



HELSINGIN YLIOPISTO
MAATALOUS-METSÄTIEEELLINEN TIEDEKUNTA

Ennallistamispolton ja jättopuumäärän vaikutus boreaalisen metsän uudistumiseen

Timo Lehtinen
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden
maisteriohjelma
Metsien ekologia ja käyttö
Marraskuu 2020

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos/Institution– Department Metsätieteiden osasto, metsätieteiden maisteriohjelma	
Tekijä/Författare – Author Timo Lehtinen			
Työn nimi / Arbetets titel – Title Ennallistamispolton ja jättöpuumäärän vaikutus boreaalisen metsän uudistumiseen			
Oppiaine /Läroämne – Subject Metsien ekologia ja käyttö			
Työn laji/Arbetets art – Level Maisterintutkielma		Aika/Datum – Month and year Marraskuu 2020	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 43
Tiivistelmä/Referat – Abstract			
<p>Tässä tutkielmassa selvitettiin ennallistamistoimenpiteiden vaikutusta boreaalisen metsän uudistumiseen. Tarkastelussa oli ennallistamispolto ja lahopuun lisäys (tässä työssä jättöpuu). Jättöpuukäsittelyjä oli kolmea eri astetta: alhainen (5 m³/ha), keskimääräinen (30 m³/ha) ja korkea (60 m³/ha). Näillä ennallistamistoimenpiteillä pyrittiin luomaan luonnonmetsille tyypillistä rakennetta vanhoihin kuusivaltaisiin talousmetsiin ja jäljittelemään luonnollisten häiriötekijöiden aiheuttamaa suksessiota. Uudistumista mitattiin ennallistamistoimenpiteiden suhteella taimien määrään ja puulajien monimuotoisuuteen koealoilla. Tarkastellut koealat sijaitsevat Hämeenlinnan ja Padasjoen alueella.</p> <p>Ennallistamispolto oli tehokas tapa lisätä taimien määrää koealoilla. Etenkin mänty ja koivut hyötyivät ennallistamispoltoista. Puulajien monimuotoisuuden kannalta ennallistamispolto ei ole välttämättä suositeltava vaihtoehto, sillä sen todettiin joissain tapauksissa pienentävän lajiversiteettiä.</p> <p>Eri jättöpuukäsittelyillä ei pystytty todentamaan vaikutusta taimien määrään tai puulajiversiteettiin. Jättöpuukäsittelyllä kokonaisuutena sen sijaan pystyttiin toteamaan olevan vaikutusta etenkin taimien määrään. Hakkaamattomilla koealoilla taimia oli vähemmän kuin hakatuilla jättöpuukäsittelyn koealoilla. Taimien vähäisy voi johtua esimerkiksi siitä, että latvuserrokseen ei muodostunut tarpeeksi aukkoja.</p> <p>Ennallistamistoimenpiteiden (polton ja jättöpuukäsittelyn) yhdistäminen voi olla uudistumisen kannalta hyvä tapa, mutta jatkotutkimusta aiheesta tarvitaan.</p> <p>Yhteenvetona todettakoon, että polttokäsittely on tehokas tapa lisätä taimien määrää, mutta se saattaa johtaa huonompaan lajiversiteettiin. Taimimäärä ja lajiversiteetti kasvavat, kun koeala jättöpuukäsittelään. Jättöpuun määrällä ei niinkään ole merkitystä uudistumiseen.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Ennallistaminen, ennallistamispolto, lahopuu, häiriötekijä, lajiversiteetti			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helda / E-thesis (opinnäytteet) ethesis.helsinki.fi			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information Ohjaajat: Timo Kuuluvainen (HY) & Niko Kulha (SYKE)			

Sisällysluettelo

LYHENTEET JA KÄSITTEET	4
1. JOHDANTO	6
1.1 Tutkimuksen tausta	6
1.1.1 Ympäristötekijät ja boreaalinen vyöhyke	6
1.1.2 Ennallistaminen	9
1.2 Aikaisempi tutkimus	12
1.3 Tutkimusongelma	13
1.4 Tavoitteet	15
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	16
2.1 Koealue	16
2.2 Koejärjestely	17
2.3 Aineiston keruu	18
2.4 Aineiston käsittely ja analysointi	20
3. TULOKSET	22
3.1 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus taimien määrään	22
3.2 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus puulajijakaumaan	25
4. TULOSTEN TARKASTELU	30
4.1 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus taimien määrään	30
4.2 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus puulajijakaumaan	32
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	34
LÄHTEET	35
LIITTEET	42

LYHENTEET JA KÄSITTEET

Boreaalinen vyöhyke: Pohjoinen havumetsävyöhyke, joka kattaa pohjoisen pallonpuoliskon halki ulottuvan yhtenäisen havumetsäalueen. Yksi maailman suurimmista kasvillisuusvyöhykkeistä (Shugart, Leemans & Bonan, 1992).

DR, Down Retention trees: Kaadetut jättöpuut koejärjestelyissä, koneellisesti tehtyä lahoppuuta. Tätä termiä käytetään aiemmissa saman koejärjestelyn tutkimuksissa (Lilja, de Chantal, Kuuluvainen, Vanha-Majamaa & Puttonen, 2005). Tässä tutkielmassa käytetään nimitystä jättöpuu koejärjestelyn selventämiseksi, vertaa *Standing Retention*.

Ennallistaminen: Toimintaa, jolla pyritään nopeuttamaan ympäristön rakenteen palautumista takaisin mahdollisimman lähelle sen luonnollista tilaa. Metsätaloudessa tällä tarkoitetaan yleisesti metsien ja soiden monimuotoisuuden palauttamista (SER, 2004).

Ennallistamispoltto: Luonnonhoidollinen metsämaan kulutus, jonka tarkoituksena on luonnonmetsille tyypillisten rakennepiirteiden luonti talousmetsiin, sekä metsäpalosta hyötyvien lajien elinympäristöjen lisääminen (Lindberg, Heikkilä & Vanha-Majamaa, 2011). Ennallistamispoltoja tehdään yleensä luonnonsuojelualueilla ja niissä poltetaan myös pystypuita. (Lindberg ym., 2011)

Jättöpuu: Yleensä puhekielessä käytetty termi, joka tarkoittaa samaa kuin säästöpuu. Tässä tutkielmassa tällä termillä tarkoitetaan kuitenkin erityisesti maahan kaadettua säästöpuuta (katso *DR, Down Retention trees*), jonka tarkoituksena on tuottaa lahoppuuta alueelle.

SR, Standing Retention trees: Koejärjestelyissä pystyyn jätetyt säästöpuut. Tätä termiä käytetty aikaisemmissa saman koejärjestelyn tutkimuksissa (Lilja ym., 2005). Tässä tutkielmassa käytetään nimitystä säästöpuu koejärjestelyn selventämiseksi, vertaa *DR, Down Retention trees*.

Sukcesso: Vähittäinen lajiston luonnollinen kehitys ekosysteemissä (Harlio, 2012).

Sukcessoikierto: Häiriön, kuten metsäpalon tai hakkuun, aiheuttama tapahtumaketju, jolla kuvataan metsän ekosysteemin ajallista kehitystä. Jaetaan usein eri vaiheisiin (Kolström, 2001):

Alkuvaihe: häiriön jälkeinen vaihe. Kasvusto koostuu eloonjääneistä yksilöistä, esim. metsäpalon jälkeen yksittäisiä järeämpiä mäntyjä. Alkuvaihe on metsän nopean muutoksen tila (Moilanen, Ferm & Issakainen, 1995).

Varhaiskehitysvaihe: alueelle leviää ensimmäisenä kasvupaikalle tyypilliset pioneerilajit, kuten maitohorsma (*Chamaenerion angustifolium* L.), vadelma (*Rubus idaeus* L.) ja koivut (*Betula* spp.).

Kehitys- ja kasvuvaihe: Eri puulajien kilpailu valosta ja ravinteista on kovimmillaan tässä vaiheessa. Kasvupaikalle tyypillinen valtapuulaji, esim. rehevämmillä kasvupaikoilla kuusi (*Picea abies* L.), alkaa vähitellen syrjäyttämään muut puulajit.

Pääte-/kliimaksivaihe: Kasvupaikan mukainen valtapuulaji on syrjäyttänyt pääosin muut puulajit. Puusto alkaa kuolemaan ja lahoamaan, vapauttaen ravinteita ja muodostaen pieniä aukkoja. Näissä pienaukoissa alkaa niin sanottu pieni sukcessoikierto.

Säästöpuu: Hakkuissa metsän biodiversiteetin turvaamiseksi pystyyn jätetty puu, katso *SR, Standing Retention trees* (Vuokko, 2002). Tässä tutkielmassa tällä termillä tarkoitetaan eritoten pystyyn jätettyjä säästöpuita.

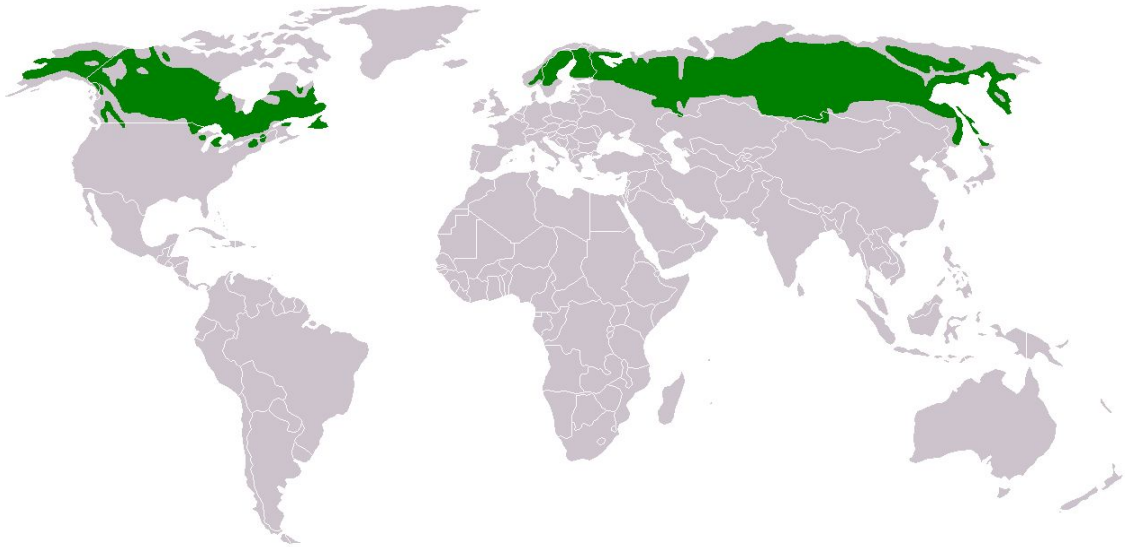
1. JOHDANTO

1.1 Tutkimuksen tausta

1.1.1 Ympäristötekijät ja boreaalinen vyöhyke

Metsäekosysteemin rakenteeseen vaikuttaa useiden eri ympäristötekijöiden yhteisvaikutus. Näihin ympäristötekijöihin luetaan muun muassa ilmastolliset, maantieteelliset, historialliset ja alueelliset ympäristötekijät, kuten maaperä ja kasvupaikka (Kuuluvainen, 2009). Osaa ympäristötekijöistä voidaan kutsua myös häiriötekijöiksi, joista tyypillisimpiä ovat metsäpalot, myrskyt ja hakkuut (Meriluoto & Soininen, 2002). Häiriötekijät ja niiden vaihtelevat yhteisvaikutukset ovat tärkeä tekijä metsän rakenteen muokkaamisessa ja puulajien sukkessiossa (Kuuluvainen, 2002). Häiriötekijöiden kesken on vaihtelua niiden toistuvuuden, laajuuden, vaikuttavuuden ja vaikutustavan mukaan (Angelstam, 1998). Häiriötekijät altistavat metsät jatkuvalle muutokselle aiheuttaen alueellista ja ajallista vaihtelua puuston eri kasvu- ja uudistusasteilla (Drever, Peterson, Messier, Bergeron & Flannigan, 2006; Kulha, Pasanen, Holmström, De Grandpre, Gaunthier, Kuuluvainen & Aakala, 2020). Juuri tämä eri häiriötekijöiden aiheuttama vaihtelu ja eri häiriötekijöiden yhteisvaikutus on mahdollistanut metsiemme luontaisen monimuotoisuuden (Kuuluvainen, 2002).

Boreaalinen vyöhyke on kasvillisuusvyöhykkeistä pohjoisin metsittynyt vyöhyke. Se on toiseksi suurin kasvillisuusvyöhyke heti trooppisten sademetsien jälkeen, kattaen noin 10 % koko maapallon jäätömästä maapinta-alasta (Chapin, Yarie, Van Cleve & Viereck, 2006). Lisäksi boreaalinen vyöhyke on kasvillisuusvyöhykkeeksi suhteellisen nuori verrattuna muihin kasvillisuusvyöhykkeisiin, sillä sen kehittyminen alkoi vasta vajaa 15 000 vuotta sitten viimeisimmän jääkauden jäämassojen alkaessa vetäytyä pohjoisella pallonpuoliskolla (Reinikainen, Mäkipää, Vanha-Majamaa & Hotanen, 2000). Boreaalinen vyöhyke kiertää pohjoisella pallonpuoliskolla läpi Euroopan, Aasian ja Pohjois-Amerikan (Kuva 1). Boreaalista vyöhykettä kuvaavia tekijöitä ja sille ominaisia piirteitä ovat pitkät talvet, lyhyet kesät, vaihtelevat sääolot, kosteus, verrattain suppea kasvi- ja eläinlajisto sekä harva ihmisasutus (Chapin ym. 2006).



Kuva 1. Boreaalinen kasvillisuusvyöhyke (Grigg, 1974).

Boreaalisella kasvillisuusvyöhykkeellä luonnollisia metsän rakenteeseen vaikuttavia häiriötekijöitä ovat tuli, tuuli, lumi, jää, patogeeniset sienet, hyönteiset ja tietyt nisäkkäät, kuten esimerkiksi majava (Kuuluvainen, 2002). Tuli on ollut häiriötekijöistä tärkeä elementti etenkin Fennoskandiassa, ja samalla se on ollut myös yleisin tekijä, joka aiheuttaa luontaisen suknessiokierron uuden alun (Kuuluvainen & Aakala, 2011). Moni eliölaji on riippuvainen palojen tuottamasta palaneesta puuaineksesta (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, 2014). Tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että suurin osa metsäpaloista on matalan intensiteetin pintapaloja, joista vanhemmat tulta kestävät männyt (*Pinus sylvestris* L.) selviävät (Lindberg ym., 2011). Huonommin metsäpaloihin sopeutuneet puulajit, kuten kuusi ja koivut, saattavat kuolla jo pintapaloissa (Lindberg ym., 2011). Uudistavat metsäpalot eivät ole siis puhtaissa männiköissä ja mäntyvaltaisissa metsissä yleisiä (Lampainen ym., 2004).

Kovat tuulenpuuskat voivat myös olla häiriöitä, jotka aiheuttavat suknessiokierron alun (Shorohova, Fedorchuk, Kuznetsova & Shvedova, 2008). Tuulituhojen aiheuttamien kaltaiset pienialaiset tuho- ja uudistumisalueet ovat osoittautuneet yleisimmiksi kuin laaja-alaiset metsäpalojen aiheuttamat tuhoalueet. Pienialaisille häiriöille on myös tyypillistä, että vain osa puista kuolee ja osa jää henkiin. Riippuen häiriötekijän tyypistä

ja muista muuttujista, muodostuu näin erilaisia eri-ikäisrakenteisia alueita metsiköiden sisälle (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Boreaalisella vyöhykkeellä metsät kehittyvät luonnostaan eri-ikäisrakenteisiksi (Lähde, Laiho & Norokorpi, 1999). Nämä pienen mittakaavan häiriötekijät, jotka muodostavat reikiä latvuskerroksessa yksittäisten puiden tai puuryhmien kuoleman myötä, ovat erittäin tärkeässä roolissa metsikön uudistumisessa, kun laaja-alaisia häiriöitä ei ilmene (Kuuluvainen & Juntunen, 1998).

Voimakkaat häiriöt aiheuttavat metsässä yhdenaikaisen suknessiokierron alun vaikutusalueellaan. Jos häiriö on ollut hyvin laaja, saattaa lopputuloksena olla myös tasaikäisrakenteinen metsikkö (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Yleensä varjostusta huonommin sietävät pioneeripuulajit valtaavat alaa suknession alkuvaiheessa. Varjostusta paremmin sietävät kliimaksipuulajit kasvavat pioneeripuulajien alla ja lopulta päätyvät valtapuiksi, kun pioneeripuulajit kuolevat pois, ellei uutta voimakasta häiriötä ilmene (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Mikäli merkittäviä uusia häiriöitä ei ilmene, ovat puut lopulta ikänsä puolesta alttiimpia erilaisille taudeille ja lahottajasienille, ja pituutensa vuoksi alttiita tuulituhoille. Yksittäisiä puita tai puuryhmiä kuolee näin muodostaen tilaa ja vapauttaen resursseja uudelle puusukupolvelle (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Tällainen pienialainen uudistuminen johtaa vähitellen siihen, että koko metsäalue muuttuu lopulta eri-ikäisrakenteiseksi. Pienialaisten ja suurialaisten häiriöiden lisäksi metsän rakenteeseen voivat vaikuttaa myös osittaiset häiriöt, jotka vaikuttavat vain osaan samalla alueella esiintyvää populaatiota. Osittaisten häiriöiden johdosta muodostuu eri-ikäisrakennetta useampiin latvuskerroksiin. Esimerkiksi metsäpalossa nuoremmat ja pienemmät yksilöt kuolevat herkemmin, ja vanhemmat puut selviytyvät palosta. Tuulituhoissa häiriö kohdistuu enemmän isoimpiin ja vanhimpiin puihin, ja nuoremmat ja pienemmät puut selviävät vähemmällä vahingoilla (Angelstam & Kuuluvainen, 2004).

Keskimääräisten häiriöiden hypoteesin (engl. Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH) mukaan lajiston monimuotoisuusaste on korkeimmillaan, kun häiriötekijöiden toistuvuus on keskimääräistä (Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Toisin sanoen häiriöitä ekosysteemissä ei esiinny jatkuvasti, mutta ne eivät myöskään ole harvinaisia

(Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Hypoteesi voidaan myös käsittää lajiston hetkellisenä monimuotoisuutena voimakkuudeltaan keskiasteisen häiriön jälkeen tai osittaisen häiriön alueilla, joilla vain osa populaatiosta kuolee (Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Yksi selitys tälle hetkelliselle lajiston monimuotoisuudelle on se, että määräävät kilpailijat ja nopeaan levittäytymiseen kykenevät lajit pystyvät olemaan rinnakkain keskiasteisen häiriön alueella, jossa on myös täysin häiriön koskemattomia laikkuja (Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Tästä hyvä esimerkki on kulonkiertämät, jotka ovat luonnollisia kosteita painanteita, jotka metsäpalo on ohittanut (Lindberg ym., 2011). Tällaista erilaisten lajien rinnakkaiseloä pyritään selittämään suhteellisena epälineaarisuuden ja varastovaikutuksen (engl. storage effect) kautta. Varastovaikutuksella tarkoitetaan lajin kykyä varastoida resurssejaan ja ohittaa epäkiitolliset kasvuolosuhteet odottaen suotuisampia olosuhteita (Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Metsän kunttakerroksessa muhiva siemenpankki on yksi hyvä esimerkki varastovaikutuksesta. Sen ansiosta varhaiskessiovaiheessa saattaa esiintyä sellaisiakin lajeja, joita ei juuri esiintynyt alueella ennen häiriötä. Suhteellinen epälineaarisuus tarkoittaa tässä sitä, että eri lajit reagoivat eri tavoin resurssien epälineaariseen saatavuuteen ja näin sattuman kautta useat lajit pystyvät rinnakkaiseloon samalla kasvupaikalla ilman kilpailua (Roxburgh, Shea & Wilson, 2004). Tämä ilmiö on havaittavissa esimerkiksi pienaukoissa ja vaihettumisvyöhykkeillä, kun resurssien saatavuus muuttuu merkittävästi lyhyellä välimatkalla (Hökkä, Repola, Moilanen & Saarinen, 2013).

1.1.2 Ennallistaminen

Ennallistamisella tarkoitetaan esimerkiksi metsissä tehtäviä toimenpiteitä, joiden tavoitteena on matkia luonnollisten häiriötekijöiden tuottamia rakenteita metsäekosysteemissä. Näillä toimenpiteillä tavoitellaan lopputulosta, joka olisi mahdollisimman paljon luonnontilaisen kaltainen (SER, 2004). Luonnontilainen metsä määritellään metsänä ilman ihmisen vaikutusta, vaikkakin ihminen vaikuttaa epäsuorasti kaikkiin boreaalisiin metsiin ilmastovaikutuksen kautta (Kuuluvainen, 2002). Näin ollen termi luonnontilaisen kaltainen on osuvampi, sillä se tarkoittaa metsää, jossa ihmisen toimenpiteillä ei ole merkittävästi vaikutettu metsän biodiversiteettiin.

Ennallistamistoimenpiteillä pyritään luonnontilaisen kaltaiseen lopputulokseen luomalla luonnontilaiselle metsälle tyypillisiä ominaispiirteitä ja rakenteita (Meriluoto & Soininen, 2002). Näitä ovat esimerkiksi runsas määrä eriasteista lahopuuta, sekapuustoisuus ja eri-ikäisrakenteisuus. Rakenteellisesti monimuotoisella talousmetsällä on merkittävä osuus biodiversiteetin ylläpitämisessä, sillä luonnonsuojelualueet yksinään eivät riitä ylläpitämään biodiversiteettiä pitkällä aikavälillä (Kuuluvainen ym., 2002).

Suomessa ennallistamistoimenpiteitä tarvitaan siksi, että nykyisen tasaikäisrakenteisen metsän kasvatusmallin mukaisesti hoidetun metsän rakenne ja olemus eroaa merkittävästi luonnontilaisesta metsiköstä (Kolström, 2001). Tämä on havainnollistettuna taulukossa 1. Tasaikäisrakenteisen metsikön hoidossa tähdätään homogeeniseen metsän rakenteeseen, jossa mahdolliset tuhoriskit ja häiriötekijöiden vaikutus pyritään minimoimaan (Kuuluvainen, 2002). Luonnollisten häiriötekijöiden aiheuttamien metsätuhojen seurauksena tulee taloudellisia tappioita ja juuri näitä häiriötekijöitä pyritään minimoimaan taloudellisessa metsänhoidossa (Granström, 2001). Metsänhoito on muuttunut paljon 1970-luvun yksipuolisesta viljelymetsätaloudesta enemmän metsän monimuotoisuutta turvaavaan suuntaan, mutta talousajattelu ohjaa silti päätöksentekoa (Valkonen, Sirén & Piri, 2010). Esimerkiksi kulotusta, joka oli suosittu metsänuudistamisen menetelmä vielä 1960-luvulla, ei nykyään kustannussyistä juurikaan harjoiteta yksityishenkilöiden metsissä (Lindberg ym., 2011).

Tunnus	Luonnontilainen metsä	Taloustmetsä
Erilaisten häiriötekijöiden määrä	Suuri	Pieni
Häiriöiden laadullinen vaihtelu	Suurta	Pientä
Häiriössä kuolevan puuston osuus	0 - 100 %	95 - 100 % *
Kuolleesta puustosta jää lahoppuiksi	100 %	0 - 5 %
Häiriöiden toistuvuus	10 - >500 vuotta	80 - 130 vuotta **
Häiriöiden esiintyminen	Epäsäännöllistä	Säännöllistä
Häiriöiden pinta-ala	0,001 - >100 000 ha	0,5 - 10 ha

Taulukko 1. Luonnontilaisen metsän ja tasaikäisrakenteisena kasvatetun taloustmetsän häiriödynamiikan vertailu.

*Uudistushakkuussa korjattava puusto. **Uudistushakkuiden keskimääräinen väli.

(Mukaelma: Kuuluvainen ym., 2004. Muokannut: Lehtinen, 2020)

Tasaikäisrakenteista metsänkasvatusta esiteltiin aikanaan luonnollisen sukcession mukaisena menetelmänä, sillä uudistamisen oletettiin simuloivan luontaista palon aiheuttamaa uudistumisketjua. Myöhemmin on selvinnyt, etteivät nämä metsäpalojen aiheuttamat laajat tuhot olleetkaan niin yleisiä Fennoskandian alueella (Axelsson & Östlund, 2001). Nykyinen tasaikäisrakenteinen metsänhoito ei tuota tarpeeksi samankaltaista rakenteellista vaihtelua kuin luontaisessa metsässä ilmenevät häiriötekijät. Näistä merkittävimpana on lahoamisen eri asteissa olevien lahoppuiden tuotto (Ylisirniö ym., 2012). Metsänhoidollisten toimenpiteiden ja luonnollisesti esiintyvien häiriötekijöiden välillä on iso ero muun muassa esiintymistiheyden, laajuuden ja tuhoisuuden osalta (Kuuluvainen, 2002).

Suomessa ennallistamistoimenpiteiden harjoittaminen aloitettiin vuonna 1989 Metsähallituksen toimesta (Junninen & Similä, 2011). Alussa ennallistamistoimet kohdistuivat lähinnä ojitettujen turvemaiden ennallistamisiin, mutta pian ennallistamistoimet aloitettiin myös suojelluilla kivennäismailla ennallistamispoltot ja lahoppuurakenteen lisäys (Junninen & Similä, 2011). Nykyään päätoimenpiteet metsäekosysteemien ennallistamisessa ovat erilaiset poltot, lahoppuun lisäys sekä pienaukkohakkuut metsän rakenteen monipuolistamiseksi (Pasanen, 2017). Viimeisen

30 vuoden aikana Metsähallituksen luontopalvelut on suorittanut ennallistamistoimenpiteitä Suomessa jopa 17 000 hehtaarin alueella. Metsähallitus seuraa myös jatkuvasti 30 kohteella eri puolilla Suomea ennallistamistoimenpiteiden vaikutuksia metsiin (Metsähallitus, 2020).

Luonnon monimuotoisuuden suojeleminen metsissä vaatii heterogeenisyyden ylläpitoa ja lisäystä monilla eri tasoilla, jotta metsissä muodostuisi luonnollista vaihtelua (Kuuluvainen, 2002). Heterogeenisyyttä metsään muodostuu monimuotoisuudesta, jota esiintyy jo luonnostaan metsien ekosysteemissä. Rakenteellisella heterogeenisyydellä viitataan rakenteelliseen vaihteluun metsässä, joka kattaa kaiken yksittäisestä oksasta aina koko metsikön muodostamaan maisemaan asti (Kuuluvainen, 2002). Toiminnallinen heterogeenisyys sisältää kaiken sen, mikä vaikuttaa ekosysteemin toimintoihin (Kuuluvainen, 2002). Luonnolliset häiriötekijät ovat juuri näitä toiminnallisia tekijöitä, jotka ylläpitävät kattavasti heterogeenisyyttä metsäekosysteemissä, esimerkiksi tuottamalla jatkuvasti lahoppuuta (Kuuluvainen, 2009).

1.2 Aikaisempi tutkimus

Osittaisia hakkuita, lahoppuun luontia ja polton käyttöä ennallistamistoimenpiteinä tutkineet Lilja ym. (2005) toteavat näiden toimenpiteiden olleen tehokas tapa saavuttaa luonnontilaisen kaltainen varhais-sukcession vaihe tasaikäisrakenteisena hoidettuun varttuneeseen kuusikkoon. Osittaisilla hakkuilla ja lahoppuun luomisella saatiin hajautettua metsän läpimittajakaumaa ja latvuseros harveni. Osittaisia hakkuita ja eriasteisia jättöpuumääriä sisältäviä käsittelyjä seurannut polttokäsittely auttoi entisestään luomaan luonnollisen varhaisen sukcession piirteitä (Lilja ym., 2005). Myös Pasanen (2017) sai tutkimuksessaan samanlaisia tuloksia. Hän osoitti myös, että pelkkä ennallistamispoltto yksinään ei ole tehokas tapa edistää taimettumista alalla, vaan vaatii osittaiset hakkuut. Pasanen (2017) koealueet olivat männiköitä, joten ennallistamispoltto ei pintapalona tappanut tarpeeksi paljon vanhoja puita ja siten luonut aukkoja latvukseen.

Liljan ym. (2005) kuvaamalla koejärjestelyllä on tehty monia tutkimuksia alkuperäisen koejärjestelyn jälkeen. Toivanen ja Kotiaho (2007) tutkivat muun muassa lahoppuun kehitystä koealalla ja tämän vaikutusta alueen kovakuoriaislajeihin. Omalle tutkimukselleni hyvänä vertailuna toimii tutkimus, jonka de Chantal, Lilja-Rothsten, Peterson, Kuuluvainen, Vanha-Majamaa & Puttonen (2009) toteuttivat. Tutkimuksessa tekijät perehtyivät ennallistamistoimenpiteiden lyhyen aikavälin vaikutukseen puiden uudistumisessa. De Chantal ym. (2009) keskittyivät tutkimuksessaan tarkemmin siihen, minkälaisissa paikoissa puuntaimia esiintyi. Heidän tutkimuksensa perusteella eri jättöpuumäärillä ei ollut havaittavissa niinkään suurta merkitystä koealoilla esiintyneiden taimien määriin. Ennallistamispoltton vaikutukset sen sijaan olivat selkeämmin huomattavissa monipuolisempina ja runsaampana taimettumisena.

Viimeisimpänä koealueella tehty tutkimus on Ojansivun (2014) pro gradu -tutkielman yhteydessä tehty tutkimus. Ojansivu (2014) tutki aukkojen reunavaikutusta uudistumiseen koealueella ja päätyi hyvin samankaltaiseen lopputulokseen kuin Lilja ym. (2005) tutkimuksessaan. Etenkin männyn ja koivujen taimet olivat menestyneet poltetuilla aloilla, kun taas kuusen taimia oli eniten polttamattomilla koealueilla. Ojansivu (2014) toteaa tutkimuksensa lopuksi, että jatkotutkimukselle on todennäköisesti tarvetta, sillä eri koealueiden vaihtelevien käsittelyjen aiheuttamat erot näkyvät todennäköisesti selkeämmin vasta jonkin ajan kuluessa.

1.3 Tutkimusongelma

Sekä metsien ekologian että biodiversiteetin tutkimuksilla on pitkät perinteet Suomessa (Kuuluvainen ym., 2004). Ennallistamistoimenpiteiden vaikutuksista metsien monimuotoisuuteen sen sijaan on vain vähän tutkimuksia (Kuuluvainen ym., 2002), joten tietämys ennallistamistoimenpiteiden toimivuudesta on vähäistä (Lilja 2006). Aikaisemmissa tutkimuksissa, kuten Vanha-Majamaa ym. (2007) tekemässä tutkimuksessa todetaan, että jatkotutkimukset sekä lajiston seuranta ekologisesta sukkessiosta ja eri ennallistamistoimenpiteiden vaikutuksista lajistoon ovat tärkeitä. Ennallistamistoimenpiteitä on tehty suojelumetsissä jo yli 30 vuoden ajan (Metsähallitus, 2020), mutta toimenpiteiden vaikutuksia ei ole vielä kattavasti pystytty

tutkimaan. Ennallistamistoimenpiteiden vaikutusten luotettava tutkiminen vaatii aikaa, sillä toimenpiteiden vaikutukset ovat pitkäaikaisia (Kuuluvainen ym., 2002). Hämeenlinnan Evolla ja Padasjoen Vesijaolla 2002 tehdyt ennallistamiskokeet ovat hyvä esimerkki siitä, miten kova tarve on tällaisella monitavoitteisella tutkimuksella, johon kuuluu pitkä seuranta-aika (Vanha-Majamaa ym., 2007). Toisaalta myös uusia ennallistamismenetelmiä kehitetään koko ajan (Kuuluvainen ym., 2002).

Jotta jatkossa voidaan toteuttaa metsäluonnon monimuotoisuutta lisääviä ennallistamistoimenpiteitä tehokkaasti, on kerättävä lisää tietoutta luonnontilaisten metsien rakenteesta ja eri tekijöiden vaikutuksista toisiinsa (Kuuluvainen ym., 2002). Iso osa boreaalisen alueen luonnontilaisten metsien rakenteen tutkimuksista keskittyy vanhoihin metsiin, kun taas lehtipuuvältaisten varhaisen sukessiovaiheen metsien tutkimus on ollut varsin vähäistä (Kuuluvainen & Aakala, 2011). De Chantal, Leinonen, Kuuluvainen & Cescatti (2003) korostavat tutkimuksessaan luontaisen uudistumisen tutkimuksen tarvetta, jotta luontaista uudistumista voitaisiin hyödyntää paremmin talousmetsien uudistamisessa. Vaikkakin metsien kulottamista ja metsäpaloja onkin tutkittu jo 1920-luvulta lähtien (Lindberg ym., 2011), on tuli ennallistamisen työkaluna edelleen heikosti tunnettu (Kuuluvainen ym., 2002). Eri palomallien ja polton käyttäytymismallien tutkimus erilaisissa olosuhteissa ja kasvupaikoilla on Suomessa ollut varsin vähäistä (Lindberg ym., 2011). Vanha-Majamaa ym. (2007) korostaa omassa tutkimuksessaan, miten tämänkin tutkimuksen hyödyntämä koejärjestely on tärkeä, jotta saadaan kehitettyä metsien monimuotoisuutta lisäävä menetelmä, joka on sekä ekologisesti että taloudellisesti tehokas.

1.4 Tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää miten ennallistamisen eri käsittelytavat, eli tässä koejärjestelyssä eri jättöpuumäärät ja poltto, ovat seuranta-aikana vaikuttaneet metsikön luontaiseen uudistumiseen koalueilla. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan:

1. Miten taimien lukumäärä vaihteli suhteessa eri jättöpuumääriin ja ennallistamispoltoon?
2. Miten taimien lajiversiteetti vaihteli suhteessa eri jättöpuumääriin ja ennallistamispoltoon?
3. Miten eri käsittelytavat vaikuttavat koealan taimien lajistolliseen monimuotoisuuteen?

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Koealue

Tutkimuksen aineisto on kerätty koealoilta, jotka sijaitsevat eteläisessä Suomessa Hämeenlinnan kaupungin Evon kylässä ja Padasjoen kunnan Vesijaon kylässä (61°N, 25°E). Alue sijaitsee eteläboreaalisella vyöhykkeellä (Ahti, Hämet-Ahti & Jalas, 1968). Ilmatieteen laitoksen alueella olevan havaintoaseman 30 vuoden tarkkailujakson (1981-2010) mukaan vuoden keskilämpötila tuolla alueella on 4,2 °C ja vuosittainen sademäärä on noin 645 mm (Pirinen ym., 2012). Kasvukauden pituus alueella vaihtelee 165 ja 175 vuorokauden välillä, lämpösumman ollessa 1200 astevuorokauden paikkeilla (Ilmatieteen laitos, 2020). Alueen maaperä koostuu pääosin erilaisista moreeneista (Evon retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma, 2015).

Suurin osa metsistä Evon alueella lukeutuu metsätyypiltään mustikkatyypin (*Vaccinium Myrtillus*, MT), eli tuoreen kankaan metsiin (Evon retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma, 2015). Tästä syystä myös suurin osa koejärjestelyn koealueista kuuluu samaan metsätyyppiin ja vain viidellä koealalla oli havaittavissa piirteitä käenkaali-mustikkatyypin (*Oxalis Myrtillus*, OMT), eli lehtomaisen kankaan kasvupaikasta (Vanha-Majamaa ym., 2007). Koealat sisälsivät myös soistuneita laikkuja, jotka kasvillisuuden puolesta luokiteltiin soistuneiksi tuoreiksi kankaiksi ja korviksi (de Chantal ym., 2009). De Chantal ym. (2009) mukaan rahkasammalia (*Sphagnum* spp.) oli edelleen havaittavissa, vaikka alueita olikin taloudellisissa tarkoituksissa kuivatettu.

Koealat sijoitettiin valikoidusti eri maanomistajien mailla sijaitseviin varttuneisiin kuusikoihin. Kuusikoiden ikä oli keskimäärin 80 vuotta (kuusikoiden ikien vaihteluväli 60 - 80 vuotta). Kaikkia koealoja oli harvennettu aikaisemmin, mutta muuten niiden tarkka käsittelyhistoria ei ole tiedossa (Vanha-Majamaa ym., 2007). Koealat olivat sekapuustoisia, vaikkakin kuusi oli selkeä pääpuulaji. Muut puulajit koealueilla olivat pääasiassa lehtipuita, kuten hieskoivuja (*Betula pubescens* Ehrh.), rauduskoivuja (*Betula pendula* Ehrh.) ja haapoja (*Populus tremula* L.). Mäntyä koealoilla oli vain

vähäisissä määrin (Lilja ym., 2005). Alemmissa latvuskerroksissa esiintyi lisäksi pieniä määriä pihlajaa (*Sorbus aucuparia* L.) ja katajaa (*Juniperus communis* L.) (Lilja ym., 2005).

2.2 Koejärjestely

Tätä koejärjestelyä on hyödynnetty tutkimuksissa aiemminkin - koealat on alun perin perustettu 2002. Niiden perustamisen ovat kuvanneet aiemmin muun muassa Vanha-Majamaa ym. (2007). Muita tutkimuksia alueella ovat tehneet esimerkiksi Toivanen ja Kotiaho (2007) ennallistamispolton alueellisista vaikutuksista kovakuoriaispopulaatioon, de Chantal ym. (2009) ennallistamistoimenpiteiden lyhyen ajan vaikutuksista sekä Ojansivu (2014) aukon reunavaikutuksesta uudistumiseen.

Koealoja on yhteensä 24. Ne ovat sijoitettuina eri maanomistajien maille Hämeenlinna-Evo-alueelle ja Padasjoki-Vesijako-alueelle. Koealojen koot vaihtelevat yhden ja kolmen hehtaarin välillä. Kokeelliset ennallistamistoimenpiteet koealoilla koostuivat hakkuista, polttamisesta ja koneellisesta kuolleen puun lisäämisestä eli jättöpuun maahan kaatamisesta. Metsäkoneella suoritetuissa hakkuissa jokaiselle koealalle jätettiin 50 m³/ha eläviä puita säästöpuiksi (SR, standing retention). Säästöpuiden lisäksi hakatuille koealoille jätettiin kolmen eri tason mukaan maahan kaadettuja puita jättöpuiksi (DR, down retention). Maahan kaadettujen jättöpuumäärien tasot koealueilla olivat alhainen (5 m³/ha), keskimääräinen (30 m³/ha) ja korkea (60 m³/ha). Kaikilla hakatuilla koealoilla pystyyn jätettyjen säästöpuiden määrä on siis sama, mutta maahan kaadettu jättöpuun määrä vaihtelee. Hakattujen koealojen lisäksi perustettiin vertailukoealoja, joilla ei suoritettu hakkuita.

Hakkuiden ja puun korjuun jälkeen puolet kaikista koealoista ennallistamispolletettiin. Koealat hakattiin keväällä 2002 ja ennallistamispolletettiin kesän 2002 aikana. Tällä tavoin jokaisella koealalla on koejärjestelyssä kolme duplikaattia. Koejärjestelyssä on siten kolme poltettua ja polttamatonta vertailukoealaa, kolme poltettua ja polttamatonta hakattua koealaa, jolla on 5 m³/ha maahan kaadettua jättöpuuta, ja niin edelleen (taulukko 2.).

Koejärjestelyn rakenne				
	Poltettu	toisto	Polttamaton	toisto
Käsittely 1	5 m ³ /ha DR	3	5 m ³ /ha DR	3
	50 m ³ /ha SR		50 m ³ /ha SR	
Käsittely 2	30 m ³ /ha DR	3	30 m ³ /ha DR	3
	50 m ³ /ha SR		50 m ³ /ha SR	
Käsittely 3	60 m ³ /ha DR	3	60 m ³ /ha DR	3
	50 m ³ /ha SR		50 m ³ /ha SR	
Vertailu	ei hakkuita	3	ei hakkuita	3

Taulukko 2. 24 koealueen koejärjestely. DR=down retention tree, SR=standing retention tree. Kolmen eri jättöpuukäsittelyasteen (alhainen 5 m³/ha DR, keskimääräinen 30 m³/ha DR ja korkea 60 m³/ha DR) lisäksi kuudella koealalla ei suoritettu hakkuita. Puolet koealoista polttokäsiteltiin (Mukaelma: Lilja, ym. 2005. Muokannut Lehtinen, 2020).

Ennallistamistoimenpiteiden jälkeen jokaiselle koealalle sijoitettiin jatkotutkimuksia varten kaksi mittausruutua, toinen kuivan kivennäismaan ja toinen soistuneen kivennäismaan kasvupaikalle. Koejärjestelyssä on siis yhteensä 48 mittausruutua. Nämä satunnaisesti sijoitetut mittausruudut ovat kooltaan 20 metriä x 40 metriä, ja ne on merkitty pysyvästi maastoon ja niiden koordinaatit on kirjattu.

2.3 Aineiston keruu

Aineisto kerättiin Evon opetusmetsän harjoittelijoiden ja saksalaisten vaihto-opiskelijoiden toimesta kevät-kesällä 2019. Koealueiden taimista mittausryhmät kirjasiivat puulajin, puun kunnan sekä mittasivat taimen pituuden ja rinnankorkeusläpimitan. Taimien pituuden mittaamisessa ei otettu huomioon mahdollista saman vuoden vuosikasvua, jotta alkukesästä ja keväällä tehdyt mittaukset olisivat verrattavissa myöhemmin kesällä tehtyihin mittauksiin. Lämpimillä taimista kirjattiin vain, jos se oli yli viisi senttimetriä.

Taimien mittaamista varten mittausruudut paikannettiin maastossa olevien 12 muoviputken avulla. Nämä putket jakavat mittausruudun muita tutkimuksia varten kasvillisuuskvartaaleihin, mutta tässä tutkimuksessa niiden avulla määritettiin mittausruudun keskilinja. Kun keskilinja oli väliaikaisesti merkitty mittanauhan avulla maastoon, mittasi mittausryhmä kaikki taimet metrin alueelta molemmin puolin keskilinjaa (kuva 2). Taimet siis mitattiin toisin sanoen alueelta, jonka koko oli vain 2 x 40 metriä, eikä koko koekalan 20 x 40 metrin alueelta.



Kuva 2. Mittausruudun havainnollistava kuva, keskilinja ja alue, jolta kaikki nuoret puut/taimet mitattiin. (Lehtinen, 2020)



Kuva 3 & kuva 4. Havainnollistavat kuvat koealojen erilaisuudesta. Mittausryhmä molemmissa kuvissa suunnilleen samalla etäisyydellä kuvaajasta. Kuvassa 3 näkyy keskilinjan väliaikainen merkintä mittanauhalla (Lehtinen, 2019).

2.4 Aineiston käsittely ja analysointi

Aineistoa tarkastellessa tuli ottaa huomioon se, että mittausryhmä oli päättänyt jättää mittaamatta yhden koealan. Mittaamatta jätetty koeala oli ennallistamispoltettu ja sille oli jätetty hakkuiden yhteydessä 5 m³/ha jättopuuta (5DR). Ilmeisesti kyseisellä koealalla oli juuri käyty raivaamassa havupuita haittaava lehtipuuvesakko pois, ja mittaus tiimi oli sitä mieltä, etteivät ota koealalta tuloksia ylös, jottei se vääristäisi tuloksia. Mittaus tiimit kertoivat, että myös parilla muulla koealalla oli merkkejä metsänhoidollisista toimenpiteistä.

Aineiston käsittely aloitettiin koostamalla kaikki mittausryhmien tekemät erilliset excel-tiedostot yhteen taulukkoon. Samalla taulukosta karsittiin ylimääräistä ja tälle tutkimukselle tarpeetonta tietoa, kuten erityishuomioita nuorten puiden tuhon aiheuttajista. Mainittakoon, että hirvi oli yleisin tuhon aiheuttaja, mikäli tuhoja ilmeni koealueen nuorissa puissa. Myös mahdolliset kirjausvirheet korjattiin tässä vaiheessa,

jotta myöhempi analysointi R-ohjelman avulla onnistuisi ongelmitta. Yleisimmät virheet aineistossa olivat ylimääräinen välilyönti tai kaksinkertainen merkintä.

Aineiston tarkastelu aloitettiin taulukointityökalulla tekemällä yhteenvetoja kustakin mittausruudusta. Mittausruuduista eroteltiin kukin puulaji omaksi sarakkeekseen ja jokaisesta puulajista laskettiin runkoluku hehtaarilla ja keskipituus. Tämän lisäksi laskettiin myös mittaruutukohtainen runkoluku hehtaarilla ja kaikkien puiden keskipituus. Tämän taulukon (Liite 1) avulla saatiin suuntaa sille, mitä tuloksia mahdollisesti saadaan ja mitä lähdetään testaamaan. Myöhemmässä analysoinnissa aineistoa jaettiin aina tarpeen mukaan joko polttokäsittelyn tai jätöpuukäsittelyn perusteella.

Puulajijakauman, eli lajidiversiteetin tilastollisten tunnuslukujen selvittämiseksi käytettiin Shannonin (1948) diversiteetti-indeksiä,

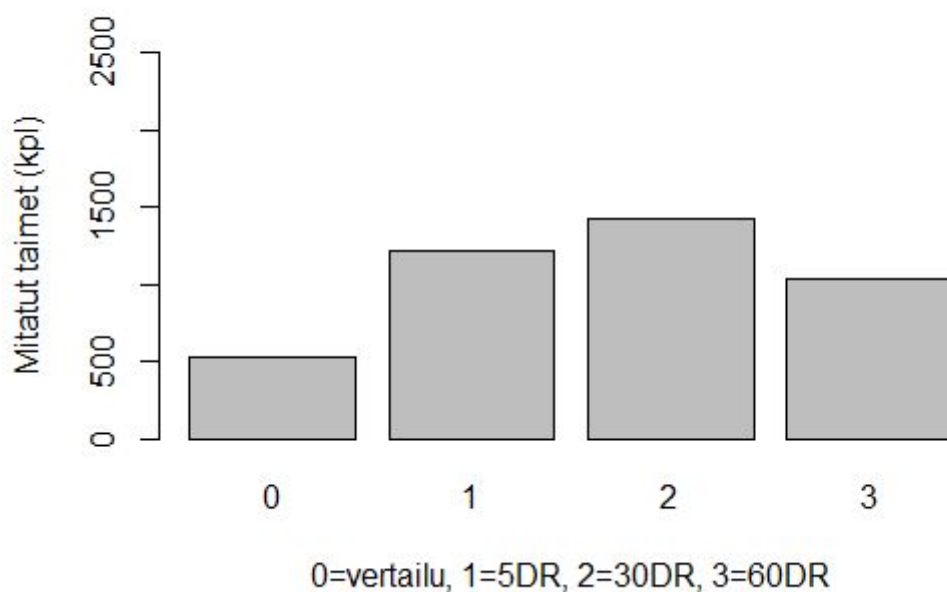
$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

jossa S on havaittujen lajien lukumäärä, P_i on murto-osa koko populaatiosta, joka koostuu lajeista i , \ln on luonnollinen logaritmi ja H' on Shannonin diversiteetti-indeksi. Ennallistamispolton ja jätöpuukäsittelyn tilastollinen merkitsevyys taimien määrään ja puulajien moninaisuutta kuvaavaan Shannonin diversiteetti-indeksiin testattiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA). Tämän testauksen avulla saatiin tuloksia, joiden perusteella pystyttiin toteamaan, oliko muuttujilla tilastollista merkitystä yksittäisinä muuttujina ja/tai yhteismuuttujana. Shannonin diversiteetti-indeksiä käsittelevään dataan piti tehdä muunnos, koska Shannon-indeksi ei ollut normaalisti jakautunut.

3. TULOKSET

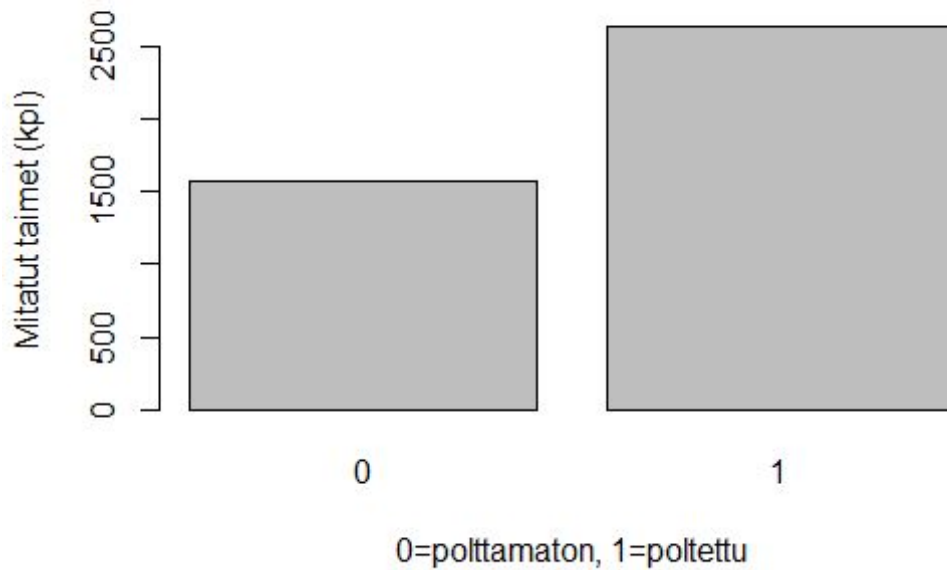
3.1 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus taimien määrään

Mitattujen taimien määrä koealoilla vaihteli suhteessa eri jättopuumääriin (Kuva 5). Taimia oli enemmän hakatuilla kuin hakkaamattomalla vertailukoealalla. Hakatuista koealoista taimia oli eniten jättopuuluokassa 2, jossa jättopuuta oli 30 m³ hehtaarilla ja vähiten jättopuuluokassa 3 (jättopuuta 60 m³/ha) (Kuva 5). Tätä kuvaa tarkastellessa on kuitenkin otettava huomioon, että mittausryhmä jätti mittaamatta yhden 5 m³ hehtaarilla jättopuuta sisältäneen koealan mittausruudut. Koska määrät tässä kuvassa ovat absoluuttisia, vaikuttaa se näkymään oleellisesti.



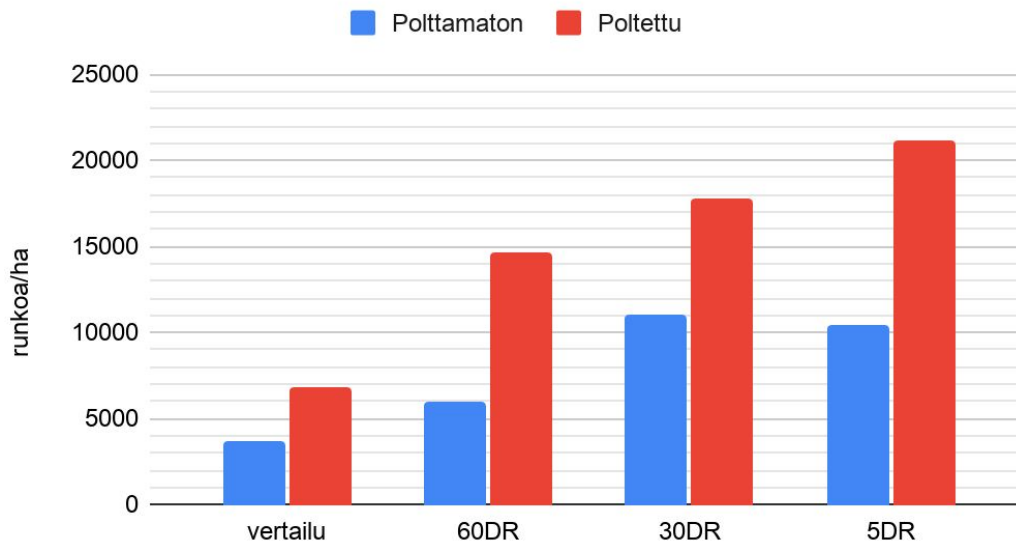
Kuva 5. Kaikki mitatut taimet eri jättopuumääräkäsittelyissä.

Polttokäsittely luokassa 1, eli poltetuilla koealoilla, oli yli 2500 mitattua taimeaa, kun polttamattomien koealojen luokassa 0 oli vain hieman yli 1500 mitattua taimeaa (kuva 6). Näiden kahden luokan ero olisi vieläkin selkeämpi, mikäli kaikki koealat olisi mitattu. Mittaamatta jätetty koeala oli poltettu.



Kuva 6. Kaikki mitatut taimet polttokäsittelyn mukaan jaoteltuna.

Kuvassa 7 taimien määrät ovat laskennallisia keskimääräisiä hehtaarikohtaisia runkolukuja (taimia/ha). Tällä tavoin saadaan häivytettyä puuttuvan koealan vaikutusta kuvaajaan. Taimien runkoluvut on jaettu koealojen käsittelyjen mukaan niin, että jokaisella jättopuumäärän käsittelytasolla on laskettu sekä poltettujen että polttamattomien koealojen keskimääräinen taimien runkoluku. Jokaisella jättopuumäärän käsittelytasolla poltettujen koealojen taimien runkoluku oli korkeampi kuin polttamattomien (kuva 7). Poltetuilla koealoilla taimien runkoluku nousi, kun jättopuumäärä koealalla pieneni (kuva 7). Polttamattomilla koealoilla taimien runkoluku nousi samalla tavalla kuin poltetuillakin, mutta poltetuista koealoista poiketen polttamattomien 30 m³/ha jättopuukäsittelyn ja 5 m³/ha jättopuukäsittelyn välillä taimien runkoluku laski (kuva 7).



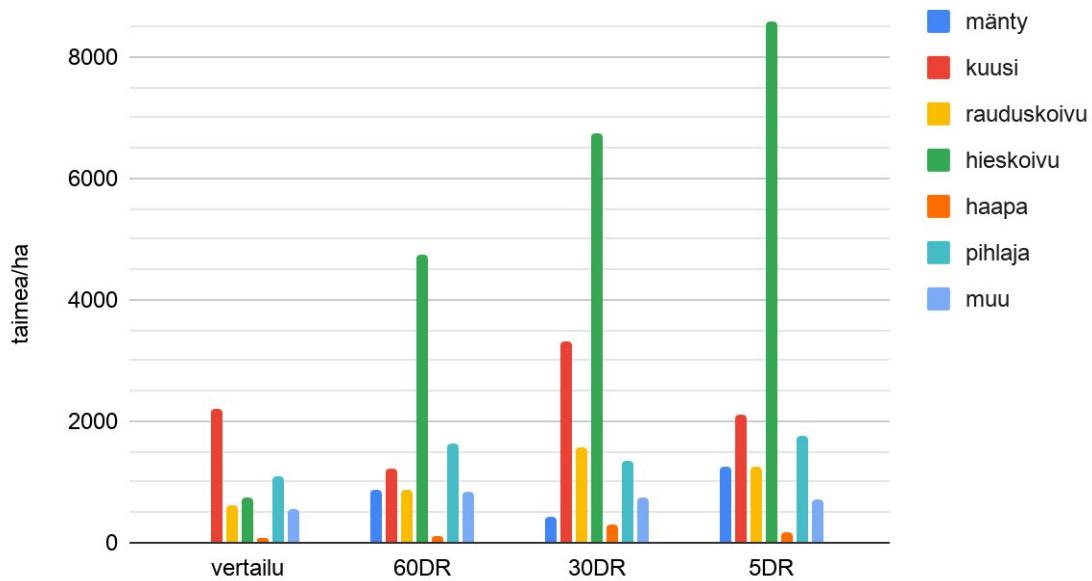
Kuva 7. Koealojen keskimääräinen runkoluku (runkoa/ha) käsittelyittäin eroteltuna. Tässä kuvassa jättopuukäsittelytasot ovat järjestyksessä vertailukoealat, korkea (60DR), keskimääräinen (30DR) ja alhainen (5DR) jättopuumäärätaso.

Varianssianalyysillä aineistoa tarkastellessa saatiin selville, että polttokäsittely on taimimäärän ennustettavuuden kannalta tilastollisesti merkitsevä $p < 0,05$ (polttokäsittelyn $p < 0,01$). Tämä tarkoittaa, että poltetuilla koealoilla oli enemmän taimia kuin polttamattomilla koealoilla ja ero on tilastollisesti merkitsevä. Jättopuukäsittelyn $p > 0,112$ ja käsittelyjen interaktion $p > 0,35$. Ne eivät siis vaikuttaneet tilastollisesti merkitsevästi taimien lukumäärään koealoilla.

3.2 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus puulajijakaumaan

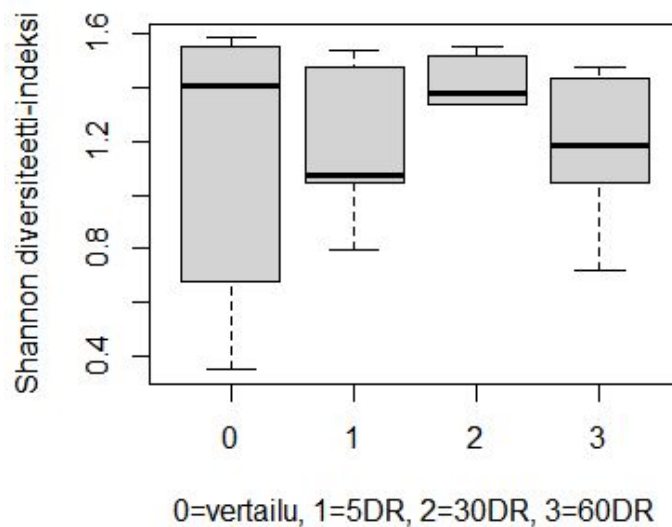
Eri puulajikohtaiset taimien runkoluvut vaihtelivat jättöpuukäsittelyjen mukaan koealoilla (kuva 8). Hieskoivun taimien runkoluku nousi selvästi jättöpuumäärän vähentyessä. Muiden puulajien runkoluvuilla ei ollut yhtä selkeää kehitystä mihinkään suuntaan (kuva 8). Männyn taimet eivät menestyneet vertailukoealoilla, ja hakatuillakin koealoilla männyn taimien määrä vaihteli 500-1000 taimea hehtaarilla. Kuusen taimien määrä vaihteli 2000 taimea hehtaarilla molemmin puolin. Kuusten runkoluku oli korkeimmillaan keskimääräisen asteen jättöpuumäärän koealoilla (noin 3300 taimea hehtaarilla) ja pienimmillään korkean asteen jättöpuumäärän koealoilla (noin 1200 taimea hehtaarilla) (kuva 8). Rauduskoivua ja pihlajaa esiintyi tasaisesti kaikilla koealoilla, mutta vain keskimääräisen jättöpuuasteen koealoilla rauduskoivua esiintyi enemmän kuin pihlajaa. Haapaa esiintyi hyvin vähän kaikilla koealoilla jättöpuumäärästä riippumatta. Muita puulajeja yhteensä oli tasaisesti noin 500 taimea hehtaarilla joka jättöpuuasteen koealalla (kuva 8).

Puulajijakaumasta kuva 8 osoittaa, että hieskoivu oli vallitseva puulaji kaikilla hakatuilla koealoilla. Hakatuilla koealoilla hieskoivun runkoluku oli selkeästi muita puulajeja isompi. Ero oli isoimmillaan vähäisen jättöpuuasteen koealoilla, jossa ero seuraavaksi yleisimpään puulajiin oli yli 6000 taimea hehtaarilla (kuva 8). Vertailukoealoilla vallitsevana puulajina oli selkeästi kuusi, jossa sillä oli eroa seuraavaksi yleisimpään puulajiin noin 1000 taimea hehtaarilla (kuva 8).



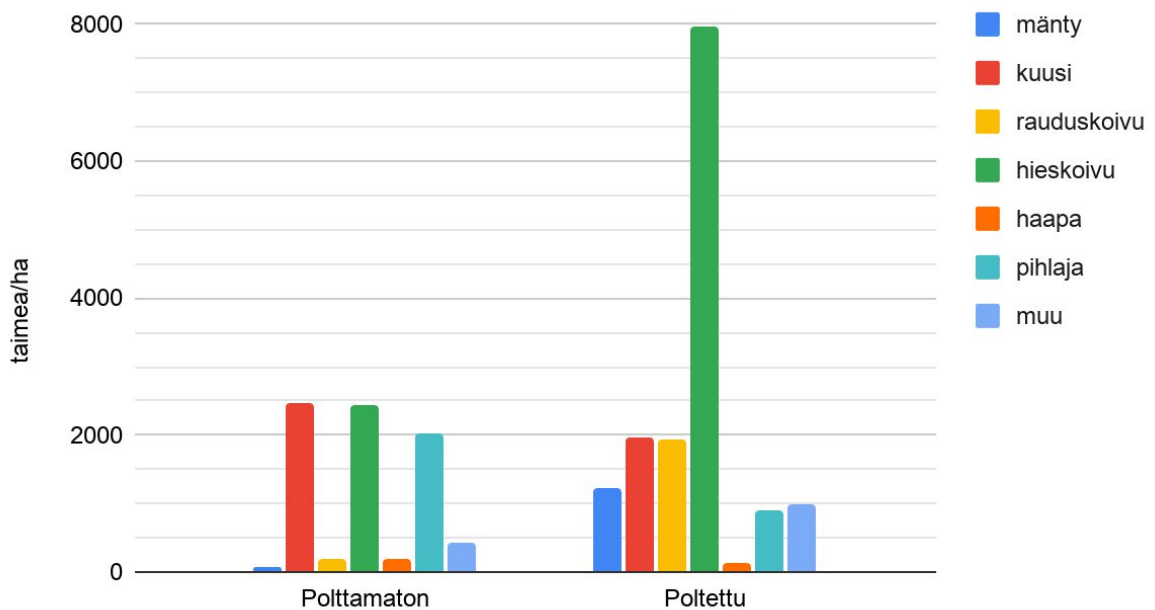
Kuva 8. Puulajikohtaisia keskimääräisiä taimien runkolukuja jättöpuukäsittelyittäin.

Diversiteetti-indeksi vaihteli koealakohtaisesti paljon jättöpuukäsittelystä riippumatta (kuva 9). Suurinta vaihtelu oli vertailukoealoilla. Vertailukoealoilla olivat puulajidiversiteetiltään sekä pienin että suurin koeala. Pienintä puulajidiversiteetin vaihtelu oli keskimääräisen jättöpuuasteen koealoilla, joilla diversiteetti-indeksi oli myös keskimäärin muita jättöpuukäsittelyjä suurempi (kuva 9).



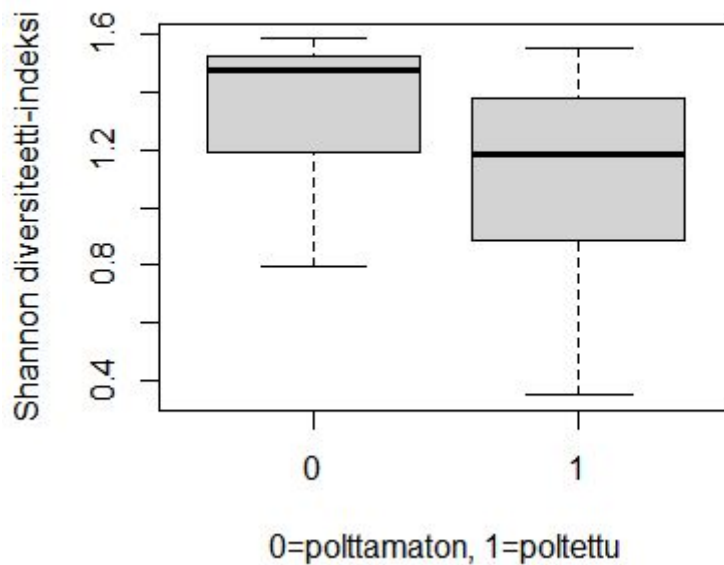
Kuva 9. Shannonin diversiteetti-indeksin koealakohtainen jakauma jättöpuumääräkäsittelyittäin.

Polttokäsittelyn vaikutus puulajijakaumaan on selkeästi huomattavissa (kuva 10). Polttamattomilla koealoilla kuusi, hieskoivu ja pihlaja olivat hyvin tasavertaisia taimien runkoluvun suhteen. Kaikki muut puulajit olivat selkeästi altavastajina polttamattomilla koealoilla (kuva 10). Poltetuilla koealoilla hieskoivu vallitsi. Ero seuraavaksi yleisimpiin puulajeihin oli noin 6000 taimea hehtaarilla. Mänty ja rauduskoivu pärjäsivät selkeästi paremmin poltetuilla koealoilla, kun taas pihlajan määrä puolittui polttamattomiin koealoihin nähden (kuva 10).



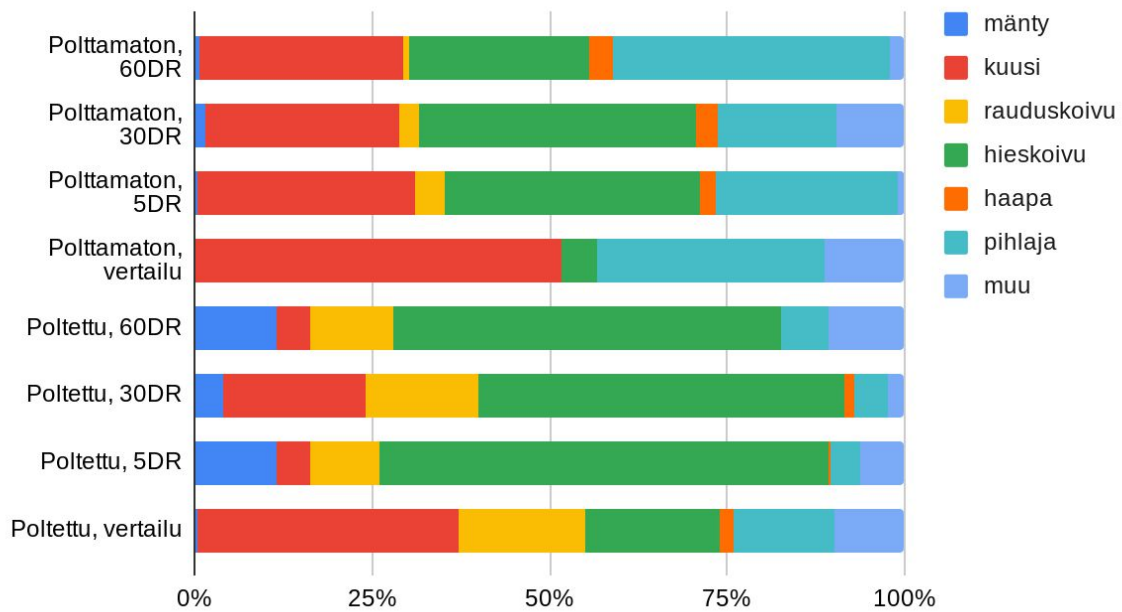
Kuva 10. Puulajikohtaiset keskimääräiset runkoluvut polttokäsittelyittäin.

Poltetuilla koealoilla diversiteetti-indeksin vaihtelu oli isompaa kuin polttamattomilla (kuva 11). Polttamattomien koealojen diversiteetti-indeksi vaihteli 0,8 ja 1,6 välillä. Polttamattomien koealojen diversiteetti-indeksi oli keskimäärin hieman yli 1,4 (kuva 11). Poltetuilla koealoilla diversiteetti-indeksi oli alimmillaan 0,4 ja korkeimmillaan hieman alle 1,6. Keskiarvo poltettujen koealojen diversiteetti-indeksillä oli noin 1,2 (kuva 11). Polttamattomilla koealoilla oli siis keskimäärin parempi puulajidiversiteetti kuin poltetuilla.



Kuva 11. Shannonin diversiteetti-indeksin koelakohtainen jakauma polttokäsittelyn mukaan jaettuna.

Suhteellisen jakauman kuvasta (kuva 12) saa hyvän yleiskuvan puulajijakaumasta käsittelyluokittain. Mänty, rauduskoivu ja hieskoivu menestyivät suhteessa paremmin poltetuilla kuin polttamattomilla koelaloilla. Kuusi ja pihlaja taas pärjäsivät paremmin polttamattomilla koelaloilla (kuva 12). Mänty ja hieskoivu eivät pärjänneet vertailukoealoilla, mutta kuusi taas menestyi vertailukoealoilla hyvin. Hieskoivu oli selkeästi vahvimmillaan hakatuilla koelaloilla polttokäsittelystä riippumatta (kuva 12). Haapaa ei juuri esiintynyt polttamattomilla vertailukoealoilla ja poltetuilla korkean jättöpuuasteen koelaloilla. Muut puulajit -luokkaan kuuluvilla ei ollut huomattavissa merkittäviä muutoksia käsittelyihin perustuen (kuva 12).



Kuva 12. Suhteellinen puulajijakauma käsittelyluokittain jaoteltuna.

Varianssianalyysillä saatujen tulosten mukaan kumpikaan muuttuja tai niiden interaktio ei ole tilastollisesti merkitsevä. Jätöpuukäsittelyn $p > 0,68$, joka on selkeästi isompi kuin merkitsevyyden raja $p \leq 0,05$. Polttokäsittelyn ja yhteisvaikutuksen p-arvot jäivät vain vähän merkitsevyyden rajaa suuremmiksi. Polttokäsittelyn $p < 0,06$ ja yhteisvaikutuksen $p < 0,09$.

4. TULOSTEN TARKASTELO

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin, miten vaihtelevat jättopuumäärät ja ennallistamispolto vaikuttavat metsikön luontaiseen uudistumiseen. Uudistumisen mittarina käytettiin taimien lukumäärää sekä lajidiversiteettiä. Kaiken kaikkiaan koealoilta mitattiin yhteensä 4203 taimea. Kaikkien käsittelytapojen yhdistelmät toistuivat koejärjestelyssä kolme kertaa. Poikkeuksena tässä tutkimuksessa poltetut alhaisen jättopuuasteen (5 m³/ha jättopuuta) koealat, joista mittausryhmät jättivät yhden koealan mittaamatta. Tästä riippumatta otantaa voidaan pitää tarpeeksi kattavana johtopäätösten muodostamista varten, sillä sekä poltettuja että alhaisen jättopuuasteen koealoja jäi tarpeeksi. Tutkimuksessa ei vertailtu niinkään käsittelytapojen yhdistelmiä vaan käsittelytapoja erikseen.

4.1 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus taimien määrään

Jättopuumäärät eivät vaikuttaneet merkittävästi taimien lukumäärään. Myös de Chantal ym. (2009) päätyivät saman suuntaisiin tuloksiin. Jättopuukäsittelyllä kokonaisuutena sen sijaan oli selkeä ero verrattaessa vertailukoealoihin. Hakkaamattomilla vertailukoealoilla oli selvästi vähemmän taimia kuin hakatuilla jättopuukoealoilla. Tätä ei tilastollisesti todettu, mutta ero on huomattavissa kuvaajien perusteella (kuvat 5 ja 7). Ero vertailukoealojen ja hakattujen koealojen välillä on selitettävissä resurssien vapautumisena uuden puusukupolven käyttöön, tässä tapauksessa erityisesti auringonvalon. Myös Harlio (2012) toteaa pienaukottamista käsittelevässä tutkielmassaan, että latvuserroksen aukot edesauttavat luonnollisen sukkession käynnistymisessä. Hakatuilla koealoilla on huomattavasti vertailukoealoja harvempi latvuserros, kun säästöpuuta oli jätetty hakatuille koealoilla vain 50 m³/ha. Vertailukoealoilla olemassa olleeseen puustoon ei tehty mitään toimenpiteitä ennallistamispoltetuista vertailukoealoista lukuunottamatta. Lilja ym. (2005) kertovat myös, etteivät kaikki ennallistamispolto onnistuneet täysin. Monin paikoin ennallistamispolto pysyttelivät matalan tuhoasteen pintapaloina ja koealoille muodostui myös täysin kulonkiertämiä alueita. Suurin osa ennallistamispoltetujenkin koealojen alkuperäisestä puustosta siis säilyi hengissä. Kun latvuserroksessa ei muodostunut

juuri aukkoja ja iso osa olemassa olevista puista säilyi elinvoimaisena polttokäsittelystä huolimatta, ei resursseja yksinkertaisesti jäänyt uudelle puusukupolvelle käytettäväksi. Tästä syystä vertailukoealoilla on vähemmän taimia kuin hakatuilla, eli jättopuukäsitellyillä koealoilla.

Taimien lukumäärä oli suurempi ennallistamispoltetuilla koealoilla kuin polttamattomilla koealoilla. Lilja ym. (2005) osoittavat myös tutkimuksessaan, että poltto on taimimäärää lisäävä tekijä ennallistamistoimenpiteenä. Tämä voidaan selittää vapautuneena kasvualustana uudelle puukusupolvelle. Koealat olivat kuitenkin pääasiassa reheviä OMT-kasvupaikan metsiä. Näille metsille on ominaista paksu kunttakerros, joka ei ole niin suotuisa kasvualusta kuin paljas kivennäismaa tai poltetu maapohja (Kolström, 2001). Kuuluvainen & Kalmari (2003) toteavat myös tutkimuksessaan, etteivät siemenet idä kunnolla paksun kuntan läpi ja paljastunut kivennäismaa edistää merkittävästi metsämaan taimettumista. Myös Valkosen (2019) taimettumiseen liittyvässä tutkimuksessa rehevän pintakasvillisuuden todettiin haittaavan taimien kasvua. Ennallistamispoltton avulla saadaan myös vapautettua kunttakerroksen kasvustoon sitoutuneet ravinteet uuden puusukupolven käyttöön (Lindberg ym., 2011). Ennallistamispoltto myös vaikuttaa kunttakerrokseen ohentamalla tai jopa poistamalla tämän orgaanisen kerroksen paljastaen kivennäismaata. Tämän on muun muassa Levula, Levula & Westman (2004) todennut edistävän siementen itämistä ja tätä kautta myös edistävän metsämaan taimettumista. Näiden havaintojen pohjalta voidaan selittää, miksi poltetuilla koealoilla on enemmän taimia kuin polttamattomilla koealoilla.

Ennallistamispoltton ja hakkuiden yhdistäminen on suurimman taimimäärän tavoittelemisen kannalta selkeästi paras vaihtoehto. Kuvasta 7 näkee, miten kaikkien jättopuuasteiden poltetuilla koealoilla on selvästi enemmän taimia kuin polttamattomilla vastaavan jättopuuasteen koealoilla. Sama trendi on todettavissa myös vertailukoealoista, vaikkakin polttokäsittelyllä ei päästä lähellekään hakattujen koealojen taimimääriä. Pasanen (2017) huomauttaa myös työssään, ettei ennallistamispoltto yksinään ole niin tehokas taimien tuottoon nähden kuin ennallistamispoltto yhdistettynä latvuskerrosta avaaviin hakkuihin. Hänenkin

tutkimuksensa koejärjestelyssä ennallistamispoltot toteutuivat pääasiassa matalan kuolleisuuden pintapaloina. Tästä johtuen on tärkeää ennallistamispoltton yhteydessä myös tuottaa jättöpuita koelalle. Sen lisäksi, että niiden avulla saadaan tuotettua aukkoja latvuserrokseen, toimivat ne myös hyvänä palokuormana ja näin tehostavat ennallistamispoltton vaikutusta (Lilja ym., 2005).

Tilastolliset analyysit ennallistamistoimenpiteiden vaikutuksista taimien määrään koelaloilla eivät kuitenkaan anna täysin samaa tulosta. Varianssianalyysin avulla voitiin todeta ainoastaan ennallistamispoltton olevan tilastollisesti merkitsevä muuttuja. Jättöpuukäsittelyn tai ennallistamistoimenpiteiden yhteisvaikutuksella ei voitu todeta samanlaista yhteyttä taimien määrään. Se, ettei tilastollista merkitsevyyttä muuttujille voida todeta, saattaa johtua toistojen määrästä.

4.2 Ennallistamistoimenpiteiden vaikutus puulajijakaumaan

Jättöpuukäsiteltyjen koelajojen välillä saatiin hyvin vaihtelevia tuloksia. Hieskoivun taimien runkoluku kasvoi hakatuilla koelaloilla jättöpuumäärien pienentyessä. Hieskoivu on luonnostaan boreaalisen metsän tehokas levittäytyjä ja pioneerilaji (Siren, 1955). Tätä kehitystä hieskoivun taimien runkoluvussa jättöpuuasteisiin nähden voinee selittää laajempina kasvualana, kun maassa ei ole niin paljon lahoppua. Kuvioilla olleet lahoppuat eivät vielä Ojansivun (2014) tutkielman aikaan olleet edenneet niin pitkälle lahoamisessa, että ne olisivat muodostaneet kasvualustan uusille puusukupolville. Niiden lahoaminen oli vielä pääosin alkuvaiheessa Ojansivun tutkimuksen aikaan, ja hänen tutkimuksestaan ei ole kulunut vielä niin paljon aikaa, että jättöpuiden lahoaste olisi merkittävästi muuttunut. Suurempi merkitys on taas havaittavissa, kun verrataan vertailukoelajoja ja hakattuja koelajoja kokonaisuutena. On huomattavissa, että tavallisesti valoisammassa olosuhteissa pärjäävät puulajit, kuten koivu ja mänty, eivät juuri menestyneet vertailukoelaloilla valtapuiden varjostaessa. Sen sijaan näiden puulajien taimien runkoluvut nousivat selvästi hakatuilla koelaloilla, kun ne saivat tarpeeksi auringonvaloa. Kuusi taas menestyi lajityypillisesti varjossa viihtyvänä puulajina parhaiten vertailukoelaloilla, joissa suurin osa alkuperäisistä koelajan valtapuista oli edelleen hengissä.

Polttokäsitellyillä koealoilla oli enemmän taimia kuin polttamattomilla koealoilla. Tämä viittaa siihen, että polttokäsittely vapautti kasvutilaa ja ravinteita uudelle puusukupolvelle. Hieskoivu nopeana levittäytyjänä valtasi tehokkaasti alaa poltetuilla koealoilla ja näin saavutti selkeän valtapuulajin aseman useimmilla poltetuilla koealoilla. Ennallistamispolton jälkeisestä karummasta kasvupaikasta nauttiva mänty oli selkeästi yleisempi poltetuilla koealoilla. Myös Levula ym. (2004) toteavat kulotuksen edistävän etenkin männyn taimettumista muokkaamattomalla maalla, ja Pitkänen, Järvinen, Turunen, Kohlström & Kouki (2005) tarkentavat männyn itävän parhaiten kohdissa, joissa kunnakerros on palanut kokonaan. Kaiken kaikkiaan voidaan todeta, että ennallistamispolto hyötyivät tehokkaimmin uuden kasvualan nopeasti valtaavat pioneerilajit ja polton jälkeiselle karulle kasvupaikalle erikoistuneet lajit. Myös aiemmissa saman koejärjestelyn tutkimuksissa (Lilja ym., 2005; Vanha-Majamaa ym., 2007; de Chantal ym., 2009; Ojansivu 2014) on päädytty samankaltaisiin tuloksiin. Diversiteetin kannalta poltto ei kuitenkaan ole tulosten perusteella hyvä, sillä hieskoivu menestyy jopa liiankin hyvin poltetuilla koealoilla muihin puulajeihin verrattuna. Toisaalta eräältä polttamattomalta koealalta mitattiin ainoastaan kuusia ja pihlajia.

Tilastollinen aineiston analysointi antoi viitteitä muuttujien suhteesta koealojen diversiteettiin, mutta ei suoria tuloksia. Varianssianalyysillä jättöpuukäsittelyn ja yhteisvaikutuksen merkitsevyyttä ei pystytty toteamaan, mutta aiempien tutkimusten kuten Pasanen (2017) sekä Lilja ym. (2005), ja lisäksi kuvaajien perusteella voidaan vahvistaa yhteisvaikutuksen merkitys. Myös polttokäsittelyn arvo jäi hieman merkitsevyyden ulkopuolelle. Tässäkin kannattaa ottaa huomioon useampi aikaisempi tutkimus, jotka ovat osoittaneet polton merkitseväksi tekijäksi varhaissukcession metsikön diversiteetissä (de Chantal ym., 2009).

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tuloksien perusteella voidaan todeta, että ennallistamispoltoilla pystytään vaikuttamaan sekä alueen taimimääriin että puulajidiversiteettiin. Poltetuilla koealoilla oli suuremmat taimimäärät kuin polttamattomilla. Etenkin mänty ja koivut menestyivät paremmin poltetuilla koealoilla. Hieskoivu kasvoi poltetuilla koealoilla diversiteetin kannalta liiankin hyvin, sillä sen suuri määrä koealoilla laski poltettujen koealojen diversiteetti-indeksiä.

Eri jätöpuukäsittelyn asteilla ei todettu keskenään niinkään suurta merkitystä, mutta jätöpuukäsittelyllä ylipäätään voidaan todeta olevan myös merkitystä edellä mainittuihin uudistumisen mittareihin. Hakatuilla jätöpuukoealoilla puulajidiversiteetti oli parempi ja taimimäärät suurempia. Kuusi pärjasi selkeästi parhaiten käsittelemättömillä vertailukoealoilla, joissa kilpailu oli pienempää.

Koealojen perustamisesta tulee kohta kuluneeksi 20 vuotta, joten tällä tutkimuksella saa jo hyvän kuvan metsän uudistumisesta käytetyillä ennallistamistoimenpiteillä. Toki 20 vuotta on vielä lyhyt aika metsän sukkession seurannassa, joten jatkotutkimukselle on varmasti tarvetta.

LÄHTEET

Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. (1968). Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 3. 169-211.

Angelstam, P. K. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.

Angelstam, P. K. & Kuuluvainen, T. (2004). Boreal Forest Disturbance Regimes, Successional Dynamics and Landscape Structures: A European Perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117-136.

Axelsson, A.-L. & Östlund, L. (2001). Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest ecology and management* 147: 109-122.

Chapin, F., Yarie, J., Van Cleve, K. & Viereck, L. (2006). *Alaska's Changing Boreal Forest*. Oxford University Press, New York.

de Chantal, M., Leinonen, K., Kuuluvainen, T. & Cescatti, A. (2003). Early response of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings to an experimental canopy gap in a boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management* 176: 321-336.

de Chantal, M., Lilja-Rothsten, S., Peterson, C., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. (2009). Tree regeneration before and after restoration treatments in managed boreal *Picea abies* stands. *Applied Vegetation Science* 12. s. 131-143.

Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y. & Flannigan, M. (2006). Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2285-2299.

Evon retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelma. (2015). Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja C 133.

Granström, A. (2001). Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 62-69.

Grigg, D. (1974). Boreal forests [kuva]. Teoksessa: *Mediterranean agriculture*. Cambridge University Press.

Harlio, A. (2012). Metsien ennallistaminen pienaukottamalla - ekologiset vaikutukset kenttäkerroksen putkilokasvilajistoon sukkession alkuvaiheessa. Helsingin yliopisto. Ympäristötieteiden laitos. Pro gradu -tutkielma.

Hökkä, H., Repola, J., Moilanen, M. & Saarinen, M. (2013). Kuusen luontainen taimettuminen ojitettujen korprien muokatuilla ja muokkaamattomilla pienaukoilla ja pienillä avohakkuualoilla – tapaustutkimus Pohjois-Suomesta. *Metsätieteen aikakauskirja*, 2013, 1.

Ilmatieteen laitos. (2020). Terminen kasvukausi [www-sivusto]. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/terminen-kasvukausi>. [Viitattu 29.4.2020].

Junninen, M. & Similä, M. (2011). Johdanto. Teoksessa: Similä, M. & Junninen, M. (toim.) *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 157: 13-15.

Kolström, T. (2001). Metsänuudistamisen biologiset ja ekologiset perusteet. Teoksessa: Valkonen, S., Ruuska, J., Kolström, T., Kubin, E. ja Saarinen, M. (toim.) *Onnistunut metsänuudistaminen*. Karisto Oy, Hämeenlinna.

Kulha, N., Pasanen, L., Holmström, L., De Grandpre, L., Gaunthier, S., Kuuluvainen, T., Aakala, T. (2020). The structure of boreal old-growth forests changes at multiple spatial scales over decades. *Landscape Ecol* 35: 843-858.

Kuuluvainen, T. (2002). Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97-125.

Kuuluvainen, T. (2009). Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38: 309-315.

Kuuluvainen, T. & Aakala, T. (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45(5): 823–841.

Kuuluvainen, T., Aapala, K., Ahlroth, P., Kuusinen, M., Lindholm, T., Sallantausta, T., Siitonen, J. & Tukia, H. (2002). Principles of Ecological Restoration of Boreal Forested Ecosystems: Finland as an example. *Silva Fennica* 36(1): 409-422.

Kuuluvainen, T. & Juntunen, P. (1998). Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 551-562.

Kuuluvainen, T., Jäppinen, J-P., Kivimaa, T., Rassi, P., Salpakivi-Salomaa, P., Siitonen, J. (2004). Ihmisen vaikutus Suomen metsiin. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki.

Kuuluvainen, T. & Kalmari, R. (2003). Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanica Fennici* 40(6): 401-413.

Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (2004). (toim.) *Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki.

Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T., Karjalainen, L. & Vanha-Majamaa, I. (2004). Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* 15: 245-256.

Levula, J., Levula, T. & Westman, C.J. (2004). Männyntaimikon kehityksen suhdemean ominaisuuksiin käsittelemättömällä ja kulotetulla metsämaalla. *Metsätieteen aikakauskirja*, 2004, 2.

Lilja, S. (2006). Ecological restoration of forests in Fennoscandia: defining reference stand structures and immediate effects of restoration. *Dissertationes Forestales* 18.

Lilja, S., de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I., Puttonen, P. (2005). Restoring natural characteristics in managed Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stands with partial cutting, dead wood creation and fire: immediate treatment effects. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20. s. 68-78.

Lindberg, H., Heikkilä, T.V. & Vanha-Majamaa, I. (2011). Suomen metsien paloainekset - kohti parempaa tulen hallintaa. *Vammalan kirjapaino Oy, Vantaa*.

Lähde, E., Laiho, O. ja Norokorpi, Y. (1999). Ekometsänhoidon perusteet ja mallit, *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 736*. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi.

Meriluoto, M. & Soininen, T. (2002). *Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt*. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Helsinki.

Metsähallitus. (2020). Metsien ennallistamista monimuotoisuuden säilyttämiseksi. [Verkkosivu]. <https://www.metsa.fi/luonto-ja-kulttuuriperinto/ennallistaminen/metsat/>. [Viitattu 13.10.2020].

Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. (2014). Hyvän metsänhoidon suositukset: *Metsänhoito*. Metsäkustannus Oy, Helsinki.

Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Toimittanut: Hyvämäki, T. (2002). Tapion taskukirja. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.

Moilanen M., Ferm A., Issakainen J. (1995). Kuusen- ja koivuntaimien alkukehitys korven uudistamisaloilla. *Folia Forestalia – Metsätieteen aikakauskirja* 1995(2): 115–130.

Ojansivu, T. (2014). Early tree succession and species diversity along forest - gap gradient ten years after restorative partial cuttings with burning and dead wood increment. Helsingin yliopisto. Maatalous- metsätieteellinen tiedekunta. Pro gradu -tutkielma.

Pasanen, H. (2017). Ecological effects of disturbance-based restoration in boreal forests. Itä-Suomen yliopisto. Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta. Väitöskirja.

Pirinen P., Simola H., Aalto J., Kaukoranta J-P., Karlsson P. & Ruuhela R. (2012). Tilastoja Suomen ilmastosta 1981–2010. Ilmatieteenlaitos, Helsinki.

Pitkänen, A., Järvinen, E., Turunen, J., Kolström, T. & Kouki, J. (2005). Kulotuksen ja maan muokkauksen vaikutus männyn siementen itämiseen ja kylvötaimien varhaiseen eloonjääntiin. *Metsätieteen aikakauskirja*, 2005, 4.

Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (2000). Kasvillisuuden muutokset jääkaudesta nykyaikaan, jääkauden loppuvaiheet. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki.

Roxburgh, S. H., Shea, K. & Wilson, J. B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85(2): 359-371.

Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. The Bell System

Technical Journal 27: 379-423.

Shorohova, E., Fedorchuk, V., Kuznetsova, M., Shvedova, O. (2008). Wind-induced successional changes in pristine boreal *Picea abies* forest stands: evidence from long-term permanent plot records. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. Vol 81. Issue 3. Oxford University Press. s. 335–359.

Shugart, H.H., Leemans, R. & Bonan, G.B. (1992). *A System Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press. USA.

Similä, M. & Junninen, M. (2011). (toim.) *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 157: 13-15.

Siren, G. (1955). The development of Spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. *Acta Forestalia Fennica* 62 (4): 408.

SER. (2004). *Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group: The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson, USA.

Toivanen, T., Kotiaho, J.S., (2007). Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity, in preparation. *Biodiversity and Conservation* 16: 3193–3211.

Valkonen, S. (2019). *Pienaukkojen ja osittaihakkuuaukkojen taimettuminen Häiriödynamiiikka -hankkeen tutkimusalueilla*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 69/2019, Luonnonvarakeskus, Helsinki.

Valkonen, S., Ruuska, J., Kolström, T., Kubin, E. ja Saarinen, M. (2001). (toim.) *Onnistunut metsänuudistaminen*. Karisto Oy, Hämeenlinna.

Valkonen, S., Sirén, M. & Piri, T. (2010). Poiminta- ja pienaukkohakkuut - vaihtoehto avohakkuulle. Metsäkustannus Oy, Tampere.

Vuokko, S. (2002). Metsä ekosysteeminä, ekologia ja historia. Teoksessa: Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Toimittanut: Hyvämäki, T.. Tapion taskukirja. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.

Ylisirniö, A.-L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. (2012). Dead wood and polypore diversity in natural postfire succession forests and managed stands – Lessons for biodiversity management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 286: 16-27.

LIITTEET

Liite 1: Koalojen käsittelyt

Treatments	Stand age	The burning day 2002	The logging time	Dry biotope vegetation type	Wet biotope vegetation type	Number of the plot	dry	wet	Total area of the treatment (Ha)	Area of the forest stand (Ha)
5 m3 DR	90	7/18/2002	3/11/2002	MT-	Pajuluhta/Rhk	250	B259	260	1,572	18,6
5 m3 DR	100	7/16/2002	1.2.-28.2.2002	MT	MKK	301	B275	276	0,775	3
5 m3 DR	100	7/16/2002	1.2.-28.2.2002	MT	MK	165	B278	277	1,06	3,2
30 m3 DR	100	6/7/2002	1.2.-28.2.2002	MT	Sak	85	B272	271	0,857	3,7
30 m3 DR	61	6/11/2002	12.-15.3.2002	MT+	MK	41	B157	158		4,8
30 m3 DR	80	6/5/2002	22.1.-19.2.2002	MT	Sak	203	B279	280	2,146	8
60 m3 DR	100	7/18/2002	3/6/2002	MT-	MK	327	B261	262	1,648	8,7
60 m3 DR	83	7/15/2002	22.1.-4.3.2002	MT+OMT	MK	55	B256	255	2,558	8,6
60 m3 DR	60	8/7/2002	18.-22.3.2002	MT	MK	205	B152	151	3,369	5,6
control	80	6/11/2002	contr.	MT	MKK	226	B251	252	2,045	8
control	80	6/6/2002	contr.	MT	MKK	56	B281	282	1,776	8,6
control	75	8/8/2002	contr.	MT+	Sak	334	B291	292	1,543	3
5 m3 DR	60	no burn	25.-27.3.2002	MT+	Sak	230	B155	156		4,4
5 m3 DR	91	no burn	3/7/2002	MT	MK	291	B258	257	1,299	2
5 m3 DR	70	no burn	5.-18.3.2002	OMT	lehto/Sak	552	B293	294		2
30 m3 DR	75	no burn	22.-25.3.2002	MT	Sak	168	B154	153	2,101	4
30 m3 DR	64	no burn	18.-20.3.2002	MT+-OMT	Rhk	496	B269	270	1,312	3,7
30 m3 DR	90	no burn	1.2.-28.2.2002	MT	Rhk	271	B273	274	1,084	3,2
60 m3 DR	88	no burn	22.1.-19.2.2002	MT	MKK	196	B283	284		2,3
60 m3 DR	73	no burn	19.-25.2.2002	MT	MKK	37	B295	253	1,359	6,8
60 m3 DR	68	no burn	20-21.3.2002	MT	rantasaostuma/Sak	617	B268	267		1,7
control	91	no burn	contr.	MT+	Sak	317	B264	263	9,8	9,8
control	70	no burn	contr.	MT+-OMT	Sak	502	B287	288	2	2
control	73	no burn	contr.	MT+-OMT	MK	514	B289	290	1,9	1,9

Liite 2: Koalojen ja mittausruutujen yhteenvetotaulukko

Koealue	mittausruti	kastrely_pohito	kastrely_lahopuu	Kuhva/koste	kasvupaikka	Mantyn runko-luku		Kuusi runko-luku		Rauduskoivu runko-luku		Hieskoivu runko-luku		Haappa runko-luku		Pihlaja runko-luku		muu runko-luku		Yht. runko-luku	kesti-pitus cm	
						kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu			kesti-pitu
						kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu	kesti-pitu
37	B295	0	0	3	1 MT	NA	NA	250	24	NA	NA	NA	NA	NA	1125	90	2250	89	NA	3625	68	
	253	0	0	3	0 MKK	NA	NA	125	30	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2250	63	NA	2375	47	
196	B283	0	0	3	1 MT	125	58	2000	231	250	195	2125	352	NA	125	313	1875	187	NA	6500	223	
	284	0	0	3	0 MKK	125	28	5000	53	NA	NA	3500	246	NA	NA	125	1875	218	250	168	9000	143
617	B268	0	0	3	1 MT	NA	NA	750	150	NA	NA	500	183	NA	NA	NA	2625	95	NA	3875	142	
	267	0	0	3	0 rautasostuma/	NA	NA	2125	66	NA	NA	2875	280	NA	NA	NA	4750	118	500	158	10250	156
168	B154	0	0	2	1 MT	125	89	2000	326	375	168	500	170	NA	NA	1625	182	NA	NA	4625	187	
	153	0	0	2	0 SAK	125	169	2250	70	NA	NA	8375	281	2125	109	1000	84	NA	NA	13875	143	
271	B273	0	0	2	1 MT	625	242	3875	313	NA	NA	125	234	NA	NA	3125	129	NA	NA	7750	230	
	274	0	0	2	0 RHK	NA	NA	2625	191	NA	NA	3750	341	NA	NA	875	451	4250	426	11500	352	
496	B269	0	0	2	1 MT+OMT	125	74	3750	102	1125	225	10375	163	NA	NA	4125	133	NA	NA	19500	139	
	270	0	0	2	0 RHK	NA	NA	3625	68	250	75	2625	183	NA	NA	250	73	2125	122	8875	104	
230	B155	0	0	1	1 MT+	NA	NA	875	40	NA	NA	NA	NA	NA	NA	875	87	NA	NA	1750	63	
	156	0	0	1	0 SAK	NA	NA	2250	173	625	346	11250	269	NA	NA	4375	290	NA	NA	18500	269	
291	B258	0	0	1	1 MT	125	58	4875	127	NA	NA	1250	194	NA	NA	1750	70	NA	NA	8000	112	
	257	0	0	1	0 MKK	125	50	4750	111	NA	NA	1375	185	NA	NA	500	108	375	347	7125	160	
552	B293	0	0	1	1 OMT	NA	NA	500	82	1375	314	1000	289	250	68	4000	89	NA	NA	7125	168	
	294	0	0	1	0 lento/SAK	NA	NA	6000	178	625	279	7750	166	1125	108	4625	114	250	150	20375	166	
317	B264	0	0	0	1 MT+	NA	NA	1125	44	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1500	61	NA	NA	2625	52	
	263	0	0	0	0 SAK	NA	NA	5000	94	NA	NA	250	258	NA	NA	125	128	NA	NA	5375	160	
502	B287	0	0	0	1 MT+OMT	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1250	39	NA	NA	1250	39	
	288	0	0	0	0 SAK	NA	NA	250	33	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1750	43	NA	NA	2000	38	
514	B289	0	0	0	1 MT+OMT	NA	NA	1250	102	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2250	72	NA	NA	3500	87	
	290	0	0	0	0 MKK	NA	NA	4000	48	NA	NA	875	46	NA	NA	375	35	2500	56	7750	46	
55	B256	1	1	3	1 MT+OMT	125	70	250	180	2250	397	5000	383	NA	NA	2000	134	NA	NA	9625	233	
	255	1	1	3	0 MKK	625	119	625	66	2625	332	9375	394	NA	NA	1250	138	5000	212	19500	210	
205	B152	1	1	3	1 MT	1625	368	625	61	1875	689	1375	370	125	93	250	112	125	154	6000	261	
	151	1	1	3	0 MKK	625	332	875	114	1500	456	16750	413	NA	NA	375	173	NA	NA	20125	298	
327	B261	1	1	3	1 MT-	5500	248	250	48	1750	327	4125	348	NA	NA	1875	99	875	111	14375	197	
	262	1	1	3	0 MKK	1625	185	1625	161	125	133	11250	187	NA	NA	125	45	3375	95	18125	134	
41	B157	1	1	2	1 MT+	250	213	2125	35	1250	1005	1000	626	NA	NA	500	248	125	134	5250	377	
	158	1	1	2	0 MKK	375	275	3250	117	NA	NA	16000	275	NA	NA	125	74	NA	NA	19750	185	
85	B272	1	1	2	1 MT	1375	287	3750	70	9125	421	125	91	1375	87	625	153	375	159	16750	181	
	271	1	1	2	0 SAK	1125	119	7500	100	1250	184	20125	329	NA	NA	750	147	1500	306	32250	197	
203	B279	1	1	2	1 MT	500	356	1375	56	4625	350	2375	226	NA	NA	2000	153	NA	NA	10875	228	
	280	1	1	2	0 SAK	625	109	3500	91	750	282	15375	239	NA	NA	1125	121	500	445	21875	214	
250	B259	1	1	1	1 MT-	5625	233	2125	72	2750	306	7625	162	375	130	625	104	250	166	19375	167	
	260	1	1	1	0 Peuluhita/RHK	2125	178	1375	95	NA	NA	11875	268	NA	NA	1500	175	4875	159	21750	175	
301	B275	1	1	1	1 MT	1625	319	625	39	5500	115	33125	93	NA	NA	1250	71	250	73	42375	118	
	276	1	1	1	0 MKK	375	375	NA	NA	NA	1000	588	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1375	481	
56	B281	1	1	0	1 MT	NA	NA	1750	80	2625	113	1000	100	NA	NA	1500	98	NA	NA	6875	98	
	282	1	1	0	0 MKK	NA	NA	1500	61	NA	NA	1125	199	NA	NA	125	80	1875	138	4625	120	
226	B251	1	1	0	1 MT	125	68	750	115	1500	216	2750	411	NA	NA	1000	357	125	82	6250	208	
	252	1	1	0	0 MKK	NA	NA	2750	85	NA	NA	1125	219	NA	NA	125	71	625	221	4625	149	
334	B291	1	1	0	1 MT+	NA	NA	125	530	3125	390	1375	294	NA	NA	1625	166	1000	278	7250	332	
	292	1	1	0	0 SAK	NA	NA	8125	88	NA	NA	250	119	875	182	1375	77	375	35	11000	100	