

Pro Gradu -tutkielma

**Metsäpalojen vaikutus kangasvuokon (*Pulsatilla vernalis*
L. Mill.) menestymiseen**

Pauliina Laitinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristönhoito

12.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja ympäristöhoito

LAITINEN, P.: Metsäpalojen vaikutus kangasvuokon (*Pulsatilla vernalis* L. Mill.) menestymiseen

Pro Gradu -tutkielma: 31 s + liite.

Työn ohjaajat: FT Elisa Vallius, FT Jukka Suhonen, FL Veli Saari

Tarkastajat:

Toukokuu 2008

Hakusanat: *Anemone*, esiintymien hoito, kunttakerros, metsäpalo, *Pulsatilla vernalis*, taimettumiskoe, sammalkerros.

TIIVISTELMÄ

Luontainen häiriö- ja aukkodynamiikka ylläpitää kasvupaikkojen heterogeenisyyttä, joka mahdollistaa monien lajien lisääntymisen ja menestymisen ja lisää siten lajiston monimuotoisuutta. Monet harvinaiset lajit ovat riippuvaisia kohtuullisista häiriöistä. Metsäpalot ovat yksi merkittävimmistä häiriötekijöistä borealisessa metsässä. Metsäpalojen vaikutuksesta valoisuus lisääntyy ja paksu sammal- ja kunttakerros palavat ainakin osittain riippuen metsäpalon voimakkuudesta. Lisäksi metsäpalot aiheuttavat muutoksia maan fysikaalis-kemiallisissa oloissa. Ihminen on tehokkaasti vähentänyt metsäpalojen esiintymistä, mikä ei voi olla vaikuttamatta kasvien menestymiseen. Metsäpalojen merkitystä yksittäisen lajin lisääntymiselle on tutkittu varsin vähän. Vastaavasti monien niitylajien tiedetään nykyään olevan riippuvaisia laidunnuksesta tai niitosta. Tutkimuksessani selvitin metsäpalojen vaikutusta vaarantuneen (VU) kangasvuokon (*Pulsatilla vernalis*) menestymiseen vuosina 2004–2006 Joutsassa ja Mikkeliissä. Metsäpalon vaikutusta siementen taimettumiseen tutkin kokeellisesti vuosina 2004 ja 2005. Metsäpaloa jäljittelevät käsittelyt olivat 1) sammal- ja kunttakerroksen poistaminen, 2) tuhkan lisääminen, 3) sammal- ja kunttakerroksen poistaminen ja tuhkaus 4) käsittelemätön kontrolli. Kangasvuokon siementen taimettuminen ja hengissä säilyminen paranivat selvästi tuhkaus- ja muokkaus käsittelyn yhdistelmässä. Muiden käsittelyiden vaikutus kangasvuokon taimettumiseen oli vaihtelevaa ja kontrollikäsittelyssä taimettuminen oli todella vähäistä. Kangasvuokkojen nuoret, kukkivat ja moniruusukkeiset yksilöt kasvoivat enimmäkseen paikoilla, joilla sammal- ja kunttakerros oli ohuempi, kasvupaikka valoisa ja vallitseva puusto harvaa. Vähäruusukkeiset ja ränsistyneet vanhat yksilöt kasvoivat sitä vastoin paikoilla, joilla sammal- ja kunttakerros oli paksumpi, kasvupaikka varjoisa ja puusto tiheää. Vuosien 2004–2006 aikana kangasvuokkopopulaatioissa oli havaittavissa herbivoriasta ja luontaisesta kuolleisuudesta johtuva laskeva trendi. Tämän tutkimuksen tuloksia voidaan soveltaa pienenevien kangasvuokkoesiintymien hoidossa. Puustoa harventamalla voidaan lisätä kenttakerroksen avoimuutta. Maan pinnan muokkausta voidaan tehdä esimerkiksi haravoinnilla. Muokattuun maahan lisätty tuhka tehostaa edelleen siementen taimettumista. Näillä menetelmillä voidaan välttyä kulotuksen toteutuskustannuksilta ja riskeiltä levitä haluttua laajemmalle alueelle.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Environmental Management

LAITINEN, P.: The effects of forest fires on the persistence of *Pulsatilla vernalis* L. Mill.

Master Thesis: 31 p + appendix.

Supervisors: PhD Elisa Vallius, PhD Jukka Suhonen, PhL Veli Saari

Inspectors:

May 2008

Key Words: *Anemone*, forest fire, germination experiment, habitat management, humus layer, moss layer, *Pulsatilla vernalis*.

ABSTRACT

Heterogeneity of habitats is maintained by disturbance and gap dynamics, which promote biodiversity by way of enhancing suitable sites for germination and establishment for many species. Many rare species are dependent on moderate disturbances as well. Forest fires are definitely the most important disturbing agent affecting boreal forests. The availability of light increases following the destruction of forest canopy, and patches of mineral soil are uncovered as the result of burning of field and ground layer. However, the effects of these changes on vegetation depend on fire severity. Physico-chemical conditions of soil are also affected by fire. Forest fires are prevented actively; consequently the natural cycle of forest fires has been altered by human activity, which affects species dependent on fires. There are however only a few studies examining the impact of forest fires on single species, while studies of moderate disturbance are quite common for many grassland species. The effect of forest fires on a vulnerable species (*Pulsatilla vernalis*) were studied in Joutsa and Mikkeli between years 2004 and 2006. Impact of fire on germination of seeds was studied experimentally in years 2004 and 2005. Treatments mimicking fire were 1) removing moss and humus layer 2) adding ash 3) removing moss and humus layer and adding ash 4) control with no treatment. After removal of moss and humus layer combined with adding ash the germination rate and survival of seedlings increased clearly. The effects of other treatments on recruitment of *P. vernalis* were inconsistent and germination in control treatment was rather low. Thickness of moss and humus layer, habitat light conditions and canopy openness distinctly defined occurrence of the different age and size classes of *P. vernalis*. Most young sterile and fertile plants with many ramets occurred in open habitats with thin moss and humus layer; conditions of the old sterile plants were vice versa. Size of populations was clearly declining mainly due to natural mortality and grazing by bank voles between years 2004–2006. These results are applicable to restoration of *P. vernalis* habitats. Field layer light conditions are improved by forest thinning. Vegetation removal of ground layer is achieved by litter-raking and adding ash to disturbed patches further improves germination of *P. vernalis* seeds. Using these methods it is possible to avoid high costs of prescribed burning and risks of unintentional spreading of fire.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
1.1. Uhanalaisuus ja häiriöt luonnollisessa suksessiossa.....	5
1.2. Metsäpalot häiriötekijänä	6
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	8
2.1. Tutkimusalueet.....	8
2.2. Kangasvuokko kuivilla mäntykankailla	8
2.3. Tutkimusmenetelmät	9
2.3.1. Metsäpaloa jäljittelevä maastokoe.....	9
2.3.2. Sammal- ja kunttakerroksen mittaaminen.....	10
2.3.3. Valoisuus.....	11
2.3.4. Vallitseva puusto	11
2.3.5. Kangasvuokkopopulaatioiden koon muutokset.....	11
2.4. Tilastolliset menetelmät	11
3. TULOKSET	12
3.1. Metsäpalokokeen tulokset	12
3.1.1. Koetulokset Joutsasta.....	12
3.1.2. Koetulokset Mikkelistä	13
3.2. Sammal- ja kunttakerroksen vaikutus kangasvuokkojen esiintymiseen	14
3.3. Valoisuuden vaikutus kangasvuokkojen esiintymiseen	16
3.4. Kangasvuokkojen esiintyminen vallitsevan puuston mukaan	17
3.5. Muutokset kangasvuokkopopulaatioiden koossa.....	19
4. TULOSTEN TARKASTELU	21
4.1. Metsäpaloa jäljittelevä koe	21
4.3. Kasvupaikan olosuhteet metsäpalon jälkeen	24
4.3. Populaatioiden muutokset	24
4.3. Kangasvuokkoesiintymien hoito.....	26
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	27
Kiitokset	27
Kirjallisuus	28

1. JOHDANTO

1.1. Uhanalaisuus ja häiriöt luonnollisessa suknessiossa

Populaatioiden luontainen häviäminen on osa luonnon kiertokulkua. Häviäminen voi olla paikallista tai koko laji voi hävitä sukupuuttoon (Shaffer 1981). Häviämistä tai vähenemistä aiheuttaa satunnaisvaihtelu populaation sisäisissä ja geneettisissä tekijöissä, jolloin geneettinen monimuotoisuus voi vähentyä. Myös ympäristössä tapahtuvat kasvin kannalta negatiiviset muutokset, kuten umpeen kasvaminen tai herbivorian lisääntyminen, voivat aiheuttaa populaatiokoon pienenemistä tai koko populaation häviämisen (Shaffer 1981, Frankham 1996, Eisto ym. 2000, Sala ym. 2000, Ronikier 2002, Hensen ym. 2005). Toisaalta monet lajit ovat sopeutuneet luonnossa tapahtuviin häiriöihin tai ovat riippuvaisia erilaisista häiriötekijöistä, jotka muokkaavat ympäristöä lisääntymiselle tai elinkyvyille suotuisammaksi (Connell 1978, Muller 2002, Matus ym. 2003, Kalamees ym. 2005, Reier ym. 2005, Kalliovirta ym. 2006). Voimakkuudeltaan tai esiintymistiheydeltään kohtuulliset häiriöt ovatkin monimuotoisuuden ylläpitäjiä. Häiriöiden puuttuminen tai liian intensiiviset tai usein esiintyvät häiriöt voivat sen sijaan vähentää monimuotoisuutta (Connell 1978, Crawley 1997b).

Metsäekosysteemeissä häiriöiden voimakkuus ja esiintymistiheys vaihtelevat ekosysteemitason muutoksista hyvinkin pienialaisiin muutoksiin (Kuuluvainen 1994). Metsäpalojen mainitaan olevan merkittävin häiriötekijä boreaalisissa havumetsissä (Viro 1974). Luonnontilaisissa harjumetsissä uusiutuminen tapahtuu metsäpalojen kautta. Luontainen metsäpalosykli on noin 220 vuotta, mutta ihmistoiminnan vaikutuksesta metsäpaloja esiintyi vielä 1900-luvun alkupuolella noin 50 vuoden välein (Lehtonen & Kolström 2000, Pitkänen ym. 2002). Nykyisin metsäpalojen vuosittainen esiintymispinta-ala on noin 500 hehtaaria, kun se 1800-luvun puolivälissä oli yli 10 000 ha (Parviainen 1996). Pienialaisten häiriöiden merkitystä ei kannata kuitenkaan väheksyä (Kuuluvainen 1994, Marozas ym. 2007), koska niiden aiheuttama maan pintakerroksen rikkoutuminen edistää monien kasvilajien siementen taimettumista. Pienialaiset laikut ovat merkittäviä lajiston uusiutumiseen erityisesti paikoissa, joissa samoista resursseista kilpailevaa lajistoa on paljon (Kuuluvainen 1994, Marozas ym. 2007). Metsissä luontainen aukkodynamiikka ylläpitää erilaisia avoimia elinympäristöjä, mutta muutokset metsän käytössä ovat johtaneet niiden vähenemiseen (Kuuluvainen 1994, Kalliovirta ym. 2006, Metlen & Fiedler 2006).

Metsät ovat muuttuneet tehokkaan metsätalouden piirissä aiempaa tiheämmiksi, tasarakenteisemmiksi ja pirstoutuneemmiksi (Ericsson ym. 2000, Axelsson & Östlund 2001). Metsäpalojen tehokas torjuminen, metsien tihentyminen, avohakkuut ja muut metsänhoitotoimenpiteet sekä typpilaskeuma muokkaavat merkittävästi metsän eliöyhteisöjen rakennetta (Dyrness 1982, Økland & Eilertsen 1996, Schimmel & Granström 1996, Bråkenhielm & Liu 1998, Ericsson ym. 2000, Haimi ym. 2000). Muun muassa typpilaskeuman vaikutuksesta elinympäristön tuottavuus kasvaa ja lajien runsaussuhteet muuttuvat (Britton & Fisher 2007). Runsasravinteisemmässä ympäristössä heikommat kilpailijat kärsivät vahvempien lajien runsastuessa. Ravinteiden poistolla on suuri merkitys, kun halutaan säilyttää karujen kasvupaikkojen luonteenomaiset piirteet (Grime 1977, Mäkipää 1994, Fischer & Wipf 2002, Matus ym. 2003, Kaligarič ym. 2006). Varsinkin harvinaisten ja uhanalaisten lajien pienikokoisissa populaatioissa korostuu ympäristön ja populaation sisäisten tekijöiden vaihtelun merkitys (Shaffer 1981, Primack 1993).

Eliöiden harvinaisuuden syy voi olla sopivien esiintymisalueiden vähäisyys tai hidaskasvu, mutta lajien ja elinympäristöjen uhanalaisuuteen vaikuttaa ihmistoiminta (Sayers & Ward 1966, Rytteri & Kettunen 1997, Thompson & Jones 1998). Uhanalaisten lajien kasvupaikkavaatimukset ovat usein yleisempää lähilajia vaateliaammat (Lahti ym. 1991, Gustafsson 1994, Pärtel ym. 2005). Suomessa uhanalaisista putkilokasveista metsälajeja on 47 kappaletta, joista 8 esiintyy pääasiassa harjumetsissä (Rautiainen ym. 2002). Luonnonvaraisen kasviston, eläimistön ja luontotyyppien suojelulla pyritään ensisijaisesti säilyttämään luonnon monimuotoisuutta, jolla tarkoitetaan luontodirektiivissä (92/43/ETY) nimenomaan alueelle ja luontotyyppille luonteenomaista monimuotoisuutta (Eur-Lex 1992). Direktiivissä mainitaan edelleen, että tarvittaessa monimuotoisuuden ja suotuisan suojelutason säilyttäminen voi edellyttää ihmisen toiminnan ylläpitämistä (Eur-Lex 1992). Monimuotoisuuden ylläpitäminen mahdollistaa lajien sopeutumisen muuttuvaan ympäristöön, joten lajin perinnöllinen ja ekologinen monimuotoisuus on tärkeää säilyttää sen koko esiintymisalueella (Brown 1984). Suurimpana uhkana boreaalisen metsävyöhykkeen monimuotoisuudelle on arvioitu olevan ihmislähtöisen toiminnan, kuten ilmastonmuutos, maan käytön muutokset ja typpilaskeuma (Sala ym. 2000), mutta toisaalta monet lajit ovat riippuvaisia ihmistoiminnasta (Fischer & Wipf 2002, Ronikier 2002).

1.2. Metsäpalot häiriötekijänä

Metsäpalojen aiheuttamat muutokset metsäekosysteemissä ovat merkittäviä. Palojen voimakkuus vaihtelee lievistä ja voimakkaita pintapaloista koko kasvuston tuhoaviin latvapaloihin. Palon aikana kasvillisuus metsän eri kerroksissa tuhoutuu osittain tai kokonaan (Turner ym. 1994, Schimmel & Granström 1996, Brown ym. 2004). Pitkäaikaisia metsäpaloista seuraavia muutoksia ovat kasvupaikkojen sammal- ja kunttakerroksen ohentuminen ja valoisuuden lisääntyminen varjostavan kasvillisuuden vähetessä (Gorshkov ym. 1996, Kalamees ym. 2005, Kalliovirta ym. 2006). Metsäpalon jälkeen kasvillisuus palautuu vähitellen ja palautuvaan lajistoon vaikuttaa mm. paloa edeltänyt kasvillisuus ja sen ikä, ilmasto ja palon voimakkuus (Dyrness 1982, Gorshkov ym. 1996, Schimmel & Granström 1996, Kalamees ym. 2005, Marozas ym. 2007).

Kasvilajin metsäpalon jälkeisen palautumiskykyyn vaikuttaa merkittävästi sen leviämisen säilyvyys tai saatavuus. Osa lajeista säilyy tulenkestävien rakenteiden, juuriston tai juurivesojen avulla, osalla on hyvä siementen leviämiskyky (Bonan & Shugart 1989). Pitkäikäisistä lajeista monet puut selviävät paloista hengissä, mutta myös monivuotiset ruohot ja varvut voivat säilyä juuristonsa avulla (Legg ym. 1992, Schimmel & Granström 1996, Uotila 1996). Etenkään syväjuurisot lajit eivät yleensä tuhoudu täysin paloissa (Leck ym. 1989, Uotila 1996), vaikka palon voimakkuus vaikuttaa luonnollisesti elossa säilymiseen (Schimmel & Granström 1996). Lyhytikäisistä kasveista esimerkiksi pioneerilajit ovat sopeutuneet pitkällä aikavälillä tapahtuviin metsäpaloihin. Monilla pioneerilajeilla on pitkäikäinen siemenpankki tai niiden siemenissä on hyvät leviäimet (Legg ym. 1992, Schimmel & Granström 1996, Marozas ym. 2007). Samoin hyönteisissä on metsäpaloihin sopeutuneita lajeja (Toivanen & Kotiaho 2007). Kasvilajistoltaan paloalue on runsaampaa kuin samanikäinen palamaton alue, mutta kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyys jää silti alhaisemmaksi (Marozas ym. 2007).

Pohjakerroksen jäkälien, sammalten ja kunta- eli kangasturvekerroksen palautuminen paloa edeltävään tilaan on hidasta. Sammalpeitteisyys palautuu vajaassa kymmenessä vuodessa, mutta vielä 45-vuotiaassa palaneessa metsässä sammal- ja kunttakerros on ohuempi kuin palamattomassa metsässä (Dyrness 1982, Kalamees ym. 2005, Marozas ym. 2007). Palamattoman metsän varjoisuutta kuvaava latvuspeittävyys on 30 vuoden iässä suurimmillaan (Kuusipalo 1996). Varjoisassa palamattomassa metsässä ilma pysyy viileämpänä ja kosteampana, mikä lisää sammalkerroksen kasvua, hidastaa

hajoamistoimintaa ja paksuntaa siten kunttakerrosta (Viro 1974). Palossa jäljelle jäänyt kunttakerros ohentuu edelleen palon jälkeen noin kymmenen vuoden ajan, jos sammalkerros on palanut sen päältä pois. Kunttakerroksen palautuminen paloa edeltävään paksuuteen vie kymmeniä, jopa yli sata vuotta (Viro 1974, Gorshkov ym. 1996).

Metsäpalot vaikuttavat maaperän fysikaalis-kemiallisiin oloihin. Vaikutuksen sanotaan olevan virkistävä, sillä humuksen ja kasvijätteen hajoaminen nopeutuu, typen, fosforin ja muiden ravinteiden saatavuus paranee, pH nousee ja kasvien tuottamat haitta-aineet palavat tai sitoutuvat hiileen (Viro 1974, Wardle ym. 1998). Metsäpalon jälkeen kasvupaikan tyyppipitoisuus ei välttämättä muutu merkittävästi, mutta pH ja kalsiumpitoisuus nousevat selvästi. Maan pH:n noustessa kasveille haitallisen alumiinin määrä vähenee (Haimi ym. 2000, Neill ym. 2007). Puutuhkan lisäyksellä on samansuuntaisia vaikutuksia. Tuhka ei nimittäin sisällä merkittäviä määriä typpeä, mutta lisää fosforin, kaliumin, kalsiumin ja eräiden hivenaineiden pitoisuuksia sekä nostaa maan pH:ta. Suurilla tuhka-annoksilla vaikutukset voivat näkyä yli kymmenen vuoden kuluttua käsittelystä (Saarsalmi ym. 2006). Metsäpalon jälkeen maaperässä näkyy yllättäviäkin vaikutuksia, sillä joidenkin kasvien tuottamat haitalliset yhdisteet palavat tai sitoutuvat muodostuneeseen hiileen. Kasvien siementen itävyys voi kohentua merkittävästi, tosin kasvien sietokyvyssä kyseisiä yhdisteitä vastaan on eroja (Wardle ym. 1998).

Metsänkätön muutoksilla on merkittäviä vaikutuksia eliöyhteisöjen rakenteeseen ja harvinaisten lajien säilymiseen. Ennallistamistoimenpiteillä eliöyhteisöjen rakenne ja toiminta pyritään saattamaan mahdollisimman lähelle alkuperäistä, monimuotoista eliöyhteisöä (Metlen & Fiedler 2006). Uhanalaisten kasvien esiintymien ennallistamistoimenpiteitä on tehty etenkin niitylajeilla (Fischer 1998, Eisto ym. 2000, Muller 2002, Matus ym. 2003, Kaligarič ym. 2006). Niitto ja laidunnus ovat helppoja tapoja toteuttaa harvinaisten elinympäristöjen hoitoa, vaikkei perinteistä menetelmää jäljittelevillä käsittelyillä välttämättä voidakaan säilyttää kaikkia kasviyhteisön erityispiirteitä (Fischer & Wipf 2002). Harvinaisten kasvilajien esiintymien hoitotoimenpiteenä ei ole juuri lainkaan käytetty metsäpaloa (Kalamees ym. 2005, Van Lear ym. 2005), mikä johtunee metsäpalon toteuttamiskustannuksista ja riskeistä levitä haluttua laajemmalle alueelle (Brown ym. 2004). Lajien ja luontotyyppien menestymisen varmistamiseksi kannattaa etsiä vaihtoehtoisia menetelmiä kulotukselle ja metsäpaloille.

Tutkimuslaji Pro Gradu -työssäni on karujen kangasmetsien vaarantunut (VU) kangasvuokko (*Pulsatilla vernalis*). Kangasvuokon uhanalaisilla lähilajeilla populaatiokokoa on yritetty kasvattaa levittämällä siemeniä, muokkaamalla maan pintaa tai siirtämällä taimia esiintymisalueelle (Pfeifer ym. 2002, Kalamees ym. 2005, Kaligarič ym. 2006). Metsäpalot tai sitä jäljittelevät käsittelyt voivat parantaa kangasvuokon siementen itävyyttä ja taimettumista, kuten lähilajilla on havaittu tapahtuvan (Kalamees ym. 2005). On tärkeää selvittää, millä tavoin metsänkätön muutokset vaikuttavat kangasvuokon harvinaistumiseen ja miten lajin suojelua voitaisiin tehostaa. Siksi tutkin kokeellisesti ja ympäristöä kuvaavien muuttujien avulla metsäpalojen vaikutusta kangasvuokon (*P. vernalis*) menestymiseen ja pohdin saatuja tuloksia kangasvuokkoesiintymien ennallistamisen kannalta. Tutkimuskysymykset ovat seuraavat:

- 1) Onnistuuko kangasvuokon siementen taimettuminen paremmin metsäpaloa jäljittelevässä käsittelyssä?
- 2) Miten kangasvuokon eri ikä- ja kokoluokat esiintyvät suhteessa kasvupaikan valoisuuteen ja sammal- ja kunttakerroksen paksuuteen?
- 3) Vaikuttaako kasvupaikan vallitseva puusto eri ikä- ja kokoluokkien esiintymiseen?

Lisäksi tutkin kangasvuokkopopulaatioiden koon muutoksia tutkimusajanjaksona 2004–2006 ja pohdin mahdollisia vähentymiseen johtaneita syitä Joutsassa ja Mikkelissä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalueet

Tutkitut kangasvuokkoesiintymät sijaitsevat Joutsassa Harjunmäen–Kaakkomäen kankaalla ja Mikkelissä Kalevankankaan luonnonsuojelualueella. Liitteenä ovat esiintymien yksilömäärät, metsätyypit Kuusipalon (1996) mukaan, metsiköiden kehitysluokat, valoisuus ja vallitseva puusto (Liite 1). Metsiköiden kehitysluokat ovat Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Hyvän metsänhoidon suositukset -julkaisusta (Väänänen & Malinen 2006). Esiintymät rajattiin vallitsevan puuston mukaisesti, jolloin pölytysestettä ei ole eri esiintymien yksilöiden välillä. Kaikki esiintymät eivät ole siten geneettisesti toisistaan erillään.

2.2. Kangasvuokko kuivilla mäntykankailla

Kangasvuokon (*P. vernalis* L. Mill. syn. *Anemone vernalis*) taksonominen luokittelu ei ole vakiintunut. Hämet-Ahti ym. (1998) luokittelee kylmänkukat *Anemone*-suvun vuokkoihin ja kangasvuokosta käytetäänkin nimeä *A. vernalis*, mutta Lindell (2001) käyttää edelleen nimeä kylmänkukat (*Pulsatilla*). Uusissa tutkimuksissa kylmänkukat useimmiten erotetaan *Anemone*-suvun vuokoista omaksi suvukseen *Pulsatilla* (Kalamees ym. 2005, Kaligarič ym. 2006, Kalliovirta ym. 2006). Kylmänkukille on nimetty useita alalajeja (Skalický 1985, Lindell 2001). Selvyiden vuoksi käytän tutkimuksessa kangasvuokosta suomenkielisen nimen lisäksi nimeä *P. vernalis* ja muista kylmänkukista niiden *Pulsatilla*-suvun nimeä *sensu lato* Lindellin (2001) mukaan.

Kangasvuokko on kasvupaikan rehevyyden suhteen varsin vaatimaton (oligotrofi) ja se kasvaa kuivilla kankailla ja harjualueilla (Jalas 1950). Kukat aukeavat aikaisin keväällä ja kukinta kestää huhtikuun puolivälistä toukokuun loppuun, mutta nuput kehittyvät jo edeltävänä syksynä talvehtivaan ruusukkeeseen. Kangasvuokon pääasiallisia pölyttäjiä ovat kimalaiset, vaikka itsepölytystäkin tapahtuu. Kylmänkukilla ei ole pitkäikäistä siemenpankkia, vaan siemenet menettävät itämiskykynsä 1–2 vuodessa (Lindell 2001, Matus ym. 2003, Kaligarič ym. 2006). Kylmänkukille tyypillisesti kangasvuokko on pitkäikäinen ja androdiekkinen, eli lajilla tavataan sekä hede- että hermafrodiittisyksilöitä (Ustinov 1990). Tutkimusalueilla kangasvuokon populaatiot ovat vaihtelevan kokoisia ja pääosin pieniä.

Lindellin (2001) mukaan kangasvuokkoa esiintyy eteläisessä Suomessa Salpausselän harjualueilla Etelä-Hämeestä Etelä-Karjalaan. Pohjoisimmat esiintymät ovat Pohjois-Savossa ja Pohjois-Karjalassa. Muualla Skandinaviassa kangasvuokkoa kasvaa Norjassa, Ruotsissa ja Tanskassa, joista kahdessa jälkimmäisessä se on voimakkaasti vähentynyt. Keski-Euroopassa kangasvuokkoa esiintyy Puolassa ja Itä-Saksassa, Pyreneillä, Alpeilla ja Balkanilla (Lindell 2001). Kasvupaikkojen umpeenkasvun seurauksena Keski-Euroopan kangasvuokkoesiintymistä ainakin Puolan, Tšekin ja Itävallan esiintymien lukumäärä on vähentynyt jopa alle puoleen viimeisen sadan vuoden aikana (Ronikier 2002). Venäjällä kangasvuokkoa esiintyy Karjalassa (Heikkilä ym. 1999).

Kangasvuokko on Suomessa vähenevä, rauhoitettu ja uhanalaisluokituksessa vaarantunut (VU). Vaarantumisen syyksi on mainittu avoimien alueiden sulkeutuminen, rakentaminen, soranotto, metsien uudistamis- ja hoitotoimenpiteet ja poiminta (Rautiainen ym. 2002). Samoin Lindell (2001) mainitsee lajin kärsivän koko esiintymisalueellaan esiintymien umpeenkasvusta ja hyötyvän laiduntamisesta, kanervanummien poltosta, metsäpaloista ja avohakkuista. Kangasvuokko kuuluu luontodirektiivin (92/43/ETY) liitteen I luontotyypin häränsilmä-kanervatyypin (HyCT) ja häränsilmä-puolukkatyyppin (HyVT) lajistoon, mutta se ei ole varsinainen luontotyypin indikaattorilaji (Airaksinen & Karttunen 2001).

Grime (1977) luokittelee kasvit kilpailijoihin (C, competitors), stressin (S, stress tolerators) ja häiriön (R, ruderals) sietäjiin sen perusteella, millainen on niiden lisääntymisstrategia ja minkälaista häiriötä ne sietävät. Elinkierto-ominaisuuksiensa perusteella kangasvuokko kuulune näistä stressinsietäjiin; se on karujen kasvupaikkojen pitkäikäinen kasvi, jonka juuristo on hyvin kehittynyt ja joka näyttää selviytyvän pitkiä aikoja huonoissa oloissa ja palautuvan olosuhteiden parantuessa (Jalas 1950). Pitkäikäisenä kasvina kangasvuokko on voinut sopeutua pitkällä aikavälillä tapahtuviin häiriöihin, kuten metsäpaloihin.

Ihminen toiminnallaan on vaikuttanut kangasvuokon esiintymiseen. Näyttävänä kukkijana sitä yritetään siirtää puutarhoihin huonoin tuloksin. Monet harjualueet, joilla kangasvuokko kasvaa, ovat virkistyspaikkoina, soranotto- ja metsätalousalueina tärkeitä (Ustinov 1990). Vastaavat syyt ovat vaikuttaneet harjualueilla kasvavan kylmänkukan (*P. patens* [*A. patens*]) vähentymiseen (Uotila 1996). Kangasvuokon mainitaan hyötyvän metsäpaloista ja kulutuksesta (Danielsson 1987, Reinikainen ym. 2000, Lindell 2001), mutta nämä maininnat eivät perustu tutkimustuloksiin. Palojen tehokas torjuminen metsäntaloudellisin perustein vaikuttanee kuitenkin lajin esiintymiseen.

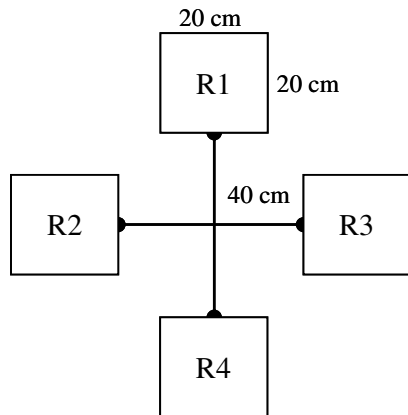
2.3. Tutkimusmenetelmät

2.3.1. Metsäpaloa jäljittelevä maastokoe

Taimettumiskokeen tarkoituksena oli selvittää kangasvuokon siementen taimettumista metsäpaloa jäljittelevillä koekäsittelyillä. Lohkoittain satunnaistetun faktoriaalisen kokeen (2x2) käsittelyt olivat tuhkaus (tuhkaus ja ei tuhkausta) ja muokkaus (muokkaus ja ei muokkausta). Muokkauksessa kivennäismaa paljastettiin poistamalla sammalkerros kokonaan ja osa kunnakerroksesta. Kangasvuokon harvinaisuuden ja esiintymien vähäisen siementuoton takia koe suoritettiin maastossa. Kaikkiaan lohkolle oli neljä käsittelyruutua:

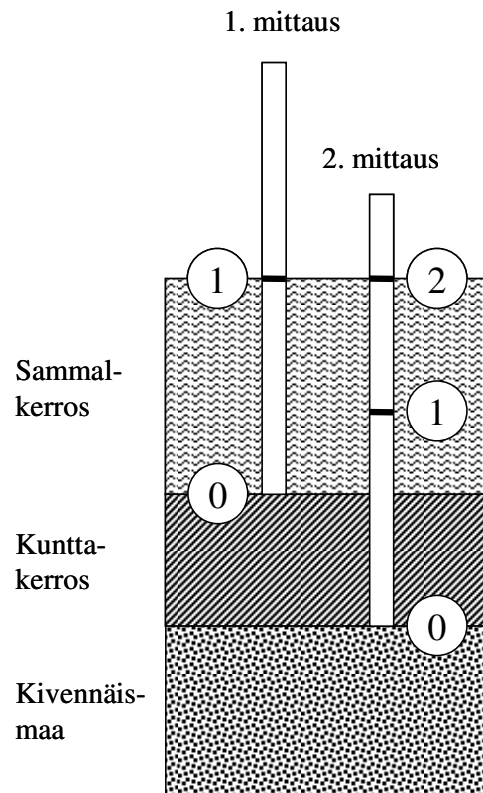
- 1) tuhka (T) = 30 ml sekapuun tuhkaa
- 2) muokkaus (M)
- 3) tuhka ja muokkaus (TM) ja
- 4) kontrolli (K) ei käsittelyjä.

Käsittelyruudut (20 cm x 20 cm) sijaitsivat vastakkain 40 cm:n päässä toisistaan (Kuva 1). Lohkot sijoitettiin esiintymien välittömään läheisyyteen ohutsammaleiseen ja valoisaan paikkaan, jossa siementen voi olettaa itävän hyvin. Lohkoja oli vuonna 2004 yhteensä 8 kpl (n_{Mikkeli} = 4, n_{Joutsa} = 4) ja vuonna 2005 7 kpl (n_{Mikkeli} = 3, n_{Joutsa} = 4). Käsittelyjen sijainti ruuduissa R1–R4 satunnaistettiin (Kuva 1). Kangasvuokon siemenet kerättiin lohkojen läheisistä kukkivista yksilöistä. Kuhunkin vedellä (0,25 l) kasteltuun ruutuun laitettiin 25 kangasvuokon siementä, jolloin yhdelle lohkolle tuli yhteensä 100 siementä. Ruudut peitettiin mustalla harsokankaalla, joka esti uusien siementen leviämisen niihin. Kokeet perustettiin 10.7.2004 ja 3.7.2005, itävyyslaskennat suoritettiin syksyllä 25.9.2004 ja 1.10.2005. Talven 2004–2005 hengissä säilyneiden taimien laskenta tapahtui 26.4.2005. Kesällä 2006 (23.7.) tarkistettiin hengissä selvinneet taimet vain Joutsasta. Kangasvuokko on luonnonsuojeluasetuksen suojelema kasvi ja Mikkelin esiintymät sijaitsivat luonnonsuojelualueella, joten kokeita varten haettiin luvat Etelä-Savon ja Keski-Suomen ympäristökeskuksilta. Lupanumerot ovat ESA-2004-L-200-254, ESA-2005-L-164-254, KSU-2004-L-183/253 ja KSU-2005-L-261/254.



Kuva 1 (yllä). Lohkon koeruutujen sijainti suhteessa toisiinsa. Käsittelyt satunnaistettiin ruutuihin R1–R4.

Kuva 2 (oikealla). Sammal- ja kunttakerroksen mittaaminen: Ensin mitattiin sammalkerroksen paksuus (0–1) ja tikkuun tehtiin merkintä (1). Seuraavaksi samasta kohdasta mitattiin kunttakerroksen paksuus (1–2) työntämällä tikku kivennäismaahan saakka.



2.3.2. Sammal- ja kunttakerroksen mittaaminen

Sammal- ja kunttakerroksen paksuutta havainnoitiin keväällä 2005 esiintymillä Joutsa 3 (nuori kasvatusmetsikkö) ja Joutsa 4 (varttunut taimikko) (Liite 1). Kunkin kangasvuokkoyksilön välittömästä läheisyydestä mitattiin sammal- ja kunttakerroksen paksuus. Näin saatiin selville kangasvuokkojen esiintyminen suhteessa sammal- ja kunttakerroksen paksuuteen. Kontrollimittaukset tehtiin satunnaisesti populaation esiintymisalueen sisältä, jolloin voitiin verrata yksilöiden sijoittumista sammal- ja kunttakerroksen suhteen populaation esiintymisalueella.

Yksilöidyistä kangasvuokoista havainnoitiin ikä (5 luokkaa: 1 = 1-ruusukkeinen taimi, 2 = 2–3 -ruusukkeinen nuori steriili, 3 = 1–3 -ruusukkeinen fertiili, 4 = yli 3-ruusukkeinen fertiili, 5 = vanha steriili), ruusukkeiden lukumäärä ja kasvupaikan valoisuus (3 luokkaa: 1 = valoisa, 2 = puolivarjo, 3 = varjo). Ikäluokituksessa fertiileiksi määriteltiin yksilöt, jotka kukkivat tutkimuksen aikana ja/tai joilla oli keväällä 2004 vanha kukkavarsi vuodelta 2003. Vähäruusukkeisiksi luokiteltiin sammalmittauksen yhteydessä 1–2 ruusukkeiset ja moniruusukkeisiksi sitä isommat yksilöt. Yhden yksilön ruusukkeet voivat olla toisistaan erillään, joten samaksi yksilöksi laskettiin ruusukkeet, joiden etäisyys oli alle 10 cm. Samaa erottelumenetelmää on käytetty aiemmassa kangasvuokkotutkimuksessa (Ustinov 1990).

Sammalkerroksen mittaaminen tapahtui ohuen, 30 cm pitkän bambutikun avulla. Tikku työnnettiin sammalkerrokseen niin syvälle, kuin se hennosti painamalla meni. Näin mitattuna sammalkerros sisälsi myös sammalten alimmat, jo kuolleet osat. Tikkuun merkittiin sammalkerroksen pinta, jolloin saatiin mitattua sammalkerroksen paksuus tikun poistamisen jälkeen. Sen jälkeen tikku työnnettiin uudelleen maahan samaan kohtaan aina kivennäismaahan saakka. Uuden syvyyden merkkäamisen jälkeen tikku poistettiin maasta. Toisella mittauksella saatiin mitattua kunttakerroksen paksuus ensimmäisen ja toisen

merkinnän välistä (Kuva 2). Mitattu sammalkerros käsittää sekä sammalet että jäkälät, mutta selvyuden vuoksi tässä työssä käytetään termiä sammalkerros.

2.3.3. Valoisuus

Edellä mainittua valoisuusluokitusta 1–3 (1 = valoisa, 2 = puolivarjo, 3 = varjo) käytettiin yksittäisten kangasvuokkojen kasvupaikan valoisuuden määrittämiseen. Avoimeksi luokiteltiin kasvupaikka, joka oli paahteinen ja suurimman osan päivästä aurinkoinen. Puolivarjoinen kasvupaikka oli osan päivästä puuston varjostamana. Varjoinen kasvupaikka oli metsän keskellä ja valo oli lähinnä hajavaloa. Joutsan ja Mikkelin populaatioista otettiin satunnaisotos ja paikat analysoitiin yhdessä χ^2 -testin oletusten täyttymiseksi.

Eri-ikäisten yksilöiden sijoittumisessa ikäluokitusta muutettiin. χ^2 -testin oletusten täyttymiseksi tehtiin kolme luokkaa: nuori (ikäluokat 1–2, n = 54), kukkiva (ikäluokat 3–4, n = 90) ja vanha (ikäluokka 5, n = 79). Kangasvuokkojen kokoluokitus tehtiin ruusukkeiden lukumäärän mukaan. Testin oletusten täyttymiseksi vähäruusukkeisiksi yksilöiksi (n = 119) luokiteltiin yksilöt, joilla oli ruusukkeita 1–3. Moniruusukkeisilla ruusukkeita oli 4 tai enemmän (n = 29). Lisäksi vuonna 2004 havainnointiin kukkivien (n = 51) ja kukkimattomien (n = 138) yksilöiden esiintymistä valoisuuden mukaan. Kukkiviksi laskettiin kaikki yksilöt, jotka yrittivät kukintaa riippumatta kukinnan onnistumisesta.

2.3.4. Vallitseva puusto

Vallitseva puusto luokiteltiin seuraavasti: avoin alue, taimikko, harvennettu, harvennettava, varttunut kasvatusmetsä ja vanha metsä. Esiintymien puustoluokitusta tiivistettiin analysoitaessa kangasvuokkojen esiintymistä vallitsevan puuston mukaan. Tilastollisia testejä varten aineistosta otettiin otos (n = 335) ja avoimeen luokkaan liitettiin harvennetun- ja taimikkoalueen yksilöt. Näin saatiin tehtyä analyysi ikäluokkien nuori (n = 90) kukkiva (n = 146) ja vanha (n = 99) esiintymisestä erilaisen vallitsevan puuston mukaan. Samalla puustoluokituksella analysoitiin kukkivien (n = 51) ja kukkimattomien (n = 138) yksilöiden esiintyminen vuonna 2004. Kukkiviksi luokiteltiin kaikki kukkimista yrittäneet yksilöt riippumatta kukinnan onnistumisesta. Ikäluokkien 1–5 analysoimiseksi vallitsevan puuston mukaan vanha metsä ja varttunut kasvatusmetsä yhdistettiin vielä luokaksi vanha metsä. Samaa luokitusta käytettiin analysoitaessa ruusukeluokkien (1–3- ja ≥ 4 -ruusuketta) esiintymistä vallitsevan puuston mukaan. Liitteenä on taulukko esiintymien puustoluokituksista (Liite 1).

2.3.5. Kangasvuokkopopulaatioiden koon muutokset

Kaikki havaitut kangasvuokot yksilöitiin ja niiden ikää, kukkimista ja populaatioiden syntyvyyttä ja kuolleisuutta seurattiin tutkimusajanjaksona. Siementuottoa ei tarkkailtu, koska kesä-heinäkuussa tapahtuvaa pähkylöiden kehittymistä ei voitu tarkkailla aikataulun sopimattomuuden takia. Yksilöityjen kangasvuokkotietojen avulla populaatioiden kokokehitystä seurattiin vuosina 2004–2005 Joutsassa ja Mikkelissä. Edelleen kesällä 2006 tehtiin havainnot Joutsasta. Populaatioiden koon muutoksista ja niihin johtaneista syistä on kuvaileva aineisto näiden havaintojen pohjalta.

2.4. Tilastolliset menetelmät

Metsäpaloa jäljittelevä koe analysoitiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä, jossa kiinteinä tekijöinä olivat vuosi, käsittely ja niiden yhdysvaikutus. Satunnaistekijänä mallissa oli mukana lohkokelijä. Paikat analysoitiin erikseen, koska varianssianalyysin oletuksista ei toteutunut paikkojen välinen varianssien yhtäsuuruusoletus. Parittaiset

vertailut tehtiin Studentin t-testillä. Vapausasteet laskettiin Kenward–Rogerin vapausastemenetelmällä. Aineistossa oli runsaasti nollia, joten mallin oletusten täyttymiseksi lohkon käsittelyjen arvoista vähennettiin lohkojen kontrolliarvo (tuhka-kontrolli, muokkaus-kontrolli, tuhka ja muokkaus-kontrolli). Mallissa on siis mukana kolme luokkaa ja se vastaa suoraan kysymykseen, eroavatko käsittelyt kontrollista.

Sammal- ja kunnakerroksen havaintojakauman normaalisuusoletukset testattiin esiintymittäin ja havaintoluokittain Kolmogorov–Smirnovin testillä ja varianssien yhtäsuuruus testattiin F-testillä. Sammal- ja kunnakerroksen paksuuden varianssit eivät olleet yhtä suuret kangasvuokkojen lähellä ja kontrollipisteissä, joten aineisto analysoitiin käyttäen varianssien erisuuruuden sallivaa Welchin ANOVAA. Normaalisuus- ja varianssien yhtäsuuruusoletuksien täyttymiseksi kunnat-aineistoon tehtiin neliöjuurimuunnos, jonka jälkeen aineisto analysoitiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä. Sammal- ja kunnakerroksen tilastollista riippuvuutta testattiin lineaarisella regressioanalyysillä. Analyysissä oli mukana molemmat esiintymät, koska eroja esiintymien välillä ei ollut. Regressioanalyysissä molemmat muuttujat muunnettiin logaritmuunnoksella varianssien samankaltaisuusoletuksen täyttymiseksi. Muunnettujen aineistojen tulokset on ilmoitettu keskiarvoina ja keskihajontoina, koska ne kuvaavat biologista havaintoa ymmärrettävämmin. Tulosten merkitsevyys on ilmoitettu kussakin tapauksessa erikseen. Kangasvuokkojen esiintymistä valoisuuden ja vallitsevan puuston mukaan analysoitiin χ^2 -testillä. Aineistojen analysointi suoritettiin ohjelmalla SAS Enterprise Guide 4.1 (4.1.0.500, © SAS Institute Inc.).

3. TULOKSET

3.1. Metsäpalokokeen tulokset

3.1.1. Koetulokset Joutsasta

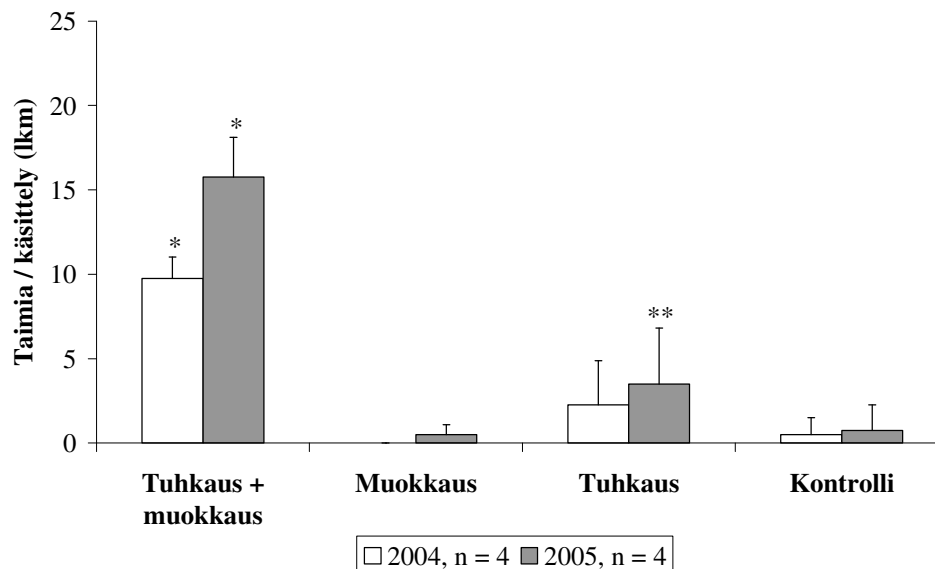
Joutsassa käsittelyt eroavat kontrollista ($n_{2004} = 4$, $n_{2005} = 4$, Taulukko 1). Käsittelyiden ja vuosien välinen yhdysvaikutus on tilastollisesti melkein merkitsevä (Taulukko 1), mutta vuosien välisen eron päävaikutus ei ole tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 1). Käytännössä yhdysvaikutustermin melkein merkitsevyys johtuu vuosien välisestä erosta tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä. Tuhkaus ja muokkaus -käsittely paransi siementen taimettumista. Parittaisissa vertailuissa tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä taimia kasvoi keskimäärin 9,25 (2004) ja 15 (2005) kappaletta enemmän kuin kontrollissa (2004: $t_{17} = 7,17$, $p < 0,0001$; 2005: $t_{17} = 11,62$, $p < 0,0001$, Kuva 3). Muokkauksenkäsittely ei vaikuttanut siementen taimettumiseen (2004: $t_{17} = -0,39$, $p = 0,70$; 2005: $t_{17} = -0,19$, $p = 0,85$, Kuva 3). Pelkkä tuhkaus ei vaikuttanut siementen taimettumiseen vuonna 2004 ($t_{17} = 1,36$, $p = 0,19$), mutta vuonna 2005 tuhkaalla käsitellyissä ruuduissa kasvoi keskimäärin 2,75 taimeita enemmän kuin kontrollissa ($t_{17} = 2,13$, $p = 0,0481$, Kuva 3). Tämä ero kuitenkin häviää, kun tuhkauskäsittelystä poistaa yhden poikkeavan havainnon vuodelta 2005 ($n = 3$, $t_{12,3} = 1,54$, $p = 0,1489$).

Joutsassa siementen taimettuminen tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä oli keskimäärin 39 % vuonna 2004 ja 63 % vuonna 2005. Kontrollissa vuosittaiset taimettumisprosentit olivat 3 ja 2 %. Kokeessa itäneiden taimien säilyvyys talven yli oli heikkoa. Suurin osa selvinneistä oli tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä, jossa selviämispromenti oli jopa 100 %. Joitakin yksittäisiä yksilöitä selvisi myös tuhkauskäsittelyssä. Taimien kohtaloksi koitui toinen talvi; Joutsassa kaksi vuotta vanhoista, kesällä 2006 havainnoituista taimista hengissä oli 0–6 kappaletta vain tuhkaus

ja muokkaus -käsittelyssä. Vuoden 2005 kokeessa itäneistä taimista selvisi hengissä ensimmäisen talven (2005–2006) yli 7–42 %.

Taulukko 1. Metsäpaloa jäljittelevän kokeen tulokset Joutsasta ja Mikkelistä.

Paikka	Vaikutus	df	F	p
Joutsa	Käsittelyt	2	63,19	<0,0001
	Vuosi	1	3,63	0,1054
	Käsittelyt * Vuosi	2	3,23	0,0752
Mikkeli	Käsittelyt	2	3,30	0,0796
	Vuosi	1	3,02	0,1426
	Käsittelyt * Vuosi	2	2,67	0,1180



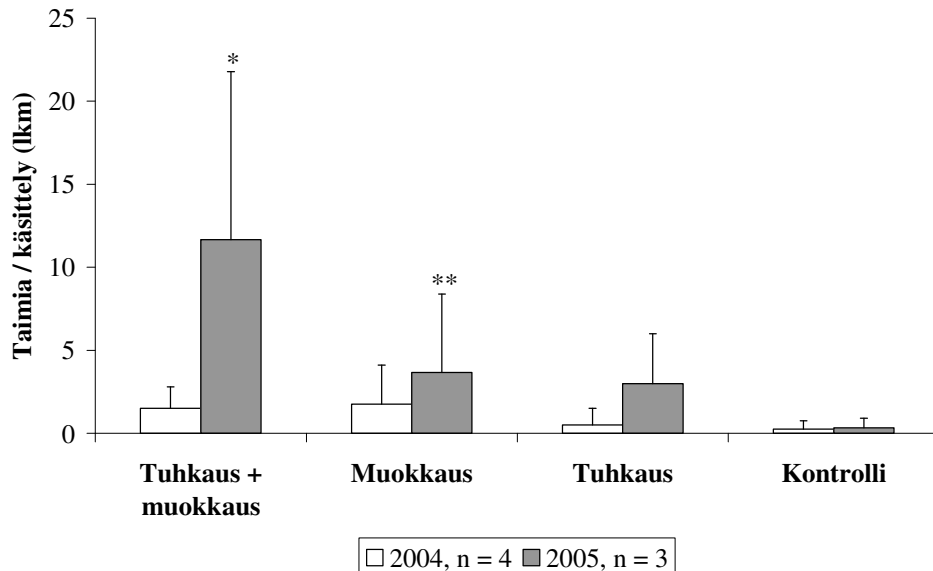
Kuva 3. Tuhkaus ja muokkauksikäsitteilyiden vaikutus kangasvuokon taimettumiseen Joutsan populaatioissa. Kuvassa on taimien lukumäärä / käsittely vuosittain ja keskihajonnat. * = ero kontrolliin on tilastollisesti merkitsevä, ** = poikkeavan havainnon poistamisen jälkeen tilastollisesti merkitsevä ero häviää.

3.1.2. Koetulokset Mikkelistä

Mikkelissä tehdyt tuhkaus- ja muokkauksikäsitteilyt eivät vaikuttaneet kangasvuokon siementen taimettumiseen ($n_{2004} = 4$, $n_{2005} = 3$, Taulukko 1). Käsitteilyiden ja vuosien välillä ei ole yhdysvaikutusta, eikä vuosien välisen eron päävaikutus ole tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 1). Käsitteilyiden välisen eron päävaikutus on tilastollisesti melkein merkitsevä (Taulukko 1), joten aineistolle tehtiin myös parittaiset vertailut. Parittaisissa vertailuissa taimia kasvoi tuhkaus ja muokkaus -käsitteilyssä enemmän kuin kontrollissa vain vuonna 2005 ($t_{11,6} = 4,18$, $p = 0,0014$, Kuva 4). Varianssien yhtäsuuruusoletus ei täytynyt Mikkelin aineistossa, joten tilastollinen testaus tehtiin lisäksi ilman kahta poikkeavaa havaintoa käsitteilyissä (tuhkaus ja muokkaus) ja (muokkaus). Poikkeavien havaintojen poistamisen jälkeen vuonna 2005 tuhkaus ja muokkaus -käsitteily (k.a. = 15,69, $t_{1,79} = 8,76$, $p < 0,0001$) ja muokkauksikäsitteily (k.a. = 5,97, $t_{1,79} = 3,34$, $p = 0,0093$) paransivat merkittävästi taimien itävyyttä.

Mikkelissä siementen taimettumisprosentti oli tuhkaus ja muokkaus -käsitteilyssä keskimäärin 6 % vuonna 2004 ja 47 % vuonna 2005. Kontrollissa taimettumisprosentti oli molempina vuosina noin 1 %. Mikkelin aineiston vuoden 2004 taimettumisprosentti oli

alhainen, koska siementen laatu oli heikko. Lisäksi kahdella vanhan metsän esiintymällä sammal- ja kunttakerros olivat varsin paksuja. Kuvassa 4 on Mikkelin koeruuduilla kasvaneiden taimien lukumäärän keskiarvo ja keskihajonta käsittelyittäin vuosilta 2004–2005. Kuva on alkuperäisaineistosta ja havainnollistaa hyvin vuoden 2004 siementen heikkoa itävyyttä, suurta vaihtelua ja kontrollikäsitellyn vähäistä taimimäärää. Vuoden 2004 taimista selvisi talven yli 0–2 kappaletta vain tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä. Vuonna 2005 perustetun kokeen taimien talvenkestoa ei tarkastettu.



Kuva 4. Tuhkaus ja muokkauksikäsitelyiden vaikutus kangasvuokon taimettumiseen Mikkelin populaatioissa. Kuvassa on alkuperäisaineisto poikkeavine havaintoineen. * = ero kontrolliin on tilastollisesti merkitsevä, ** = ero kontrolliin on tilastollisesti merkitsevä, kun aineistosta on poistettu 2 poikkeavaa havaintoa.

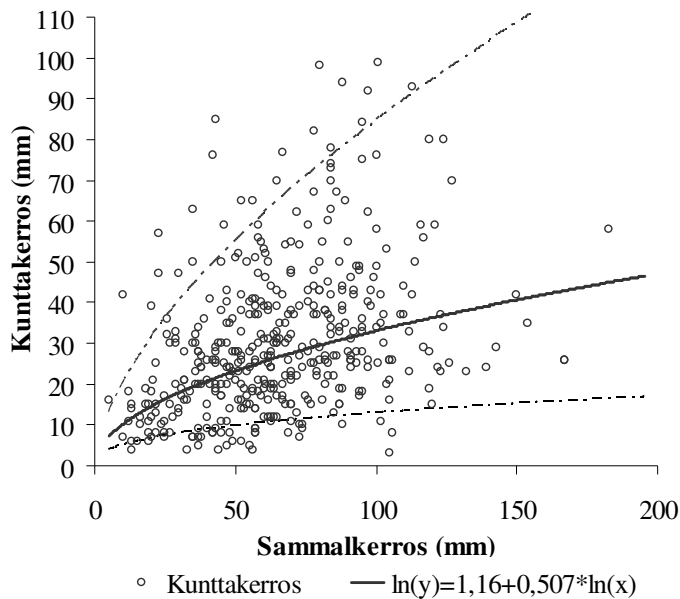
3.2. Sammal- ja kunttakerroksen vaikutus kangasvuokkojen esiintymiseen

Kangasvuokkojen välittömässä läheisyydessä sammal- ja kunttakerros olivat merkitsevästi ohuempia kuin esiintymän alueelta satunnaisesti valituissa pisteissä, joissa ei kasvanut kangasvuokkoa. Suuren hajonnan takia selitysprosentti oli 3,3–12,8 % havaitusta vaihtelusta (Taulukko 2). Esiintymien 3 ja 4 välillä ei ollut eroa sammal- ja kunttakerroksen paksuudessa (sammal- ja kunttakerroksen läheisyydessä: $t = 1,52$, $p = 0,13$ ja kontrollipisteissä: $t = 0,76$, $p = 0,45$; kunttakerros vuokkojen läheisyydessä $t = 0,59$, $p = 0,56$ ja kontrollipisteissä: $t = -0,50$, $p = 0,62$). Sammal- ja kunttakerroksen paksuudessa kunttakerros paksunee ja sammal- ja kunttakerroksen paksuuden vaihtelu selittikin 17 % kunttakerroksen paksuuden vaihtelusta ($R^2 = 0,1698$, $F_{1, 419} = 85,68$, $p < 0,0001$) (Kuva 5). Testissä oli mukana vain sellaiset pisteet, joissa kasvoi sammalta.

Taulukko 2. Sammal- ja kunttakerroksen paksuuserot (mm) kangasvuokkojen välittömässä läheisyydessä ja esiintymän alueelta valituissa satunnaisissa pisteissä. Esiintymällä Joutsa 3 kangasvuokkoja oli 115 ja kontrollipisteitä 258. Esiintymällä Joutsa 4 kangasvuokkoja oli 21 ja kontrollipisteitä 40. Kunttakerros analysoitiin logaritmimuunnetulla $\ln(x)$ aineistolla, keskiarvot ja -hajonnat ovat muuntamattomasta aineistosta.

Muuttuja	Esiintymä	R ²	F	df	p	Vuokko	Kontrolli
Sammalkeerros	3	0,067	33,04	1	<0,0001 _w	52,57 ±24,09	69,86 ±32,13
x	4	0,114	10,95	1	0,0016 _w	44,19 ±17,46	65,68 ±33,25
Kunttakerros	3	0,033	12,77	1	0,0004	25,65 ±16,55	32,48 ±19,63
$\ln(x)$	4	0,115	7,65	1	0,0076	23,43 ±12,13	34,15 ±18,80

w = Normaalijakautuneen aineiston varianssit eivät olleet samanlaiset, joten testinä käytettiin Welchin ANOVAa



Kuva 5. Sammal- ja kunttakerroksen välinen yhteys. Kuvassa yhtenäinen viiva on logaritmimuunnetun sammal- ja kunttakerroksen välinen regressiosuora ja katkoviivalla sen 95 %:n luottamusväli. Kuvassa aineisto on muuntamattomana.

Sammal- ja kunttakerrosmittausten yhteydessä ikäluokitusta muutettiin siten, että luokat 1–2 = nuori, 3–4 = kukkiva ja 5 = vanha. Ikäluokitus selitti 11,9 % prosenttia sammalkeerroksen vaihtelusta eri yksilöiden välillä (Taulukko 3). Nuorten ja kukkivien yksilöiden välillä eroja ei ollut, mutta molempien ryhmien keskiarvo erosi vanhojen keskiarvosta (Taulukko 3). Eri ikäluokkien välillä ei ollut eroa kasvupaikan kunttakerroksen paksuudessa (Taulukko 3).

Taulukko 3. Sammal- ja kunttakerroksen (mm) vaikutus kangasvuokkojen jakautumiseen eri ikäluokkiin.

Ikäluokitus	R ²	F	df	p	Nuori (n 29)	Kukkiva (n 39)	Vanha (n 68)
Sammalkeerros	0,119	8,95	2	0,0002	44,48 ±22,31 a	42,79 ±17,52 a	59,54 ±24,34 b
Kunttakerros	0,017	1,12	2	0,33	24,97 ±13,13	22,51 ±12,72	27,25 ±18,30

a, b = eri kirjaimilla merkityt ikäluokat eroavat toisistaan, $p < 0,05$ (Tukeyn HSD)

Vähä- ja moniruusuksiset yksilöt kasvoivat sammalkeerroksen suhteen erilaisissa paikoissa. Ruusuksia jaoteltiin luokkiin 1–2 ruusuketta (n = 79) tai enemmän (n = 38),

koska muuten moniruisukkeisten yksilöiden määrä olisi jäänyt liian pieneksi. Vähäruisukkeisten yksilöiden lähellä sammalkerros oli keskimäärin 56,6 mm ja moniruisukkeisten lähellä keskimäärin 43,7 mm. Ruusukejaottelu selittää 6,6 % sammalkerroksen paksuuden vaihtelusta (Welchin ANOVA $F = 10,44$, $R^2 = 0,0066$ $p = 0,0017$). Kunttakerroksen paksuus ei eroa eri ruusukeluokissa ($F = 1,01$, $R^2 = 0,0087$, $p = 0,318$).

Sammalkerros oli ohuempi valoisilla paikoilla kasvavilla yksilöillä (Taulukko 4). Normaali jakauma oletuksen täyttymiseksi kunttakerrokselle tehtiin neliöjuurimuunnos. Valoisilla paikoilla olevien yksilöiden kunttakerros oli tilastollisesti merkitsevästi ohuempi kuin puolivarjoisilla tai varjoisilla (Taulukko 4).

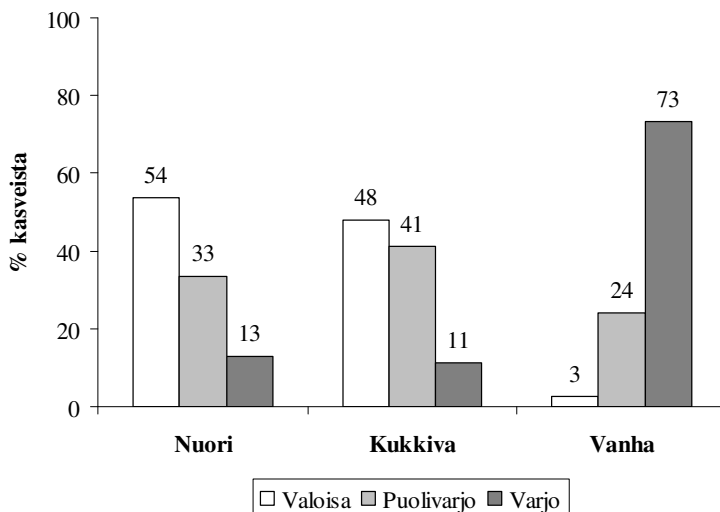
Taulukko 4. Valoisuuden vaikutus sammal- ja kunttakerroksen paksuuteen (mm). Valoisalla paikalla kangasvuokkoja oli 39 yksilöä, puolivarjoisilla $n = 31$ ja varjoisilla $n = 76$. Kunttakerros analysoitiin neliöjuurimuunnetulla aineistolla, mutta keskiarvot ovat muuntamattomasta aineistosta.

Valoluokitus	R^2	F	df	p	Valoisa	Puolivarjo	Varjo
Sammalkerros	0,127	9,7	2	<0,0001	36,69 ±17,30 a	50,06 ±17,78 b	57,79 ±24,97 b
Kunttakerros	0,044	3,07	2	0,0499	18,97 ±8,85 a	25,84 ±17,56 ab	27,68 ±16,70 b

a, b = eri kirjaimilla merkityt ikäluokat poikkeavat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan $p < 0,05$ (Tukeyn HSD)

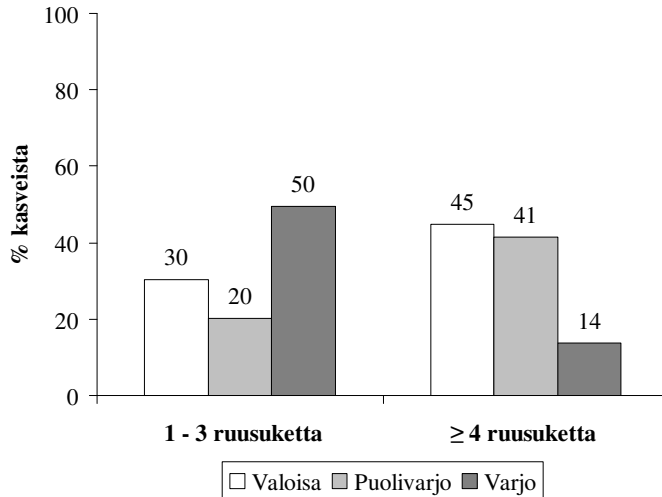
3.3. Valoisuuden vaikutus kangasvuokkojen esiintymiseen

Nuorista yksilöistä yli puolet esiintyi valoisilla kasvupaikoilla. Varjoisilla paikoilla nuoria yksilöitä oli vain 13 %. Kukkivien yksilöiden esiintyminen oli samansuuntainen, kun valoisilla paikoilla niistä esiintyi noin puolet. Vanhoista yksilöistä valtaosa kasvoi varjoisilla paikoilla, valoisilla paikoilla vain 2,5 % ($n_{\text{nuori}} = 54$, $n_{\text{kukkiva}} = 90$, $n_{\text{vanha}} = 79$, $\chi^2 = 96,3$, $df = 4$, $p < 0,0001$, Kuva 6).



Kuva 6. Valoisuuden vaikutus kangasvuokon eri ikäluokkien (nuori-kukkiva-vanha) esiintymiseen. Luvut pylväiden päällä ovat kangasvuokkojen eri ikäluokkien prosentiosuusia valoisuusluokissa.

Vähäruisukkeisista (1–3 ruusuketta) yksilöistä puolet kasvoi varjoisilla paikoilla ja niistä oli kolmannes myös valoisilla paikoilla. Moniruisukkeisista (≥ 4 ruusuketta) yksilöistä selkeä enemmistö kasvoi valoisilla ja puolivarjoisilla paikoilla ($n_{\text{vähä}} = 119$, $n_{\text{moni}} = 29$, $\chi^2 = 12,82$, $df = 2$, $p < 0,0016$, Kuva 7).

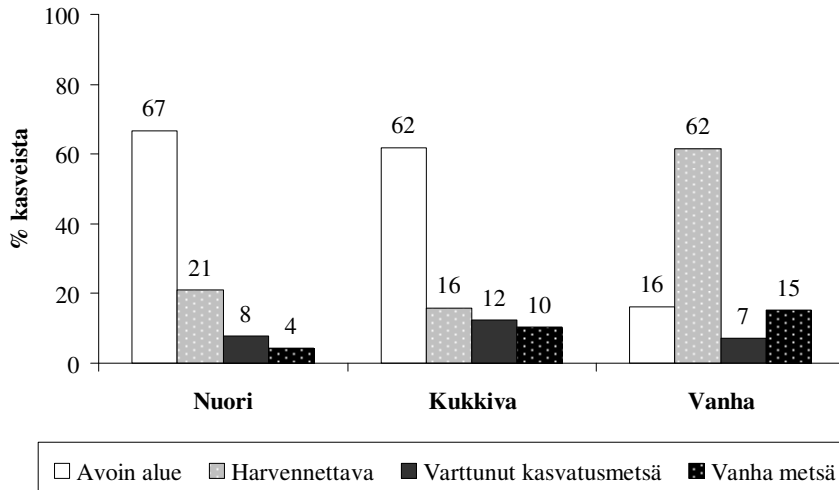


Kuva 7. Valoisuuden vaikutus kangasvuokkojen ruusukekokoon. Luvut pylväiden päällä ovat kangasvuokkojen ruusukeluokkien prosenttiosuuksia valoisuusluokissa.

Edelleen vuonna 2004 kukkineiden ja kukkimattomien yksilöiden välillä oli tilastollisesti merkitsevä ero suhteessa kasvupaikan valoisuuteen ($n_{\text{kukkiva}} = 51$, $n_{\text{ei kukkia}} = 138$, $\chi^2 = 19,48$, $df = 2$, $p < 0,001$). Kukkivien yksilöiden kasvupaikat olivat pääasiassa valoisia (49 %), puolivarjoisilla paikoilla kukkivia oli 35 % ja varjoisilla vain 17 %. Kukkimattomista yksilöistä 49 % kasvoi varjoisaksi luokitellulla paikalla, puolivarjoisilla paikoilla 29 % ja valoisilla paikoilla 22 %. Kukkiviksi yksilöiksi luokiteltiin tässä kaikki kukkimista yrittäneet yksilöt riippumatta kukinnan onnistumisesta.

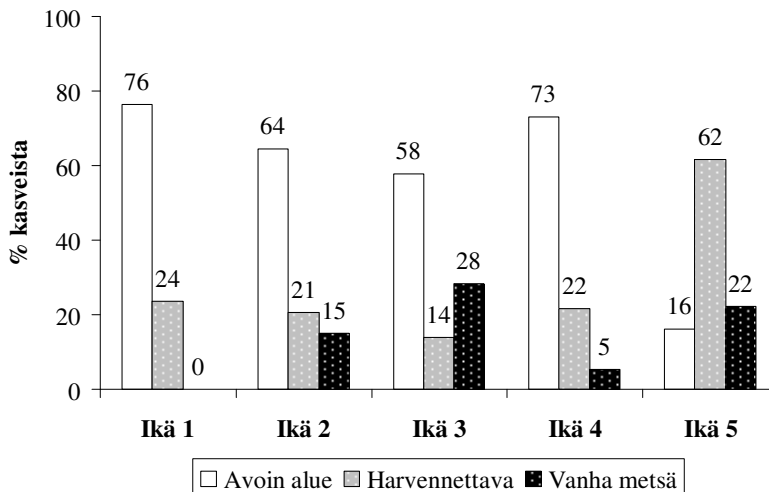
3.4. Kangasvuokkojen esiintyminen vallitsevan puuston mukaan

Tilastollista analyysiä varten otetussa satunnaisotoksessa oli mukana 335 yksilöä. Ikäluokkien nuori-kukkiva-vanha esiintyminen vallitsevan puuston mukaan poikkesi tilastollisesti erittäin merkitsevästi odotetusta. Suurin osa nuorista yksilöistä kasvoi avoimilla esiintymillä, kun taas varttuneessa kasvatusmetsässä ja vanhassa metsässä alle kymmenesosa. Kukkivista yksilöistä jopa 62 % esiintyi avoimilla alueilla, muilla alueilla niitä esiintyi vähän yli kymmenen prosenttia. Vastaavasti vanhojen yksilöiden esiintyminen painottui harvennettavaan metsään ($n_{\text{nuori}} = 90$, $n_{\text{kukkiva}} = 146$, $n_{\text{vanha}} = 99$, $\chi^2 = 83,42$, $df = 6$, $p < 0,0001$) (Kuva 8). Analyyseissä käytetyt metsätyyppiluokittelut ovat Liitteessä 1.



Kuva 8. Vallitsevan puuston vaikutus kangasvuokon eri ikäluokkien (nuori-kukkiva-vanha) esiintymiseen. Luvut pylväiden päällä ovat kangasvuokkojen eri ikäluokkien prosenttiosuuksia puustoluokissa.

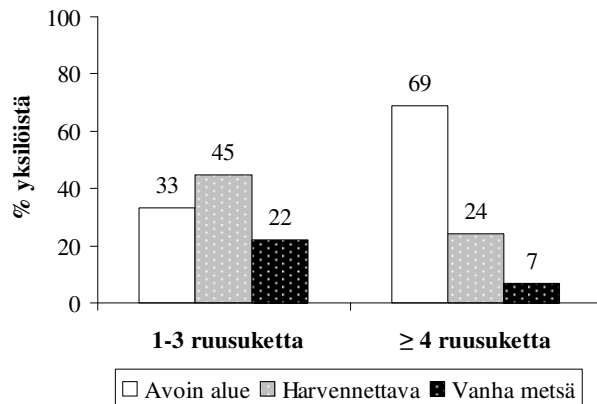
Myös ikäluokkien 1–5 esiintyminen eri puustoluokituksissa poikkesi tilastollisesti erittäin merkittävästi odotetusta. Taimista (ikä 1) ja nuorista ferteileistä (ikä 2) valtaosa esiintyi avoimilla esiintymillä. Samoin suurin osa vähäruusukkeisista kukkivista (ikä 3) ja moniruusukkeisista kukkivista (ikä 4) yksilöistä esiintyi avoimilla esiintymillä. Vanhoja (ikä 5) yksilöitä esiintyi harvennettavissa metsissä 62 % ja vanhoissa metsissä 22 % (n_{ikä 1} = 17, n_{ikä 2} = 73, n_{ikä 3} = 109, n_{ikä 4} = 37, n_{ikä 5} = 99, $\chi^2 = 90,79$, df = 8, p < 0,0001) (Kuva 9).



Kuva 9. Kangasvuokon eri ikäluokkien (1-5) esiintyminen prosentteina kasveista avoimilla alueilla, harvennettavissa metsissä ja vanhassa metsässä. Luvut pylväiden päällä ovat kangasvuokkojen eri ikäluokkien prosenttiosuuksia puustoluokissa.

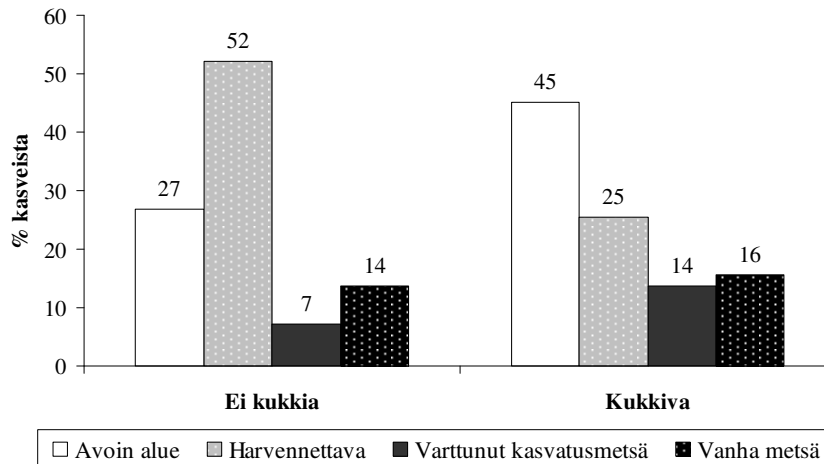
Erikokoisten kangasvuokkojen esiintyminen vaihteli vallitsevan puuston mukaan. Vähäruusukkeisista yksilöistä (ruusukkeita 1–3) kasvoi harvennettavassa metsässä melkein puolet, avoimilla kolmasosa ja vanhassa metsässä viidesosa. Vähäruusukkeisten yksilöiden osuutta harvennettavassa metsässä selittää se, että yli 90 % vanhoista yksilöistä oli vähäruusukkeisia ja niistä suuri osa kasvoi harvennettavissa metsissä. Moniruusukkeisista

yksilöistä peräti 69 % kasvoi avoimilla esiintymillä, harvennettavissa 24 % ja vanhassa metsässä 7 % ($n_{\text{vähä}} = 118$, $n_{\text{moni}} = 29$, $\chi^2 = 12,74$, $df = 2$, $p < 0,0011$) (Kuva 10).



Kuva 10. Vähä- ja moniruusukkeisten kangasvuokkoyksilöiden esiintyminen prosentteina kasveista avoimilla alueilla, harvennettavissa metsissä ja vanhassa metsässä. Luvut pylväiden päällä ovat kangasvuokkojen kokoluokkien prosenttiosuuksia puustoluokissa.

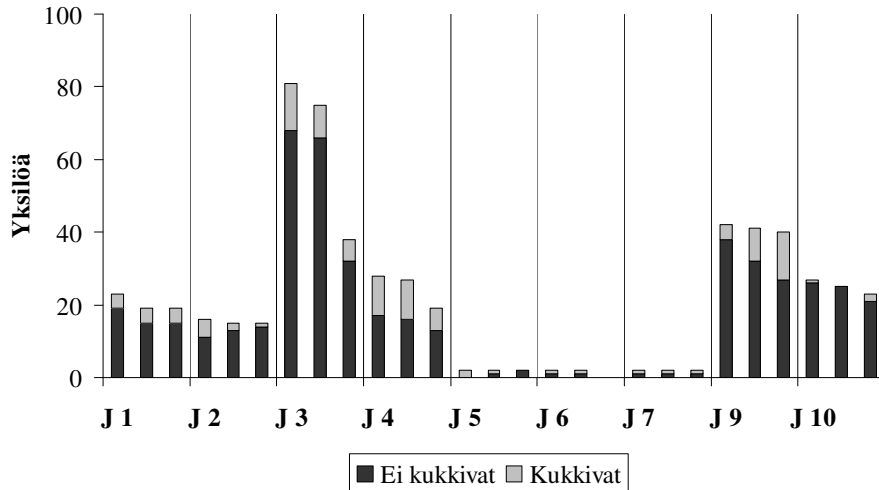
Vuonna 2004 kukkineista yksilöistä 45 % esiintyi avoimilla alueilla, 25 % harvennettavissa ja noin 15 % varttuneessa kasvatusmetsässä ja vanhassa metsässä. Kukkimattomista yksilöistä yli puolet esiintyi harvennettavissa metsissä ja reilu neljännes avoimilla esiintymillä ($n_{\text{kukkiva}} = 51$, $n_{\text{ei kukkia}} = 138$, $\chi^2 = 11,65$, $df = 3$, $p < 0,0087$) (Kuva 11).



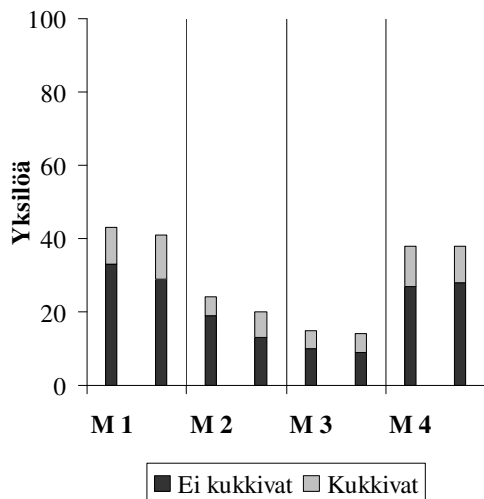
Kuva 11. Vuonna 2004 kukkineiden ja kukkimattomien kangasvuokkoyksilöiden esiintyminen vallitsevan puuston mukaan. Luvut pylväiden päällä ovat kukkivien ja kukkimattomien kangasvuokkojen prosenttiosuuksia puustoluokissa.

3.5. Muutokset kangasvuokkopopulaatioiden koossa

Joutsan ja Mikkelin kangasvuokkopopulaatioiden koko näyttää tarkastelujaksolla kuvien 12 ja 13 perusteella laskevan (Kuva 12 ja Kuva 13). Erityisen selvästi populaatiokoko laski Joutsan esiintymällä J3. Myyrätuhot olivat merkittävä populaatiokokoa laskeva tekijä (Kuva 14).

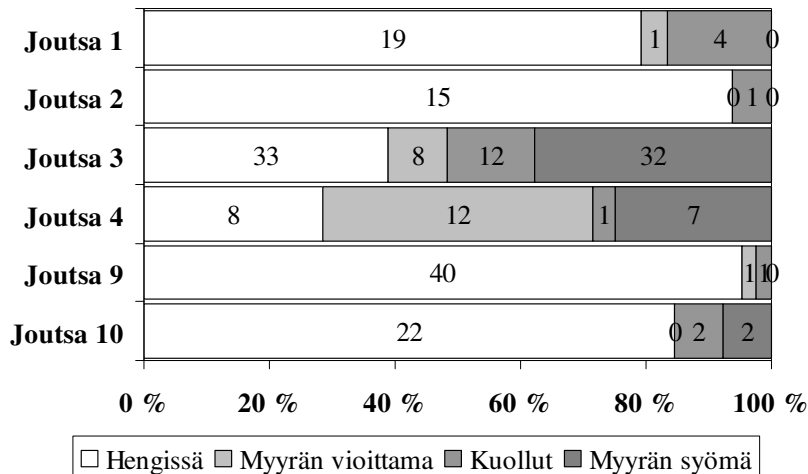


Kuva 12. Joutsan kangasvuokkopopulaatioiden J1–J10 kokokehitys tutkimusajanjaksona. Ensimmäinen pylväs on vuosi 2004, toinen pylväs 2005 ja kolmas 2006. Kuvassa ovat kukkivien ja kukkimattomien yksilöiden lukumäärät.



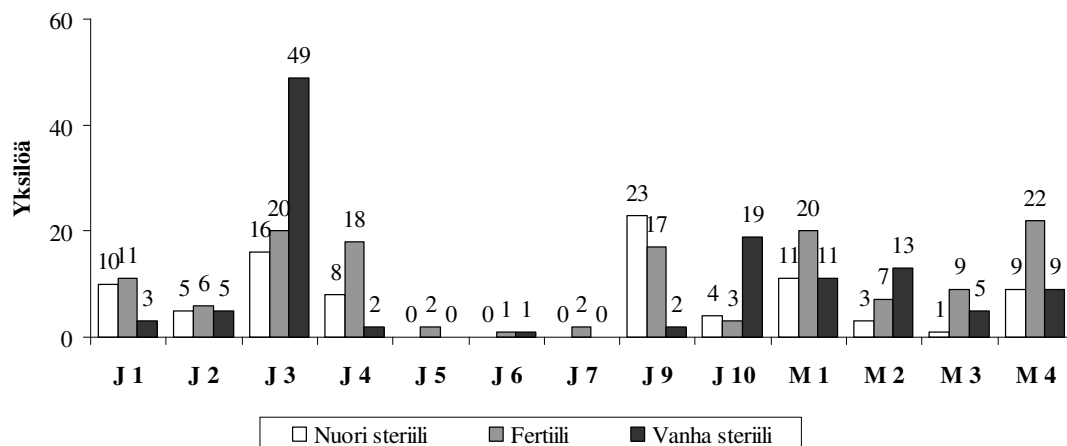
Kuva 13. Mikkelin kangasvuokkopopulaatioiden M1–M4 kokokehitys tutkimusajanjaksona. Ensimmäinen pylväs on vuosi 2004 ja toinen 2005. Kuvassa on kukkivien ja kukkimattomien yksilöiden lukumäärät.

Talven 2005–2006 aikana Joutsassa oli runsaasti myyriä ja tuhot olivat sen mukaisia. Pääosa myyrätuhoista keskittyi Joutsan esiintymiin 3 ja 4. Myyrät olivat voittaneet useita yksilöitä merkittävästi ja osa oli kuollut kokonaan voitukseen. Myyrävoituksen lisäksi luontaista kuolleisuutta oli havaittavissa runsaasti (Kuva 14). Kuvasta puuttuvilla Joutsan esiintymillä 5, 6 ja 7 yksilöiden lukumäärä oli alhainen. Esiintymällä 5 toinen yksilö oli säilynyt hengissä voittumattomana, toisen yksilön myyrät olivat tuhonneet miltei kokonaan. Kyseisen yksilön 14:sta ruusukkeesta jäljellä oli enää 1. Esiintymän 6 yksilöt (2 kpl) olivat jääneet harvennuksen jälkeen hakkuujätteiden alle ja esiintymän 7 yksilöt (2 kpl) olivat säilyneet hengissä voittumattomana. Joutsassa havainnoituja myyrätuhoja esiintyi valoisuusluokissa täysin satunnaisesti ($n_{\text{myyrätuho}} = 50$, $n_{\text{ei tuhoja}} = 135$, $\chi^2=2,59$, $p=0,2743$).



Kuva 14. Myyrätuhot ja kuolleet yksilöt Joutsan kangasvuokkopopulaatioissa kesällä 2006. Pylväät ovat prosentteina populaatiosta, pylväissä oleva luku on kasvien lukumäärä. Myyrän vioittama yksilö oli vielä hengissä, myyrän syömästä ei ollut jäljellä mitään. Alle 3 yksilöä käsittävät esiintymät J5, J6 ja J7 on kuvailtu tekstissä.

Joutsan ja Mikkelin kangasvuokkoesiintymien ikäjakaumat ovat kuvassa 15. Esiintymillä oli todella vähän siementaimia. Esiintymällä Joutsa 4 kasvoi kahden yksilön ympärillä parhaimmillaan 1 ja 7 tainta, jotka kaikki olivat kuolleet kesään 2006 mennessä. Joutsa 9 -esiintymällä oli harvennuksen jälkeen ajouralla 9 siementainta kesällä 2006. Mikkelisissä esiintymällä 1 siementaimia oli 5 kappaletta vuonna 2005. Siementaimia ei laskettu mukaan yksilömäärään, koska ne eivät selvinneet talvista.



Kuva 15. Joutsan (J1–J10) ja Mikkelin (M1–M4) esiintymien kangasvuokot ikäluokittain nuori, kukkiva ja vanha. Luku pylväiden päällä on ikäluokan yksilömäärä esiintymällä.

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Metsäpaloa jäljittelevä koe

Metsäpaloa jäljittelevän kokeen tulokset osoittavat selvästi, että kangasvuokon siemenet taimettuivat paremmin tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä. Taimettumisprosentti käsittelemättömillä ruuduilla jäi alle kolmen, mutta oli tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä

40–60 %, paitsi vuonna 2004 Mikkeliissä 6 %. Kulotuksen on havaittu lisäävän taimettumista myös kangasvuokon lähilajilla kylmänkukalla (*P. patens* s.l.) (Kalamees ym. 2005). Kokeen käsittelyruudut olivat metsäpalon aiheuttamiin laikkuihin verrattuna pienikokoisia ja siten pienilmastoltaan erilaisia. Liiallinen paahteisuus voi kuitenkin haitata siementen taimettumista kulotetuilla alueilla. Paahteisessa ympäristössä siementen taimettuminen onnistuu parhaiten suojaisemmillä laikuilla, joissa kosteus- ja lämpötilaolot ovat tasaisemmat (Kalamees ym. 2005, Kalliovirta ym. 2006).

Kangasvuokkojen ja muiden kylmänkukkien luontaisen taimettumisen on havaittu olevan heikkoa kasvupaikoilla, joilla sammalkerros on paksu ja yhtenäinen (Kellner 1993, Kalliovirta 2000, Kalamees ym. 2005), joten taimien määrän lisääntyminen koekäsittelyn avulla on merkittävää. Lisäksi tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä kasvaneista taimista jopa 100 % selvisi hengissä ensimmäisen talven yli. Joitakin yksittäisiä yksilöitä selvisi pelkällä tuhalla käsitellyissä ruuduissakin. Useimpien taimien kohtaloksi koitui toinen talvi. Kaligarič ym. (2006) mukaan taimien talvenkesto oli heikko myös lähilajilla (*P. grandis*, syn. *P. vulgaris* subsp. *grandis*). Kyseisessä tutkimuksessa kulotetuilla lohkoilla taimet talvehtivat paremmin, mikä voi johtua muun suojaavan kasvuston runsaudesta. Toisaalta kulotetulla niittyalueella siemenet taimettuivat heikosti muun kasvillisuuden nopean palautumisen takia (Kaligarič ym. 2006).

Kangasvuokon taimettumisen kannalta tärkeää on se, että mukana on molempien käsittelyiden vaikutus; erikseen tuhkaus- tai muokkauksenkäsittelyllä ei ollut yhtä selkeää positiivista vaikutusta. Lähilajilla (*P. grandis*) siementen taimettuminen parani muokkauksenkäsittelyä vastaavassa käsittelyssä, jossa kilpaileva kasvusto poistettiin. Kyseisellä lajilla kulotus ei kuitenkaan parantanut merkittävästi taimettumista, koska käsittelyn jälkeen kilpaileva niittylajisto palautui nopeasti (Kaligarič ym. 2006). Niityillä tärkeä osa ennallistamistoimenpiteitä onkin voimakkaasti kasvavien lajien kasvun ja rehevöitymisen estäminen (Muller 2002, Pfeifer ym. 2002, Matus ym. 2003).

Voikin olla, että metsäpalon jälkeinen vaikutus kangasvuokkoon riippuu myös kasvupaikan rehevyydestä ja voimakkaampien kilpailijoiden lisääntymisestä rehevämmillä paikoilla (Kuuluvainen 1994). Mikkelin koelohkot olivat Joutsaa rehevämmillä kasvupaikoilla ja siellä pelkkä muokkaus lisäsi taimettumista vuonna 2005. Esimerkiksi lännenkylmänkukan (*P. vulgaris*) populaatiot olivat suurempia kasvupaikoilla, joilla tyyppipitoisuus oli alhaisempi ja joissa oli siten vähemmän voimakaskasvuista, varjostavaa kasvustoa (Pfeifer ym. 2002). Kasvupaikan laatu vaikuttaa siementaimien menestymiseen monilla lajeilla. Näissä lajeissa on monia esiintymisalueellaan uhanalaisia lajeja, kuten elokuunasteri (*Aster amellus*), saunionoidanlukko (*Botrychium matricariifolium*), *Carex hordeistichos* -sara ja kylmänkukkiin kuuluvat *P. alba* (Muller 2002), *P. grandis* (Kaligarič ym. 2006) ja *P. patens* s.l. (Uotila 1996, Kalamees ym. 2005, Kalliovirta ym. 2006).

Tässä kokeessa kilpailu taimien kasvutilasta ei ollut merkittävää, koska ruuduilla ei kasvanut muita lajeja. Lähilajistosta näyttää olevan kylmänkukkien taimille sekä hyötyä että haittaa; toisaalta lähilajisto antaa suojaa taimille talven pakkasilla tai kesän paahteisissa oloissa, toisaalta lajisto voi olla liian voimakaskasvuista tai tiheää ja voi tukahduttaa pienen taimen (Pfeifer ym. 2002, Kalamees ym. 2005, Kaligarič ym. 2006). Kuivissa kangasmetsissä kangasvuokon kanssa kenttäkerroksen tilasta kilpailevaa lajistoa on vähän ja lähilajeina ovat pääasiassa sammalet, jäkälät ja varvut. Taimettuminen heikentyy nimenomaan paksun sammalkerroksen takia (ks. myös Uotila 1996, Kalamees ym. 2005). Metsäpalojen jälkeen kenttäkerroksessa tapahtuvat muutokset luovat suotuisia kasvupaikkoja kangasvuokkojen siementen taimettumiselle. Metsäpaloa jäljittelevästä tuhkaus ja muokkaus -käsittelystä puuttui toki metsäpalon aiheuttama kuumuus (Schimmel & Granström 1996), mutta tulokset ovat lupaavia ilman kuumakäsittelyäkin. Kangasvuokon palonkestävyydestä ei ole varmuutta, mutta lähilajien on havaittu kestävän

paloa (Wells & Barling 1971, Uotila 1996). Metsäpalon aikaisen kuumuuden vaikutus näkyisi muiden lajien esiintymisessä, koska kuumuus tuhoaa ainakin osittain monien lajien siemenpankkia ja juuristoa (Legg ym. 1992, Schimmel & Granström 1996).

Maaperässä tapahtuvien ravinnepitoisuuksien muutokset voivat selittää kangasvuokkojen parempaa taimettumista tuhkaus ja muokkaus -käsittelyssä. Kuivien paikkojen kasvit panostavat rehevämmissä oloissa maanpäällisen verson kasvuun juuriston kustannuksella, eli juuriversosuhde laskee (Legg ym. 1992, Crawley 1997a). Typen lisäyksen on havaittu lisäävän kangasvuokon ja lännenkylmänkukan verson kasvua (Kellner 1993, Pfeifer ym. 2002). Kaliumin vaikutus juuriversosuhteeseen on päinvastainen kuin typellä (Legg ym. 1992). Metsäpalon tai tuhkan lisäyksen jälkeen kasvupaikan typpipitoisuus ei muutu merkittävästi (Haimi ym. 2000, Saarsalmi ym. 2006), mutta tuhkan lisäyksen vaikutuksesta kasvupaikan kaliumpitoisuus kasvaa (Saarsalmi ym. 2006). Liukoisen kaliumin osuus kasvaa tai pysyy muuttumattomana metsäpalon tai kulotuksen jälkeen, vaikka kaliumin kokonaispitoisuus laskeekin (Viro 1974, Neill ym. 2007). Hyvän juuriston kehittyminen taimivaiheessa on tärkeää kuivilla ja karuilla paikoilla kasvaville kylmänkukille (Wells ja Barling 1971).

Metsäpalon tai tuhkan lisäyksen takia kohonneella fosforipitoisuudellakin voi olla vaikutusta taimien kehittymiseen (Viro 1974, Saarsalmi ym. 2006). Fosforipitoisuus oli korkeampi kylmänkukilla, joilla oli sienijuuri eli mykorritsa. Tutkimuksessa todettiin, että kohonneen fosforipitoisuuden vaikutus näkyi parempana kasvuna (Mooraa ym. 2004). Joutsan ja Mikkelin populaatioissa tehdyissä aiemmissä tutkimuksissa havaittiin, että kivennäismaan fosforipitoisuus oli kangasvuokkojen esiintymän alueella korkeampi kuin valituilla kontrollialueilla (Ustinov 1990).

Metsäpalojen tai tuhkan lisäyksen jälkeen maan pH nousee merkittävästi (Haimi ym. 2000). Tuhkan ominaisuuksista kalsiumin määrä selittää parhaiten maan pH:n nousua (Saarsalmi ym. 2006). Kylmänkukkien kasvupaikkojen pH vaihtelee runsaasti, eikä niiden sanota olevan erityisen riippuvaisia pH:sta (Wells & Barling 1971, Pilt ja Kukk 2002). Joutsan ja Mikkelin esiintymillä tehdyissä aiemmissä tutkimuksissa ei havaittu selkeää eroa kangasvuokkoesiintymien ja kontrollialueiden pH:ssa (Ustinov 1990). Tutkittujen kangasvuokkoesiintymien pH on kuitenkin ollut varsin alhainen ja se on vaihdellut välillä 3,7–6,1 (Jalas 1950, Ustinov 1990, Piękoś-Mirkowa ym. 2000). Kasvupaikkojen alhaisten pH-arvojen takia on erittäin mielenkiintoista, että kangasvuokon siementen taimettuminen onnistui paremmin tuhkaus- ja muokkauksenkäsittelyssä, jossa maan pH on väistämättä ollut alkuperäistä korkeampi. Selvitettäväksi jääkin, onko metsäpalojen tai tuhkan lisäyksen positiivinen vaikutus kangasvuokon taimettumiseen selitettävissä liukoisen kaliumpitoisuuden kasvulla, muiden ravinteiden pitoisuusmuutoksilla, pH:n kasvulla, mikrobitoiminnan muutoksilla vai niiden yhteisvaikutuksilla.

Kokeessa havaittu vuosien välinen taimettumisen tasovaihtelu voi johtua ympäristön vaihtelusta, jonka vaikutusta maastossa tehdyssä kokeessa ei voinut täysin kontrolloida. Kylmänkukilla taimettuminen onnistuu paremmin, jos maassa on kylmänkukille sopiva mykorritsa, minkä vuoksi maastokokeiden käyttö tutkimuksessa on perusteltua (Mooraa ym. 2004). Vuosittaista ja paikkojen välistä tasovaihtelua selittää se, että Mikkeliissä vuonna 2004 oli ongelmia siementen laadussa, sillä suuri osa siemenistä oli litteitä ja pieniä. Myös aiemmissä tutkimuksissa on havaittu Mikkelin siementen itävyyden olevan alhaisempi kuin Joutsan (Ustinov 1990). Lisäksi Mikkeliissä vanhan metsän alueella ei ollut riittävän avointa ja ohutsammaleista paikkaa koelohkoille. Kylmänkukalla (*P. patens* s.l.) on havaittu, että paksu sammalkerros haittaa taimettumista, vaikka pienaukkoja olikin tehty (Kalamees ym. 2005). Mikkeliissä vuonna 2005 kahden avoimen koepaikan taimettuminen oli kuitenkin samansuuntainen Joutsasta saatujen tulosten kanssa. Maastokokeen tulosten tueksi olisikin kannattanut tutkia siementen itävyyttä laboratorio-oloissa.

4.3. Kasvupaikan olosuhteet metsäpalon jälkeen

Metsäpalon jälkeiset olosuhteet näyttävät sopivan kangasvuokolle hyvin. Ympäristöä kuvaavien muuttujien avulla havaittiin, että valoisammilla paikoilla kangasvuokot kukkivat enemmän ja kasvoivat suuremmiksi. Metsäpalojen vaikutuksesta valoisuus lisääntyy, kun kenttäkerroksen kasvillisuus palaa pois, mutta syväjuuriset lajit eivät yleensä tuhoudu täysin metsäpaloissa (Leck ym. 1989, Schimmel & Granström 1996). Joidenkin kylmänkukkien on havaittu selviävän kuloista ja metsäpaloista syvän juurakkonsa avulla. Palon jälkeisenä keväänä niiden kukinta runsastui ja siementaimia oli syksyllä normaalia enemmän (Wells & Barling 1971, Uotila 1996). Palaneella alueella muiden kasvien aiheuttama varjostus lisääntyy vähitellen. Kenttäkerroksen kasvilajiston peittävyys palautuu hitaasti, vaikka lajisto on runsaampaa palon jälkeen (Schimmel & Granström 1996, Marozas ym. 2007).

Tutkitut kangasvuokkoyksilöt kasvoivat esiintymisalueensa sisällä paikoissa, joissa sammal- ja kunttakerros oli ohuempi. Metsäpalojen jälkeen sammal- ja kunttakerros tuhoutuvat ainakin osittain ja niiden palautuminen palon jälkeen on hidasta (Gorshkov ym. 1996, Kalamees ym. 2005) ennen kaikkea verrattuna palamattomaan metsätalousmaahan. Metsän kasvaessa sammalkerros paksunee ja on paksuimmillaan kolmenkymmenen vuoden ikäisissä metsissä (Kuusipalo 1996, Kalamees ym. 2005), mutta kunttakerroksen paksuuntuminen jatkuu vuosikymmenten ajan (Gorshkov ym. 1996). Eritoten nuorten, moniruisukkeisten ja lisääntyvien yksilöiden osuus valoisilla, ohutsammaleisilla ja -kunttaisilla paikoilla oli runsas. Valoisilla kasvupaikoilla sammal- ja kunttakerros olikin ohuempi kuin varjoisilla paikoilla. Pääosa vanhoista ja ränsistyneistä yksilöistä kasvoi varjoisilla paikoilla, jossa sammalkerros oli paksu. Samansuuntaisia tuloksia kasvupaikan avoimuuden ja laikuittaisen pohjakerroksen positiivisista vaikutuksista on saatu muillakin kylmänkukilla (Uotila 1996, Pfeifer ym. 2002, Pilt & Kukk 2002, Kalliovirta ym. 2006). Luontaisesti uudistuneiden mäntymetsien kunttakerroksen mainitaan pysyvän 2–3 cm:ssä säännöllisten metsäpalojen avulla (Viro 1974). Nyt tutkitussa taimikossa ja varttuneessa kasvatusmetsässä kunttakerros oli vuokkojen läheisyydessä noin 2 cm ja kontrollipaikoilla reilut 3 cm, mutta se voi paksuuntua ajan kuluessa lähes kymmensenttiseksi (Viro 1974, Gorshkov ym. 1996).

Metsäpaloilla ei ole maaperää rehevöittävä vaikutusta, koska metsän palaessa kasvustoon sitoutunut typpi palaa ja haihtuu typen oksideina ilmaan (Viro 1974). Ihmisten toimien seurauksena moni typpitaloutteen vaikuttava tekijä on muuttunut vuosien saatossa. Laidunnuksen ja niiton lopetus rehevöittää niittyjä ja metsäpalojen estäminen muuttaa metsien typpitaloutta (Parviainen 1996, Muller 2002, Pfeifer ym. 2002, Britton & Fisher 2007). Typen kaukolaskeuma Etelä-Suomessa on vuosittain noin 10 kg / ha. Lisääntyneen typen vaikutuksesta puusto kasvaa nopeammin ja vahvempien lajien aiheuttama kilpailu kenttäkerroksessa voimistuu (Mäkipää 1994, Pfeifer ym. 2002, Saarsalmi ym. 2006). Typpilannoituksen vaikutuksesta kenttäkerroksen kasvillisuuden on havaittu lisääntyvän merkittävästi, mutta sammalkerros toisaalta vähenee (Kellner 1993, Mäkipää 1994). Kylmänkukkien sanotaan kärsivän rehevöitymisestä (Uotila 1996). Oletettavasti karujen kasvupaikkojen kangasvuokot kärsivät rehevöitymisestä, vaikka typpilannoitus lisääkin niiden maanpäällisen verson kasvua. Typpilannoituksen vaikutuksesta herbivoria ja kilpailevien kasvien kasvu lisääntyvät (Kellner 1993) ja puuston parempi kasvu edistää kenttäkerroksen varjostumista (Mäkipää 1994).

4.3. Populaatioiden muutokset

Kangasvuokkopopulaatioissa oli havaittavissa huolestuttavan selvä laskeva trendi. Merkittävin yksittäinen syy vähenemiselle oli myyrien aiheuttamat tuhot. Kangasvuokkoja

ja sen lähilajeja syövät mm. myyrät, teeret, jänikset, metsäkauriit ja hirvet (Ustinov 1990, Kellner 1993, Uotila 1996). Ustinov (1990) havaitsi tutkimuksessaan myyrätuhoja kangasvuokolla, mutta harva yksilöistä kuoli myyrien aiheuttamiin vioituksiin. Myyrätuhojen lisäksi tämän tutkimuksen yksilöistä osa kuoli luontaisesti ja yksittäisiä kappaleita runneltui hakkuujätteiden tai metsäkoneiden alle. Populaatioiden lisääntymismenestystä laski edelleen se, ettei osa syksyllä kehittyneistä nupuista auennut keväällä lainkaan. Syynä voi olla jokin kukkimista estävä kasvitauti, joita tavataan myös kangasvuokolla (Wennström & Ericson 1991, García-Guzmán & Wennström 2001).

Monet tutkituista populaatioista olivat ikärakenteeltaan sellaisia, ettei populaatiokoon kasvua ole odotettavissa. Räsistyneitä vanhoja yksilöitä oli runsaasti ja nuoria yksilöitä todella vähän, eikä yksikään havaituista luontaisista siementaimista selvinnyt talven yli. Kalliovirta (2000) luokitteli esiintymän taantuvaksi, kun vanhojen yksilöiden osuus oli nuoria ja kukkivia suurempi. Tämän tutkimuksen esiintymistä moni tiheässä metsässä kasvava esiintymä on kyseisen luokittelun perusteella taantuva. Ustinov (1990) tutki Joutsassa ja Mikkelissä samoja kangasvuokkopopulaatioita 1980-luvun loppupuolella. Silloin kukkivia yksilöitä oli vuosittain jopa 20–30 kappaletta, mutta nyt kukkivia oli välillä 0–10. Tässä tutkimuksessa kaikki kukat olivat hermafrodiitteja, mutta aiemman tutkimuksen (Ustinov 1990) aikoihin hermafrodiittien joukossa oli muutama hedeysilö. Kukkivien yksilöiden osuudessa tapahtuneet lukumäärä- ja sukupuolifrekvenssimuutokset ovat merkittäviä varsinkin, kun populaatiokoko on edelleen laskenut. Populaatiokoko pieneni eniten esiintymällä, jossa vallitsevaa puustoa ei ollut vielä ensiharvennettu. Pääsääntöisesti kukkivien ja nuorten yksilöiden osuus populaatiosta oli suurempi, kun puusto oli avoin tai vähän aikaa sitten harvennettu. Aiemmat havainnot kangasvuokolla ovat samansuuntaiset (Ustinov 1990, Kellner 1993).

Tutkimuksessa mukana olleissa pienikokoisissa populaatioissa kuolleisuuden ja vinoutuneen ikärakenteen vaikutus on merkittävä. Etenkin pienissä populaatioissa ympäristön tai populaation sisäiset satunnaiset tekijät voivat johtaa mm. geneettisen monimuotoisuuden vähenemiseen (Ronikier 2002, Hensen ym. 2005), jonkin lisääntymisominaisuuden häviämiseen (Kéry ym. 2003), pölytyksen epäonnistumiseen (Torvik ym. 1998) tai populaatiokoon pienenemiseen tai häviämiseen (Eisto ym. 2000, Piękoś-Mirkowa ym. 2000). Toisaalta kylmänkukille tyypillinen heikko lisääntyminen ja hidas kasvu selittävät useiden esiintymien vähälukuisuutta (Sayers & Ward 1966, Kellner 1993, Pfeifer ym. 2002). Kangasvuokolla risteytyminen lähilajien kanssa (Uotila 1980) ja itsepölytyskyky (Jonsson ym. 1991) voivat nopeuttaa populaatioiden geneettisen monimuotoisuuden häviämistä. Kangasvuokon ja lännenkylmänkukan eriytyneissä pienissä populaatioissa on havaittu geneettisiä eroavaisuuksia ja monimuotoisuuden vähenemistä (Ronikier 2002, Hensen ym. 2005)

Useiden uhanalaisuutta aiheuttavien tekijöiden takana on ihmistoiminta. Kangasvuokolla ja sen lähilajeilla populaatiokoon pienenemisen syiksi on mainittu keräily, avointen alueiden sulkeutuminen, metsäpalojen tehokas estäminen ja muut metsänhoitotoimenpiteet, laidunnuksen väheneminen, maankäyttö ja -rakentaminen ja typpilaskeuma (Uotila 1996, Piękoś-Mirkowa ym. 2000, Muller 2002, Pilt & Kukk 2002, Kalamees ym. 2005, Reier ym. 2005, Kaligarič ym. 2006, Kalliovirta ym. 2006). Tutkimuksen aikana eräs populaatio hävisi hakkuujätteiden ja metsäkoneen renkaiden runtelemana, mutta kyseisessä populaatiossa kasvoi vain kaksi yksilöä. Toisaalta monet esiintymistä sijaittivat polkujen ja teiden varrella, missä ihmistoiminta on selvästi parantanut esiintymän olosuhteita.

4.3. Kangasvuokkoesiintymien hoito

Tämän tutkimuksen perusteella kangasvuokon voi sanoa hyötyvän metsäpaloista tai niitä muistuttavista olosuhteista ja kärsivän metsän palamattomuudesta ja tihentymisestä. Koska kangasvuokon täysikasvuisten yksilöiden palonkestävyydestä ei ole varmuutta, esiintymien hoitotoimenpiteenä kannattaa kokeilla metsäpaloa jäljittelevää käsittelyä. Samalla vältytään metsäpalon tai kulotuksen aiheuttamilta taloudellisilta kustannuksilta ja riskeiltä (Brown ym. 2004). Valoisammilla kasvupaikoilla sammal- ja kunttakerros olivat ohuempia ja kangasvuokot kukkivat paremmin. Esimerkiksi Joutsassa vuonna 2004 yhden esiintymän puusto harvennettiin ja hakkuujätteet poistettiin. Vain yksi yksilö murskautui metsäkoneen renkaiden alle, vaikka ajoura kulki useamman yksilön päältä. Kukkivien yksilöiden määrä oli suurempi jo vuoden 2005 keväällä ja ajourilla oli useita siementaimia kesällä 2006.

Kangasvuokon itämisen ja taimettumisen edistämiseksi pohjakerroksen pienaukot ovat tärkeitä. Pohjakerroksen laikkujen hyödyt on havaittu lähilajeillakin, joilla luontainen uudistuminen on hidasta ilman sopivaa häiriötä pohjakerroksen kasvillisuudessa (Uotila 1996, Pilt ja Kukk 2002, Kaligarič ym. 2006, Kalliovirta ym. 2006). Käytännössä pohjakerroksen rikkominen voi onnistua haravoinnilla. Haravoinnin ja saadun karikkeen poistamisen yhteydessä esiintymän alueelta poistuu typpeä ja muita ravinteita. Typen poistaminen on hyväksi etenkin sellaisille esiintymille, joilla kangasvuokon kasvupaikka on rehevöitynyt ja voimakaskasvuista kilpailevaa lajistoa on paljon (Prietzl & Kaiser 2005). Typpilannoituksen on tosin havaittu lisäävän kangasvuokon kasvua, mutta typen lisäyksen vaikutuksesta herbivoria ja muiden kasvien kasvu lisääntyivät merkittävästi (Kellner 1993). Pintakerroksen muokkaamisen lisäksi kasvupaikalle voi levittää tuhkaa, koska taimettuminen onnistui kokeessa parhaiten tuhkauksen ja muokkauksen yhdistämisellä. Luonnollisesti olisi kokeen arvoinen asia selvittää, selviävätkö kangasvuokot hengissä kulotuksesta tai metsäpaloista.

Kangasvuokon menestymistä voi parantaa metsätalouden keinoin, vaikka metsän käytön muutokset mainitaankin kangasvuokkopopulaatioiden uhkatekijänä. Kangasvuokkoille mieluista kenttäkerroksen valoisuutta voi lisätä harventamalla puustoa (Kalliovirta ym. 2006). Harventaminen ja nuoren metsän kunnostustoimenpiteet voi olla tarpeen tehdä metsänhoito-ohjeita varhaisemmassa vaiheessa ja puusto kannattaa jättää suosituksia harvemmaksi. Alikasvoksena kasvava kuusi näytti eräällä esiintymällä tukahduttavan kangasvuokkoja, joten kuusten poistaminen alueelta on tärkeää. Saatuja sammalkerroksen paksuuslukuja voidaan käyttää indikaattorina olosuhteiden sopivuudesta kangasvuokolle, koska yksilöiden läheisyydessä sammalkerros oli ohuempi kuin esiintymän alueelta valituissa satunnaisissa pisteissä. Kangasvuokot esiintyivät alueilla, joissa sammalkerros oli noin 5 cm. Nuorten ja kukkivien yksilöiden kohdalla sammalkerros oli lähempänä neljää senttimetriä. Kunttakerroksen paksuus ei vaihdellut erikäisten yksilöiden läheisyydessä, vaikka sammalkerroksen paksuus selittikin kunttakerroksen paksuusvaihtelua (Kuva 5).

Esiintymien alueella tehtävät metsänhoitotoimenpiteet kannattaa tehdä lumipeitteen aikana, jolloin lumipeite suojaa kangasvuokkoja metsäkoneen runtelulta. Hakkuujätteet kannattaa kerätä ajoissa pois, etteivät kangasvuokot tukahdu niiden alle. Kangasvuokolla ja lähilajeilla on havaittu avohakkuualueilla runsaampaa kukintaa ja taimettumista (Kellner 1993, Kalamees ym. 2005). Hakkuiden ja uudistamisvaiheessa tehtävien maanmuokkaustoimenpiteiden yhteydessä on hyvä muistaa, että liian kova muokkaus voi vioittaa ja tuhota kevään kauniin kukkijan.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Kangasvuokkopopulaatiot ovat vähentyneet metsänhoidon muutosten, metsäpalojen estämisen, metsien tihentymisen, rehevöitymisen, keräilyn, maankäytön ja rakentamisen seurauksena. Metsien luontainen uudistaminen metsäpalojen avulla on kallis ja riskialtis toimenpide, jolle on hyvä etsiä vaihtoehtoja. Tutkimuksessa havaittiin, että kangasvuokkojen taimettuminen onnistui parhaiten metsäpaloa jäljittelevässä koekäsittelyssä, jossa pohjakerrosten sammalten poistaminen ja kunttakerroksen rikkominen yhdistetään tuhkauskäsittelyyn. Ympäristöä kuvaavien muuttujien avulla selvisi edelleen, että kangasvuokot viihtyvät esiintymillä, joilla sammal- ja kunttakerros on ohuempi, kenttäkerros on valoisampi ja vallitseva puusto avoin tai harvennettu. Tiheän metsän ja metsäpalojen estämisen vaikutuksesta sammal- ja kunttakerros paksuuntuu, minkä seurauksena kangasvuokot ränsistyvät eivätkä kykene lisääntymään. Metsän käytön muutosten aiheuttama riski pienikokoisille kangasvuokkopopulaatioille on siis merkittävä. Varovaisilla puuston harvennuksilla voi parantaa kangasvuokkoesiintymien valoisuutta. Pohjakerroksen muokkausta voi tehdä haravoinnilla, jolloin saadaan poistettua ylimääräistä tyypeä rehevöityneiltä kasvupaikoilta. Siementen taimettumista voi parantaa lisäämällä muokatulle alueelle puun tuhkaa. Metsän käytön muutosten ja metsäpalojen tehokkaan estämisen vaikutukset kangasvuokon heikkoon menestymiseen ovat ilmeiset.

KIITOKSET

Ajatus kangasvuokkotutkimuksesta lähti liikkeelle Anna Uusitalon mukana Keski-Suomen ympäristökeskukselta. Ohjaajieni FL Veli Saaren, FT Jukka Suhosen ja FT Elisa Valliuksen avulla ja opastuksella sain tehtäväkseni tutkia metsäpaloa vaikutusta kangasvuokon menestymiseen. Pro Gradu -tutkielman maasto-osuuden aikana tutustuin luonnossa tehtävien kokeiden ihmeelliseen vaihtelevaan maailmaan. Analysointivaiheessa tutustuin tilastomenetelmiin ja tieteelliseen kirjoittamiseen. Lämmin kiitos kaikesta matkan varrella saamastani tuesta, kannustuksesta ja kärsivällisyydestä kuuluu ohjaajilleni. Lisäksi haluan kiittää taloudellisesta ja muusta tuesta seuraavia tahoja: Etelä-Savon ympäristökeskus, Joutsan kunta, Jyväskylän yliopisto, Keski-Suomen liitto, Keski-Suomen ympäristökeskus, Mikkelin kaupunki, Societas pro Fauna et Flora Fennica ja Suomen Biologian Seura Vanamo ry.

KIRJALLISUUS

- Airaksinen O. & Karttunen K. 2001: Natura 2000 -luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Ympäristöopas 46, Oy Edita Ab, Helsinki, 194 s.
- Axelsson A.-L. & Östlund L. 2001: Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *For. Ecol. Manag.* 147: 109–122.
- Bonan G.B. & Shugart H.H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 1–28.
- Britton A.J. & Fisher J.M. 2007: Interactive effects of nitrogen deposition, fire and grazing on diversity and composition of low-alpine prostrate *Calluna vulgaris* heathland. *J. Appl. Ecol.* 44: 125–135.
- Brown J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Amer. Nat.* 124: 255–279.
- Brown R.T., Agee J.K. & Franklin J.F. 2004: Forest restoration and fire: Principles in the context of place. *Cons. Biol.* 18: 903–912.
- Bråkenhielm S. & Liu Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiv. and Conserv.* 7: 207–220.
- Connell J.H. 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302–1310.
- Crawley M.J. 1997a. Life history and environment. Teoksessa: Crawley M.J. (toim.) 1997. *Plant ecology - 2nd ed.* University Press, Cambridge, ss. 73–131.
- Crawley M.J. 1997b. The structure of plant communities. Teoksessa: Crawley M.J. (toim.) 1997. *Plant ecology - 2nd ed.* University Press, Cambridge, ss. 475–531.
- Danielsson B. 1987. *Anemone vernalis* L. Teoksessa: Ingelög T., Thor G. & Gustafsson L. 1987. *Floravård i skogsbruket. Del 2 - Artdel.* Skogsstyrelsen, Jönköping, ss. 48–49.
- Dyrness C.T. 1982. Control of depth to permafrost and soil temperature by the forest floor in black spruce/feathermoss communities. *Res. Note PNW-396. Portland, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.* 19 s.
- Eisto A.-K., Kuitunen M., Lammi A., Saari V., Suhonen J., Syrjäso S. & Tikka P.M. 2000. Population persistence and offspring fitness in the rare Bellflower *Campanula cervicaria* in relation to population size and habitat quality. *Cons. Biol.* 14: 1413–1421.
- Ericsson S., Östlund L. & Axelsson A.-L. 2000. A forest of grazing and logging: Deforestation and reforestation history of a boreal landscape in central Sweden. *New Forests*, 19: 227–240.
- Eur-Lex 1992. Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:FI:HTML>. Luettu 29.4.2008.
- Fischer M. 1998. Über die Ursachen der Gefährdung lokaler Pflanzenpopulationen. *Bauhinia*, 12: 9–21.
- Fischer M. & Wipf S. 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biol. Conserv.* 104: 1–11.
- Frankham R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Cons. Biol.* 10: 1500–1508.
- García-Guzmán G. & Wennström A. 2001. Interactions between two rust fungi and their host plant *Anemone nemorosa*. *Ecography*, 24: 25–32.
- Gorshkov V.V., Bakal I.J. & Stavrova N.I. 1996: Postfire recovery of forest litter in Scots pine forests in two different regions of boreal zone. *Silva Fennica*, 30:209–219.
- Grime J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Amer. Natur.* 111: 1169–1194.
- Gustafsson L. 1994: A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants. *Ecography*, 17: 39–49.
- Haimi J., Fritze H. & Moilanen P. 2000. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *For. Ecol. Manag.* 129: 53–61.
- Heikkilä U., Uotila P. & Kravchenko A.V. 1999: Threatened vascular plants on the northwest shore of Lake Ladoga. *Norrlinia*, 7: 41–68.

- Hensen I., Oberprieler C. & Wesche K. 2005. Genetic structure, population size, and seed production of *Pulsatilla vulgaris* Mill. (Ranunculaceae) in Central Germany. *Flora*, 200: 3–14.
- Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. & Uotila P. 1998. *Retkeilykasvio*. Yliopistopaino, Helsinki, 656 s.
- Jalas J. 1950. Zur Kausalanalyse der Verbreitung einiger nordischen Os- und Sandpflanzen. *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fennicae Vanamo* 24, 362 s.
- Jonsson O., Rosquist G. & Widen B. 1991. Operation of dichogamy and herkogamy in five taxa of *Pulsatilla*. *Holarct. Ecol.* 14: 260–271.
- Kalamees R., Püssa K., Vanha-Majamaa I. & Zobel K. 2005. The effects of fire and stand age on seedling establishment of *Pulsatilla patens* in a pine-dominated boreal forest. *Can. J. Bot.* 83: 688–693.
- Kaligarič M., Škornik S., Ivančič A., Rebeušek F., Sternberg M., Kramberger B. & Senčič L. 2006. Germination and survival of endangered *Pulsatilla grandis* (Ranunculaceae) after artificial seeding, as affected by various disturbances. *Israel Journal of Plant Sciences*, 54: 9–17.
- Kalliovirta M. 2000. *Uhanalaisen kylmänkukan (Pulsatilla patens) populaatioekologiaa*. Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos, Pro Gradu -tutkielma, Helsinki, 62 s. + liitteet.
- Kalliovirta M., Rytteri T. & Heikkinen R.K. 2006. Population structure of a threatened plant, *Pulsatilla patens*, in boreal forests; modelling relationships to overgrowth and site closure. *Biodiv. and Conserv.* 15: 3095–3108.
- Kellner O. 1993. Effects of nitrogen addition on the population dynamics and flowering of *Pulsatilla vernalis*. *Can. J. Bot.* 71: 732–736.
- Kéry M., Matthies D. & Schmid B. 2003. Demographic stochasticity in population fragments of the declining distylous perennial *Primula veris* (Primulaceae). *Basic Appl. Ecol.* 4: 197–206.
- Kuuluvainen T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Ann. Zool. Fennici*, 31:35–51.
- Kuusipalo J. 1996. *Suomen metsätyypit*. Kirjayhtymä Oy, Rauma, 144 s.
- Lahti T., Kemppainen E., Kurtto A. & Uotila P. 1991. Distribution and biological characteristics of threatened vascular plants in Finland. *Biol. Conserv.* 55: 299–314.
- Leck M.A., Parker T.V. & Simpson R.L. 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego 462 s.
- Legg C.J., Maltby E. & Proctor M.C.F. 1992. The ecology of severe moorland fire on the North York Moors: seed distribution and seedling establishment of *Calluna vulgaris*. *J. Ecol.* 80: 737–752.
- Lehtonen H. & Kolström T. 2000. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. *Scand. J. Forest Res.* 15: 585–590.
- Lindell T. 2001: *Pulsatilla* Mill. Teoksessa: Jonsell B., Karlsson T., Agestam M., Bygren N., Hultgård U.-M., Persson E. (toim.), *Flora Nordica* 2, ss. 305–310.
- Marozas V., Racinkas J. & Bartkevicius E. 2007. Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *For. Ecol. Manag.* 250:47–55.
- Matus G., Tóthmérész B. & Papp M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 6:169–178.
- Metlen K.L. & Fiedler C.E. 2006. Restoration treatment effects on the understory of ponderosa pine/Douglas-fir forests in western Montana, USA. *For. Ecol. Manag.* 222: 355–369.
- Moora M., Öpik M., Sen R. & Zobel M. 2004. Native arbuscular mycorrhizal fungal communities differentially influence the seedling performance of rare and common *Pulsatilla* species. *Funct. Ecol.* 18: 554–562.
- Muller S. 2002. Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: a case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodiv. and Conserv.* 11: 1173–1184.
- Mäkipää R. 1994. Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fenn.* 28: 81–94.
- Neill C., Patterson W.A. III, Crary D.W. Jr. 2007. Responses of soil carbon, nitrogen and cations to the frequency and seasonality of prescribed burning in a Cape Cod oak-pine forest. *For. Ecol. Manag.* 250:234–243.

- Økland R.H. & Eilertsen O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988–1993. *J. Veg. Sci.* 7: 747–762.
- Parviainen J. 1996. Impact of fire in Finnish forests in the past and today. *Silva Fenn.* 30: 353–359.
- Pfeifer E., Holderegger R., Matthies D. & Rutishauser R. 2002. Populationsbiologische Untersuchungen an einer Flaggschiff-Art der Magerrasen: *Pulsatilla vulgaris* Mill. in der Nordostschweiz. *Bot. Helv.* 112: 153–171.
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. & Miechówka A. 2000. Distribution and habitats of *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. in the Tatra Mountains. *Oecologia Montana*, 9: 19–23.
- Pilt I. & Kukk U. 2002. *Pulsatilla patens* and *P. pratensis* (Ranunculaceae) in Estonia: distribution and ecology. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 51: 242–256.
- Pitkänen A., Huttunen P., Jugner H. & Tolonen K. 2002: A 10 000 year local forest fire history in a dry heath forest site in eastern Finland, reconstructed from charcoal layer records of a small mire. *Can. J. Forest Res.* 32:1875–1880.
- Prietzl J. & Kaiser K.O. 2005. De-eutrophication of a nitrogen-saturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 461–471.
- Primack R.B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Massachusetts, 564 s.
- Pärtel M., Kalamees R., Reier Ü., Tuvi E.-L., Roosaluuste E., Vellak A. & Zobel M. 2005: Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management needed. *Biol. Cons.* 123: 271–278.
- Rautiainen V.-P., Ryttylä T., Kurto A. & Väre H. (toim.) 2002. *Putkilokasvien uhanalaisuuden arviointi – lajikohtaiset perustelut*. Suomen Ympäristö 593, Edita Prima Oy, Helsinki 2002.
- Reier Ü., Tuvi E.-L., Pärtel M., Kalamees R. & Zobel M. 2005. Threatened herbaceous species dependent on moderate forest disturbances: A neglected target for ecosystem-based silviculture. *Scand. J. Forest Res.* 20 (Suppl. 6): 145–152.
- Reinikainen A., Mäkipää R., Vanha-Majamaa I. & Hotanen J.-P. 2000. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki, 384 s.
- Ronikier M. 2002. The use of AFLP markers in conservation genetics – a case study on *Pulsatilla vernalis* in the Polish lowlands. *Cell. Mol. Biol. Lett.* 7: 667–684.
- Ryttylä T. & Kettunen T. (toim.) 1997: *Uhanalaiset kasvimme*. Kirjayhtymä Oy, Helsinki, 335 s.
- Saarsalmi A., Kukkola M., Moilanen M. & Arola M. 2006. Long-term effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *For. Ecol. Manag.* 235: 116–128.
- Sala O.E., Chapin F.S. 3rd, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770–1774.
- Sayers R.L. & Ward R.T. 1966. Germination responses in Alpine species. *Bot. Gaz.* 127: 11–16.
- Schimmel J. & Granström A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology*, 77:1436–1450.
- Shaffer M.L. 1981: Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31:131–134.
- Skalický V. 1985: Taxonomische und nomenklatorische Bemerkungen zu Gattungen *Aconitum* L. und *Pulsatilla* MILL. *Preslia*, 57: 135–143.
- Thompson K. & Jones A. 1998. Human population density and prediction of local plant extinction in Britain. *Cons. Biol.* 15: 185–189.
- Toivanen T. & Kotiaho J.S. 2007: Burning of logged sites to protect beetles in managed boreal forests. *Cons. Biol.* 21:1562–1572.
- Torvik S.E., Borgen L. & Berg R.Y. 1998. Aspects of reproduction in *Pulsatilla pratensis* in Norway. *Nord. J. Bot.* 18: 385–391.
- Turner M.G., Hargrove W.W., Gardner R.H. & Romme W.H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *J. Veg. Sci.* 5: 731–742.
- Uotila P. 1980. *Pulsatilla patens* x *vernalis* Suomessa. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 56: 111–117.
- Uotila P. 1996. Decline of *Anemone patens* (Ranunculaceae) in Finland. *Acta Univ. Ups. Symb. Bot. Ups.* 31: 205–210.

- Ustinov A. 1990: *Kangasvuokon (Pulsatilla vernalis (L.) Mill.) populaatiodynamiikka ja suojele*. Jyväskylän yliopisto, Pro Gradu -tutkielma, Jyväskylä, 54 s.
- Van Lear D.H., Carroll W.D., Kapeluck P.R. & Johnson R. 2005. History and restoration of the longleaf pine-grassland ecosystem: Implications for species at risk. *For. Ecol. Manag.* 211: 150–165.
- Viro P.J. 1974: Effects of forest fire on soil. Teoksessa: Kozlowski T.T. & Ahlgren C.E. (toim.). *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, ss. 7–45.
- Väänänen V.-M. & Malinen J. (toim.) 2006: *Hyvän metsänhoidon suositukset*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Metsäkustannus Oy, Helsinki, 100 s.
- Wardle D.A., Zackrisson O. & Nilsson M.-C. 1998. The charcoal effect in boreal forests: mechanisms and ecological consequences. *Oecologia*, 115: 419–426.
- Wells T.C.E. & Barling D. M. 1971. *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.) *J. Ecol.* 59: 275–292.
- Wennström A. & Ericson L. 1991. Variation in disease incidence in grazed and ungrazed sites for the system *Pulsatilla pratensis* – *Puccinia pulsatillae*. *Oikos*, 60: 35–39.

Liite 1. Joutsan ja Mikkelin esiintymien yksilömäärä (lkm), metsätyypit Kuusipalon (1996) mukaan, metsikön kehitysluokka, esiintymän valoisuus ja analyyseissä käytetty vallitsevan puuston kuvaus. Metsiköiden kehitysluokat ovat Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion Hyvän metsänhoidon suositukset -julkaisusta (Väänänen & Malinen 2006). Esiintymien Joutsa 8 ja Joutsa 11 kangasvuokkoyksilöitä ei käytetty analyyseissä puutteellisten tietojen takia. Esiintymän Mikkelin 5 tietoja käytettiin samasta syystä vain analyysoitaessa eri ikäluokkien esiintymistä vallitsevan puuston mukaan.

Esiintymä	Lkm	Metsä- tyyppi	Kehitysluokat	Valoisuus	Vallitseva puusto
Joutsa 1	23	VT	Polun varsi	Valoisa	Avoin alue
Joutsa 2	16	VT	Nuori kasvatusmetsä	Puolivarjo	Harvennettava
Joutsa 3	81	VT	Nuori kasvatusmetsä	Valoisa / puolivarjo	Harvennettava
Joutsa 4	28	CT (VT)	Varttunut taimikko	Valoisa	Taimikko*
Joutsa 5	2	CT	Varttunut taimikko	Valoisa	Taimikko*
Joutsa 6	2	VT	Nuori kasvatusmetsä	Puolivarjo	Harvennettu*
Joutsa 7	2	CT (VT)	Tien varsi	Valoisa	Avoin alue
Joutsa 8	n. 30	VT	Tien varsi	Puolivarjo	
Joutsa 9	11	VT	Nuori kasvatusmetsä	Valoisa / puolivarjo	Harvennettu*
Joutsa 10	42	VT	Nuori kasvatusmetsä	Puolivarjo	Harvennettava
Joutsa 11	2	VT	Varttunut kasvatusmetsä	Puolivarjo	
Mikkeli 1	43	VT	Nuori kasvatusmetsä	Valoisa	Avoin alue
Mikkeli 2	24	VT	Järeäpuustoinen männikkö	Puolivarjo / varjo	Vanha metsä
Mikkeli 3	15	MT	Järeäpuustoinen männikkö	Puolivarjo / varjo	Vanha metsä
Mikkeli 4	38	VT	Varttunut kasvatusmetsä	Puolivarjo	Varttunut kasvatusmetsä**
Mikkeli 5	59	VT	Tien varsi	Avoin	

Esiintymien vallitsevan puuston analyyseissä *on luokiteltu avoimeksi alueeksi ja **on luokiteltu vanhaksi metsäksi.