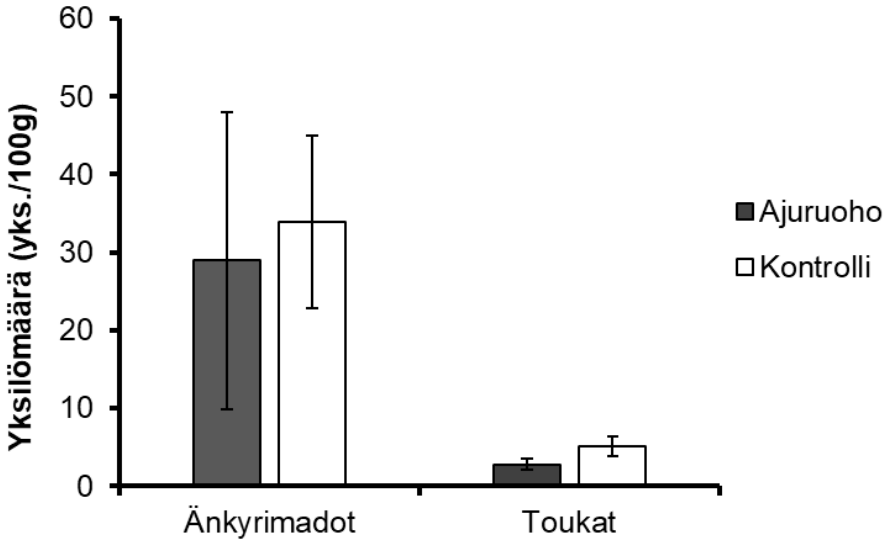
	pH (Orgaaninen kerros)	pH (hiekka)	Kosteus (%)	Orgaaninen aines (%)
Ajuruoho	5,1 (0,08)	5,5 (0,03)	16,5 (1,10)	7,4 (0,62)
Kontrolli	4,7 (0,1)	5,3 (0,04)	23,6 (1,98)	11 (0,9)

Taulukko 2. Parittaisen T-testin tulokset tutkittujen muuttujien eroista ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Parittaisen T-testin testisuure (t), vapausaste (df) ja tilastollinen todennäköisyys (P). Tilastollisesti merkitsevät P-arvot lihavoitu (P < 0,05).

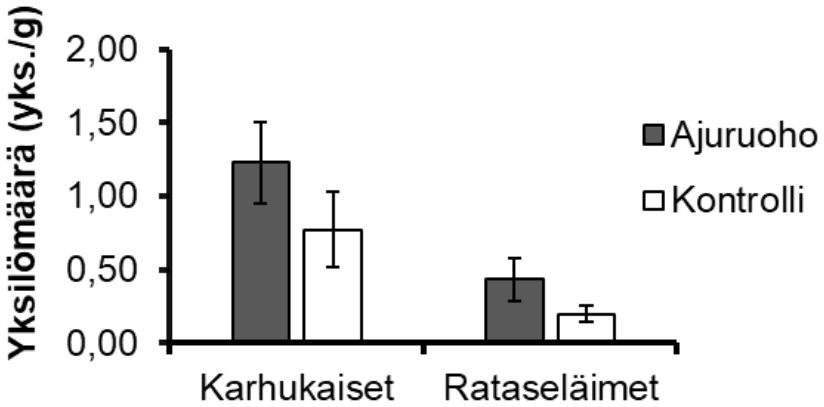
	t	df	P
Maaperän pH (orgaaninen aine)	5,727	7	**0,001**
Maaperän pH (hiekka)	3,985	7	**0,005**
Maaperän kosteus %	-4,032	7	**0,005**
Orgaanisen aineen määrä %	-4,572	7	**0,003**
Änkyrimatojen yksilömäärä	-0,267	7	0,797
Toukkien yksilömäärä	-1,256	7	0,249
Sukkulamatojen yksilömäärä	-1,398	7	0,205
Sukkulamatojen yksilömäärä orgaanista ainetta kohti	-0,186	7	0,858
Karhukaisten yksilömäärä	1,158	7	0,285
Rataseläinten yksilömäärä	1,676	7	0,138
Oribatida-punkkien yksilömäärä	-0,360	7	0,730
Mesostigmata-punkkien yksilömäärä	0,501	7	0,632
Nuorten punkkien yksilömäärä	1,169	7	0,281
Hyppyhäntäisten yksilömäärä	-0,456	7	0,662
Sääskien toukkien yksilömäärä	-2,422	7	**0,046**
Kärpästen toukkien yksilömäärä	-2,468	7	**0,043**
Kenttäkerroksen peittävyys	3,104	7	**0,017**
Pohjakerroksen peittävyys	-11,924	7	**<0,001**
Valkoporonjäkälän peittävyys	-4,194	7	**0,004**
Jäkälien yhteispeittävyys	-6,826	7	**<0,001**
Sammalien yhteispeittävyys	0,680	7	0,519

3.2 Maaperäeläimet

Änkyrimatojen tai änkyrimatonäytteistä laskettujen hyönteistoukkien runsaudessa ei ollut eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä (Kuva 1, Taulukko 1). Eroja ei ollut myöskään karhukaisten tai rataseläinten runsaudessa (Kuva 2, Taulukko 2).



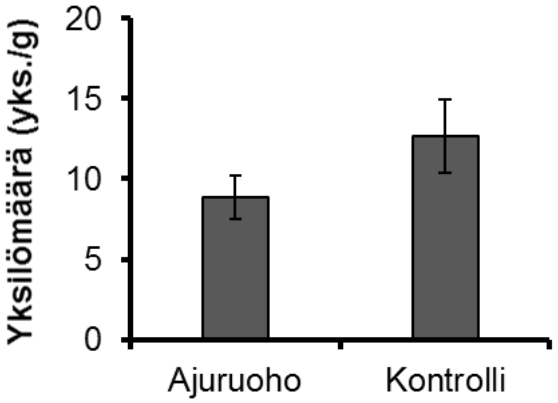
Kuva 1. Änkyrimatojen ja toukkien yksilömäärät (ka. ± S.E.) 100 grammassa tuoretta maata ajuruohollisilla aloilla ja kontrollialoilla.



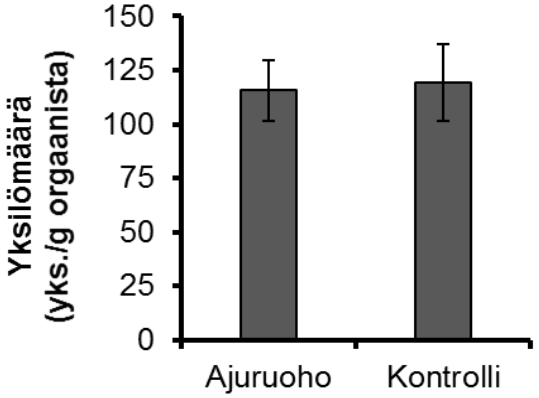
Kuva 2. Karhukaisten ja rataseläinten yksilömäärät (ka. ± S.E.) yhdessä grammassa tuoretta maata.

Sukkulamatojen runsaudessa ei havaittu eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä (Kuva 3, Taulukko 2). Myöskään sukkulamatojen orgaanisen aineen

määrään suhteutetut yksilömäärät eivät eronneet ajuruoholllisten ja kontrollialojen välillä (Kuva 4, Taulukko 2).

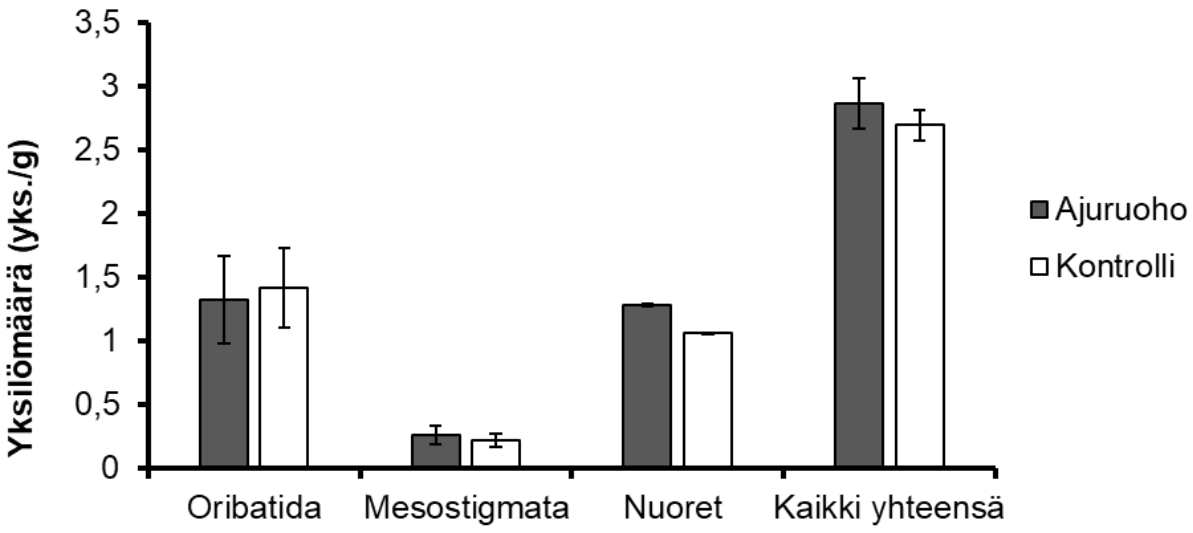


Kuva 3. Sukkulamatojen yksilömäärät (ka. ± S.E.) yhdessä grammassa maanäytettä ajuruoholllisilla ja kontrollialoilla.

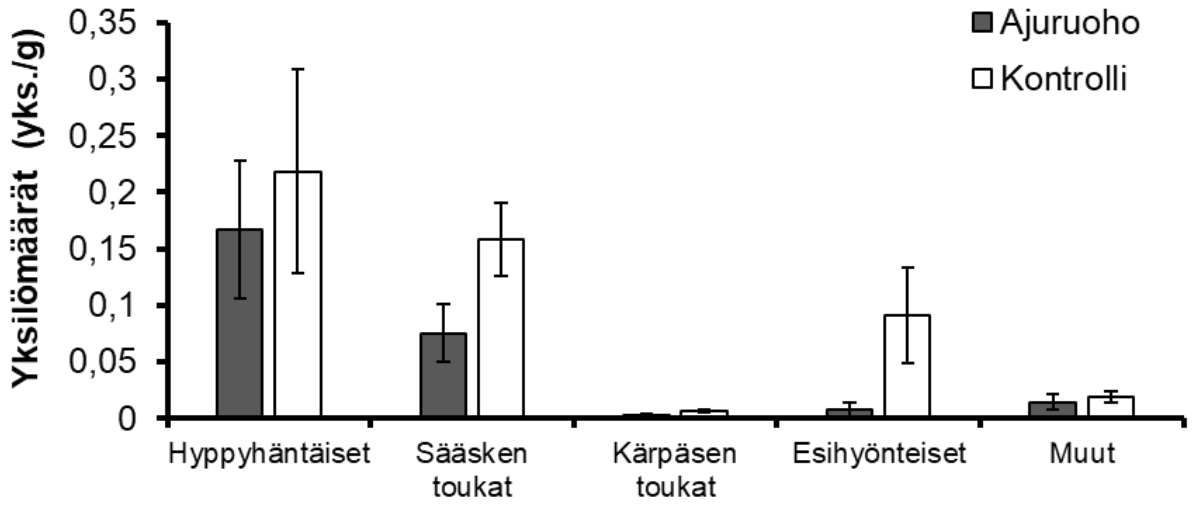


Kuva 4. Sukkulamatojen yksilömäärät (ka. ± S.E.) yhdessä grammassa orgaanista ainesta ajuruoholllisilla ja kontrollialoilla.

Punkkien kokonaisyksilömäärissä eikä Oribatida-, Mesostigmata-, tai nuorten punkkien yksilömäärissä ollut eroja ajuruoholllisten ja kontrollialojen välillä (Kuva 5, taulukko 2). Niveljalkaisnäytteestä laskettujen sääskien ja kärpästen toukkien yksilömäärät olivat suurempia kontrollialoilla kuin ajuruoholllisilla aloilla (Kuva 6, Taulukko 2). Muiden niveljalkaisnäytteestä laskettujen eläinten runsaudessa ei ollut eroja ajuruoholllisten ja kontrollialojen välillä (Kuva 6, Taulukko 2).



Kuva 5. Punkkien yksilömäärät (k.a. ± S.E.) ajuruohollisilla ja kontrollialoilla grammassa maanäytettä.

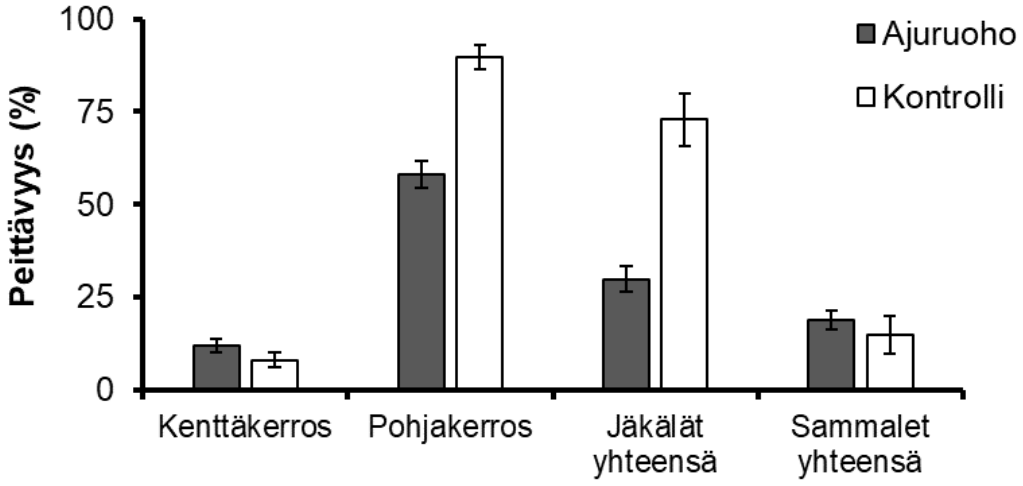


Kuva 6. Mikroniveljalkaisten yksilömäärät (ka. ± S.E.) ajuruohollisilla ja kontrollialoilla grammassa maanäytettä.

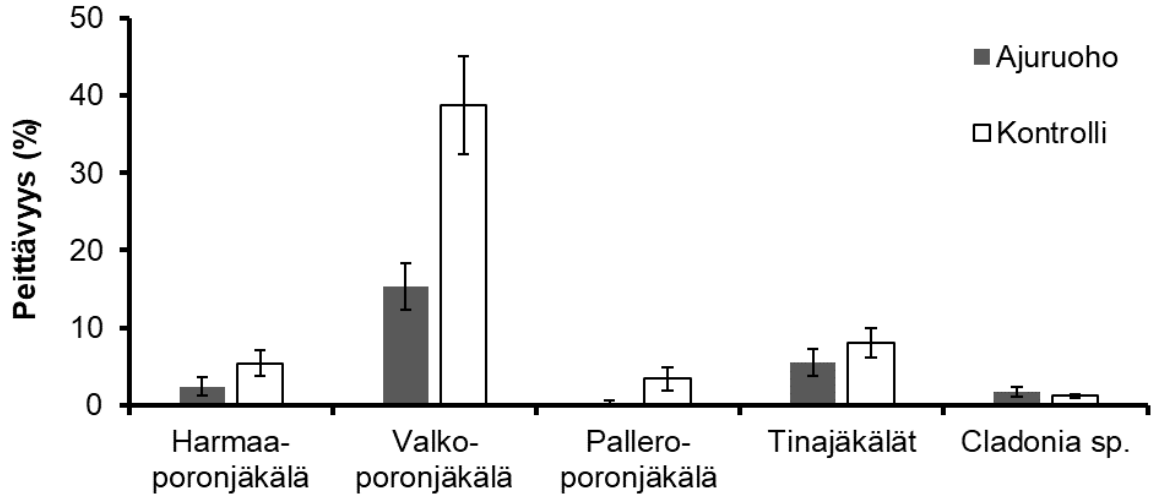
3.3 Kasvillisuus

Pohjakerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyys oli pienempi, ja kenttäkerroksen peittävyys (ilman ajuruohoa) suurempi ajuruohollisilla kuin

kontrollialoilla. (Kuva 7, Taulukko 2). Jäkälien kokonaispeittävyys oli pienempi ajuruohollisilla aloilla verrattuna kontrollialoihin, samoin pelkän valkoporonjäkälän peittävyys (Kuvat 7 ja 8, Taulukko 2). Sammalien peittävyydessä ei ollut eroja alojen välillä (Kuva 7, Taulukko 2).



Kuva 7. Kenttäkerroksen (ilman ajuruohoa), pohjakerroksen ja jäkälien ja sammalien yhteenlasketut kokonaispeittävyydet (ka. ± S.E.) ajuruohollisilla aloilla ja kontrollialoilla.



Kuva 8. Jäkälien peittävyyksiä (ka. ± S.E.) ajuruohollisilla aloilla ja kontrollialoilla.

Valkoporonjäkälä (*Cladina arbuscula*) oli tutkituilla aloilla yleisin ja peittävyydeltään runsain laji (LIITE 2). Sen esiintymisfrekvenssi oli 32, kun näytealoja oli yhteensä 34, joista 16 oli ajuruohollisia ja 18 oli kontrollialoja. Muita usein esiintyneitä lajeja olivat okatorvijäkälä (*Cladonia uncialis,* 26), tinajäkälä (*Stereocaulon sp.* 23), nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans,* 23), karvakarhunsammal (*Polytrichum piliferum,* 23) ja harmaaporonjäkälä (*Cladina rangiferina*, 16). Muita pohjakerroksessa esiintyneitä lajeja olivat seinäsammal (*Pleurozium schreberi*, 6), kangaskynsisammal (*Dicranum polysetum*, 3), kangaskarhunsammal (*Polytrichum juniperinum*, 4), tierasammal (*Racomitrium* sp., 4), palleroporonjäkälä (*Cladonia stellaris*, 5), isohirvenjäkälä (*Cetraria islandica* 8), pikkuhirvenjäkälä (*Cetraria ericetorum*, 8) ja torvijäkälät (*Cladonia* sp. 27). Sammalista karvakarhunsammalta ja nuokkuvarstasammalta esiintyi useammin ajuruohollisilla kuin kontrollialoilla. Karvakarhunsammal kasvoi kaikilla kuudellatoista ajuruohollisella näytealalla, mutta kahdeksastatoista kontrollinäytelasta sitä löytyi vain seitsemältä. Nuokkuvarstasammalen kohdalla vastaavat luvut olivat ajuruohollisilla aloilla 15/16 ja kontrollialoilla 8/18. Muiden sammalten tai jäkälien esiintymisfrekvensseissä ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä ei ollut suuria eroja.

Kenttäkerroksen lajeista yleisimpiä olivat lampaannata (*Festuca ovina,* 14), metsälauha (*Deschampsia flexuosa,* 14) ja kanervisara (*Carex ericetorum*, 11). Muita esiintyneitä lajeja olivat keltalieko (*Diphasiastrum complanatum,* 2), kanerva (*Calluna vulgaris,* 2), rölli (*Agrostis sp.,* 1), sianpuolukka (*Arctostaphylos uva-ursi,* 1) ja mänty (*Pinus sylvestris,* 1). Kanervisara kasvoi ajuruohollisista näytealoista yhdeksällä, mutta kontrollialoista vain kahdella. Muiden lajien esiintymisfrekvensseissä ei ollut suuria eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä.

4 TULOSTEN TARKASTELU

Jäkälien ja pohjakerroksen yhteispeittävyydet olivat pienempiä ajuruoholisilla aloilla verrattuna kontrollialoihin. Tämä ero oli odotettavissa, sillä kahdeksan vuotta aiemmin tehdyissä hoitotoimenpiteissä tutkimusalojen ajuruohokasvustoja ympäröivää poronjäkäläpeitettä poistettiin ja kivennäismaa paljastettiin noin puolen metrin säteellä kasvustojen ympäriltä (Ruokanen 2008). Hoitotoimien jäljet olivat osalla aloista vielä nähtävissä, ja ne saattoivat vaikuttaa kasvillisuuden peittävyyksissä havaittuihin eroihin, sillä jäkäläpeite uudistuu alueella hyvin hitaasti (Jalas 1953). Tämä tutkimus tukee aiempaa tietoa siitä, että kangasajuruoho on huono kilpailija ja vaatii menestyäkseen erilaisia maanpintaa rikkovia ja kivennäismaata paljastavia häiriöitä, kuten kuloja tai laidunnusta (Pigott 1955, Eriksson 1998, Ryttäri 2005). Häiriöiden puuttuessa muu kasvillisuus valtaa vähitellen paljaat kivennäismaalaikut ja tukahduttaa ajuruohokasvustot (Kittamaa ym. 2009). Rokuan kuivissa oloissa kasvillisuus koostuu lähinnä poronjäkälistä, jotka ovat mm. kasvutapansa vuoksi vahvoja kilpailijoita monille putkilokasveille (Jalas 1953), ja kangasajuruoho on yksi niistä lajeista, jotka eivät näytä menestyvän tiiviin jäkälikön puristuksessa. Sopivalla tiheydellä esiintyvät häiriöt yleensä lisäävät elinympäristöjen monimuotoisuutta vähentämällä valtalajien dominointia ja vapauttamalla tilaa uusien yksilöiden ja lajien vallattavaksi (Connell 1978). Rokuan paahderinteillä häiriöiden puuttuminen johtaakin vähitellen hyvin yksipuoliseen, poronjäkälien dominoimaan kasvillisuuteen (Jalas 1953, Aartolahti 1973). Satunnaiset häiriöt lisäävät elinympäristön monimuotoisuutta rikkomalla yhtenäistä poronjäkäläpeitettä ja vapauttamalla tilaa muille lajeille, kuten kangasajuruoholle. Ajuruohokasvustojen määrää tai laajuutta ei aiempien hoitotoimien aikaan ollut tarkasti dokumentoitu, minkä vuoksi on mahdotonta sanoa, miten ympäröivän kasvillisuuden vähentäminen on tässä tapauksessa vaikuttanut kangasajuruohoon, tai onko vaikuttanut mitenkään.

Kenttäkerroksen muiden lajien kuin kangasajuruohon yhteispeittävyys oli ajuruohollisilla aloilla suurempi kuin kontrollialoilla. Tätä eroa voi selittää se, etteivät muutkaan kenttäkerroksessa havaitut lajit, runsaimpina kanervisara, lampaannata ja metsälauha, menesty kontrollialojen usein hyvin tiiviissä poronjäkälikössä. Erityisesti kanervisara näytti menestyvän paremmin ajuruohollisilla aloilla kuin kontrollialoilla, mitä selittää lajien hyvin samanlaiset kasvupaikkavaatimukset (Jalas 1980). Kenttäkerroksen kasvillisuus oli melko vähäistä ja paikoittaista. Yleisimpiä lajeja olivat metsälauha, kanervisara ja lampaannata, mutta kutakin näistä esiintyi alle puolella näytealoista, ja niiden peittävyydet olivat yleensä pieniä. Tutkimusaloilla ei ollut juuri ollenkaan pensaita tai puita, vain yksittäisiä männyntaimia, mikä on ajuruohon suosimille paahderinteille tyypillistä (Ryttäri 2005).

Sammalien peittävyydessä ei ollut eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Blomsterin ja Kokkosen (2014) tutkimuksessa kangasajuruoho kasvoi paremmin sammaleiden peittävyyden ollessa pieni, mikä vastaa aiempia tutkimustuloksia siitä, että ajuruoho vaatii paljasta kivennäismaata menestyäkseen (Eriksson 1998, Ryttäri 2005). Blomsterin ja Kokkosen (2014) tutkimusalojen VT-tyypin männikössä vapaan kivennäismaan määrää ja kangasajuruohon menestymistä rajoittivat eniten sammalet, kun taas tämän tutkimuksen CIT-tyypin kuivalla karukkokankailla kangasajuruohon pahimpia kilpailijoita ovat usein yhtenäisen peitteen muodostavat poronjäkälät (Jalas 1953). Sammalten peittävyydet olivat tässä tutkimuksessa jäkälien peittävyyksiä pienempiä, ajuruohollisilla aloilla keskimäärin 19 % ja kontrollialoilla keskimäärin 13 %. Yleisimpiä ja peittävyyksiltään runsaimpia sammallajeja olivat karvakarhunsammal (*Polytrichum piliferum*) ja nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans*). Muita sammalia esiintyi hyvin vähän. Vaikka sammalien peittävyyksissä ei ollut merkitseviä eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä, kasvoi näitä kahta sammallajia kumpaakin lähes kaikilla ajuruohollisilla näytealoilla, mutta alle puolella kontrollialoista. Karvakarhunsammal ja nuokkuvarstasammal ovat kuivilla paikoilla ja myös paljaalla kivennäismaalla menestyviä pioneerilajeja (Ulvinen ym.

2002), mikä voi selittää niiden yleisyyttä ajuruohollisilla näytealoilla, joilla kivennäismaata oli kahdeksan vuotta sitten tehdyissä hoitotoimenpiteissä paljastettu. Jalaksen (1953) mukaan hiekansitojasammaleksikin kutsuttu karvakarhunsammal on usein ensimmäinen laji, joka valtaa Rokuan paahderinteiden avoimet hietikot. Sammalet joutuvat Rokuan oloissa kuitenkin yleensä myöhemmin väistymään tiiviin porojäkäläkasvuston tieltä (Jalas 1953), mikä selittää niiden vähäisempää esiintymistä kontrollialoilla, jotka olivat usein jäkälän peitossa.

Maaperän ominaisuudet erosivat ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Aloilla, joilla kangasajuruoho kasvoi, maaperän kosteudet ja orgaanisen aineen määrät olivat pienempiä kuin kontrollialoilla. Kangasajuruohon on todettu viihtyvän parhaiten kuivassa ja vain vähän orgaanista ainetta sisältävässä maassa (Pigett 1955), minkä lisäksi eroja kosteudessa ja orgaanisen aineen määrässä voivat selittää erot kasvillisuudessa, sillä ajuruohollisilla aloilla kasvillisuuden peittävyydet olivat pienempiä kuin kontrollialoilla. Kasvillisuus lisää orgaanisen aineen määrää maaperässä ja vaikuttaa positiivisesti myös kosteuteen (Smolander 2003). Paljas kivennäismaa, jota ei peitä suojaava kasvillisuus, altistuu voimakkaammalle auringonsäteilylle, jolloin haihdunta on suurempaa ja kosteus alhaisempaa (Smolander 2003).

Maaperän pH oli tutkimusalueilla keskimäärin hiekasta mitattuna 5,4 ja humuskerroksesta 4,9. Rokuan maaperä on siis melko hapanta, mikä on suomalaiselle havumetsälle tyypillistä (Huhta 2003). Ajuruohollisten alojen pH:t olivat sekä hiekasta että humuskerroksesta mitattuna korkeampia kuin kontrollialojen vastaavat arvot. Maan happamuuteen vaikuttavat monet tekijät, esimerkiksi mineraaliaineksen ja karikkeen laatu, kasvillisuuden ominaisuudet sekä kosteus (Lavelle ja Spain 1999). Erot pH:ssa voivat mahdollisesti liittyä ainakin osittain kasvillisuuden peittävyyden eroihin, sillä Deromen (2003) mukaan kuolleen orgaanisen aineen hajoamisen tuotteena syntyvät humusaineet- ja hapot ovat tärkein maaperäämme happamoittava tekijä. Ajuruohollisilla aloilla

maaperää peittävää kasvillisuutta oli vähemmän, mikä voisi selittää pH:ssa havaittuja eroja. Aiemman tiedon perusteella kangasajuruoho ei ole maaperän happamuuden suhteen kovin vaatelias laji, vaan näyttää sietävän sen suhteen melko suurta vaihtelua (Pigott 1955).

Sukkulamatojen tai änkyrimatojen määrissä ei ollut eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Aiemmassa kangasajuruohon menestymistä selvittäneessä tutkimuksessa löytyi negatiivinen yhteys sukkulamatojen yksilömäärän ja kangasajuruohon runsauden välillä (Blomster ja Kokkonen 2014). Maaperäeläimet vaikuttavat maaperän ravinnekiertoihin sekä suoraan että mikrobien välityksellä, yleensä tehostaen aineiden mineralisaatiota (Setälä 1990). Kangasajuruoho on hyvin sopeutunut kuivaan ja karuun elinympäristöön, ja nopeampi ravinteiden kierto voisi mahdollisesti olla heikkona kilpailijana tunnetun kangasajuruohon kannalta huono asia. Sekä sukkulamadot että änkyrimadot suosivat kosteita, paljon orgaanista ainesta sisältäviä elinympäristöjä (Coleman ym. 2004), minkä vuoksi kangasajuruohon suosimat kuivat, paahteiset ja paljaat kivennäismaalaikut voivat olla niille huono elinympäristö. Myöskään punkkien tai hyppyhäntäisten määrissä ei ollut eroja ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Mikroniveljalkaisista maaperäeläimistä ainoastaan sääskien ja kärpästen toukkien määrät erosivat ajuruohollisten ja kontrollialojen välillä. Toukkia oli enemmän kontrollialoilla kuin ajuruohollisilla aloilla. Suurin osa sääskien ja kärpästen toukista käyttää ravintonaan lahoavaa orgaanista ainesta (Chinery 1978), mikä voi selittää niiden suurempaa määrää kontrollialoilla, joilla kasvillisuuden peittävyydet ja orgaanisen aineen määrät olivat suurempi kuin ajuruohollisilla aloilla.

Maaperäeläinten määrissä oli näytealojen välillä suurta hajontaa, mikä on metsämaalle hyvin tyypillistä (Coleman ym. 2004). Maaperäeläimet eivät jakaudu tasaisesti maaperässä, vaan ovat keskittyneet laikkuihin esimerkiksi ravintokohteiden ympärille. Esimerkiksi Nurminen (1967) ja O´Connor (1967) ovat todenneet änkyrimatojen esiintymisen maaperässä olevan laikuittaista. Tämän

lisäksi änkyrimatojen ja muiden maaperäeläinten esiintyminen vaihtelee suuresti vuodenaikojen ja ympäristöolojen, erityisesti sademäärien, mukaan ja vuodesta toiseen (Nurminen 1967, Huhta ym. 1967). Maaperäeläinten laikuittainen esiintyminen näkyi tässä tutkimuksessa erityisesti sukkulamatojen yksilömäärissä, jotka vaihtelivat yleensä 4 ja 26 yksilön välillä (grammassa maanäytettä), mutta yhdellä näytealalla (koeala 19, jolla ajuruoho ei kasvanut ollenkaan) sukkulamatojen määrä oli noin 500 yksilöä/g näytettä, mikä on monikymmenkertainen määrä verrattuna muiden näytealojen keskiarvoon.

Maaperäeläinten yksilömäärät eivät tämän tutkimuksen perusteella ole yhteydessä kangasajuruohon menestymiseen. Tiedetään, että kangasajuruoho on huono kilpailija ja vaatii paljasta kivennäismaata lisääntyäkseen (Pigott 1955, Eriksson 1998), ja nämä tekijät selittänevätkin enemmän ajuruohon esiintymistä ja menestymistä. Kangasajuruoho näyttäisi myös olevan melko huono leviämään uusille kasvupaikoille. Esimerkiksi Pigott (1955) ja Eriksson (1998) toteavat kangasajuruohon leviämiskyvyn olevan heikon ja paljaan kivennäismaan puuttuessa lähes olemattoman. Myös Blomster ja Kokkonen (2014) totesivat, etteivät siirtoistutuetut ajuruohokasvustot olleet kahdeksan vuoden jälkeen levinneet ympäristöön. Ajuruohon puuttuminen sopivilta kasvupaikoilta voi siis johtua siitä, ettei melko lähelläkään oleva kasvusto ole kyennyt siihen vielä levittäytymään.

Kivennäismaan paljastamista on pidetty tärkeimpänä kangasajuruohon hoitokeinoja (Kittamaa ym. 2009). Aina hoitotoimenpiteet eivät kuitenkaan auta. Rokualla yhdeltä yhdeksästä tutkimusalasta kangasajuruoho oli vuoden 2008 hoitotoimenpiteiden jälkeen kokonaan hävinnyt (Koeala numero 19, LIITE 1). Alalta löytyi muutamia ajuruoholle sopivia paljaita kivennäismaalaikkuja, joilla ajuruoho on oletettavasti aiemmin kasvanut, ja ala sijaitsi jyrkällä etelään viettävällä rinteellä, jota puut eivät varjostaneet. Kasvustoja on Ruokasen (2008) mukaan vuonna 2008 tällä 0,2 hehtaarin laajuisella alalla ollut 1–10 kappaletta, mutta tämän tarkempaa tietoa määrästä ei ole saatavilla. Varsinkin jos kasvustoja

on ollut vain yksi tai kaksi, ne ovat voineet hävitä helposti täysin sattumalta. Kyseiseltä tutkimusalalta valittiin ajuruohon puuttumisen vuoksi tutkittavaksi vain kaksi kontrollinäytealaa. Toinen näistä poikkesi sukkulamatojen määrän osalta merkittävästi muista aloista. Sukkulamatoja oli muissa näytteissä 10–300 yksilöä/näyte, mutta kyseisen näytealan näytteessä useita tuhansia yksilöitä. Myös orgaanisen aineksen osuus oli kyseisessä näytteessä kaikista tutkituista näytteistä suurin. Orgaanisen aineen osuus oli kyseisellä näytealalla 24 %, kun se muilla näytealoilla oli suurimmillaan 17 % ja keskimäärin muilla kontrollialoilla 11%. Kasvillisuuden suhteen ala ei poikennut merkittävästi muista tutkituista aloista. Kangasajuruohon häviäminen alalta voi liittyä näihin maaperätekijöissä havaittuihin eroihin, sillä aiemmassa tutkimuksessa (Blomster ja Kokkonen 2014) on havaittu negatiivinen yhteys sukkulamatojen runsauden ja ajuruohon menestymisen välillä, ja ajuruoho menestyy kuivilla ja karuilla kasvupaikoilla, joissa orgaanisen aineen määrä on yleensä melko pieni.

Harjujen paahdeympäristöt ovat hyvin omaleimaisia, monien uhanalaisten lajien kannalta välttämättömiä elinympäristöjä, jotka ovat todellisessa vaarassa hävitä (Kittamaa ym. 2009). Koska luonnollisia häiriöitä, kuten maastopaloja, esiintyy nykyään harjumetsissä hyvin harvoin eivätkä paahdeympäristöt säily ilman niitä, on tärkeää, että paahteisuutta vaativia elinympäristöjä pidetään auki hoitotoimenpitein (Kittamaa ym. 2009). Viime vuosina paahdeympäristöjen tilan heikkenemiseen on alettu kiinnittää huomiota, ja monilla alueilla on toteutettu erilaisia hoitotoimia elinympäristöjen jatkuvuuden varmistamiseksi. Näiden lisäksi on tehty myös useita selvityksiä paahdeympäristöjen tilasta ja niiden hoidosta sekä luotu ohjeita hoitotoimenpiteitä varten (mm. From 2005, Kittamaa ym. 2009, Tukia ym. 2015). Hoitotoimia, kuten elinympäristöjen avoimuuden lisäämistä kasvillisuutta poistamalla, tuleekin niihin soveltuvilla alueilla jatkaa, jotta harjujen paahdeympäristöt eivät katoa kokonaan (Kittamaa ym. 2009). Myös siirtoistutuksia voidaan tarvittaessa toteuttaa, joskaan ne eivät ole ensisijainen hoitotoimenpide. Vaikka tämän tutkimuksen koealoilla oli toteutettu kangasajuruohon hoitoa, ei sen tuloksellisuudesta voida sanoa mitään varmaa,

sillä alkutilannetta ei ollut kartoitettu tarkasti, eikä hoidon onnistumisesta voida varmuudella sanoa muuta kuin että kahdeksalla yhdeksästä hoitoalasta kangasajuruoho oli säilynyt elinvoimaisena ja yhdellä alalla se oli hoitotoimien jälkeen kokonaan hävinnyt. Toteutettujen hoitotoimenpiteiden ja siirtoistutusten tuloksia tulisikin tutkia ja seurata useiden vuosien ajan, jotta ne osataan jatkossa toteuttaa mahdollisimman tehokkaasti ja onnistuneesti (Ren ym. 2014). Myös vaarantuneiden lajien biologian ja ekologian hyvä tuntemus on erittäin tärkeää, sillä ne vaikuttavat suuresti hoitotoimien suunnitteluun, toteuttamiseen ja onnistumiseen.

KIITOKSET

Suuret kiitokset ohjaajalleni Jari Haimille kaikista kommenteista, kärsivällisestä ohjaamisesta ja kannustuksesta koko prosessin ajan. Kiitän myös Mustapha Boucelhamia korvaamattomasta avusta maanäytteiden keruussa ja niiden analysoinnissa.

KIRJALLISUUS

Abrahamsen G. 1970. Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Oligochaeta: Enchytraeidae) on nitrogen mineralization in homogenized mor humus. *Biol. Fertil. Soils* 9: 159–162.

Aartolahti T. 1973. Morphology, vegetation and development of Rokuanvaara, an esker and dune complex in Finland. *Fennia* 127: 1–53.

Bardgett R.D. & Chan K.F. 1998. Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biol. Biochem* 31: 1007–1014.

Begon M., Harper J. & Townsend C. 1986. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell scientific publications, Oxford.

Blomster A. & Kokkonen M. 2014. Siirtoistutukset osana kasvilajien suojelua – esimerkkinä kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*). LuK-tutkielma, Jyväskylän yliopisto.

Briones M.J.I., Carreira J. & Ineson P. 1998. *Cognattia sphagnetorum* (Enchytraeidae) and nutrient cycling in organic soils: a microcosm experiment. *App. Soil Ecol.* 9: 289–294.

Canham C.D. & Marks P.L. The response of woody plants to disturbance. Teoksessa: White P.S. & Pickett S.T.A. (toim.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, Orlando, s. 197–217.

Chapin F.S., Matson P.A. & Vitousek P.M. 2012. *Principles of terrestrial ecosystem ecology.* Second edition. Springer science, New York.

Chinery M. 1978. *Pohjois-Euroopan hyönteiset.* Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki.

Cole L., Dromph K.M., Boaglio V. & Bardgett R.D. 2004. Effect of density and species richness of soil mesofauna on nutrient mineralisation and plant growth. *Biol. Fertil. Soils* 39: 337–343.

Coleman D.C., Crossley D.A. Jr. & Hendrix P.F. 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Elsevier Academic Press, San Diego.

Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.

Crawley J.M. 1997. Life history and environment. Teoksessa: Crawley M.J. (toim.), *Plant ecology*. Blackwell science, Oxford, s. 73–131.

Denslow J.S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. Teoksessa: White P.S. & Pickett S.T.A. (toim.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, Orlando, s. 307–324.

Derome J. 2003. Kemialliset ominaisuudet. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*. Kustannusosakeyhtiö metsälehti, s. 63–80.

Eriksson A. 1998. Regional distribution of *Thymus serpyllum*: management history and dispersal limitation. *Ecocraphy* 21: 35–43.

Esseen P-A., Ehnström B., Ericson L. & Sjöberg K. 1992. Boreal Forests - The focal habitats of fennoscandia. *Ecol. Bull.* 46: 16–47.

Filser J. 2002. The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. *Pedobiologia* 46: 234–245.

Fitter A. 1997. Nutrient acquisition. Teoksessa: Crawley M.J. (toim.), *Plant ecology*. Blackwell science, Oxford, s. 51–72.

From S. 2005. Paahdeympäristöjen merkitys luonnon monimuotoisuudelle. Teoksessa: From S. (toim.), *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*. Suomen ympäristö 774, Suomen ympäristökeskus, s. 8–11.

Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M., Vanderborght, T., 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biol. Conserv*. 144: 672–682.

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.

Heliövaara K. & Väisänen R. 1984. Effects of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. *Acta For. Fenn.* 189: 1–32

Huhta V. 2003. Maaperäeläimet. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*. Kustannusosakeyhtiö metsälehti, s. 91–101.

Huhta V., Hyvönen R., Kaasalainen P., Koskenniemi A., Muona J., Mäkelä I., Sulander M. & Vilkamaa P. 1986. Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Ann. Zool. Fennici* 23: 345–360.

Huhta V., Karppinen E., Nurminen M. & Valpas A. 1967. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici* 4: 87–145.

Huhta V. & Koskenniemi A. 1975. Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 12: 164–182.

Huhta V., Persson T. & Setälä H. 1998. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *App. Soil Ecol.* 10: 277–288.

Hyvärinen E. 2011. Harjumetsien paahdeympäristöjen lajisto. Teoksessa: Similä M. & Junninen K. (toim.), *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, s. 145–146.

Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. & Uotila P. 1998. (toim.), *Retkeilykasvio*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki.

Jalas J. 1950. Zur Kausalanalyse der Verbreitung einiger nordischen Os- und Sandpflanzen. *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo* 24: 1–365.

Jalas J. 1953. Rokua. Suunnitellun kansallispuiston kasvillisuus ja kasvisto. *Silva fenn.* 81: 1–98.

Jalas J. 1980. *Suuri kasvikirja III*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Helsinki.

Kittamaa S., Ryttäri T., Ajosenpää T., Aapala K., Hallman E., Lehesvirta T. & Tukia H. 2009. *Harjumetsien paahdeympäristöt – nykytila ja hoito*. Suomen ympäristö 25, Suomen ympäristökeskus.

Lavelle P., Spain A.V. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Macfadyen A. 1961. Improved funnel-type extractors for soil microarthropods. *J. Anim. Ecol.* 30: 171–184.

Mälkönen E. & Tamminen P. 2003. Maannostuminen ja maannosten kuvaus. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsämaa ja sen hoito*. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, s. 129–149.

Nurminen M. 1967. Ecology of enchytraeids (Oligochaeta) in Finnish coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici.* 4: 146–157.

O'Connor F.B. 1957. An Ecological study of the enchytraeid worm population of a coniferous forest soil. *Oikos* 8: 161–200.

O´Connor F. B. 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. Teoksessa: Murphy, P.W. (toim.), *Progress in Soil Zoology*. Butterworths, Lontoo, s. 279–285.

O´Connor F.B. 1967. The enchytraeidae. Teoksessa: Burges A. & Raw F. (toim.), *Soil Biology.* Academic press Inc, Lontoo, s. 279–285.

Petersen H.A. & Luxton M. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 287–388.

Pigott C.D. 1955. Thymus L. *J. Ecol.* 43: 365–387.

Rassi P., Hyvärinen E., Juslen A. & Mannerkoski I. 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus – punainen kirja 2010*. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö, Helsinki.

Ren H., Jian S.G., Liu H.X., Zhang Q.M. & Lu H.F. 2014. Advantages in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Sci. China Life Sci.* 57: 603–609.

Ruokanen I. 2008. Loppuraportti Rokuan paahde-elinympäristöjen hoidon toteutushankkeesta. Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus.

Ryttäri T. 2005. Paahdeympäristöt – ekologia ja lajisto. Teoksessa: From S. (toim.), *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*. Suomen ympäristö 774, Suomen ympäristökeskus, s. 12–28.

Ryttäri T. 2009. Harjujen paahderinteiden kasvilajisto. Teoksessa: Kittamaa S., Ryttäri T., Ajosenpää T., Aapala K., Hallman E., Lehesvirta T. & Tukia H. (toim.), *Harjumetsien paahdeympäristöt – nykytila ja hoito.* Suomen ympäristö 25, Suomen ympäristökeskus, s. 13–20.

Setälä H. & Huhta V. 1990. Effects of soil fauna on decomposition and nutrient dynamics in coniferous forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 10: 163–169.

Setälä H., Tyynismaa M. & Martikainen E.V.H. 1991. Mineralization C, N and P in relation to decomposer community structure in coniferous soil. *Pedobiologia* 35: 285–296.

Smolander A. 2003. Metsämaan biologia. Teoksessa: Mälkönen E. (toim.), *Metsäma ja sen hoito*. Kustannusosakeyhtiö metsälehti, s. 81–91.

Sohlenius B. 1979. Carbon budget for nematodes, rotifers and tardigrades in a Swedish coniferous forest soil. *Holarct. Ecol.* 2: 30–40.

Sulkava P., Huhta J. & Laakso J. 1996. Impact of soil faunal structure on decomposition and N-mineralisation in relation to temperature and moisture in forest soil. *Pedobiologia* 40: 505–513.

Swift M.J., Heal O.W. & Andersson J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press.

Tukia H., Hämäläinen J. & Ryttäri T. (toim.) 2015. *Harjumetsien paahde-elinympäristö-verkostot. Metsien luonnonhoidon vaikutukset harjuluontoon, maisemaan ja paahdelajiston monimuotoisuuteen*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2015.

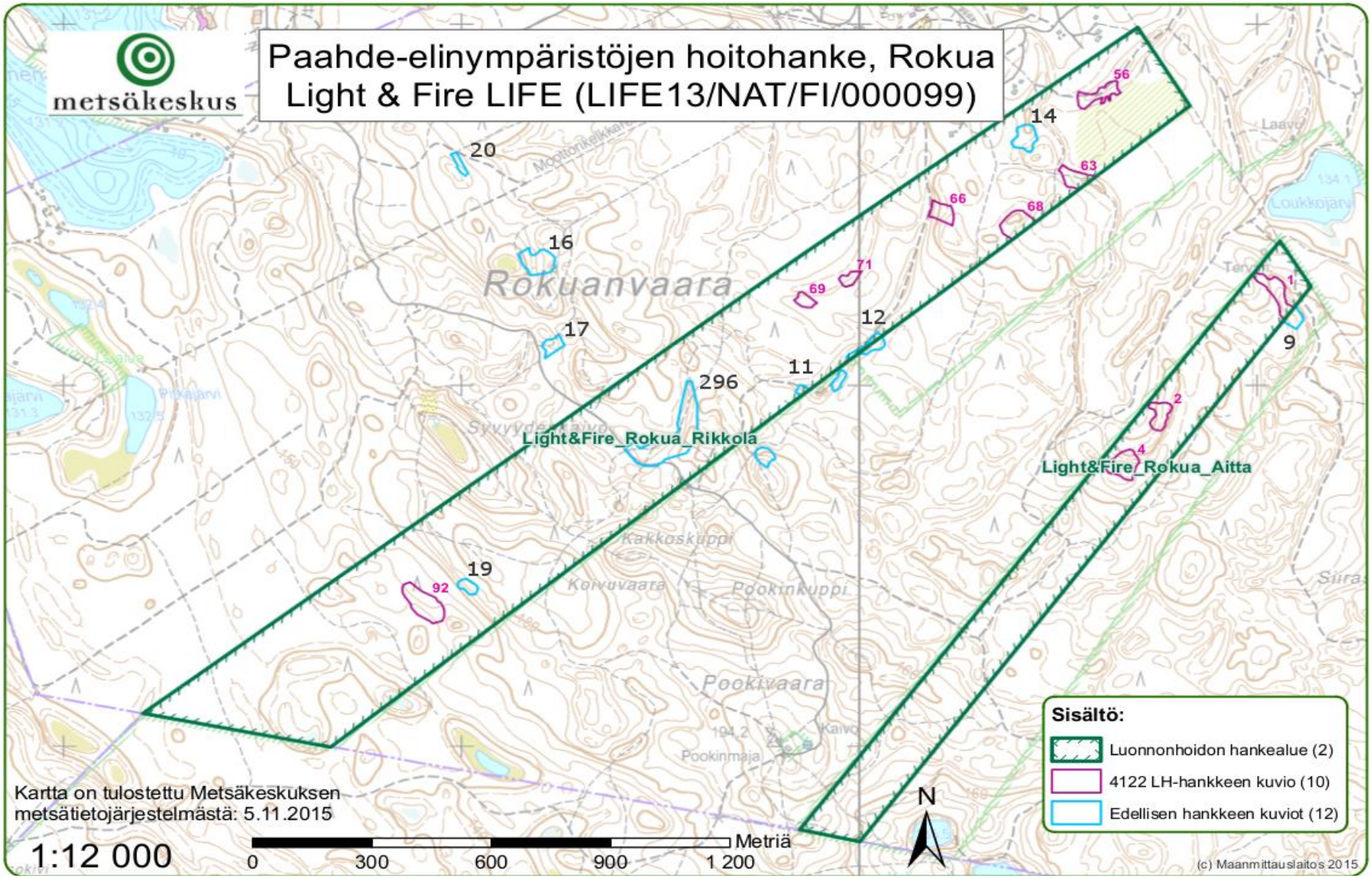
Tukia H. & Similä M. 2011. Metsien paahdeympäristöjen luonnonhoito. Teoksessa: Similä M. & Junninen K. (toim.), *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, s. 134–144.

Ulvinen T., Syrjänen K. & Anttila S. 2002 *Suomen Sammalet - levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus*. Suomen Ympäristö 560. Suomen ympäristökeskus.

White P.S. & Pickett S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. Teoksessa: White P.S. & Pickett S.T.A. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, Orlando, s. 3–16.

Zackrisson O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22–32.

LIITE 1



Tutkimusalueen kartta. Koealoina toimivat sinisellä rajatut numeroidut kuviot (9, 11, 12, 14, 16, 17, 19, 20, 296)

LIITE 2

Näytealojen kasvilajien peittävyydet (%) 0,25 m² ruudulla. Kultakin tutkimusalalta (9, 11, 12, 14, 16, 17, 19, 20, 296) tutkittiin kaksi ajuruohollista näytealaa (A1 ja A2) ja kaksi ajuruohotonta kontrollialaa (K1 ja K2). Poikkeuksena tutkimusala numero 19, jolla ajuruoho ei kasvanut, ja jolta siksi vain kontrollialat.

Näyte-ala	Harmaa-poron-jäkälä	Valko-poron-jäkälä	Pallero-poron-jäkälä	Oka-torvi-jäkälä	Pikku-hirven-jäkälä	Iso-hirven-jäkälä	Tina-jäkälä	Cladonia sp.
9A1	5	10	5	2	1	0	0	0,5
9A2	0	20	0	0	2	0	1	0,51
9K1	0	40	0	40	2	0	0	1,51
9K2	0	50	0	5	1	0	25	0
11A1	0	20	0	1	0	2	20	1,51
11A2	0	10	0	20	0	0	10	0,52
11K1	10	60	0	7	0	0	20	0,02
11K2	0	70	0	10	0	1	7	0,52
12A1	1	5	0	0	3	0	3	1
12A2	20	0	0	5	0	0	3	0,01
12K1	0	40	0	50	0,5	0	0,5	4,01
12K2	0	20	0	10	0	0	2	1
14A1	5	10	0	10	0	1	5	0,51
14A2	0	10	0	2	0	0	2	0,01
14K1	0	25	0	50	0	0	20	2,01
14K2	30	40	10	0	0	0	0	0
16A1	3	30	0	0	0	0	0	0,5
16A2	0	30	0	3	0	0	10	8
16K1	10	60	20	5	0	0	0	0,5
16K2	0	80	0	0	0	0	0	0
17A1	0	15	0	0	0	5	20	10,01
17A2	2	20	0	3	0	1	0	0
17K1	0	25	20	5	0	1	20	0,5
17K2	10	30	0	40	0	0	0	0
19K1	10	30	0	20	0	0	0	4
19K2	20	30	0	40	0	0	0	4
20A1	0	25	0	2	0	0	0	3
20A2	0	20	0	5	0	0	1	1,5
20K1	10	30	5	20	0	0	3	1
20K2	0	40	0	5	0	0	3	1
296A1	1	20	0	0	0	2	10	0,01
296A2	2	10	0	2	1	0	3	0,5
296K1	7	0	0	2	5	1	7	0
296K2	0	20	0	0	0	0	20	0

Näyteala	Nuokkuvarsta -sammal	Karvakarhun -sammal	Tiera-sammal	Seinä-sammal	Kangaskarhun -sammal	Kangaskynsi -sammal
9A1	20	30	0	0	0	0
9A2	20	20	1	0,5	0	0
9K1	0	0	0	0	10	0
9K2	0	7	0	0	0	0
11A1	0	20	10	0	0	0,01
11A2	5	20	0	0	0	0,5
11K1	0	0	0	0	0	0
11K2	0	0	0	0	2	0
12A1	10	30	0	0	0	0
12A2	10	20	0	0	0	0
12K1	0	0	0	0	0	0
12K2	0	10	50	0	0	0
14A1	15	25	0	0,5	0	0,5
14A2	20	20	0	1	0	0
14K1	2	0	0	0	0	0
14K2	10	0	0	0	0	0
16A1	2	10	0	0	0	0
16A2	5	10	0	1	0	0
16K1	5	0	0	0	0	0
16K2	1	0	0	20	5	0
17A1	2	5	0	0	0	0
17A2	2	10	0	0	0	0
17K1	1	1	0	0	0	0
17K2	0	0	0	0	0	0
19K1	10	0	0	0	0	0
19K2	0	0	0	0	0,5	0
20A1	30	10	0	0	0	0
20A2	3	25	0,5	0	0	0
20K1	0	20	0	0	0	0
20K2	5	30	0	0,01	0	0
296A1	5	15	0	0	0	0
296A2	3	20	0	0	0	0
296K1	0	50	0	0	0	0
296K2	5	40	0	0	0	0

Näyteala	Kangas-ajuruoho	Rölli	Mänty	Kanervi-sara	Lampaan-nata	Metsälauha	Sian-puolukka	Kanerva	Keltalieko
9A1	20	0	0	0	7	0	0	0	0
9A2	20	0	0	0	10	5	0	0	0
9K1	0	0	0	0	7	0	0	0	0
9K2	0	0	0	0	5	7	0	0	0
11A1	20	0	0	2	0	0	0	0	0
11A2	30	0	0	5	0	0	0	0	0
11K1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11K2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12A1	20	0	0	5	0	0	3	0	0
12A2	20	0	1	0	10	0	0	0	0
12K1	0	0	0	0	3	0	0	0	0
12K2	0	0	0	0	0	5	0	0	0
14A1	30	0	0	2	0	0	0	0	0
14A2	20	0	0	0	20	0	0	0	0
14K1	0	0	0	0	3	0	0	0	0
14K2	0	0	0	0	5	0	0	0	0
16A1	30	0	0	0	0	5	0	20	0
16A2	20	0	0	0	0	5	0	0	0
16K1	0	0	0	0	0	5	0	0	0
16K2	0	0	0	0	0	1	0	5	0
17A1	30	0	0	2	0	10	0	0	0
17A2	30	5	0	1	20	0	0	0	0
17K1	0	0	0	0	0	20	0	0	1
17K2	0	0	0	0	0	20	0	0	0
19K1	0	0	0	10	0	0	0	0	0
19K2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20A1	20	0	0	3	0	10	0	0	0
20A2	25	0	0	0	0	5	0	0	0
20K1	0	0	0	0	0	10	0	0	0
20K2	0	0	0	0	0	5	0	0	0
296A1	30	0	0	7	5	0	0	0	0
296A2	20	0	0	15	5	0	0	0	2
296K1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
296K2	0	0	0	15	10	0	0	0	0