

Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen toinen väliraportti: tilanne metsänkäsittelyjen jälkeen

Suvi Raivio (toim.)



METSÄHALLITUS
Luonnonsuojelu

Suvi Raivio
Metsäteollisuus ry
Metsä- ja luontoyksikkö
PL 316
00131 Helsinki

*Julkaisun sisällöstä vastaavat tekijät,
eikä julkaisuun voida vedota
Metsähallituksen virallisena
kannanottona.*

ISSN 1235-6549
ISBN 952-446-048-3

Oy Edita Ab
Helsinki 1997

*Kansikuva: Maaston mukaan suunniteltu uudistushakkuu Lohikoskella. Suvi Raivion kuvan perusteella
piirtänyt Juha Ilkka.*

SISÄLLYS

1	TALOUSMETSIIEN LUONNONSUOJELU -YHTEISTUTKIMUSHANKE 1993–1997 <i>Suvi Raivio</i>	
1.1	Johdanto.....	11
1.2	Tutkimusalueet ja koejärjestely	12
1.3	Lajistoinventoinnit	14
1.4	Aikaisempia tuloksia	15
1.5	Osallistujat.....	16
	Lähteet.....	17
2	TUTKIMUSALUEIDEN METSÄNKÄSITTELYT <i>Suvi Raivio</i>	
2.1	Johdanto.....	19
2.2	Puusto ennen metsänkäsittelyä.....	19
2.3	Metsänkäsittelyt.....	20
2.3.1	Evo	20
2.3.2	Lohikoski	23
	Lähteet.....	25
3	PINTAKASVILLISUUDEN LAJIMÄÄRÄT <i>Päivi Paalamo</i>	
3.1	Johdanto.....	26
3.2	Tutkimusmenetelmät.....	26
3.3	Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	26
	Lähteet.....	30
	Liitteet	31
4	SIENILAJISTO <i>Petri Palviainen & Päivi Paalamo</i>	
4.1	Johdanto.....	37
4.2	Tutkimusmenetelmät.....	37
4.3	Tulokset ja tulosten tarkastelua.....	38
4.3.1	Evo	38
4.3.2	Lohikoski	40
4.3.3	Loppupäätelmät.....	43
	Lähteet.....	43
	Liitteet	45
5	KOVAKUORIAISET <i>Suvi Raivio & Ilpo Mannerkoski</i>	
5.1	Aineisto ja menetelmät	55
5.2	Tulokset.....	55
5.2.1	Yksilö- ja lajimäärät.....	55
5.2.2	Vanhat talousmetsät.....	58
5.2.3	Nuoret kasvatusmetsät	59
5.2.4	Taimikot.....	61
5.2.5	Avohakkuut ja aarnimetsät kontrolleina	63
5.2.6	Lajiston samankaltaisuus	66
5.2.7	Harvinaiset ja uhanalaiset lajit	66

5.3	Johtopäätökset.....	68
	Lähteet.....	69
6	MUURAHAISET <i>Pekka Punttila</i>	
6.1	Johdanto.....	71
6.1.1	Metsäluonnon vaihtelu ja muurahaisyhteisön rakenne	71
6.1.2	Tutkimusasetelma ja tutkimuksen tavoitteet	72
6.2	Aineisto ja menetelmät	72
6.3	Tulokset.....	73
6.3.1	Muurahaislajisto	73
6.3.2	Yhteisön rakenne	75
6.3.3	Käsittelyjen vaikutus muurahaisyhteisöön	75
6.4	Tulosten tarkastelu ja päätelmät	77
	Lähteet.....	78
	Liitteet	79
7	METSÄNKÄSITTELYJEN VAIKUTUS HÄMÄHÄKKIEN ESIINTYMISEEN <i>Timo Pajunen</i>	
7.1	Johdanto.....	81
7.2	Aineisto ja menetelmät	81
7.3	Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	83
7.3.1	Avohakkuu.....	83
7.3.2	Taimikko	85
7.3.3	Nuori kasvatusmetsä	86
7.3.4	Vanha talousmetsä	88
7.3.5	Aarnimetsä	89
	Lähteet.....	90
8	PERHOSET <i>Suvi Raivio & Päivö Somerma</i>	
8.1	Johdanto.....	91
8.2	Tulokset.....	91
8.2.1	Yksilö- ja lajimäärät.....	91
8.2.2	Vanhat talousmetsät.....	95
8.2.3	Nuoret kasvatusmetsät.....	97
8.2.4	Taimikot.....	98
8.2.5	Avohakkuut ja aarnimetsät vertailualueina	100
8.3	Johtopäätökset.....	103
	Lähteet.....	104
9	MAANILVIÄISLAJISTON MONIMUOTOISUUS <i>Ilmari Valovirta</i>	
9.1	Johdanto.....	105
9.2	Tutkimusalueet	106
9.3	Aineisto ja menetelmät	106
9.4	Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	107
9.4.1	Seulosnäytteiden yksilömäärä.....	108
9.4.2	Maanilviäisten runsausvaihtelut.....	111
9.4.3	Lajien runsaudet	112
9.4.4	Lajien maksimaalinen yksilömäärä Lohikoskella.....	113

9.4.5	Lyöntihaavilla saatu yksilömäärä.....	115
9.4.6	Lajisto ja lajimäärät eri sukkessiovaiheen metsissä.....	116
9.4.7	Mikrohabitaattien erityispiirteet.....	119
9.4.8	Eri sukkessiovaiheen metsien ryhmittely.....	121
9.4.9	Maanilviäislajiston edustavuus.....	124
	Lähteet.....	125
	Liite.....	130
10	LOHIKOSKEN LAHOPUU- JA KAULAUSKOKEET <i>Suvi Raivio & Ilpo Mannerkoski</i>	
10.1	Johdanto.....	131
10.2	Tutkimusalueet ja menetelmät.....	131
10.2.1	Lahopuukoe.....	131
10.2.2	Kaulauskoe.....	133
10.2.3	Aineistot.....	134
10.3	Lahopuukokeen alustavia tuloksia.....	134
10.3.1	Kovakuoriaisten yksilö- ja lajimäärät.....	134
10.3.2	Mielenkiintoiset lajit.....	136
10.3.3	Lahopuukoealojen elävä ja kuollut puusto.....	137
10.4	Tutkimuksen tulevaisuus.....	139
	Lähteet.....	139
	Liite.....	141
11	LOHIKOSKEN PIKKUNISÄKÄSPYYNNIT 1995 <i>Suvi Raivio & Erja Hakkarainen</i>	
11.1	Johdanto.....	144
11.2	Menetelmät.....	144
11.3	Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	145
11.3.1	Pienruudut.....	145
11.3.2	Lahopuukokeen pikkunisäkkäät.....	145
	Lähteet.....	146
12	MENETELMIÄ JA TEKNIIKOITA TALOUSHAMMETSUON SUONNONSUONJELUN SUONNITTUUN <i>Jyrki Kangas</i>	
12.1	Johdanto.....	147
12.2	AHP:sta kehittyneempiin menetelmiin.....	148
12.2.1	AHP soveltuu strategiavaihtoehtojen vertailuun.....	148
12.2.2	HERO-pohjaiset sovellukset yhdistävät optimoinnin tehokkuuden ja AHP:n joustavuuden.....	149
12.3	Ekologinen biodiversiteettiasiantuntemus hyötykäyttöön.....	151
12.4	Taloussuonjelu -tutkimushankkeen suonnsuonittelututkimukset jatkossa.....	152
	Lähteet.....	153

13	JOHTOPÄÄTÖKSET <i>Suvi Raivio</i>	
13.1	Aineiston edustavuus	156
13.2	Monimuotoisuuden mittaaminen.....	157
13.3	Metsänkäsittelyjen vaikutukset lajistoon.....	158
13.4	Vaateliaat ja harvalukuiset lajit	160
13.5	Ekologisen osatutkimuksen tulevaisuus.....	161
	Lähteet.....	162
14	KIITOKSET	164
15	ENGLISH SUMMARY: Nature conservation in managed forests - the first year after management practices	
15.1	Introduction.....	165
15.2	Effects of management practices	166
15.3	Rare and threatened species	167
15.4	Experiments on decaying wood.....	168

1 TALOUSHMETSIEN LUONNONSUOJELU -YHTEISTUTKIMUSHANKE 1993–1997

Suvi Raivio

1.1 Johdanto

Talouismetsien luonnonsuojelu -hanke on Metsäntutkimuslaitoksen (METLA), Metsähallituksen (MH) ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) luonto- ja maankäyttöyksikön yhteistutkimusprojekti, joka aloitettiin vuonna 1993 ja se päättyy vuonna 1997. Tutkimushanke jakaantuu kolmeen osaan; ekologiseen, metsäsuunnittelun menetelmiin liittyvään ja metsäekonomiseen osaan.

Ekologisen osan päärahoittajat ovat Metsähallitus (luonnonsuojelun ja metsätalouden tulostoiminnot) sekä maa- ja metsätalousministeriö. Yhteistyötä tehdään lisäksi Helsingin, Joensuun ja Oulun yliopistojen sekä Kainuun ympäristökeskuksen kanssa. Ekologisen osan päätutkija on FT Suvi Raivio (SYKE).

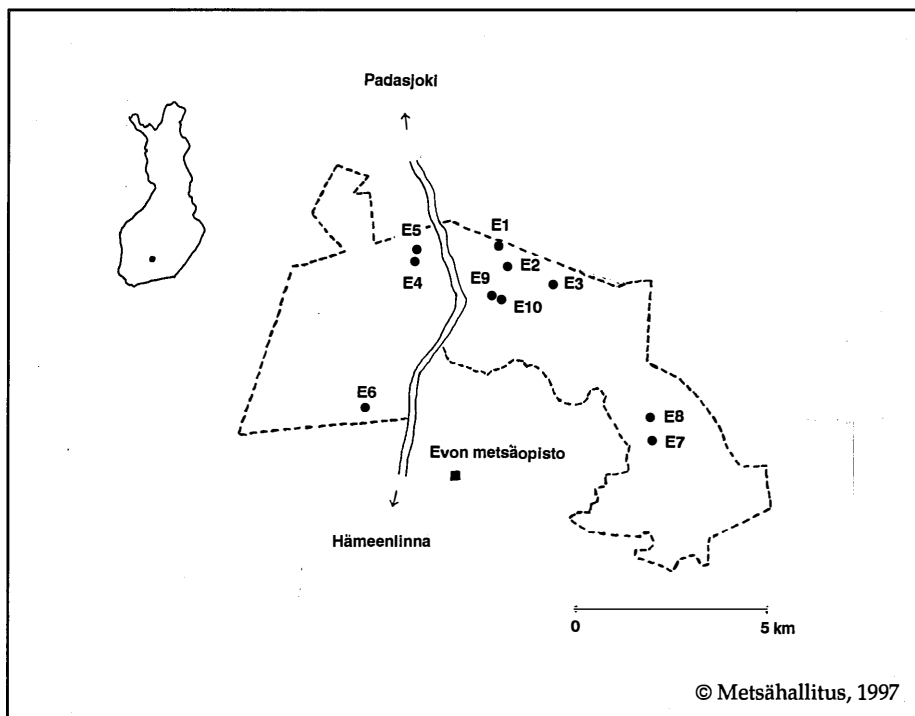
Metsäsuunnitteluosuuden päätutkijana ja samalla koko hankkeen vastuullisena johtajana toimii dos. Jyrki Kangas (METLA/Kannuksen tutkimusasema). Metsäekonomisen osuuden päätutkija on TTK Arto Naskali (METLA/Rovaniemen tutkimusasema). Sekä metsäsuunnittelu- että metsäekonomiaosuuden päärahoittaja on Metsäntutkimuslaitos. Tutkimusta ovat rahoittaneet myös Suomen Akatemia sekä Maj ja Tor Nesslingin Säätiö.

Ekologisen osatutkimuksen tavoitteena on selvittää: (1) Mitkä ovat Metsähallituksen uudistettujen käsittelymenetelmien vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen ja (2) kuinka näitä menetelmiä pitäisi edelleen kehittää monimuotoisuuden säilyttämiseksi ja lisäämiseksi talouismetsissä. Lisäksi ekologisessa osatutkimuksessa on selvitetty metsien pirstoutumisen vaikutuksia lajiston monimuotoisuuteen (Hakkarainen & Hellstedt 1995, Raivio 1995a) ja kehitetty alue-ekologisen suunnittelun menetelmää (Hallman ym. 1996). Ekologisessa osatutkimuksessa saatua tietoa sovelletaan metsäsuunnitteluun ja metsäekonomiseen tarkasteluun. Metsäsuunnittelututkimukset liittyvät kiinteästi METLAN Kannuksen tutkimusasetaman hankkeeseen "Monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmät, mallit ja tavoitteet".

Tässä hankkeen toisessa väliraportissa keskitytään ekologisen osan toisen vuoden tuloksiin, ts. tilanteeseen metsänkäsittelyjen jälkeen. Mukana on myös eliöryhmät (muurahaiset ja maanilviäiset), joiden aineisto ei ehtinyt mukaan ensimmäiseen väliraporttiin. Ensimmäisen vuoden tulokset (tilanne ennen metsänkäsittelyjä) on julkaistu aiemmin tässä samassa sarjassa (Raivio 1995b). Metsäsuunnitteluosuudesta esitetään vain katsaukset tähän astisiin päätuloksiin. Lisäksi esitellään Lohikoskella keväällä 1995 aloitetut lahopuu- ja kaulauskokeet sekä syksyllä 1995 tehdyt pikkunisäkäspyyntit.

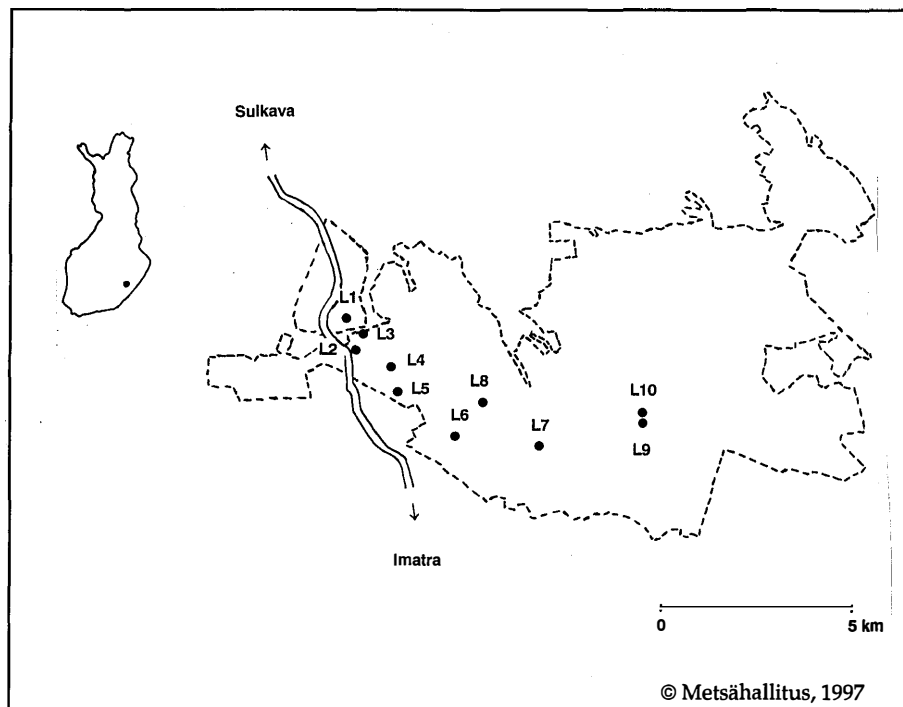
1.2 Tutkimusalueet ja koejärjestely

Ekologisen osatutkimuksen maastotyöt on tehty Metsähallituksen pysyvillä mallialueilla Evolla (Hämeenlinnan yksikkö) ja Lohikoskella (Savonlinnan yksikkö) (kuvat 1.1–1.2). Sekä Evo (n. 5 500 ha) että Lohikoski (n. 9 000 ha) ovat Etelä-Suomen oloissa poikkeuksellisen laajoja ja yhtenäisiä, lähes asumattomia metsäalueita. Kummallakin alueella on harjoitettu metsätaloutta jo 1800-luvulta lähtien. Valtaosa alueiden metsistä on talousmetsiä, mutta kummastakin löytyy myös lakisääteisesti suojeltuja vanhoja metsiä.



Kuva 1.1. Evon tutkimusalueiden sijainti. Tutkimusalueiden koodit seuraavalla sivulla.

Tutkimusalueet ovat n. 3–10 ha:n suuruisia mustikkatyyppin kuusikoita ja ne muodostavat sukkessiosarjan avohakkuusta vanhaan suojeltuun aarnimetsään. Kutakin kehitysluokkaa (avohakkuu, kehitysluokka 0; taimikko, kehitysluokka 1; nuori kasvatusmetsä, kehitysluokka 2; vanha talousmetsä, kehitysluokka 4 ja aarnimetsä, kehitysluokka 6) on kaksi kohdetta sekä Evolla että Lohikoskella. Toinen kunkin kehitysluokan tutkimusalueista toimii koealueena, jossa metsänkäsittelyt tehtiin talvella 1993/94, ja toinen kontrollina, jossa käsittelyjä ei tehty. Ainoa poikkeus on Evon taimikot, jossa kumpikin alue oli harvennettu jo pari vuotta ennen tutkimuksen alkua. Varsinainen taimikonharvennuksen kontrolli puuttuu siis kokonaan Evolta, koska alueelta ei löytynyt sopivan ikäisiä harvennettomia taimikoita. Sukkessiosarjan ääripäät, avohakkuut ja aarnimetsät, toimivat myös kontrolleina. Tutkimuksen koejärjestely on esitetty kuvassa 1.3.



Kuva 1.2. Lohikosken tutkimusalueiden sijainti. Tutkimusalueiden koodit alla.

Tässä raportissa tutkimusalueista on käytetty seuraavia koodeja. Suluissa on ilmoitettu alueiden yhtenäiskoordinaatit kilometrin ruuduista:

Evo:

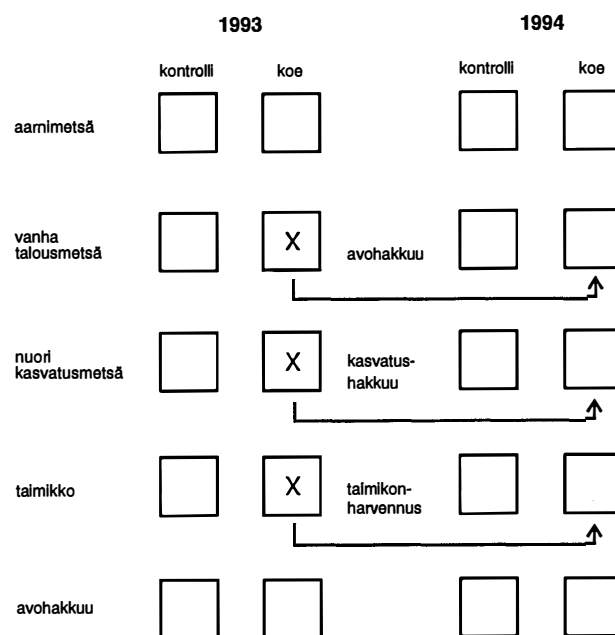
- E1 vanha talousmetsä, koe (6795, 399)
- E2 vanha talousmetsä, kontrolli (6794, 399)
- E3 avohakkuu, kontrolli (6793, 401)
- E4 nuori kasvatusmetsä, kontrolli (6794, 397)
- E5 nuori kasvatusmetsä, koe (6794, 397)
- E6 avohakkuu, kontrolli (6790, 396)
- E7 aarnimetsä, kontrolli (6789, 403)
- E8 aarnimetsä, kontrolli (6790, 403)
- E9 taimikko, koe (6793, 399)
- E10 taimikko, koe (6793, 399)

Lohikoski:

- L1 avohakkuu, kontrolli (6831, 591)
- L2 vanha talousmetsä, koe (6830, 591)
- L3 vanha talousmetsä, kontrolli (6831, 591)
- L4 nuori kasvatusmetsä, koe (6830, 592)
- L5 nuori kasvatusmetsä, kontrolli (6829, 593)
- L6 avohakkuu, kontrolli (6828, 594)
- L7 aarnimetsä, kontrolli (6828, 596)
- L8 aarnimetsä, kontrolli (6829, 595)
- L9 taimikko, kontrolli (6829, 599)
- L10 taimikko, koe (6829, 599)

Kuvissa ja taulukoissa tutkimusalueista on käytetty lyhenteitä avo (avohakkuut), taimi (taimikot), nuori (nuoret kasvatusmetsät), vanha (vanhat talousmetsät) ja aarni (aarnimetsät). Aarnimetsät ovat lakisääteisesti suojeltuja vanhojen metsien suojelualueita, kaikki muut kehitysluokat ovat normaalissa metsätalouskäytössä.

Kultakin tutkimusalueelta inventoitiin kvantitatiivisin menetelmin useita eri eliöryhmiä ennen (1993) ja jälkeen (1994) metsänkäsitelyjen. Metsähallituksen metsätalouden yksiköt tekivät käsittelyt (avohakkuu, kasvatushakkuu ja taimikonharvennus, kuva 1.3) uusien suositusten mukaisesti (ks. Metsähallitus 1991, Korhonen 1993). Metsänkäsitelyt on kuvattu tarkemmin s. 19–25.



Kuva 1.3. Ekologisen osatutkimuksen koejärjestely.

1.3 Lajistoinventoinnit

Lajistoinventoinnit on tehty kunkin kuvion keskellä sijaitsevalta 1 ha:n (50 m x 200 m) kokoiselta näytealalta. Seuraavat ryhmät inventoitiin ennen hakkuita 1993: pintakasvillisuus, sienet, epifyyttijäkälät ja -sammalet, käävät, lahoppusammalet, maakiitäjäiset, muut kovakuoriaiset, hämähäkit, muurahaiset, perhokset ja maanilviäiset. Lisäksi tutkimusalueiden elävä ja kuollut puusto sekä pienbiotoopit kuvattiin. Käsittelyjen jälkeisistä inventoinneista vuonna 1994 jätettiin pois käävät, lahoppusammalet ja epifyytit, koska käsittelyjen vaikutukset eivät vielä näy näissä pitkäikäisissä ryhmissä.

Hyönteisinventoinneissa käytettiin kullakin alueella 24 kuoppapyydydystä (tilavuus 170 ml, halkaisija 66 mm), kolmea ikkunapyydydystä (ikkunan koko 20 x 40 cm) ja kolmea Jalas-mallista syöttirysää. Kuoppapyydykset keräävät maaperässä eläviä hyönteisiä, esim. kovakuoriaisiin kuuluvia maakiitäjäisiä sekä muurahaisia ja hämähäkkejä. Kuoppapyydykset oli sijoitettu kuuteen neljän pyydyksen ryhmään, joiden etäisyys oli n. 25 m. Ikkunapyydykset sijoitettiin puiden alaosille n. 50 m:n välein. Pyydykset keräävät lentävää hyönteislajistoa, kuten kovakuoriaisia ja kaksisiipisiä. Ikkunapyydydysmateriaalista on määritetty ainoastaan kovakuoriaiset. Syöttirysät (etäisyys pyydysten välillä n. 50 m) houkuttelevat perhosia hiivalla käytetyn oluen ja sokerin seoksen avulla. Pyydyksiin tulee myös paljon kaksisiipisiä, mutta näiden määrittämiseen eivät hankkeen resurssit riittäneet. Kaikki hyönteispyydykset koettiin kahden viikon välein 16.5.–22.9.1994 välisenä aikana.

Kasvillisuus- ja sieniaineisto on kerätty neljältä 10 x 10 m:n ruudulta. Kunkin aarin kokaisen sieniruudun sisälle sijoitettiin systemaattisesti yhdeksän 1 m²:n kasvillisuusruutua. Kullakin tutkimusalueella oli siten 36 kasvillisuusruutua.

Puustomittaukset tehtiin kymmeneltä yhden aarin ympyräkoealalta, jotka sijaitsivat kuoppapyydyksryhmien ympärillä ja sieniruutujen keskellä. Biotooppikartoitus tehtiin kokonaisilta kuvioilta käyttäen Lohikoskella pirstoutumistutkimuksen yhteydessä kehitettyä menetelmää (Kallio 1995, 1996). Kartoituksen tarkoituksena oli selvittää yhtenäisten metsätalouskuvioiden sisäistä pienbiotooppien vaihtelua.

Käävät ja lahopusammalet inventoitiin puustokoealojen maapuilta sekä tietyt kriteerit täyttäviltä maapuilta puustokoealojen ulkopuolelta, mutta hehtaarin näytealan sisältä. Epifyyttijäkälät ja -sammalet inventoitiin näytealan kymmeneltä, tietyt kriteerit täyttävältä elävän kuusen rungolta ja kahdeksalta koivun rungolta.

Maanilviäisinventoinneissa kerättiin kaksi karike- ja kaksi lyöntihaavinäytettä kahden puustokoealan (pisteet B ja D) sisältä runsaskarikkeisesta/varpuisesta paikasta. Tutkimusalueet, -menetelmät ja koejärjestelyt on kuvattu tarkemmin hankkeen ensimmäisessä väliraportissa (Raivio 1995b) sekä kunkin lajiryhmän kohdalla tässä raportissa.

1.4 Aikaisempia tuloksia

Hankkeen ensimmäisessä väliraportissa (Raivio 1995b) on kuvattu tilanne ennen metsänkäsittelyä. Tutkittujen Metsähallituksen talousmetsien lajisto oli odotettua monipuolisempaa. Käävissä, lahopusammalissa ja epifyyteissä erot vanhojen talousmetsien ja suojeltujen aarnimetsien lajistossa olivat yllättävän pieniä. Tutkimusalueilta löytyi kaksitoista valtakunnallisesti uhanalaisiin luokiteltua lajia, joista kymmenen kuului silmälläpidettäviin ja kaksi vaarantuneisiin lajeihin. Silmälläpidettävistä lajeista seitsemän löytyi myös talousmetsistä. Lajit kes-

kittyivät tutkimusalueille, joissa lahopuuta oli paljon (noin 20 m³/ha). Ainoat vaarantuneet lajit (harjasorakas *Gloiodon strigosus* ja haapariippusammal *Neckera pennata*) löydettiin vain suojelluista aarnimetsistä.

Vuoden 1993 tulokset antavat viitteitä siitä, että talousmetsissäkin lajisto voi olla monimuotoista, mikäli niistä löytyy tiettyjä luonnonmetsän piirteitä, etenkin lahopuuta ja palanutta puuta. Mielenkiintoisena esimerkkinä tästä on silmälläpidettäviin uhanalaisiin luokiteltu käpäläkääpä (*Anomoporia bombycina*), joka löytyi tutkimuksen kaikista kehitysluokista, vaikka sitä pidetään lahopusukkesion lopun lajina, joka kärsii huomattavasti tai häviää metsänhoidon seurauksena (Renvall & Niemelä 1994). Lohikosken n. 15-vuotiaassa mäntytaimikossa laji eli edellisen hakkuun yhteydessä unohtuneessa puupinossa.

Kuinka hyvin tutkimusalueet edustavat Evon ja Lohikosken metsäalueita yleensä, voidaan selvittää vasta, kun myös muilta alueiden talousmetsäkuvioilta saadaan lahopuutietoja. Tuloksia ei voida myöskään yleistää suoraan yksityismetsiin tai Pohjois-Suomeen, koska niissä kuviokoko ja metsikköhistoria poikkeavat tämän tutkimuksen eteläsuomalaisista valtion maista.

Tässä raportissa keskitytään tilanteeseen metsänkäsittelyjen jälkeisenä vuonna 1994. Koska inventoinnit on tehty vain yhtenä vuonna käsittelyjen jälkeen, eivät tulokset ole lopullisia, vaan muutokset lajistossa ovat vasta alkaneet.

1.5 Osallistujat

Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen ekologisen osatutkimuksen aineistojen keräämiseen, tallentamiseen ja/tai analysointiin ovat osallistuneet vuosina 1994–1996 seuraavat henkilöt:

MMyo Thomas Antas (HY/metsävarojen käytön laitos): lahopuukokeen puustomittaukset

FT, dos. Hannu Fritze (METLA/Vantaa): maaperämikrobit

FK Erja Hakkarainen (SYKE/lum): aineistojen tallennus, pikkunisäkäsppyynnit

FT, dos. Juhani Itämies (Oulun yliopisto): pikkuperhosten lajinmääritys

MMyo Sari Jaakkola (HY/metsäekologian laitos): puustomittaukset

MMM Sanna Kallio (HY/metsäekologian laitos): puustomittaukset

fil.yo Atte Komonen (HY/ekologian ja systematiikan laitos): lahopuu- ja kaulauskokeiden kovakuoriaisaineistojen esikäsittely ja tallennus

FM Erkki Laurikainen (SYKE/lum): kovakuoriaisten lajinmääritys

FT Reima Leinonen (Kainuun ympäristökeskus): pikkuperhosten lajinmääritys

Dipl. ekon. Karl-Erik Lundsten (SYKE/yt): suurperhosten lajinmääritys

MMK Ilpo Mannerkoski (SYKE/lum): kovakuoriaisten lajinmääritys

FM Katja Matveinen (HY/Eläinmuseo): maanilviäisaineistojen esikäsittely ja lajinmääritys

Prof. Jari Niemelä (HY/ekologian ja systematiikan laitos): lahopuu- ja kaulauskokeiden hyönteispyyntien suunnittelu

FK Ulla Nummela-Salo (Oulun yliopisto): seitikkien ja nääpiköiden lajinmääritys
 FM Päivi Paalamo (JoY/Karjalan tutkimuslaitos): kasvillisuusinventoinnit
 FK Timo Pajunen (HY/Eläinmuseo): hämähäkkien lajinmääritys
 työnjohtaja Ilpo Pakarinen (MH/Sulkava): lahopuu- ja kaulauskokeiden hyönteispyynnit
 LuK Petri Palviainen (JoY/biologian laitos): sieni-inventoinnit
 FK Reijo Penttilä: lahopuukokeen kääpäinventoinnit
 FM Pekka Puntila (HY/ekologian ja systematiikan laitos): muurahaisten lajinmääritys
 FT Suvi Raivio (SYKE/lum): ekologisen osatutkimuksen päättökija, ekologisen osatutkimuksen suunnittelu, maastotöiden suunnittelu ja johto
 FK Ari Ruuskanen (HY/ekologian ja systematiikan laitos): hyönteispyynnit, hyönteisaineistojen esikäsittely
 FL Kauko Salo (METLA/Joensuu): sieni-inventointien suunnittelu
 FK Pertti Salo (Oulun yliopisto): seitikkien ja nääpiköiden lajinmääritys
 FK, MMK Sirkka Savonmäki (SYKE/lum): lahopuukokeen kovakuoriaisaineistojen esikäsittely ja tallennus
 apulaistarkastaja Tuulikki Sevon (SYKE/lum): aineistojen tallennus
 FK Päivö Somerma (SYKE/lum): perhosaineistojen analysointi
 FL Ilmari Valovirta (HY/Eläinmuseo): maanilviäisaineistojen lajinmääritys ja analysointi
 LuK Olli Viding (HY/ekologian ja systematiikan laitos): hyönteispyynnit, hyönteisaineistojen esikäsittely

Lähteet

- Hakkarainen, E. & Hellstedt, P. 1995: Lohikosken pikkunisäkkäät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:119–124.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K.-M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996: Alue-ekologinen suunnittelu. – Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 3/1996. 55 s.
- Kallio, S. 1995: Tutkimusalueiden pienipiirteinen kuviointi. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:37–47.
- 1996: Biotooppikartoitus metsän luokittelumenetelmänä. – Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopiston metsäekologian laitos. 61 s. + 24 liites.
- Korhonen, K.-M. (toim.) 1993: Metsätalouden ympäristöopas. – Metsähallitus, Helsinki. 112 s.
- Metsähallitus 1991: Metsien hoito. Etelä-Suomi. – Moniste. 59 s. + 16 liites.

- Raivio, S. 1995a: Metsien pirstoutumisen vaikutukset linnustoon Lohikoskella. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:109–118.
- (toim.) 1995b: Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43. 147 s.
- Renvall, P. & Niemelä, T. 1994: Lahoamistavat – sienilajiston monimuotoisuutta kaatuneissa puunrungoissa. – Luonnon Tutkija 98:186–193.

2 TUTKIMUSALUEIDEN METSÄNKÄSITTELYT

Suvi Raivio

2.1 Johdanto

Koska samaa metsätyyppiä ja kehitysluokkaa edustavat metsiköt eivät ole koskaan puustoltaan täysin samanlaisia, eivätkä käsittelyt täysin identtisiä, tutkimusalueiden elävä ja kuollut puusto on mitattu sekä ennen että jälkeen metsänsämittelyjen. Siten puustotunnuksilla voidaan selittää lajien esiintymistä. Sari Jaakkola ja Sanna Kallio tekivät puustomittaukset kymmeneltä yhden aarin ympäröelalalta siten, että niiden keskipisteet olivat kuoppapyydysryhmien keskellä ja sieninäytealojen keskipisteessä. Elävistä puista määritettiin puulajeittain rinnankorkeusläpimitta, puun kunto, puuluokka sekä näytepuista pituus ja ikä, kuolleista puista lahoaste, läpimitta, pituus, rungon katkeamistapa ym. Pensasiin laskettiin alle 3 m:n pituiset puiden taimet ja varsinaiset pensaats.

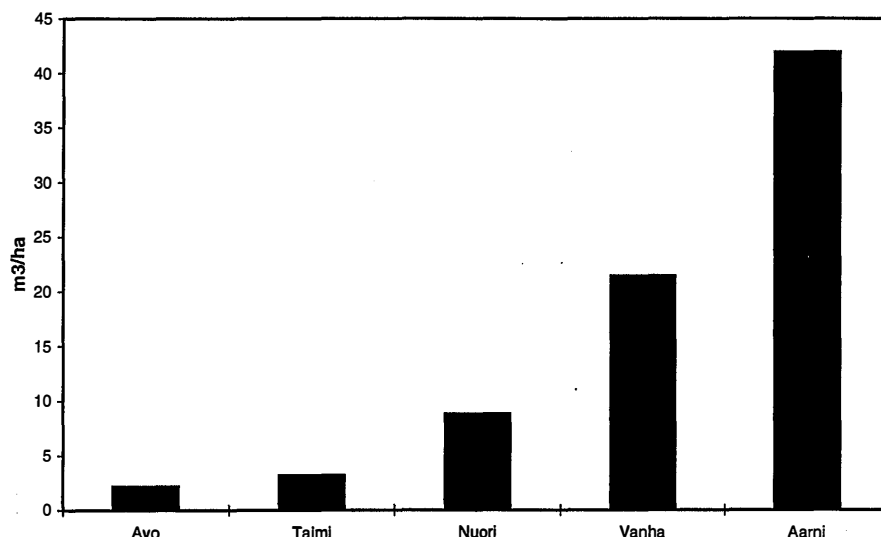
Lisäksi kultakin puustokoealalta määritettiin koko alaa kuvaavia muuttujia, kuten metsätyyppi, topografinen asema, kasvupaikan ominaisuuksia sekä hakkuutähteen määrä. Mitatut muuttujat on esitetty tarkemmin hankkeen ensimmäisessä väliraportissa (Jaakkola 1995, Raivio 1995).

2.2 Puusto ennen metsänsämittelyjä

Evon ja Lohikosken mallialueet erosivat puulajisuhteiltaan siten, että Evo oli mäntyvaltaisempaa, kun taas Lohikoskella kuusi oli selvästi vallitseva puulaji. Läpimitaltaan yli 12 cm puista kuusen osuus runkoluvusta oli Lohikoskella 67%, mutta Evolla vain 39%. Lohikosken tutkimusalueille oli tyypillistä nuorten lehtipuiden runsaus. Runkoluvusta 25% oli muita lehtipuita kuin koivua, lähinnä haapaa, pihlajaa ja leppää. Evolla muita lehtipuita oli vain 2% runkoluvusta. Evolla puusto oli keskimäärin järeämpää kuin Lohikoskella, jossa 44% mitatuista puista oli läpimitaltaan alle 4 cm. Evolla alle 4 cm:n puita oli vain 28% runkoluvusta. Lohikoskella taas pensaskerros oli tiheämpi ja lajisto monipuolisempaa kuin Evolla. Puustoerot koe- ja kontrollialueiden välillä kummallakin mallialueella olivat pienempiä kuin erot mallialueiden välillä (Raivio 1995).

Kuolleen pystypuun määrä vaihteli tutkimusalueilla avohakkuiden ja taimikoiden nollasta aarnimetsien yli 16:een m³/ha. Maapuuta tutkimusalueilla oli 0.5–54 m³/ha, eniten suojelluissa aarnimetsissä. Talousmetsissä lahoppuuta oli parhaimmillaan yli 20 m³/ha. Lahoppuuhun on laskettu läpimitaltaan yli 10 cm:n maapuut ja kaikki yli 1.3 m:n korkuiset kuolleet pystypuut. Lahoppuun kokonaismäärä kussakin ikäluokassa laskettuna kaikkien neljän tutkimusalueen keskiarvona on esitetty kuvassa 2.1. Tarkemmat tiedot lahoppuuston koostumuksesta

puulajeittain ja lahoasteluokittain on esitetty edellisessä väliraportissa (Jaakkola 1995).



Kuva 2.1. Lahopuun määrä (m^3/ha) kussakin ikäluokassa laskettuna kaikkien neljän tutkimusalueen keskiarvona.

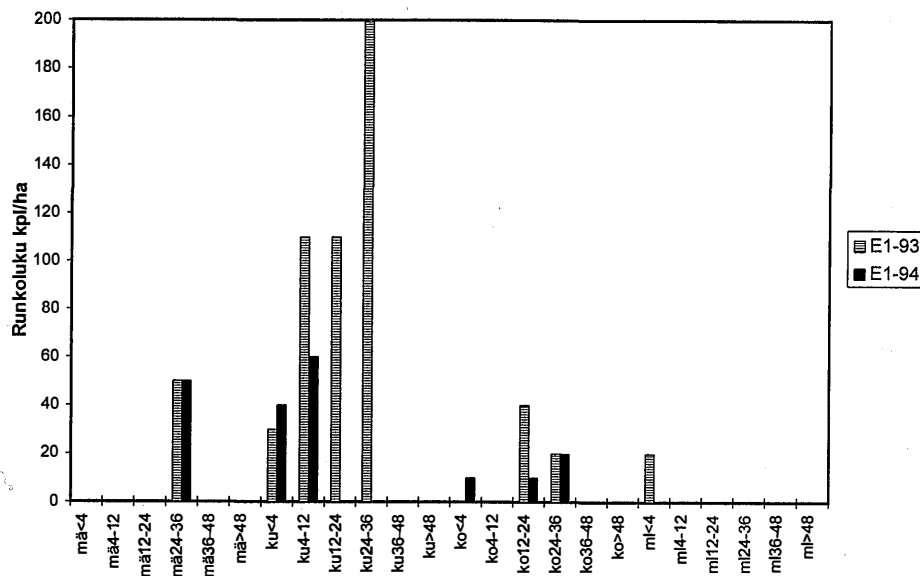
2.3 Metsänkäsittelyt

Metsähallituksen metsätalouden yksiköt käsittelivät tutkimusalueet uusien käsittelyohjeiden (Metsähallitus 1991, Korhonen 1993) mukaan talvella 1993/94. Koska nykyiset käsittelyohjeet ovat vain suosituksia ja käsittelyjen toteuttaminen riippuu lähtötilanteesta ja alueen luonnonoloista, käsittelyt eivät voineet olla täysin identtisiä. Koska puustotunnukset on mitattu sekä ennen että jälkeen käsittelyjen, käsittelyjen erot voidaan kuitenkin ottaa huomioon.

2.3.1 Evo

Evon avohakkuukoeala oli kooltaan 4.8 ha. Hakkuu tehtiin monitoimikoneella loppusyksyllä 1993 siten, että koneella ei menty näytteenottopaikkojen päälle. Kuviolla oli alunperin $320 m^3/ha$ puuta, josta hakkuussa poistettiin $310 m^3/ha$. Jättöpuuta alueelle jäi noin $10 m^3/ha$. Niitä ei jätetty ryhmiin, vaan koko kuviolle jätettiin harvakseltaan järeitä mäntyjä (rinnankorkeusläpimitan keskiarvo 29.0 cm) ja koivuja (21.8 cm). Jätetyt kuuset olivat kooltaan pieniä (4.9 cm). Kaikkien jättöpuiden rinnankorkeusläpimitan keskiarvo oli 14.4 cm. Osa epifyyttinäyte-

puista kaadettiin, vaikka niiden oli tarkoitus jäädä pystyyn. Kuvassa 2.2 on esitetty mitattujen puustokoealojen runkoluvut puulajeittain ja kokoluokittain ennen ja jälkeen hakkuun. Lahopuun määrän ja laadun muutokset avohakkuun yhteydessä jäivät pieniksi.

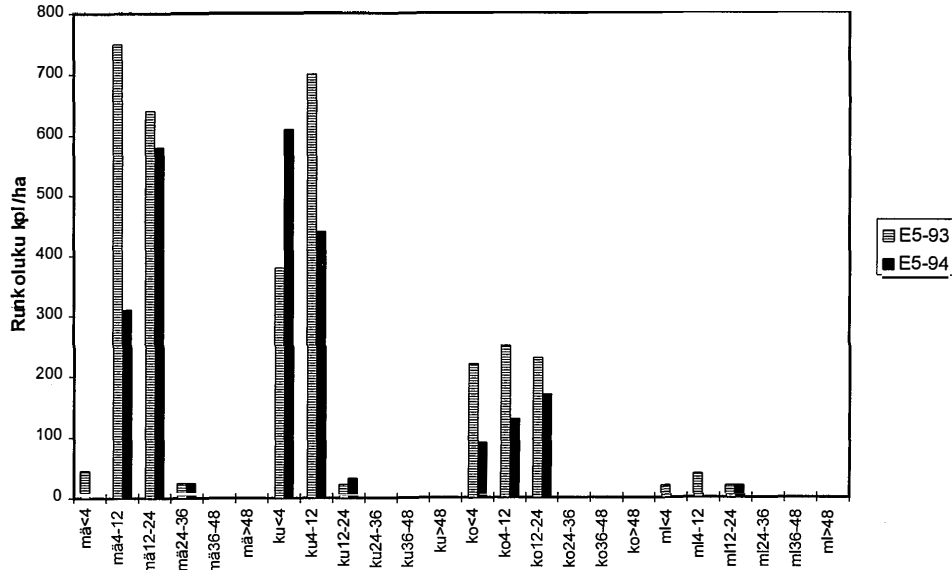


Kuva 2.2. Evon uusimuotoisen avohakkuun runkoluku (kpl/ha) puulajeittain (mä=mänty, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja kokoluokittain ennen (E1-93) ja jälkeen (E1-94) hakkuun.

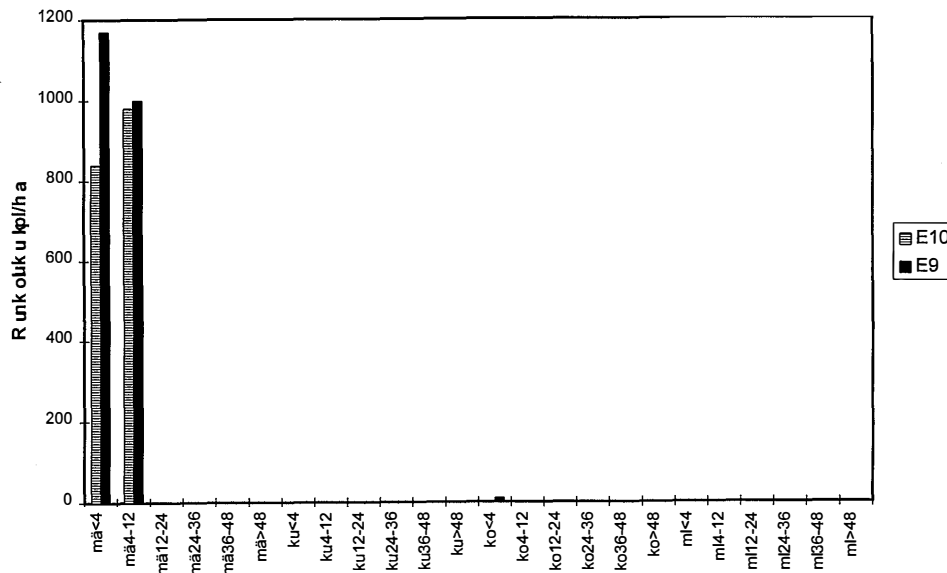
Evon kasvatushakkuu tehtiin kuviolla, jossa oli puuta alunperin 160 m³/ha. Hakkuussa poistettiin 40 m³/ha ja jäljelle jäi 120 m³/ha. Tutkimusalueelle jäänyt puusto sisälsi kaikkia puulajeja ja niiden rinnankorkeusläpimittojen keskiarvo oli 8.3 cm. Osa näytealoista jäi ajourien alle. Valitettavasti myös kontrollialueen luoteiskulmaa ehdittiin harventaa ennen kuin työt saatiin keskeytettyä. Kontrollialueen läpi tehtiin myös ajoura. Tämän vuoksi Evon kasvatushakkuun tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia Lohikosken kokeen kanssa. Kuvassa 2.3 on esitetty tutkimusalueen elävän puuston runkolukujen muutokset puulajeittain ja kokoluokittain. Pienten (läpimitta alle 4 cm) kuusten runsastuminen johtui vuoden kasvusta, osa pensaskerroksen kuusen taimista oli kasvanut yli kolmemetriseksi ja siten ne laskettiin puihin. Puustokoealoilta mitatun maapuun määrä pieneni noin 1.5 m³:iin/ha (1993 n. 3 m³/ha) hakkuun jälkeen ilmeisesti sen takia, että osa pisimmälle lahonneista maapuista ei enää löytynyt hakkuutähteen alta. Kuolleen pystypuun määrä pysyi lähes samana.

Evon mallialueelta ei löytynyt harvennusikäisiä taimikoita, joten lajistoinventoinnit tehtiin valmiiksi harvennetussa taimikossa. Tilannetta ennen käsittelyä ei

ei siis ole olemassa. Kuvassa 2.4 on esitetty puuston vuonna 1993 mitattu runkoluku kummallakin taimikkoalalla.



Kuva 2.3. Evon kasvatushakkuun runkoluku (kpl/ha) puulajeittain (mä=mänty, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja ikäluokittain ennen (E5-93) ja jälkeen (E5-94) hakkuun.

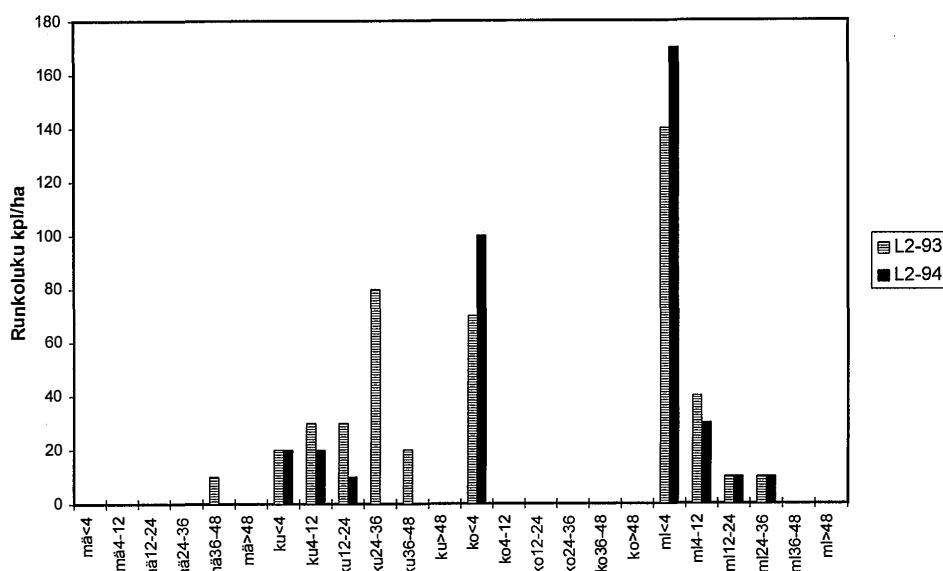


Kuva 2.4. Evon taimikoiden runkoluku puulajeittain (mä=mänty, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja kokoluokittain vuonna 1993. Kumpikin taimikkoala oli harvennettu ennen kokeen alkamista, varsinaista kontrollia ei siis ole.

2.3.2 Lohikoski

Lohikosken avohakkuukoeala oli kooltaan 8.5 ha. Kuvio hakattiin metsurityönä. Kuviolla jätettiin hakkaamatta kosteahko kuusta ja haapaa kasvava painanne sekä kallionyppylöiden päällä kasvava puusto. Jättöpuuryhmät olivat suurimmillaan noin 0.2 ha:n kokoisia. Epifyytti-inventoinnin koepuut ja kaikki kuollut puu jätettiin koskematta. Ajourat suunniteltiin siten, että ne eivät kulkeneet näytteenottoaikkojen yli. Vaikka Lohikosken hakkuu on melko suuri, se ei miltään suunnalta näytä häiritsevän avonaiselta jättöpuuryhmien ansiosta. Kuviolla oli alunperin 1 828 m³ puuta (215 m³/ha), josta hakkuussa poistettiin 1 776 m³ (209 m³/ha). Neljään jättöpuuryhmään jäi siis yhteensä 52 m³ (n. 6 m³/ha) puuta, josta valtaosa oli pienikokoista kuusta, mäntyä ja lehtipuuta. Mitatuille puustokoealoille jätettyjen elävien puiden rinnankorkeuslähimittan keskiarvo oli 5.4 cm, mutta kuusen selvästi korkeampi, 13.5 cm.

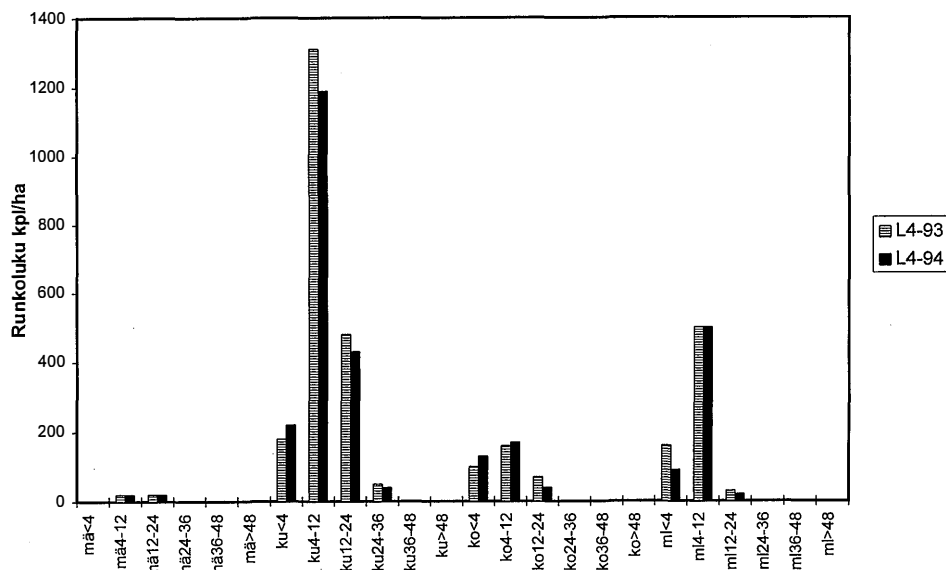
Kuvassa 2.5 on esitetty avohakkuukoealan puuston runkoluvut puulajeittain ja kokoluokittain ennen ja jälkeen hakkuun. Puihin on laskettu yli kolmen metrin pituiset puut. Koivujen ja muiden lehtipuiden määrä oli alle 4 cm:n kokoluokassa suurempi hakkuun jälkeen, koska osa niistä oli kasvanut "ulos" pensaskerroksesta. Hakkuussa poistettiin järeimmät kuuset ja männyt, mutta lähes kaikki lehtipuut säästettiin. Aikaisemmassa hakkuussa noin 15 vuotta sitten alueelta oli poistettu järeimmät koivut.



Kuva 2.5. Lohikosken uusimuotoisen avohakkuun runkoluku (kpl/ha) puulajeittain (mä=mänty, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja kokoluokittain ennen (L2-93) ja jälkeen (L2-94) hakkuun.

Maapuun määrä puustomittauskoealoilla kasvoi avohakkuun jälkeen lähes kaksinkertaiseksi tuoreen hakkuutähteen ja tuulenkaatojen vaikutuksesta. Ennen hakkuuta alueella oli n. 3 m³ maapuuta/ha, hakkuun jälkeen n. 6 m³/ha. Valtaosa tästä oli kuusta. Kuolleen pystypuun määrässä ei ollut muutoksia.

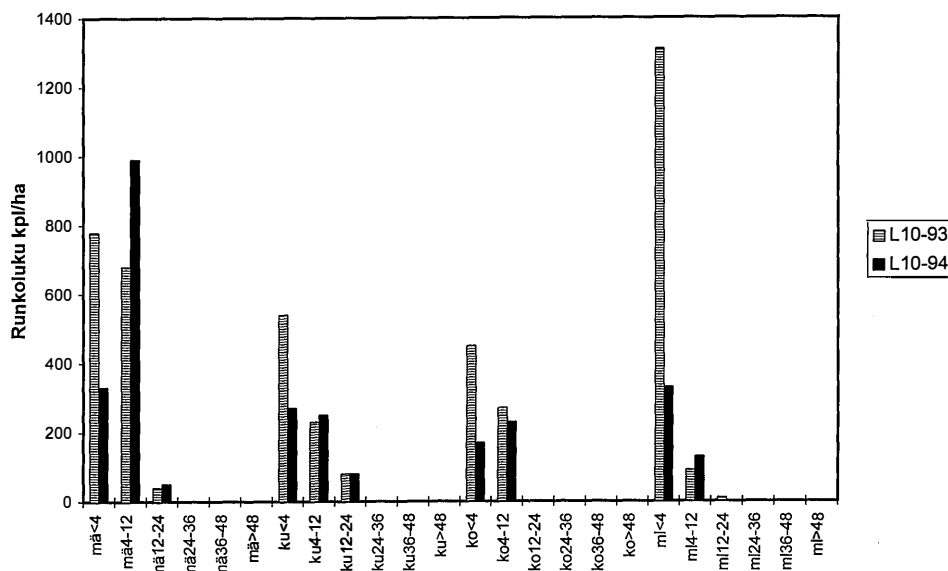
Lohikosken kasvatushakkuu tehtiin miestyönä 5 ha:n suuruisella kuviolla, jossa puustoa oli alunperin n. 225 m³/ha. Kuvion puusto oli alunperin erittäin tiheää, ja siitä poistettiin n. 45 m³/ha. Harvennus ei ollut tasaista, vaan etenkin lehtipuita jätettiin paikoitellen tiheämpiin ryhmiin. Hakkuun jälkeen alueelle jäi kaikkia puulajeja (kuusi, mänty, koivu, haapa, leppä, pihlaja, raita). Alueelle jääneen puuston rinnankorkeuslähpimitan keskiarvo oli 7.3 cm. Ajourat eivät missään vaiheessa kulkeneet näytteenottopaikkojen yli. Harvennus oli melko varovaista ja osalla puustomittauskoealoista ei puustoa poistettu lainkaan. Tämän vuoksi kuvassa 2.6 esitetyt elävien puiden runkoluvut puulajeittain ja kokoluokittain muuttuivat vain vähän hakkuun jälkeen. Kuolleen puun määrässä mitatuilla koealoilla ei havaittu mainittavia muutoksia.



Kuva 2.6. Lohikosken kasvatushakkuun runkoluku (kpl/ha) puulajeittain (mä=männi, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja kokoluokittain ennen (L4-93) ja jälkeen (L4-94) hakkuun.

Taimikonharvennus tehtiin noin kolmen hehtaarin alalla alunperin kuuden hehtaarin pitkänomaisella kuviolla, josta toinen puoli jätettiin kontrollialueeksi. Kuvio on mäntyvaltainen, mutta siinä on paikoitellen myös lehtomaisia laikkuja (ks. Kallio 1995). Harvennuksessa poistettiin kaikkia puulajeja. Suurin muutos oli

rinnankorkeuslähpimitalta alle 4 cm:n muiden lehtipuiden (haapa, leppä, pihlaja) poisto noin kolmannekseen alkuperäisestä (kuva 2.7).



Kuva 2.7. Lohikosken taimikon runkolukujen muutokset (kpl/ha) puulajeittain (mä=mänty, ku=kuusi, ko=koivu, ml=muu lehtipuu) ja kokoluokittain ennen (L10-93) ja jälkeen (L10-94) taimikonharvennuksen.

Lähteet

Jaakkola, S. 1995: Kuollut puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:30–36.

Kallio, S. 1995: Tutkimusalueiden pienipiirteinen kuviointi. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:37–47.

Korhonen, K.-M. (toim.) 1993: Metsätalouden ympäristöopas. – Metsähallitus, Helsinki. 112 s.

Metsähallitus 1991: Metsien hoito. Etelä-Suomi. – Moniste. 59 s. + 16 liites.

Raivio, S. 1995: Elävä puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:22–29.

3 PINTAKASVILLISUUDEN LAJIMÄÄRÄT

Päivi Paalamo

3.1 Johdanto

Pitkän metsäntutkimusperinteen vuoksi metsäkasvien levinneisyys, ekologia ja indikaattoriarvo eri metsätyypeillä tunnetaan varsin hyvin. Lajimäärän tiedetään riippuvan lähinnä kasvupaikan ravinteisuudesta (esim. Kuusipalo 1985, Nieppola 1993, Tonteri 1994) ja sukkessiovaiheesta (Lindholm & Vasander 1987, Tonteri 1994). Metsänkäsittelyt aiheuttavat kasvillisuuden sekundäärisukcession, jonka pääpiirteet, lajimäärien ja runsaussuhteiden vaihtelu, tunnetaan kohdullisen hyvin. Kuitenkin samapaikkaisia havaintoja metsänkäsittelyjen vaikutuksista (ennen–jälkeen tarkasteluja) on erittäin niukasti, sillä useimmiten tutkimus on keskittynyt sukkessioiltaan erilaisista metsiköistä rakennettuihin poikileikkaussarjoihin.

Tämän tutkimuksen tarkoitus oli ensisijaisesti selvittää mustikkatyypin metsän pintakasvillisuuden peruslajisto eri sukkessiovaiheissa ja tarkastella pysyvillä tutkimusalueilla avohakkuun, kasvatushakkuun ja taimikonharvennuksen vaikutuksia lajistoon. Pysyvät tutkimusalueet tarjoavat tulevaisuudessakin jatko-seurantamahdollisuuden sekä perustutkimukselle että soveltavalle tutkimukselle. Tässä raportissa esitetään vain alustavaa lajimäärien tarkastelua metsänkäsittelyjen jälkeen, tarkemmat koealoja vertailevat analyysit julkaistaan myöhemmin.

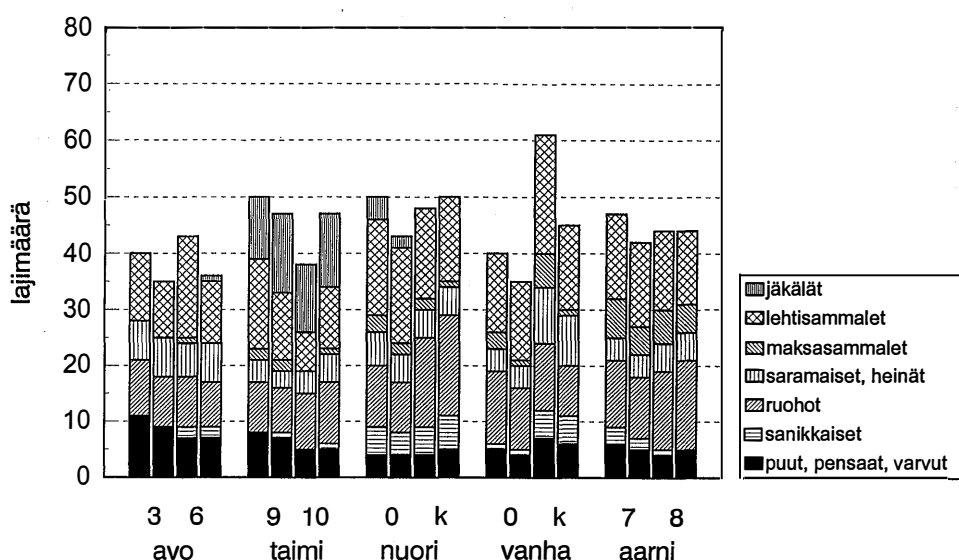
3.2 Tutkimusmenetelmät

Tutkimuksen alkaessa vuonna 1993 jokaiselle sieniruudulle sijoitettiin systemaattisesti yhdeksän kasvuruutua (1×1 m), ja metsänkäsittelyjä edeltävä kasvilajisto inventoitiin arvioimalla silmämääräisesti jokaisen kenttä- ja pohjakerroslajin peittävyysprosentti projektiona ruudun pinnasta (ks. Paalamo 1995, Raivio 1995). Koeruudut tarkistettiin seuraavan kerran heti ensimmäisellä kasvukaudella metsänkäsittelyjen jälkeen kesällä 1994. Molemmilla tutkimuskerroilla lajiston kartoitus ajoitettiin heinä–elokuulle. Tämä raportti keskittyy lähinnä näytealakohtaisten kokonaislajimäärien tarkasteluun ennen metsänkäsittelyjä ja käsittelyjen jälkeen. Lajimäärät on ilmoitettu neljän havaintoalan (=sieniruudut) yhteenlaskettuina lajimäärinä.

3.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Evon mallialueella havaittiin metsänkäsittelyjä seuraavana vuonna 108 kasvilajia (liite 3.1), mikä oli 17 lajia vähemmän kuin edellisenä vuonna. Ennen avohak-

kuuta vanhan talousmetsän koealue (E1) oli runsaslajisin, mutta hakkuun jälkeen sieltä löydettiin 16 lajia vähemmän (45 kpl; kuva 3.1). Myös muilla tutkimusalueilla lajimäärä pieneni, vaikka niitä ei käsitelty. Vuoden 1994 suurin lajimäärä (50 kpl) havaittiin nuoren kasvatusmetsän koealueella (E5).

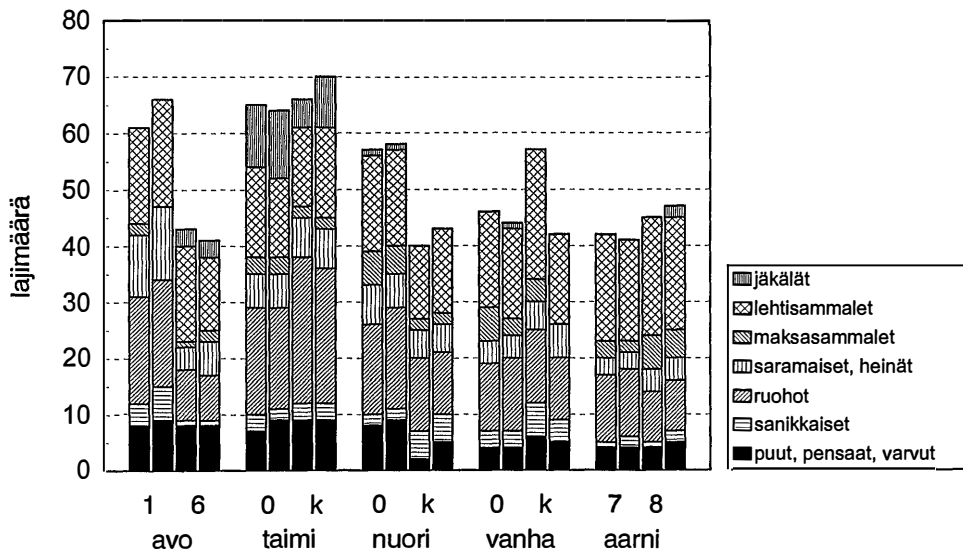


Kuva 3.1. Evon tutkimusalueiden kenttä- ja pohjakerroksen lajimäärät sukkessiovaiheittain. 0=kontrolli, k=käsittely, pelkkä numero viittaa tutkimusalueen koodinumeroon. Tutkimusalueen numeron kohdalla olevat kaksi pylvästä kuvaavat eri vuosia: vasen pylväs v. 1993, oikea pylväs v. 1994.

Lohikosken mallialueelta vuonna 1994 löydetty kokonaislajimäärä, 129 lajia, oli Evon mallialueen tavoin hieman pienempi kuin ennen metsänkäsittelyä (liite 3.2). Harvinaisia lajeja ei löydetty kummallakaan inventointikerralla. Viidellä tutkimusalueella (L6, L9, L2, L3, L7) havaittiin edellistä inventointia pienemmät lajimäärät (kuva 3.2). Näistä neljä oli käsittelemättömiä kontrollialueita. Keskimääräisesti arvioiden Lohikosken suurimmat lajimäärät löytyivät taimikkoalueilta (L9, L10), joissa nuori sukkessiovaihe, runsas jäkälälajisto ja koealueen osittainen lehtomaisuus nostivat lajimäärää (ks. esim. Lindholm & Vasander 1987, Tonteri 1994). Taimikonharvennuksen (L10) ja kasvatushakkuun (L4) jälkeen lajiston havaittiin hieman lisääntyneen, mutta sen sijaan avohakkuu vanhassa talousmetsässä (L2) pienensi lajimäärää 15 lajilla.

Molemmilla mallialueilla suuri osa avohakkuun jälkeen kadonneista lajeista oli sammalia, joista etenkin pienikokoiset maksasammalet (esim. *Lophozia* sp., *Lophocolea* sp.) vaikuttivat herkiltä äkilliselle valon lisääntymisen aiheuttamalle kuivumiselle. Maksasammalten tiedetään suosivan varjoisten metsien tasaista ja

melko kosteaa pienilmastoa. Myös seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalet (*Dicranum* sp.) kärsivät kuivuudesta, sillä niiden peittävyys pieneni huomattavasti (jopa puoliintui) avohakatuilla alueilla (ks. myös Kujala 1979). Niukka valo rajoittaa usein putkilokasvien kasvua, siksi monet lajit ilmestyvät ja runsastuvat harvennuksen ja avohakkuun jälkeen (Kujala 1979; esim. heinät, maitohorsma, lillukka). Peittävyysmuutokset ja suuremmat lajistolliset muutokset mallialueilla käsittelyiden seurauksena näkyvät vasta myöhemmin.



Kuva 3.2. Lohikosken tutkimusalueiden kenttä- ja pohjakerroksen lajimäärät sukkessiovaiheittain. 0=kontrolli, k=käsittely, pelkkä numero viittaa tutkimusalueen koodinumeroon. Tutkimusalueen numeron kohdalla olevat kaksi pylvästä kuvaavat eri vuosia: vasen pylväs v. 1993, oikea pylväs v. 1994.

Vain suurimpia havaittuja lajistollisia muutoksia voitaneen pitää todellisina metsänkäsittelyjen vaikutuksina, koska myös käsittelemättömillä alueilla oli lajimäärässä pientä vaihtelua. Tutkimusajanjakso oli hyvin lyhyt ja muutokset olivat vähäisiä, sillä hävinneiden ja ilmestyneiden lajien ekologia oli melko kirjavaa. Lajikoostumus käsitellyillä alueilla oli siten vielä edeltävän inventoinnin kaltainen. Lajistolliset muutokset liittyivät lähinnä populaatioiden sisäiseen uudistumis- ja kasvudynamiikkaan ja vuosittaisiin vaihteluihin eikä metsänkäsittelyjen aiheuttamiin ekologisiin muutoksiin. Käsittelyjen vaikutusta on hankala arvioida, koska kasvipopulaatioiden luontaista, sekä alueellista että ajallista dynamiikkaa ei ole käytännöllisesti katsoen tutkittu juuri lainkaan. Ainoastaan kasviyhteisöjen suuripiirteisempi sukkessio tunnetaan.

Øklandin (1994) tuloksissa todettiin, että sammalten taipumus pysyä alkuperäisellä kasvupaikalla ilman uusien paikkojen kolonisaatiota riippuu vahvasti sekä lajin että myös yksittäisten versonosien koosta ja lajin peittävydestä. Pienikokoiset ja harvalukuiset sammalet, kuten tämän tutkimuksen maksa- ja laakasammat (*Plagiothecium* sp.), ovat heikoimmin paikallaanpysyviä. Pieni koko merkitsee suurempaa riskiä hautautua karikkeen alle, samalla karike kasvualustana – karikkeen tuotto ja hajoaminen – säätelee pienten sammalten katoamista ja kolonisaatiota. Lisäksi edellämainituilla lajeilla on maaperässä runsas diasporipankki, joka mahdollistaa Øklandin (1994) mainitsemat yleisesti toistuvat häviämiset ja kolonisaatiot. Toisistaan osittain riippuvat kasvin koko ja peittävyys sekä lisäksi kasvutapa säätelevät myös putkilokasvien taipumusta pysyä paikoillaan (Økland 1995). Ikivihreät kloonikasvit ovat erittäin pysyviä (varvut), kun taas vuosittain uudet maanpäälliset versot tuottavat ja maan alla talvehtivat lajit ovat heikommin pysyviä (esim. metsätähti, *Trientalis europaea*; sananjalka, *Pteridium aquilinum*). Sen sijaan jatkuvasti siemenistä lisääntyvät kasvit ovat heikoimmin pysyviä (esim. maitikat, *Melampyrum* sp.). Edellä mainitut piirteet näkyivät osittain myös tässä tutkimuksessa vuosien välisenä peittävyysvaihteluna, mutta aineiston yksityiskohtaiset analyysit puuttuvat vielä.

Osa havaitusta lajimäärien vaihtelusta voi olla myös otannasta johtuvaa ja siten näennäistä. Kasvipeiteanalyysikehikon erilainen asettelu eri havainnointiajan kohtina saattaa aiheuttaa vaihtelua ruudulle osuvien lajien määrissä. Lisäksi pienikokoiset ja yksittäisinä esiintyvät versot peittyvät herkästi karikkeen alle. Todellinen lajimäärä saataisiin paremmin selville toisentyyppisellä kartoitustavalla, mutta aineiston tilastolliset analyysit edellyttävät kvantitatiivista näytteenottoa. Lajikohtaisten prosenttipeittävyysien arviointi kasvillisuuden kvantitatiivisessa kuvaamisessa on varsin subjektiivista työtä. Tutkimuksen vaatima arviointitarkkuus pienenee, jos tällä menetelmällä arvioitaessa näyteruudun pinta-alaa kasvatetaan (Knapp 1984). Pienet näytepinta-alat eivät välttämättä ole lajistokartoituksen kannalta edustavia. Lajien osaruutufrekvenssien laskemista suositellaankin käytettäväksi tämän tyyppisissä kasvillisuuden inventoinneissa prosenttipeittävyysien arvioinnin sijasta (Økland 1995).

Tutkimushanke luo hyvän pohjan jatkoseurannoille. Nyt pysyväksi perustettu tutkimusalue sarja tarjoaa mahdollisuuden samapaikkaisiin havaintoihin pitämällä aikavälillä metsänkäsittelyjen jälkeen. Populaatiobiologiset tutkimukset tukisivat ja selittäisivät yhteisötasolla havaittuja ilmiöitä myös sukkessiotutkimuksissa. Näin lyhyellä aikavälillä metsänkäsittelyjen vaikutusta oli vaikea erottaa populaatioissa esiintyvistä luontaisesta vaihtelusta, minkä vuoksi sukkessiotutkimukset lähes väistämättä vaativat usean vuoden seurannan; tämä tulisi ottaa tarkoin huomioon uusien biodiversiteettitutkimuksia suunniteltaessa.

Lähteet

- Knapp, R. 1984: Sample (relevé) areas (distribution, homogeneity, size, shape) and plotless sampling. – Teoksessa: Knapp, R. (toim.), Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Handbook of vegetation science 4: 101–119. The Hague.
- Kujala, V. 1979: Suomen metsätyypit. – Comm. Inst. For. Fenn. 92:1–45.
- Kuusipalo, J. 1985: An ecological study of upland forest site classification in southern Finland. – Acta Forestalia Fennica 192:1–78.
- Lindholm, T. & Vasander, H. 1987: Vegetation and stand development of mesic forest after prescribed burning. – Silva Fennica 21:259–278.
- Nieppola, J. 1993: Understorey plants as indicators of site productivity in *Pinus sylvestris* L. stands. – Scandinavian Journal of Forest Research 8:49–65.
- Økland, R.H. 1994: Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. – *Lindbergia* 19:50–62.
- 1995: Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – *Ecography* 18:3–14.
- Paalamo, P. 1995: Pintakasvillisuuden lajimäärät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:48–53.
- Raivio, S. 1995: Metsänkäsittelymenetelmien vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:15–21.
- Tonteri, T. 1994: Species richness of boreal understorey forest vegetation in relation to site type and successional factors. – *Annales Zoologici Fennici* 31:53–60.

Liite 3.1. Evon mallialueen pintakasvillisuus. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero viittaa tutkimus-
alueen koodinumeroon.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	3	6	9	10	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
Puut, pensaat, varvut										
<i>Alnus incana</i>	x	x								
<i>Betula pendula</i>	x		x							
<i>Betula pubescens</i>	x	x	x	x			x		x	x
<i>Calluna vulgaris</i>	x	x		x		x				
<i>Empetrum nigrum</i>			x							
<i>Picea abies</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	x	x					x	
<i>Populus tremula</i>	x	x							x	x
<i>Rhamnus frangula</i>					x					x
<i>Rubus idaeus</i>	x	x		x				x		
<i>Salix myrsinifolia</i>								x		
<i>Sorbus aucuparia</i>	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Vaccinium myrtillus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sanikkaiset										
<i>Athyrium filix-femina</i>						x		x	x	
<i>Diphasiastrum complanatum</i>					x	x				
<i>Dryopteris carthusiana</i>					x		x	x		x
<i>Equisetum sylvaticum</i>			x	x		x		x		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>			x	x		x		x	x	x
<i>Lycopodium annotinum</i>				x	x	x	x	x		
<i>Thelypteris phegopteris</i>						x		x		
Ruohot										
<i>Angelica sylvestris</i>						x		x		x
<i>Cirsium arvense</i>			x							
<i>Convallaria majalis</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Dactylorhiza maculata</i>							x			
<i>Epilobium adenocaulon</i>	x									
<i>Epilobium angustifolium</i>	x	x	x	x	x	x		x		
<i>Geranium sylvaticum</i>						x	x		x	
<i>Goodyera repens</i>					x	x	x	x	x	x
<i>Hieracium</i> sp.						x				
<i>Hieracium vulgata</i> coll.					x					x
<i>Lathyrus pratensis</i>				x	x					
<i>Lathyrus vernus</i>										x
<i>Linnaea borealis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Maianthemum bifolium</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Melampyrum pratense</i>	x	x		x	x	x	x	x		x
<i>Melampyrum sylvaticum</i>						x	x	x	x	x
<i>Orthilia secunda</i>			x		x	x		x	x	x
<i>Oxalis acetosella</i>			x	x			x	x	x	x
<i>Platanthera bifolia</i>							x			
<i>Pyrola chlorantha</i>										x
<i>Pyrola rotundifolia</i>						x				
<i>Rubus saxatilis</i>			x	x	x	x		x	x	x
<i>Rumex acetosella</i>			x	x						
<i>Senecio vulgaris</i>	x	x								
<i>Solidago virgaurea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Taraxacum</i> sp.	x	x								

jatkuu

Liite 3.1 jatkuu.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	3	6	9	10	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
<i>Trientalis europaea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Veronica officinalis</i>						x		x		x
<i>Viola canina</i>				x						x
<i>Viola riviniana</i>						x	x		x	x
Saramaiset, heinät										
<i>Agrostis</i> sp.	x	x								
<i>Agrostis canina</i>				x						
<i>Agrostis capillaris</i>								x		
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Calamagrostis epigeios</i>	x	x	x							
<i>Calamagrostis purpurea</i>					x			x		
<i>Carex canescens</i>			x					x	x	
<i>Carex digitata</i>	x		x		x	x	x		x	x
<i>Carex disperma</i>								x	x	
<i>Carex echinata</i>								x		
<i>Carex globularis</i>		x	x		x	x		x	x	
<i>Carex loliacea</i>								x		
<i>Deschampsia cespitosa</i>					x			x	x	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Luzula pilosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Melica nutans</i>	x	x				x	x			x
Maksasammalet										
<i>Barbilophozia barbata</i>			x			x		x	x	x
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>								x	x	x
<i>Calypogeia integristipula</i>					x			x	x	
<i>Calypogeia neesiana</i>								x		
<i>Lepidozia reptans</i>									x	
<i>Lophocolea heterophylla</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lophozia</i> sp.		x								
<i>Lophozia obtusa</i>										x
<i>Plagiochila asplenioides</i>									x	x
<i>Ptilidium ciliare</i>			x		x	x		x	x	x
Lehtisammalet										
<i>Aulacomnium palustre</i>			x	x	x	x		x	x	
<i>Brachythecium curtum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachythecium erythrorrhizon</i>						x				x
<i>Brachythecium reflexum</i>		x	x		x	x	x		x	x
<i>Brachythecium salebrosum</i>	x		x		x	x	x	x	x	x
<i>Brachythecium starkei</i>	x		x		x	x	x	x	x	x
<i>Ceratodon purpureus</i>	x	x	x	x						
<i>Dicranella cerviculata</i>										
<i>Dicranum majus</i>					x	x		x	x	x
<i>Dicranum polysetum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dicranum scoparium</i>	x	x	x				x		x	x
<i>Hylocomium splendens</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leptobryum pyriforme</i>			x	x						
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>										x
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	x		x				x	x	x	
<i>Plagiothecium laetum</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pleurozium schreberi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pogonatum urnigerum</i>	x		x							
<i>Pohlia nutans</i>		x	x	x	x	x		x	x	
<i>Polytrichastrum longisetum</i>	x		x						x	x
<i>Polytrichum commune</i>			x	x	x	x		x		
<i>Polytrichum juniperinum</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Polytrichum piliferum</i>	x	x				x				

Liite 3.1 jatkuu.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	3	6	9	10	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
<i>Ptilium crista-castrensis</i>		x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Rhodobryum roseum</i>		x				x	x	x	x	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>							x	x		x
<i>Sphagnum angustifolium</i>						x		x		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>					x	x		x	x	
<i>Sphagnum magellanicum</i>								x		
<i>Sphagnum nemoreum</i>		x	x		x					
<i>Sphagnum riparium</i>								x	x	
<i>Sphagnum russowii</i>						x	x	x	x	
<i>Sphagnum squarrosum</i>					x	x		x	x	
<i>Tetraphis pellucida</i>								x		
Jäkälät										
<i>Cladonia arbuscula</i>			x	x	x	x				
<i>Cladonia botrytes</i>			x	x	x	x				
<i>Cladonia cenotea</i>				x	x	x				
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.			x	x	x	x				
<i>Cladonia coccifera</i> coll.			x	x	x	x				
<i>Cladonia cornuta</i>			x	x	x	x				
<i>Cladonia deformis</i>			x	x	x	x				
<i>Cladonia fimbriata</i>		x	x	x	x	x				
<i>Cladonia furcata</i>						x	x			
<i>Cladonia gracilis</i>				x	x	x				
<i>Cladonia pyxidata</i>				x		x				
<i>Cladonia rangiferina</i>			x	x	x	x				
<i>Cladonia squamosa</i>				x						
<i>Cladonia stellaris</i>					x					
<i>Cladonia sulphurina</i>			x	x		x				
Lecideaceae -rupijäkälät			x	x	x					

Liite 3.2. Lohikosken mallialueen pintakasvillisuus. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero viittaa tutkimusalueen koodinumeroon.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	1	6	0	k	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
Puut, pensaat, varvut										
<i>Alnus incana</i>				x x		x				x
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>			x x	x x						
<i>Betula pendula</i>	x x	x x		x				x		
<i>Betula pubescens</i>		x x x						x		
<i>Calluna vulgaris</i>	x x	x x	x x	x x						
<i>Empetrum nigrum</i>					x x					
<i>Juniperus communis</i>				x	x x					
<i>Picea abies</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x	x x	x x	x x	x x
<i>Pinus sylvestris</i>	x x		x x					x		
<i>Populus tremula</i>				x x						
<i>Rhamnus frangula</i>				x x						
<i>Rosa majalis</i>					x x					
<i>Rubus idaeus</i>	x x	x x			x x					
<i>Sorbus aucuparia</i>	x x	x	x x	x x	x	x	x x	x x	x x	x x
<i>Vaccinium myrtillus</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Vaccinium uliginosum</i>					x x					
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
Sanikkaiset										
<i>Athyrium filix-femina</i>		x				x x		x x		
<i>Diphasiastrum complanatum</i>			x x	x x						
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x x	x x				x x		x x	x x	
<i>Equisetum palustre</i>		x								
<i>Equisetum sylvaticum</i>	x x					x x		x x		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	x x				x x	x x	x x	x x		x
<i>Lycopodium annotinum</i>			x	x x		x x	x x	x		
<i>Pteridium aquilinum</i>	x x		x x	x x	x x		x x		x	x x
<i>Thelypteris phegopteris</i>								x		
Ruohot										
<i>Achillea ptarmica</i>				x						
<i>Angelica sylvestris</i>			x x	x x	x x	x x			x x	
<i>Antennaria dioica</i>			x x	x x						
<i>Chimaphila umbellata</i>				x x						
<i>Convallaria majalis</i>	x x	x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Dactylorhiza maculata</i>				x						
<i>Epilobium angustifolium</i>	x x	x x	x x	x x	x x			x x		
<i>Epilobium palustre</i>	x x									
<i>Euphrasia</i> sp.				x						
<i>Fragaria vesca</i>	x x		x x	x x	x x		x x			
<i>Galeopsis bifida</i>		x x								
<i>Geranium sylvaticum</i>			x x	x x						
<i>Goodyera repens</i>						x x	x x	x	x x	x x
<i>Hieracium</i> sp.	x x									
<i>Hieracium sylvatica</i> coll.			x x	x x						
<i>Hieracium umbellata</i> coll.			x x	x x						
<i>Hieracium vulgata</i> coll.				x x	x					
<i>Linnaea borealis</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Listera cordata</i>								x		
<i>Maianthemum bifolium</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Melampyrum pratense</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x	x x	x x		x x
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	x x		x x	x x	x x	x x	x x	x x	x	x x

jatkuu

Liite 3.2 jatkuu.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	1	6	0	k	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
<i>Monotropa hypopitus</i>				x						
<i>Orthilia secunda</i>	x		x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Oxalis acetosella</i>	x x		x			x x	x x	x x		
<i>Pimpinella saxifraga</i>				x x						
<i>Platanthera bifolia</i>			x x				x			
<i>Potentilla erecta</i>	x x				x x					
<i>Pyrola chlorantha</i>	x x								x x	
<i>Pyrola minor</i>				x x	x x					
<i>Pyrola rotundifolia</i>				x x					x	
<i>Rubus saxatilis</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Rumex acetosella</i>	x x									
<i>Solidago virgaurea</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	
<i>Trientalis europaea</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Veronica officinalis</i>	x x				x x					
<i>Viola canina</i>	x		x x	x x	x				x x	
<i>Viola riviniana</i>	x x			x x	x x	x				
Saramaiset, heinät										
<i>Agrostis</i> sp.	x x									
<i>Agrostis capillaris</i>				x x	x x					
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	x x	x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Calamagrostis epigeios</i>	x x	x x	x x	x x	x			x		
<i>Calamagrostis purpurea</i>		x						x x		
<i>Carex digitata</i>	x x		x x	x x	x x	x x	x x			
<i>Carex disperma</i>		x								
<i>Carex globularis</i>	x x	x x						x x		x x
<i>Carex loliacea</i>	x x									
<i>Carex vaginata</i>	x x									
<i>Deschampsia cespitosa</i>	x									
<i>Deschampsia flexuosa</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Juncus filiformis</i>		x								
<i>Luzula multiflora</i>	x x									
<i>Luzula pilosa</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Melica nutans</i>		x	x x	x x	x x	x x				
Maksasammalet										
<i>Barbilophozia barbata</i>			x x		x x		x		x	x x
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>					x x	x x	x x			x x
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>					x x					
<i>Calypogeia neesiana</i>										x x
<i>Lophocolea heterophylla</i>	x	x	x x	x x	x x	x x	x x	x	x x	x x
<i>Lophozia</i> sp.					x		x	x		
<i>Plagiochila asplenioides</i>	x						x	x		x
<i>Ptilidium ciliare</i>		x x	x x	x x	x x		x x	x	x x	x x
Lehtisammalet										
<i>Aulacomnium palustre</i>		x	x		x x			x	x x	x x
<i>Brachythecium albicans</i>				x x						
<i>Brachythecium curtum</i>		x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Brachythecium erythrorrhizon</i>					x x		x x			
<i>Brachythecium reflexum</i>			x x	x x	x x		x x			x x
<i>Brachythecium salebrosum</i>	x		x x	x x	x x	x	x x		x x	x
<i>Brachythecium starkei</i>	x	x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Ceratodon purpureus</i>	x x	x	x							
<i>Cirriphyllum piliferum</i>							x x			
<i>Dicranella cerviculata</i>	x x	x x								
<i>Dicranella heteromalla</i>	x x									
<i>Dicranum fuscescens</i>										x x

jatkuu

Liite 3.2 jatkuu.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
	1	6	0	k	0	k	0	k	7	8
	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94	-93-94
<i>Dicranum majus</i>				x x		x x x	x x x x		x x	x x
<i>Dicranum polysetum</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Dicranum scoparium</i>		x	x x	x	x x	x x				x x
<i>Hylocomium splendens</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Leptobryum pyriforme</i>		x								
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>				x x	x x	x	x x x			
<i>Plagiothecium denticulatum</i>		x x					x x			
<i>Plagiothecium laetum</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Pleurozium schreberi</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Pogonatum urnigerum</i>		x								
<i>Pohlia nutans</i>	x x	x x	x x	x	x			x	x x	x x
<i>Polytrichastrum longisetum</i>	x x	x						x x	x	x x
<i>Polytrichum commune</i>	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Polytrichum juniperinum</i>	x x	x x	x x	x x	x x		x x	x x	x x	x x
<i>Polytrichum piliferum</i>	x	x	x x							
<i>Ptilium crista-castrensis</i>		x x	x x			x x	x x x		x x	x x
<i>Rhodobryum roseum</i>					x x		x	x	x x	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	x			x x	x x	x x	x x x x		x x	x x
<i>Sphagnum angustifolium</i>		x						x x		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>		x						x x	x x	x x
<i>Sphagnum magellanicum</i>	x x							x x		
<i>Sphagnum nemoreum</i>	x x	x x						x	x x	x x
<i>Sphagnum quinquefarium</i>								x		
<i>Sphagnum russowii</i>								x x	x x	x x
<i>Sphagnum squarrosum</i>	x x					x x		x x		
Jäkälät										
<i>Cladonia arbuscula</i>		x x	x x	x x						x
<i>Cladonia botrytes</i>			x x							
<i>Cladonia cenotea</i>			x	x	x					
<i>Cladonia chlorophaea coll.</i>			x x	x						
<i>Cladonia cornuta</i>		x	x x	x x						x
<i>Cladonia deformis</i>			x x							
<i>Cladonia fimbriata</i>		x	x x	x x						
<i>Cladonia furcata</i>					x					
<i>Cladonia gracilis</i>			x	x	x					
<i>Cladonia rangiferina</i>		x x	x x	x x	x x					
<i>Cladonia sulphurina</i>			x x							
Lecideaceae -rupijäkälät			x							
<i>Peltigera aptosa</i>			x	x x	x					
<i>Peltigera canina</i>							x			

4 SIENILAJISTO

Petri Palviainen & Päivi Paalamo

4.1 Johdanto

Suomen sienilajisto on vielä varsin puutteellisesti tunnettu. Tutkimukset ovat kohdistuneet lähinnä sienisatoihin (esim. Rautavaara 1947, Jäppinen ym. 1986), ja näissäkin tutkimuksissa pääpaino on ollut kaupallisesti tärkeimmissä sienissä. Suuri vuosittainen sienisatojen ja osittain myös lajiston vaihtelu vaikeuttaa kattavia lajistotutkimuksia, jotka perusteellisesti suoritettuina vaatisivat monen vuoden työn pysyvillä seuranta-aloilla.

Ilmasto- ja maaperätekijät aiheuttavat sienisatojen ja -lajien pääasiallisen vaihtelun. Säätekijöiden vaikutusta Suomen sienisatoihin on tutkinut erityisesti Ohenoja (1993). Kuitenkin kasvupaikkatekijöiltään erilaisten kivennäismaiden ja soiden kokonaislajimääristä on muutamista uusimmista selvityksistä huolimatta niukasti tietoa (esim. Salo 1993). Lisäksi metsäojitus ja metsänkäsittelyt kivennäismailla aiheuttavat sienilajistoon lisävaihtelua (Ohenoja 1988, Salo 1993). Perustiedot eri metsätyyppien sienilajiston vaihtelusta sukkessiovaiheittain ovat myös puutteellisia, vaikka metsikkötunnusten ja sienisatojen suhdetta on tutkittu (mm. Jäppinen ym. 1986, Hintikka 1988).

Tämän tutkimuksen tarkoitus oli ensisijaisesti selvittää makrosienten (lähinnä helttasienet) peruslajisto mustikkatyyppin metsän eri sukkessiovaiheissa ja tarkastella avohakkuun, kasvatushakkuun ja taimikonharvennuksen vaikutuksia sienilajistoon. Lisäksi tutkimus pysyvine koealoineen ja metsänkäsittelyineen palvelee tulevaisuudessakin sekä perustutkimusta että soveltavaa tutkimusta. Tämä raportti keskittyy vain lajimäärien tarkasteluun ja näytealojen yleisluonteiseen vertailuun, tarkemmat analyysit julkaistaan myöhemmin.

4.2 Tutkimusmenetelmät

Evon ja Lohikosken mallialueille perustetut sieniruudut inventoitiin ensimmäisen kerran ennen metsänkäsittelyjä vuonna 1993. Jokaiselle 1 ha:n näytealalle perustettiin neljä aarin (10 x 10 m) suuruista sieniruutua, joilta kerättiin makrosienet, laskettiin kappalemäärät ja punnittiin tuorepainot lajeittain (menetelmät tarkemmin: ks. Paalamo 1995, Raivio 1995). Sienilajisto inventoitiin metsänkäsittelyjen jälkeen ajalla 19.7.–3.10.1994 neljä kertaa vuoden 1993 tapaan (Paalamo 1995). Inventointien aloitus oli alkukesän niukkojen sateiden vuoksi huomattavasti myöhäisempi kuin edellisenä vuonna. Sieniä ilmaantui tutkimusalueille kuivuuden hellitettyä vasta elokuussa, ja lajimäärät jäivät siitä syystä paikoitellen hyvin vaatimattomiksi. Tästä syystä alueet inventoitiin vielä syksyllä 1995 (12.9.–21.9.) kertaalleen. Tarkoituksena oli täydentää tietämystä lajistosta. Syksyn

1995 keräyskerran tulokset on esitetty itsenäisinä taulukkoina ja kuvina, mutta tekstissä vuosien välisissä vertailuissa niitä käsitellään osin yhdistettyinä vuoden 1994 aineistoon.

Sienilajisto ryhmiteltiin mykorritsa-, saprofyytti- ja parasiittisieniin, joiden runsaussuhteita ja lajimääriä tarkasteltiin sukkessiovaiheittain. Tarkastelun pääpaino oli Agaricales-lahkossa (helttasienet), mutta muihinkin lahkoihin kuuluvat sienet ovat tuloksissa mukana vuoden 1993 inventointien tapaan. Kerätyistä ja kuivatuista sieninäytteistä suurin osa on saatu määritettyä. Nääpikkä- ja seitikkinäytteet ovat Ulla Nummela-Salon ja Pertti Salon määrittämiä (Oulun yliopisto). Samalla saatiin korjauksia ja täsmennyksiä vuoden 1993 nääpikkä- ja seitikkimäärittämiin. Näin ollen vuoden 1993 aineisto julkaistaan uudelleen (liitteet 4.1 ja 4.4). Tarkemmat tulokset mm. kappalemääristä ja sienisadosta (tuorepainot) julkaistaan myöhemmin.

4.3 Tulokset ja tulosten tarkastelua

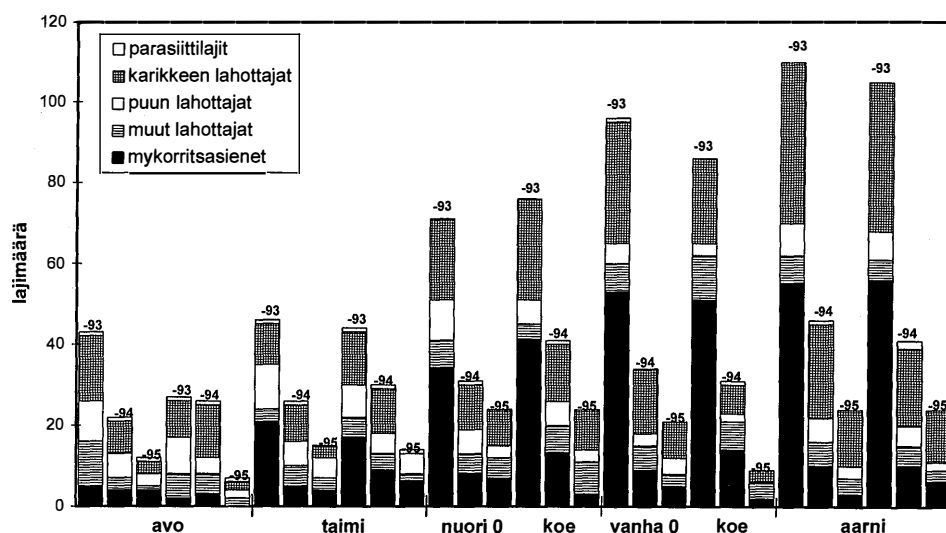
4.3.1 *Evo*

Evon näytealoilta määritettiin vuosina 1994 ja 1995 kaikkiaan 179 sienilajia (liitteet 4.2 ja 4.3), joista vajaa 40% oli mykorritsasieniä (66 lajia) ja noin 60% (110 lajia) lahottajasieniä. Mykorritsalajeista suurimman osan muodostivat vuoden 1993 tavoin seitikit (*Cortinarius*), joita oli yli 10% lajistosta ja lähes 35% kaikista mykorritsasienistä. Seuraavaksi runsaslukuisimpia lajeja olivat haperot (*Russula*) ja rouskut (*Lactarius*), mutta niiden lajimäärät jäivät huomattavasti pienemmiksi kuin vuoden 1993 selvityksessä (Paalamo 1995). Yleisimpiä mykorritsasieniä olivat kaneliseitikki (*Cortinarius cinnamomeus*), kangasrousku (*Lactarius rufus*), ruos-teheltat (*Naucoria* sp.) ja pulkkosieni (*Paxillus involutus*). Lahottajasienistä karikkeen lahottajia oli 61 lajia, mikä on kolmannes lajistosta ja 56% kaikista lahottajista. Hiipot (*Mycena*) olivat runsaslajisin lahottajaryhmä. Niitä oli yli 15% lajistosta ja 25% kaikista lahottajasienistä. Juurekkaat (*Collybia*) ja malikat (*Clitocybe*) olivat myös hyvin edustettuina vuoden 1993 tapaan. Kuusenneulasnahikkaat (*Micromphale perforans*) ja jouhinahikkaat (*Marasmius androsaceus*) olivat runsaimmat lahottajat niin Evolla kuin Lohikoskellakin.

Evon alueelta ei löydetty varsinaisesti uhanalaisluetteloon kuuluvia lajeja (Rassi ym. 1992). Hakatulta vanhan talousmetsän alueelta (E1) löydetty kurttusieni (*Sparassis crispa*) tosin esiintyy alueellisesti uhanalaisten suursienten luettelossa, mutta Hämeen läänin alueella sen ei katsota olevan uhanalainen. Muita kirjallisuuden (Ryman & Holmåsen 1987, Hansen & Knudsen 1992, Brandrud ym. 1990, 1992, 1994) harvinaisiksi mainitsemia lajeja olivat keltakaunolakki (*Calocybe cerina*), purppuranuppiseitikki (*Cortinarius purpurascens*), kyyhkyshiippo (*Mycena urania*), metsämadonlakki (*Psilocybe rhombispora*) ja nummimyyränlakki (*Rhodocybe caelata*). Lisäksi nuoren kasvatusmetsän kontrollialueelta E4 löytyi seitikkilaji, *Cortinarius spadiceus*, jota ei kirjallisuuden mukaan esiinny Suomessa (ainakaan ko. nimellä kuvattuna). Koska lajia löytyi myös muutamalta alueelta

Lohikoskelta, ei kyseessä liene mikään suurharvinaisuus, vaan levinneisyydeltään erittäin huonosti tunnettu laji. Muita harvalukuisia ja yleisyystiedoiltaan puutteellisesti tunnettuja lajeja löytyi vajaat 40 kappaletta, joista varsin suuri osa kuului seitikkien (esim. *Cortinarius caninus*, *C. dilutus*, *C. rigidus*, *C. raphanoides*) tai pienikokoisten nääpiköiden (mm. *Galerina calyptrata*, *G. jaapii*, *G. laevis*, *G. vittiformis*) sukuun. Yleisyydeltään huonosti tunnettuja ovat myös monet rusokkaat (esim. *Entoloma politum*, *E. turbidum*) ja kuupikat (*Conocybe* sp.)

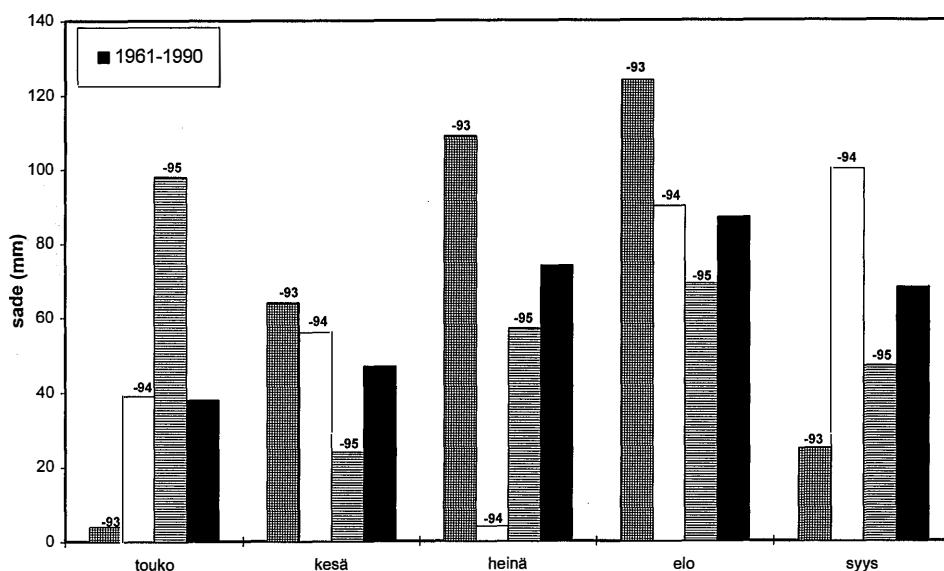
Ilmeisesti kuivuudesta johtuen kokonaislajimäärien erot eivät olleet eri metsiköikäluokissa niin selvät kuin vuoden 1993 inventoinnissa (kuva 4.1). Yleisesti ottaen lajimäärät kasvoivat metsikön iän mukana kuten ennen metsänkäsittelyä. Kokeena ollut vanhan talousmetsän alue (E1) oli hakattu, joten sen lajimäärä oli odotetusti pieni, mutta eri lajiryhmien suhteet olivat jokseenkin samankaltaiset kuin muilla sieniruduilla; lahottajasienet olivat vallitseva lajiryhmä.



Kuva 4.1. Sieniryhmien lajimäärät Evon mallialueella sukessiovaiheittain vuosina 1993–1995. 0=kontrollialue, koe=käsitelty alue.

Satoisana vuonna 1993 määritettyjen 233 lajin rinnalla vuosina 1994 ja 1995 määritetyt 179 lajia olivat vaatimaton tulos. Näytealakohtaiset lajimäärät putosivat vuonna 1994 noin puoleen vuoden 1993 inventoinneista, ja vanhoissa talousmetsissä sekä aarnialueilla lajimäärät jäivät alle puoleen huippuvuodesta. Ohenojan (1993) tutkimuksista kävi ilmi, että runsas kosteus touko–heinäkuussa lisää mykorrhizasientien lajimäärää kuusivaltaisissa metsissä. Sitä vastoin elokuun

runsaat sateet saattavat jopa vaikuttaa haitallisesti lajimääriin. Lahottajasienten kohdalla puolestaan elo- ja syyskuun runsas kosteus on olennaisinta. Kasvukaudella 1993 Evolla satoi kesä- ja heinäkuussa huomattavasti keskimääräistä enemmän (kuva 4.2). Tämä suosi mykorritsasienten runsasta kasvua, joita olikin lähes puolet lajistosta (ks. Paalamo 1995). Myös elokuussa satoi keskimääräistä enemmän, joten olosuhteet olivat otolliset monipuolisen lahottajasienilajiston kehittymiselle. Sitä vastoin kesinä 1994 ja 1995 sateet jäivät heinäkuussa alle keskiarvon (erityisesti heinäkuussa 1994), joten olosuhteet olivat epäedulliset mykorritsasienille. Niiden osuus jäikin alle 40%:iin lajistosta. Elo- ja syyskuussa satoi normaalisti tai normaalia enemmän, mikä näkyi lahottajasienten korostuneena osuutena; lähes 60% lajistosta oli lahottajia. Sateiden vuosittainen vaihtelu näyttäisi Evon mallialueella peittävän alleen metsänkäsittelyjen aiheuttaman vaihtelun sienilajistossa, koska lajimäärät pienenevät huomattavasti myös kontrollialueilla. Käsittelyjen vaikutus näkyy vasta pitemmällä ajanjaksolla.



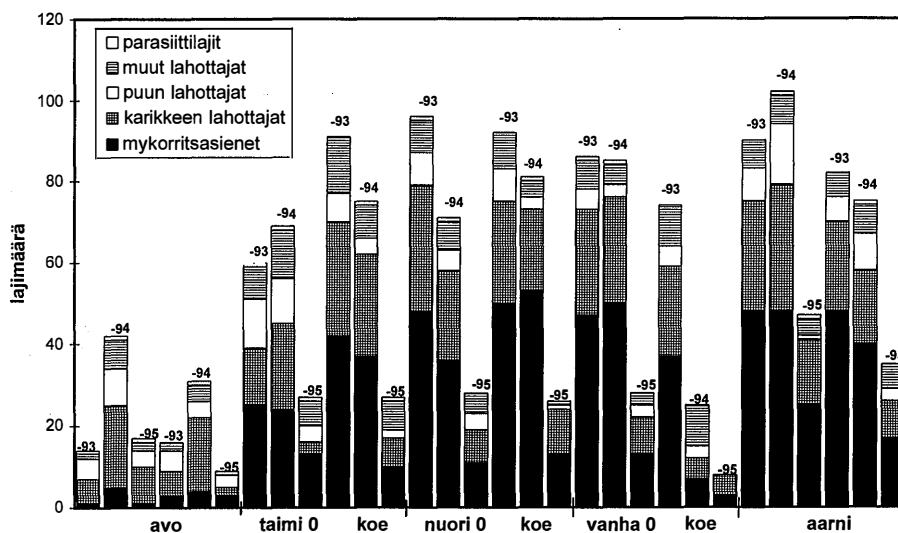
Kuva 4.2. Sademäärät Evolla (Lammin biologinen tutkimusasema) touko-syyskuussa 1993–1995 kuukausisummina. Mustat pylväät ovat vuosien 1961–1990 pitkäaikaisia kuukausikeskiarvoja. (Ilmatieteen laitos 1993–1995).

4.3.2 Lohikoski

Lohikosken tutkimusalueilta määritettiin yhteensä 235 lajia vuosina 1994 ja 1995 (liitteet 4.5 ja 4.6). Lajistosta 114 (48%) kuului mykorritsasieniin. Lahottajiin kuului 120 lajia (51%), ja parasiittilajeja oli yksi. Lahottajista 68 lajia kuului karikkeen

lahottajiin, mikä on 29% lajistosta ja 57% kaikista lahottajista. Hiipot muodostivat yli 10% lajistosta ja lähes 21% lahottajista. Muita runsaslajisia lahottajasienisukuja olivat vuoden 1993 tapaan malikat, juurekkaat ja nääpikät (*Galerina*). Mykorritsasienistä seitikit olivat odotetusti runsaslajisin ryhmä. Niiden osuus koko lajistosta oli yli 18% ja mykorritsasienistä lähes 38%. Haperot ja rouskut olivat myös runsaasti edustettuina. Yleisimpiä mykorritsasieniä olivat suppilovahvero (*Cantharellus tubaeformis*), kaneliseitikki (*Cortinarius cinnamomeus*), jodiseitikki (*C. obtusus*), verihelttaseitikki (*C. semisanguineus*) ja lohisieni (*Laccaria laccata*).

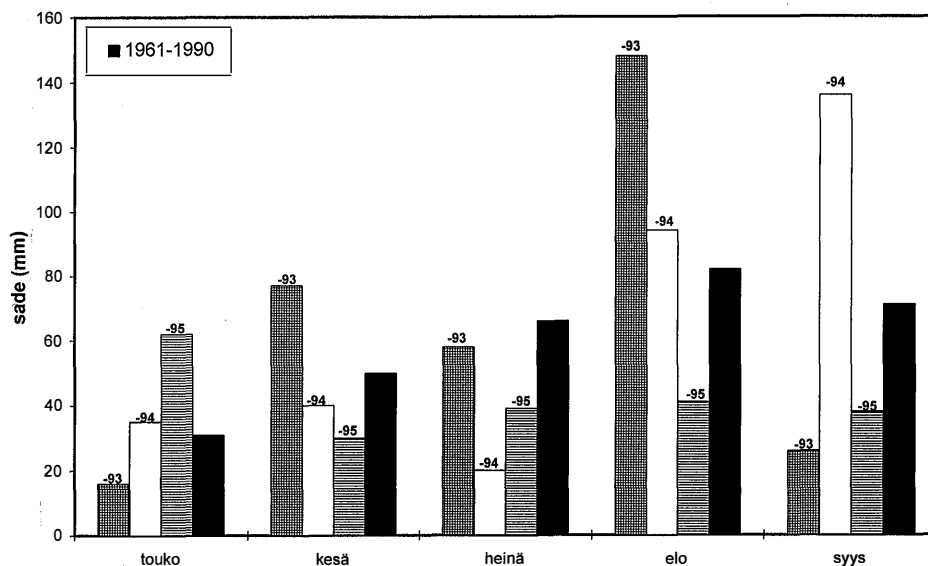
Aarnialueelta L7 laskettiin suurin lajimäärä; yhteensä 114 lajia vuosina 1994 ja 1995, mikä on lähes puolet lajistosta (kuva 4.3). Vanhan talousmetsän alue L2 oli hakattu inventointivuoden 1993 jälkeen, joten sen lajimäärät olivat alhaiset. Nuoren kasvatusmetsän koealueella L4 harvennus ei heti pienentänyt lajimäärää. Muuten lajimäärät näyttivät kasvavan metsikön iän mukana, joskin erot olivat melko pienet taimikoiden ja nuorten kasvatusmetsien välillä ja samoin nuorten kasvatusmetsien ja vanhojen talousmetsien välillä. Mykorritsasieniä oli eniten aarnialueella L7 (59 lajia) ja nuoren kasvatusmetsän koealueella L4 (56 lajia). Lahottajasieniä oli eniten aarnimetsässä L7 (54 lajia) ja taimikossa L9 (49 lajia).



Kuva 4.3. Sieniryhmien lajimäärät Lohikosken mallialueella sukessiovaiheittain vuosina 1993–1995. 0=kontrollialue, koe=käsitelty alue.

Avohakkuualueelta L1 löytyi maahan kaatuneelta laholta koivun rungolta runsaasti karvassahahelmaa (*Lentinellus castoreus*). Laji kuuluu uhanalaisluettelossa silmälläpidettävät harvinaiset -luokkaan (Rassi ym. 1992). Kirjallisuuden harvinaisiksi mainitsemia lajeja löytyi 13 kappaletta, joista suuri osa oli seitikkejä (mm. *Cortinarius canabarpa*, *C. dilutus*, *C. paragaudis*, *C. rigidus*, *C. spilomeus*, *C. umbrinolens*, *C. violaceus*; *Collybia racemosa*; *Psilocybe rhombispora*). Harvalukuisia tai yleisyystiedoiltaan puutteellisesti tunnettuja lajeja löytyi yli 50 kappaletta (esim. *Conocybe* sp., *Cortinarius alboviolaceus*, *C. salor*, *Omphaliaster* sp., *Psilocybe* sp., *Hebeloma pumilum*, *H. sacchariolens*).

Lohikoskella lajimäärät eivät vaihdelleet vuosien välillä niin paljon kuin Evolla. Kesällä 1993 satoi kesä- ja heinäkuussa jokseenkin normaalisti (kuva 4.4) ja elokuussa lähes kaksinkertaisen määrän pitkäaikaiseen keskiarvoon verrattuna. Kasvukaudesta muodostuikin sienten osalta keskimääräistä parempi vuosi; lajeja määritettiin 219. Kesä- ja heinäkuussa 1994 satoi keskimääräistä vähemmän, mutta kuivuus ei koetellut mallialuetta siinä määrin kuin Evoa. Myös syyskuu oli runsassateinen, joten koko satokaudesta muodostui sienten osalta hyvä; 218 määritettyä lajia. Itiöemien määrät nousivat paikoin hyvin korkeiksi. Vuosien 1994 ja 1995 aineistot yhdistettynä kokonaislajimääräksi saadaan varsin korkea 235 lajia.



Kuva 4.4. Sademäärät touko–syyskuussa Lohikoskella 1993–1995 kuukausisummina. Mustat pylväät ovat vuosien 1961–1990 pitkäaikaisia kuukausikeskiarvoja. Arvoina käytetty tutkimusalueita lähinnä sijaitsevan sääaseman, Ruokolahden Kotalahden mittauksia (Ilmatieteen laitos 1993–1995).

4.3.3 Loppupäätelmät

Näin lyhyellä tutkimusajanjaksolla käsittelyiden jälkeen kasvatushakkuu ja taimikonharvennus eivät näytä välittömästi vaikuttavan sienten lajimääriin, koska lajimäärä laski myös kontrollialueilla. Siten säätekijöiden vaikutus lajimääriin oli voimakkaampaa kuin metsänkäsittelyjen vaikutus myös Lohikosken mallialueella. Ainoastaan avohakkuun vaikutus oli selvä ainakin Lohikoskella, missä lajimäärät pienenivät kaikissa sieniryhmissä. Toisaalta puuston osittainen poisto harvennuksissa ei näyttäisi heti vaikuttavan lajimääriin, viitteitä harvennuksen positiivisesta vaikutuksesta sienisatoon on myös olemassa (ks. Ohenoja 1988). Vastaavasti lahottajasienet reagoivat hakkuussa lisääntyneeseen oksa-, neulas- ja muuhun puujätteeseen ilmeisen hitaasti.

Kertainventoinnin vaarat tulivat tutkimuksessa selvästi esille. Yksi inventointikerta ei tuota luotettavia tuloksia kokonaislajimäärästä tai sukkessiovaiheiden lajistollisista tai lajimäärien eroista. Huonona satovuotena useatkin inventointikerrat tuottivat vain noin puolet hyvän satovuoden lajimäärästä. Siksi usean vuoden aikaa vaativa, mutta lajistollisesti kattava seuranta, olisi tieteellisesti pätevä keino lähestyä tämän tutkimuksen kaltaista monimuotoisuusongelmaa, missä käsittelyjenkään vaikutukset eivät ole välittömiä.

Lähteet

- Brandrud, T.E., Lindström, H., Marklund, H., Melot, J. & Muskos, S. 1990: Cortinarius Flora Photographica. Vol. 1. – Cortinarius HB, Matfors, Sweden.
- , Lindström, H., Marklund, H., Melot, J. & Muskos, S. 1992: Cortinarius Flora Photographica. Vol. 2. – Cortinarius HB, Matfors, Sweden.
- , Lindström, H., Marklund, H., Melot, J. & Muskos, S. 1994: Cortinarius Flora Photographica. Vol. 3. – Cortinarius HB, Matfors, Sweden.
- Hansen, L. & Knudsen, H. (toim.) 1992: Nordic Macromycetes. Vol. 2. Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales. – Nordsvamp, Copenhagen.
- Hintikka, V. 1988: On the macromycete flora on oligotrophic pine forests of different ages in South Finland. – Acta Botanica Fennica 136:89–94.
- Ilmatieteen laitos 1993–1995: Kuukausikatsaus Suomen ilmastoon.
- Jäppinen, J.-P., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 1986: Marja- ja sienisadot ja niiden suhde metsikkötunnuksiin mustikka- ja puolukkatyyppin kankailla Ilomantsissa vuosina 1982–1984. – Folia Forestalia 670:1–25.

- Ohenoja, E. 1988: Effect of forest management procedures on fungal fruit body production in Finland. – *Acta Botanica Fennica* 136:81–84.
- 1993: Effect of weather conditions on the larger fungi at different forest sites in northern Finland in 1976–1988. – *Acta Universitatis Ouluensis A* 243:1–69.
- Paalamo, P. 1995: Sienilajisto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 43:54–63.
- Raivio, S. 1995: Metsänkäsittelymenetelmien vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 43:15–21.
- Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – *Komiteamietintö* 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Rautavaara, T. 1947: Suomen sienisato. WSOY, Helsinki. 534 s.
- Ryman, S. & Holmåsén, I. 1987: Suomen ja Pohjolan sienet. – WSOY, Porvoo. 718 s.
- Salo, K. 1993: The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland type forests and peatlands in North Karelia, Finland. – *Karstenia* 33:61–99.

Liite 4.1. Evon tutkimusalueiden sienilajisto 1993. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero=tutkimus-
alueen koodinnumero, ?=lajimääritys epävarma, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori=nuori kas-
vatusmetsä, vanha=vanha talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>Cantharellus cibarius</i>			x x		
<i>C. tubaeformis</i>			x		x
<i>Craterellus cornucopioides</i>					x x
<i>Cotylidia undulata</i>	x				
<i>Clavariadelphus ligula</i>				x	
<i>Clavulinopsis helvola</i>			x		
<i>C. laeticolor</i>			?		
<i>Thelephora terrestris</i>	x x	x x			
<i>Hydnum rufescens</i>				x x	
<i>Bankera violascens</i>					x
<i>Auriscalpium vulgare</i>			x		
<i>Lentinellus omphalodes</i>		x			
<i>Albatrellus ovinus</i>				x x	x x
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>		x x			
<i>Trametes zonatella</i>	x				
<i>Calocera viscosa</i>	x	x x		x x	x
<i>Polyporus brumalis</i>	x				
<i>P. ciliatus</i>		x			
<i>P. lepideus</i>			x		
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	x x				
<i>Paxillus involutus</i>	x	x x		x x	x
<i>Boletus edulis</i>				x	
<i>B. subtomentosus</i>				x	
<i>Chalciporus piperatus</i>				x x	
<i>Leccinum holopus</i>				x	
<i>L. scabrum</i>			x		
<i>L. variicolor</i>				x x	
<i>L. versipelle</i>		x	x		x
<i>L. vulpinum</i>		x			
<i>Chroogomphus rutilus</i>		x x	x x	x x	x
<i>Suillus bovinus</i>		x			x
<i>S. luteus</i>		x x			
<i>S. variegatus</i>	x	x x		x	
<i>Tylophilus felleus</i>				x x	
<i>Hygrocybe</i> sp.				x	
<i>H. insipida</i>			x		
<i>Hygrophorus karstenii</i>					x
<i>Hygrophorus olivaceoalbus</i>				x x	x x
<i>H. piceae</i>				x x	x x
<i>Armillaria borealis</i>	x x	x x		x	
<i>Baeospora myosura</i>			x	x x	x
<i>Calocybe fallax</i>					x x
<i>Cantharellula umbonata</i>		x x			
<i>Cheimonophyllum candidissimum</i>					?
<i>Clitocybe candicans</i>		x	x x	x x	x x
<i>C. clavipes</i>				x x	x
<i>C. ditopus</i>	x x	x	x	x x	x
<i>C. fragrans</i>			x		
<i>C. gibba</i>	x		x		x x
<i>C. metachroa</i>	x		x x	x	
<i>C. phyllophila</i>				x	x
<i>Collybia</i> sp.		x		x	
<i>C. acervata</i>		x			
<i>C. asema</i>				x x	
<i>C. butyracea</i>				x x	x
<i>C. confluens</i>			x		x x
<i>C. dryophila</i>		x	x x	x x	x x
<i>C. exsculpta</i>				x	x
<i>C. maculata</i>				x	
<i>C. tuberosa</i>	x			x x	x
<i>Cystoderma amianthinum</i>		x x	x x	x x	x x

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>C. carcharias</i>					x
<i>C. granulorum</i>				x	x
<i>C. jasonis</i>		x x			
<i>Laccaria laccata</i>	x	x	x x	x	
<i>Lepista gilva</i>	x				
<i>Marasmius androsaceus</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>M. bulliardii f. acicola</i>				x	x x
<i>M. epiphyllus</i>				x	x
<i>M. scorodonius</i>	x				
<i>Megacollybia platyphylla</i>		x			
<i>Micromphale perforans</i>	x	x	x x	x x	x x
<i>Mycena</i> sp.	x	x		x	x
<i>M. amicta</i>	x			x	x x
<i>M. cinerella</i>			x	x x	x x
<i>M. clavicularis</i>		x x		x	
<i>M. epipterygia</i>	x	x x		x	x
<i>M. epip. var. viscosa</i>		x		x	x x
<i>M. filipes</i>	x			x	x x
<i>M. flavoalba</i>			x x	x x	x x
<i>M. galericulata</i>		x x	x x	x x	x x
<i>M. galopus</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>M. haematopus</i>				x	
<i>M. laevigata</i>			x		
<i>M. leptoccephala</i>	x		x x		x
<i>M. longiseta</i>			x x		
<i>M. metata</i>			x		x
<i>M. niveipes</i>	x	x			x
<i>M. pterigena</i>				x	
<i>M. pura</i>			x x	x	x x
<i>M. purpureofusca</i>				x x	x
<i>M. rorida</i>		x x	x x	x x	x x
<i>M. rosella</i>				x	x
<i>M. rubromarginata</i>		x		x x	x x
<i>M. sanguinolenta</i>		x	x x	x x	x x
<i>M. stipata</i>				x	
<i>M. stylobates</i>					x x
<i>M. urania</i>			x		x
<i>M. viridimarginata</i>		x x	x x	x x	x x
<i>M. vulgaris</i>			x x	x x	x
<i>Omphalina epichysium</i>		x			
<i>O. fibula</i>		x	x		
<i>O. rustica</i>	x				
<i>Panellus mitis</i>		x	x x		x x
<i>Strobilurus esculentus</i>	x x				x
<i>Tricholoma</i> sp.		x			
<i>T. cf. albobrunneum</i>					x
<i>T. inamoenum</i>				x x	x x
<i>T. portentosum</i>					x
<i>T. saponaceum</i>					x
<i>Xeromphalina campanella</i>	x	x	x		
<i>X. cornui</i>		x			x
<i>Amanita fulva</i>				x	
<i>A. muscaria</i>				x	
<i>A. porphyria</i>				x x	x
<i>A. regalis</i>					x
<i>A. virosa</i>				x	
<i>Pluteus atricapillus</i>			x		
<i>Coprinus</i> sp.			x		
<i>C. angulatus</i>	x				
<i>Psathyrella</i> sp.	x x		x x		
<i>Hypholoma capnoides</i>	x	x x		x	x
<i>H. elongatum</i>					x
<i>H. polytrichi</i>	x				x x
<i>Pholiota</i> sp.			x		
<i>P. alnicola</i>		x			x
<i>P. highlandensis</i>	x				
<i>P. mixta</i>		x			x
<i>P. spumosa</i>	x				x
<i>Psilocybe</i> sp.	x x				x
<i>P. inquilina</i>	x x			x	x
<i>P. montana</i>	x				x
<i>P. rhombispora</i>					x

Liite 4.1 jatkuu.

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni					
Sienilaji tai -suku	3	6	9	10	0	k	0	k	7	8
<i>Stropharia semiglobata</i>	x			x						
<i>Conocybe pubescens</i>									x	
<i>Cortinarius</i> sp.					x	x	x	x		x
C. Subgen. <i>Telamonia</i>									x	
C. sectio <i>Sericeocybe</i>					x					
C. cf. <i>anomalus</i>					x	x				
C. <i>anomalus</i>			x	x		x	x	x	x	x
C. <i>armeniacus</i>							x			
C. <i>armillatus</i>					x	x	x	x	x	x
C. <i>biformis</i>					x					x
C. <i>bivelus</i>					x		x		x	
C. cf. <i>brunneus</i>										x
C. <i>brunneus</i>			x			x	x	x	x	x
C. <i>camphoratus</i>							x	x	x	
C. <i>caninus</i>										x
C. <i>cinnamomeus</i>			x		x					
C. <i>collinitus</i>						x	x	x	x	x
C. <i>colus</i>							x		x	
C. <i>croceus</i>			x	x						x
C. cf. <i>decipiens</i>										
C. <i>decipiens</i>		x				x				
C. <i>delibutus</i>			x			x				
C. <i>depressus</i>						x	x	x	x	x
C. <i>dilutus</i>								x	x	x
C. <i>evernius</i>					x		x		x	x
C. <i>fulvescens</i>					x	x	x			x
C. <i>gentilis</i>							x	x	x	x
C. cf. <i>hemitrichus</i>									x	x
C. <i>hemitrichus</i>							x	x	x	
C. <i>laniger</i>				x						x
C. <i>limonius</i>								x		
C. cf. <i>multiformis</i>						x				
C. <i>multiformis</i>						x	x	x	x	
C. cf. <i>obtusus</i>							x		x	x
C. <i>obtusus</i>					x	x	x	x	x	x
C. <i>ochrophyllus</i>								x		
C. <i>orellanoides</i>								x		
C. <i>paleaceus</i>					x	x	x	x	x	x
C. <i>paragaudis</i>					x		x		x	
C. <i>pholideus</i>					x	x	x			
C. <i>raphanoides</i>						x				x
C. <i>rigidus</i>							x			
C. <i>sanguineus</i>							x	x	x	
C. <i>scaurus</i>										x
C. <i>semisanguineus</i>			x	x	x	x	x	x	x	
C. <i>spilomeus</i>				x	x	x		x		x
C. <i>stillatitius</i>							x	x		x
C. <i>talus</i>										x
C. cf. <i>tortuosus</i>							x		x	
C. <i>tortuosus</i>			x		x	x	x	x	x	
C. <i>traganus</i>								x	x	
C. <i>trivialis</i>						x				x
C. <i>vibratilis</i>					x		x	x	x	x
<i>Galerina</i> sp.								x		
G. <i>atkinsoniana</i>					x	x	x	x	x	
G. cf. <i>jaapii</i>		x						x		
G. <i>jaapii</i>							x			
G. <i>laevis</i>					x				x	
G. <i>marginata</i>		x	x					x		x
G. <i>paludosa</i>								x		
G. <i>pumila</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
G. <i>vittiformis</i>		x	x					x	x	x
<i>Gymnopilus penetrans</i>		x		x	x	x			x	x
G. <i>picreus</i>		x	x							
<i>Hebeloma</i> sp.				x						
H. <i>mesophaeum</i>						x	x	x		
<i>Inocybe</i> sp.					x	x	x			
I. <i>boltonii</i>									x	x

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>I. cincinnata</i>		x			
<i>I. geophylla</i>					x
<i>I. geophylla</i> var. <i>lilacina</i>				x	
<i>I. lacera</i>	x	x x			
<i>I. lanuginosa</i>					x
<i>Rozites caperatus</i>			x	x x	x x
<i>Tubaria confragosa</i>		x			
<i>T. furfuracea</i>	x	x			
<i>Entoloma</i> sp.	x	x	x x		x
<i>E. cetrarum</i>			x x	x	
<i>E. nidorosum</i>				x	
<i>E. cf. nitidum</i>	x				
<i>E. cf. undatum</i>		x			
<i>Rhodocybe</i> sp.				x	x
<i>R. caelata</i>		x			
<i>Lactarius camphoratus</i>			x	x x	
<i>L. deterrimus</i>					x
<i>L. fuliginosus</i>			x		x x
<i>L. glyciosmus</i>				x x	x
<i>L. mammosus</i>					x
<i>L. musteus</i>		x			
<i>L. necator</i>					x
<i>L. repraesentaneus</i>				x	
<i>L. rufus</i>		x x	x x	x	x
<i>L. thejogalus</i>				x x	x
<i>L. torminosus</i>				x x	x
<i>L. trivialis</i>			x x	x x	x x
<i>L. vietus</i>			x x	x x	x x
<i>Russula adusta</i>					x
<i>R. aeruginea</i>			x x	x	
<i>R. aquosa</i>					x
<i>R. atrorubens</i>			x x	x x	x x
<i>R. betularum</i>				x x	
<i>R. claroflava</i>			x x		x
<i>R. consobrina</i>		x			
<i>R. decolorans</i>		x x	x x	x x	x x
<i>R. emetica</i>				x x	x
<i>R. gracillima</i>			x x	x	x x
<i>R. integra</i>					x
<i>R. olivaceoviolascens</i>		x	x x		x x
<i>R. paludosa</i>		x	x x	x	
<i>R. rhodopoda</i>				x x	x x
<i>R. cf. versicolor</i>			x		
<i>R. versicolor</i>				x	
<i>R. vinosa</i>			x x	x x	x x
<i>R. xerampelina</i>			x x		x x
<i>Lycoperdon perlatum</i>	x			x	x x
<i>Gyromitra infula</i>		x			x
<i>Peziza badia</i>	x				
<i>P. violacea</i>	x				
<i>Humaria hemisphaerica</i>					x
<i>Otidea loporina</i>				x x	x x
<i>Spathularia flavida</i>					x
<i>S. rufa</i>					x
<i>Cudonia circinans</i>					x x
<i>C. confusa</i>			x x	x x	x x
<i>Bisporella citrina</i>			x		
<i>Hymenoscyphus calyculus</i>			x		
Lajeja yhteensä:	43 29	46 44	71 76	96 86	110 105

Liite 4.2. Evon tutkimusalueiden sienilajisto 1994. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero=tutkimus-
alueen koodinumero, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori=nuori kasvatusmetsä, vanha=vanha
talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>Sparassis crispa</i>				x	
<i>Hydnum rufescens</i>				x	
<i>Auriscalpium vulgare</i>					x
<i>Albatrellus ovinus</i>				x	
<i>Tremella encephala</i>					x
<i>Lentinus conchatus</i>	x x				
<i>L. lepideus</i>		x			
<i>Polyporus ciliatus</i>	x		x x		
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	x x	x	x		
<i>Paxillus involutus</i>	x	x	x x	x x	x x
<i>Chalciporus piperatus</i>					x
<i>Leccinum versipelle</i>			x		x
<i>Chroogomphus rutilus</i>		x x x			
<i>Suillus luteus</i>			x		
<i>S. variegatus</i>		x			
<i>Hygrophorus olivaceoalbus</i>					x
<i>H. piceae</i>				x	
<i>Armillaria borealis</i>	x x	x x	x x		x x
<i>Calocybe cerina</i>					x
<i>Clitocybe sp.</i>	x x		x		
<i>C. candicans</i>			x x		x
<i>C. clavipes</i>			x x		
<i>C. ditopus</i>				x	
<i>C. gibba</i>				x	
<i>C. nebularis</i>					x
<i>Collybia acervata</i>				x	
<i>C. asema</i>			x		
<i>C. butyracea</i>				x	
<i>C. cirrata</i>		x x	x	x x	
<i>C. cookei</i>		x	x	x x	
<i>C. dryophila</i>			x	x x	
<i>C. maculata</i>				x	
<i>C. proluxa</i>				x	
<i>C. tuberosa</i>		x	x x x	x x	x x
<i>Cystoderma amianthinum</i>	x	x			
<i>C. carcharias</i>	x				
<i>C. granulolum</i>		x			
<i>C. jasonis</i>				x	
<i>Fayodia leucophylla</i>					x
<i>Laccaria laccata</i>	x x			x	
<i>Lepista gilva</i>	x				
<i>Marasmius androsaceus</i>	x x	x x	x x x	x x	x x
<i>M. epiphyllus</i>			x		x
<i>M. scorodoni</i>	x	x			
<i>Micromphale perforans</i>		x		x x x x	
<i>Mycena aurantiomarginata</i>				x x	
<i>M. cinerella</i>			x		
<i>M. citrinomarginata</i>		x	x		
<i>M. clavicularis</i>	x	x x	x x x		
<i>M. epipterygia</i>		x x		x x	
<i>M. filipes</i>				x x	
<i>M. flavoalba</i>	x x			x x x x	
<i>M. galericulata</i>		x x		x	
<i>M. galopus</i>	x x	x	x x x x x x		
<i>M. haematopus</i>					x
<i>M. laevigata</i>	x	x	x x		x
<i>M. leptoccephala</i>	x x			x x	
<i>M. maculata</i>			x		
<i>M. metata</i>		x x			x x
<i>M. pearsoniana</i>				x x	
<i>M. pura</i>					x
<i>M. rorida</i>		x	x x		x x
<i>M. rosella</i>				x x	x x
<i>M. rubromarginata</i>	x	x	x	x x	x x
<i>M. speirea</i>					x

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>M. stipata</i>	x		x x		x x
<i>M. urania</i>				x	
<i>M. viridimarginata</i>		x	x x		x x
<i>M. vulgaris</i>				x	x x
<i>Omphalina sp.</i>				x	
<i>O. umbellifera</i>				x	
<i>Tricholoma inamoenum</i>					x
<i>T. portentosum</i>					x
<i>Xeromphalia campanella</i>				x	
<i>X. cornui</i>	x x		x		
<i>Amanita muscaria</i>				x	
<i>A. vaginata</i>				x	
<i>Pluteus atricapillus</i>					x
<i>Coprinus angulatus</i>	x				
<i>Psathyrella sp.</i>		x			
<i>Hypholoma sp.</i>		x			
<i>H. capnoides</i>		x		x	x
<i>H. elongatum</i>					x
<i>H. marginatum</i>		x			
<i>H. polytrichi</i>					x x
<i>Pholiota lubrica</i>					x
<i>P. scamba</i>			x		
<i>Psilocybe rhombispora</i>	x				
<i>Stropharia hornemannii</i>				x	
<i>S. semiglobata</i>				x	
<i>Conocybe sp.</i>	x				
<i>C. cf. pubescens</i>	x			x	
<i>Cortinarius armillatus</i>					x
<i>C. brunneus</i>					x
<i>C. camphoratus</i>					x
<i>C. cinnamomeus</i>		x x		x	
<i>C. cf. depressus</i>		x			
<i>C. evernius</i>		x	x		
<i>C. fulvescens</i>			x x		x
<i>C. gentilis</i>					x
<i>C. glaucopus</i>					x
<i>C. hemitrichus</i>				x	
<i>C. obtusus</i>			x x		
<i>C. ochrophyllus</i>			x	x	x
<i>C. paleaceus</i>				x	x
<i>C. purpurascens</i>				x	
<i>C. sanguineus</i>					x
<i>C. semisanguineus</i>		x x	x		
<i>C. spadiceus</i>			x		
<i>C. tortuosus</i>				x	
<i>C. traganus</i>					x
<i>Galerina calyptrata</i>	x			x	
<i>G. cf. jaapii</i>	x	x x		x	
<i>G. laevis</i>		x			x
<i>G. cf. marginata</i>					x
<i>G. marginata</i>	x		x		
<i>G. paludosa</i>				x	
<i>G. pumila</i>			x x x	x	
<i>G. sphagnorum</i>				x	
<i>G. vittiformis</i>	x x	x x	x		x x
<i>Gymnopilus penetrans</i>		x x	x		
<i>Inocybe lacera</i>			x		
<i>I. napipes</i>				x	
<i>I. nitidiuscula</i>	x				
<i>I. soluta</i>		x			
<i>Naucoria sp.</i>	x				
<i>N. cf. escharoides</i>	x x				
<i>Rozites caperatus</i>				x	
<i>Tubaria conspersa</i>			x		
<i>Entoloma sp.</i>				x	
<i>E. cetratum</i>			x x x		x
<i>E. politum</i>			x		x
<i>E. turbidum</i>					x
<i>Rhodocybe caelata</i>		x			

Liite 4.2 jatkuu.

	avo		taimi		nuori		vanha		aarni	
Sienilaji tai -suku	3	6	9	10	0	k	0	k	7	8
<i>Lactarius camphoratus</i>							x			
<i>L. glyciosmus</i>							x			
<i>L. helvus</i>		x								
<i>L. rufus</i>			x	x	x	x				
<i>L. thejogalus</i>							x			
<i>L. torminosus</i>					x	x				
<i>L. trivialis</i>						x				
<i>L. utilis</i>							x			
<i>L. vietus</i>					x		x			
<i>Russula sp.</i>			x	x	x		x			
<i>R. aeruginea</i>					x					
<i>R. consobrina</i>								x		
<i>R. emetica</i>							x	x		
<i>R. griseascens</i>							x			
<i>R. puellaris</i>							x			
<i>R. versicolor</i>					x					
<i>R. xerampelina</i>					x				x	
<i>Lycoperdon perlatum</i>		x								
<i>Spathularia flavida</i>									x	
<i>Cudonia confusa</i>						x		x	x	
Lajeja yhteensä :	22	26	26	30	31	41	34	31	46	41

Liite 4.3. Evon tutkimusalueiden sienilajisto 1995. O=kontrolli, k=koe, pelkkä numero=tutkimus-
alueen koodinnumero, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori=nuori kasvatusmetsä, vanha=vanha
talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>Thelephora terrestris</i>		x			
<i>Calocera viscosa</i>		x	x x	x	x
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	x x	x	x		
<i>Paxillus involutus</i>			x x	x	x
<i>Chalciporus piperatus</i>				x	
<i>Leccinum scabrum</i>				x	
<i>Gomphidius glutinosus</i>				x	
<i>Suillus luteus</i>		x	x		
<i>Armillaria borealis</i>	x x	x			
<i>Baeospora myosura</i>				x	x x
<i>Clitocybe</i> sp.				x	x
<i>C. candicans</i>			x x	x x	
<i>C. clavipes</i>				x	
<i>C. ditopus</i>	x				
<i>C. gibba</i>	x x				
<i>C. metachroa</i>	x		x		
<i>C. odora</i>			x		
<i>Collybia butyracea</i>				x	
<i>C. cirrata</i>		x	x x		
<i>C. cookei</i>			x		
<i>C. dryophila</i>			x		
<i>C. maculata</i>				x	x
<i>C. tuberosa</i>		x	x x	x x	
<i>Cystoderma amianthinum</i>				x	
<i>C. jasonis</i>			x x		x
<i>Laccaria laccata</i>	x		x		
<i>L. bicolor</i>	x				
<i>Lyophyllum deliberatum</i>				x	
<i>L. palustre</i>			x		
<i>Marasmius androsaceus</i>			x	x x	
<i>M. epiphyllus</i>			x		
<i>Micromphale perforans</i>				x x x x	
<i>Mycena cinerella</i>				x	
<i>M. epipterygia</i>		x	x x	x x	
<i>M. filipes</i>			x x		
<i>M. flavoalba</i>				x	x x
<i>M. galericulata</i>			x		
<i>M. galopus</i>				x x	
<i>M. haematopus</i>					x
<i>M. laevigata</i>		x		x	
<i>M. metata</i>			x x x	x	
<i>M. niveipes</i>		x			
<i>M. pura</i>					x
<i>M. rosella</i>			x		
<i>M. sanguinolenta</i>			x	x	
<i>M. stylobates</i>			x	x	
<i>M. viridimarginata</i>			x		
<i>Omphalina rustica</i>			x		
<i>Tricholoma album</i>			x		

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	3 6	9 10	0 k	0 k	7 8
<i>T. portentosum</i>					x
<i>Tricholomopsis decora</i>		x			
<i>Xeromphalia campanella</i>	x		x		
<i>X. cornui</i>		x			
<i>Amanita muscaria</i>	x				
<i>Pluteus atricapillus</i>				x	
<i>Panaeolus sphinctrinus</i>			x		
<i>Hypholoma capnoides</i>	x	x x		x	x
<i>Pholiota alnicola</i>			x		
<i>P. scamba</i>					x
<i>Stropharia hornemannii</i>		x	x		x
<i>S. semiglobata</i>			x		
<i>Cortinarius angelesianus</i>			x		
<i>C. anomalus</i>				x	
<i>C. armillatus</i>				x	
<i>C. cinnamomeus</i>		x	x		
<i>C. croceus</i>		x x			
<i>C. depressus</i>			x	x	x
<i>C. evernius</i>		x			
<i>C. mucosus</i>			x		
<i>C. ochrophyllus</i>					x
<i>C. sanguineus</i>					x
<i>C. semisanguineus</i>		x x	x		
<i>Galerina</i> sp.	x				
<i>G. calyptrata</i>			x		
<i>G. mniophila</i>		x x	x x	x	x x
<i>G. paludosa</i>				x	
<i>G. pumila</i>		x x	x	x	x
<i>G. sphagnorum</i>				x	
<i>G. tibicystis</i>	x			x	
<i>Gymnopilus penetrans</i>	x x	x		x	
<i>Hebeloma crustuliniforme</i>		x			
<i>H. mesophaeum</i>				x	
<i>Inocybe lacera</i>	x				
<i>Clitopilus prunulus</i>			x		x
<i>Entoloma nidorosum</i>				x	
<i>E. turbidum</i>					x
<i>Rhodocybe nitellina</i>					x
<i>Lactarius rufus</i>			x		
<i>L. torminosus</i>					x
<i>Russula emetica</i>					x x
<i>Lycoperdon perlatum</i>					x
<i>L. umbrinum</i>	x			x	
<i>Cudonia circinans</i>					x
<i>C. confusa</i>					x x
Lajeja yhteensä :	12 7	15 14	24 24	21 9	24 24

Liite 4.4. Lohikosken tutkimusalueiden sienilajisto 1993. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero= tutkimusalueen koodinnumero, ?=lajimääritys epävarma, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori= nuori kasvatusmetsä, vanha=vanha talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

	avo	tai	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
Cantharellus cibarius			x	x	x
C. tubaeformis				x	x
Clavaria sp.	x				
Clayulinopsis sp.		x			
Ramaria sp.		x	x		
Thelephora terrestris		x			
Phellodon tomentosus			x	x	
Auriscalpium vulgare			x		x
Lentinellus castoreus	x				
L. omphalodes			x	x	x
Albatrellus ovinus				x	x
Piptoporus betulinus				x	
Pycnoporus betulinus		x			x
Trametes pubescens.	x				
T. zonatella	x	x			
Calocera viscosa			x	x	x
Polyporus ciliatus		x		x	
Hygrophoropsis aurantiaca	x	x			
Paxillus atrotomentosus		x			
P. involutus	x	x	x	x	x
Boletus edulis		x	x	x	
B. subtomentosus		x		x	
Chalciporus piperatus		x		x	
Leccinum sp.		x			
L. scabrum		x	x	x	
L. variicolor					x
L. versipelle		x		x	
Chroogomphus rutilus		x	x		x
Gomphidius glutinosus		x	x	x	
Suillus luteus		x			
S. variegatus		x	x		x
Tylophilus felleus			x		x
Hygrocybe sp.		x			
H. coccinea		x			
H. conica		x	x		
H. miniata		x			
H. reidii		x			
Hygrophorus agathosmus					x
H. camarophyllus		x		x	x
H. karstenii				x	
H. olivaceoalbus			x	x	x
H. piceae			x	x	
Armillaria borealis		x			
Baeospora myosura			x	x	
Cantharellula umbonata		x	x	x	
Clitocybe sp.	x	x	x		
C. candicans	x		x	x	x
C. clavipes			x	x	x
C. ditopus	x		x		
C. gibba	x	x	x		
C. odora				x	
C. phyllophila				x	
Collybia acervata					x
C. asema		x	x		
C. butyracea		x	x	x	x
C. confluens					x
C. cookei			x		
C. dryophila	x	x	x	x	x
C. exsculpta					x
C. racemosa				x	
C. tuberosa		x	x	x	x
Cystoderma sp.				x	

	avo	tai	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
C. amianthinum		x	x	x	x
C. carcharias			x	x	x
C. granulorum		x		x	
C. jasonis				x	
C. terreii			x	x	x
Laccaria sp.		x			
L. laccata	x	x	x	x	x
Marasmius androsaceus	x	x	x	x	x
Megacollybia platyphylla		x			
Micromphale perforans		x	x	x	x
Mycena sp.		x	x	x	x
M. abramsii		x	x		x
M. amicta				x	x
M. aurantiomarginata				x	
M. clavicularis		x			
M. epipterygia		x	x	x	x
M. epipt. var. viscosa		x	x	x	x
M. filipes				x	x
M. flavoalba		x	x	x	x
M. galericulata		x	x	x	x
M. galopus	x		x	x	x
M. haematopus			x		
M. laevigata		x		x	
M. leptoccephala		x	x		x
M. longiseta			x	x	x
M. metata		x		x	x
M. pura		x	x	x	x
M. purpureofusca		x	x		
M. rorida	x	x	x	x	x
M. rosella				x	x
M. rubromarginata		x	x	x	
M. sanguinolenta		x	x	x	x
M. stipata			x		
M. stylobates					x
M. urania		x	x	x	
M. viridimarginata		x	x	x	x
M. vulgaris	x		x	x	x
Omphaliaster sp.		x			
Omphalina sp.		x	x		
Panellus sp.					x
Tricholoma sp.				x	
T. inamoenum			x	x	x
T. portentosum					x
T. virgatum				x	
Tricholomopsis sp.		x			
T. decora				x	
Xeromphalina campanella	x	x	x	x	
X. cornui		x			x
Amanita fulva					x
A. muscaria		x	x		
A. porphyria		x	x	x	x
A. rubescens					x
Agaricus silvaticus				x	
Lepiota sp.			x		
Coprinus sp.			x		
Psathyrella sp.		x			
Hypholoma capnoides					x
H. elongatum					x
H. polytrichi		x	x		x
Kuehneromyces mutabilis					x
Pholiota mixta	x				
Psilocybe sp.		x			x
P. montana		x	x		x
p. rhombispora				x	
Stropharia hornemannii					x
S. semiglobata		x			
Conocybe pubescens			x		
C. cf. rickeniana		x			
Cortinarius sp.		x	x	x	x
C. Subgen. Phlegmacium					x

Liite 4.4 jatkuu.

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
C. Subgen. Telamonia			x		
C. alboviolaceus					
C. cf. anomalus			x x		
C. anomalus		x x	x x	x x	
C. armillatus		x x	x x		x x
C. cf. bififormis					x
C. bififormis		x x	x x		x
C. bivelus		x			x
C. cf. brunneus					x
C. brunneus			x x	x x	x x
C. calopus				x x	
C. camphoratus				x x	x x
C. canabarb		x			
C. cinnamomeus		x x	x x		
C. collinitus		x x	x x	x x	
C. croceus		x x	x x		x
C. cf. delibutus				x	
C. delibutus		x x	x x	x x	
C. cf. depressus			x		
C. depressus			x x		x x
C. evernius				x	
C. fulvescens			x x	x x	
C. gentilis			x x	x x	x x
C. cf. hemitrichus				x	
C. hemitrichus		x			x
C. laniger			x	x x	
C. multififormis		x x	x x		
C. cf. obtusus			x		x x
C. obtusus		x	x x	x x	x x
C. paleaceus			x x	x x	x
C. pholideus			x x	x x	x x
C. raphanoides		x x	x		x
C. salor				x	
C. sanguineus				x x	x
C. cf. scaurus					x
C. semisanguineus		x x	x x	x x	x x
C. spadiceus			x		
C. spilomeus		x x	x x		x x
C. stillatitius			x	x x	x x
C. tortuosus			x x	x x	x x
C. traganus					x
C. umbrinolens			x		
C. vibratilis		x x	x x	x x	x x
C. violaceus		x			
Galerina sp.		x		x x	
G. atkinsoniana		x x	x x	x x	x x
G. calyptrata					x
G. jaapii		x x			x x
G. laevis					x
G. marginata		x	x x		x
G. mniophila			x		x
G. cf. norvegica					x
G. paludosa					x
G. pumila		x x	x x	x x	x x
G. sphagnorum			x		x
G. stagnina					x
G. tiblicystis			x		
G. vittiformis			x		x
Gymnopilus penetrans		x x	x x	x x	
Hebeloma sp.			x		
H. crustuliniforme			x		x
H. mesophaeum		x x		x	x

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
Inocybe sp.			x x		x x
I. geophylla			x x		x x
Phaeocollybia sp.				x	x
Rozites caperatus			x x	x x	x x
Clitopilus prunulus			x x		
C. scyphoides					
Entoloma sp.		x x	x x	x x	
E. cetrarum		x x		x x	x
E. cf. conferendum		x			
E. nidorosum				x	
Rhodocybe sp.					x
Lactarius camphoratus			x x		x x
L. deterrimus					x
L. glyciosmus					x
L. helvus		x			
L. rufus		x	x x		x
L. scrobiculatus			x		
L. thejogalus			x x		x
L. torminosus		x x	x x		x
L. trivialis				x x	x
L. utilis					x
L. vietus			x x	x x	x x
Russula sp.			x		x
R. adusta			x x		
R. aeruginea					x
R. betularum					
R. claroflava					x x
R. decolorans				x x	x x
R. emetica				x	x x
R. erythropoda			x		x
R. gracillima		x x		x x	x x
R. integra					x x
R. olivaceoviolascens		x x	x x	x x	x x
R. paludosa		x			x x
R. rhodopoda			x x		x
R. versicolor			x		
R. vinosa		x x	x x	x x	x x
R. xerampelina			x		x x
Lycoperdon perlatum			x x	x x	x
Lycoperdon pyriforme		x			
L. umbrinum				x	
Peziza sp.			?		
P. badia				x	
Humaria hemisphaerica			x x		
Otidea loporina			x x	x x	x
Scutellinia scutellata		x			
Spathularia rufa					x
Cudonia confusa			x x	x x	x x
Leotia lubrica				x	
Hymenoscyphus calyculus					x
Cordyceps sp.			x	x	
Lajeja yhteensä :	14 16	60 91	96 92	86 74	90 82

Liite 4.5. Lohikosken tutkimusalueiden sienilajisto 1994. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero=tutkimusalueen koodinumero, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori=nuori kasvatusmetsä, vanha=vanha talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
1 6 0 k 0 k 0 k 7 8					
<i>Cantharellus tubaeformis</i>					x x
<i>Sistotrema confluens</i>				x	
<i>Hydnum rufescens</i>				x	
<i>Phellodon tomentosus</i>			x		
<i>Auriscalpium vulgare</i>				x	
<i>Lentinellus castoreus</i>	x				
<i>L. omphalodes</i>		x			
<i>Albatrellus ovinus</i>				x	x
<i>Pseudohydnum gelatinsum</i>		x			
<i>Lentinus conchatus</i>	x				
<i>L. lepideus</i>		x			
<i>Pleurotus pulmonarius</i>				x	
<i>Polyporus ciliatus</i>		x	x	x	
<i>P. melanopus</i>				x	
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	x x	x			
<i>Paxillus atrotomentosus</i>		x			
<i>P. involutus</i>	x x	x	x x		x x
<i>Boletus badius</i>				x	
<i>B. edulis</i>		x x			
<i>B. pinophilus</i>		x			
<i>B. subtomentosus</i>			x		
<i>Chalciporus piperatus</i>		x	x x		
<i>Leccinum scabrum</i>		x x	x		x x
<i>L. vulpinum</i>			x		
<i>Chroogomphus rutilus</i>		x x	x	x	x
<i>Gomphidus glutinosus</i>		x x	x x	x	
<i>G. roseus</i>		x			
<i>Suillus bovinus</i>		x			
<i>S. luteus</i>			x		
<i>S. variegatus</i>		x x	x	x	x x
<i>Hygrophorus discoideus</i>				x	x
<i>H. hypothecus</i>				x	
<i>H. olivaceoalbus</i>		x	x	x x	x x
<i>H. piceae</i>			x x	x	
<i>H. pustulatus</i>			x		
<i>Armillaria borealis</i>	x x	x x	x x	x	x x
<i>Baeospora myosura</i>	x x			x	
<i>Cantharellula umbonata</i>		x			
<i>Clitocybe sp.</i>	x				
<i>C. agrestis</i>				x	
<i>C. candicans</i>	x x	x			x
<i>C. ditopus</i>	x x	x x		x	
<i>C. gibba</i>	x x				x
<i>C. metachroa</i>	x			x	
<i>C. nebularis</i>			x		
<i>Collybia acervata</i>					x x
<i>C. asema</i>			x		
<i>C. butyracea</i>				x	
<i>C. cirrata</i>	x	x x	x	x x	x x
<i>C. cookei</i>		x x	x x	x x	x
<i>C. dryophila</i>	x	x x	x x		x x
<i>C. maculata</i>				x	x
<i>C. tuberosa</i>		x x	x	x	x x
<i>Cystoderma amianthinum</i>	x x	x x	x	x	x x
<i>C. carcharias</i>		x x			x
<i>C. granulorum</i>	x			x	
<i>C. jasonis</i>		x x	x x		
<i>C. terreii</i>		x			
<i>Delicatula integrella</i>		x			
<i>Fayodina maura</i>	x				
<i>Hemimycena lactea</i>				x	
<i>Laccaria laccata</i>	x x			x x	x
<i>Lepista flaccida</i>	x x				
<i>Lyophyllum sp.</i>			x x		

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
1 6 0 k 0 k 0 k 7 8					
<i>L. deliberatum</i>			x		
<i>Marasmiellus sp.</i>		x			
<i>Marasmius androsaceus</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>M. epiphyllus</i>		x x			x
<i>M. scorodonius</i>		x x			x
<i>Megacollybia platyphylla</i>				x	x
<i>Micromphale perforans</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Mycena aurantiomarginata</i>			x	x	
<i>M. cinerella</i>		x			
<i>M. clavicularis</i>	x x	x			x
<i>M. epipterygia</i>	x x	x x	x	x	x x
<i>M. filipes</i>		x			
<i>M. flavoalba</i>	x	x x	x	x	x
<i>M. galericulata</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>M. galopus</i>	x x	x x	x x	x x	x x
<i>M. haematopus</i>					x
<i>M. laevigata</i>		x		x	x
<i>M. leptoccephala</i>				x	x
<i>M. metata</i>	x x	x x	x x	x	x x
<i>M. pearsoniana</i>					x
<i>M. pura</i>			x x	x	x x
<i>M. rorida</i>	x x	x x	x	x	x x
<i>M. rosella</i>			x	x	x
<i>M. rubromarginata</i>	x	x	x x	x	x
<i>M. sanguinolenta</i>	x x		x x	x	x
<i>M. septentrionalis</i>		x x			
<i>M. speirea</i>			x x		x x
<i>M. stipata</i>					x x
<i>M. stylobates</i>					x
<i>M. urania</i>		x			
<i>M. viridimarginata</i>		x		x	x x
<i>M. vulgaris</i>	x x	x	x x	x	x
<i>Tricholoma sp.</i>			x		x
<i>T. flavovirens</i>			x	x	
<i>T. inamoenum</i>				x	x
<i>T. portentosum</i>				x	x
<i>T. saponaceum</i>			x		
<i>T. vaccinum</i>		x			
<i>Tricholomopsis rutilans</i>					x
<i>Xeromphalia campanella</i>			x	x	
<i>X. cornui</i>		x x	x x		x x
<i>Amanita fulva</i>					x
<i>A. muscaria</i>		x	x	x	
<i>A. porphyria</i>			x x		x x
<i>A. virosa</i>				x	
<i>Pluteus atricapillus</i>	x	x x			x x
<i>Hypholoma capnoides</i>	x x		x		x
<i>H. elongatum</i>				x	
<i>H. fasciculare</i>	x				
<i>H. polytrichi</i>				x	x
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>					x
<i>Pholiota lenta</i>			x		
<i>P. mixta</i>		x			
<i>Psilocybe rhombispora</i>					x
<i>Stropharia hornemannii</i>					x
<i>S. semiglobata</i>		x			
<i>Agrocybe praecox</i>			x		
<i>Cortinarius sp.</i>				x x	x x
<i>C. cf. anomalus</i>		x			
<i>C. anomalus</i>		x x	x x	x	x x
<i>C. cf. armeniacus</i>		x x			x x
<i>C. armeniacus</i>			x x	x	x
<i>C. armillatus</i>			x x	x	x x
<i>C. bififormis</i>			x x	x	x x
<i>C. bivelus</i>				x	
<i>C. cf. borgsjöensis</i>				x	
<i>C. cf. brunneus</i>		x			
<i>C. brunneus</i>			x x	x	x x
<i>C. camphoratus</i>				x	x
<i>C. canabarbata</i>				x	
<i>C. cf. cinnamomeus</i>		x			x
<i>C. cinnamomeus</i>		x x	x	x	x x

Liite 4.5 jatkuu.

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
Sienilaji tai -suku	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
C. collinitus		x	x x	x	x x
C. cf. decipiens		x x			
C. decipiens					x
C. delibutus			x x		x
C. depressus				x	x
C. evernius			x x		
C. fulvescens					x
C. gentilis		x	x x	x	x x
C. laniger				x	x
C. leucophanes			x		
C. limonius					x
C. lividoochraceus				x	
C. cf. lux-numphe				x	
C. mucifluus					x
C. cf. multiformis		x x			
C. multiformis			x x	x x	x
C. obtusus	x		x x	x	x
C. ochrophyllus		x x	x x	x	x x
C. cf. paleaceus					x x
C. paleaceus				x x	
C. paragaudis				x	
C. pholideus			x	x	x x
C. cf. raphanoides			x	x	
C. rigidus			x	x	x
C. sanguineus		x x	x x	x	x
C. scaurus				x	
C. cf. sebaceus		x			
C. semisanguineus		x x		x x	x x
C. cf. spadiceus			x		
C. spadiceus				x	
C. cf. spilomeus					x
C. spilomeus			x x	x	
C. traganus					x
C. triumphans				x	
C. vibratilis		x x	x		
Galerina sp.			x		
G. cf. jaapii			x		
G. jaapii	x	x	x x	x	x
G. cf. marginata			x		x
G. mniophila	x x	x x	x x	x x	x x
G. paludosa				x	
G. pumila	x x	x x		x	x x
G. cf. sphagnorum				x	
G. sphagnorum	x			x	x
G. tibiicystis		x			
G. vittiformis			x x		
Gymnopilus penetrans	x x	x x			x
G. picreus			x		x
Hebeloma sp.			x		
H. crustuliniforme					x
H. mesophaeum			x		
H. pumilum					x
Inocybe sp.			x x		x
I. geophylla			x		
I. lacera	x				

	avo	taimi	nuori	vanha	aarni					
Sienilaji tai -suku	1	6	0 k	0 k	7	8				
<i>I. napipes</i>			x	x						
<i>Naucoria sp.</i>	x	x	x	x		x				
<i>Rozites caperatus</i>					x	x				
<i>Tubaria confragosa</i>						x				
<i>Clitopilus prunulus</i>			x	x						
<i>Entoloma sp.</i>				x	x	x				
<i>E. cetratum</i>			x	x	x	x				
<i>E. conferendum</i>	x									
<i>E. nidorosum</i>	x									
<i>E. rhodopolium</i>			x	x	x					
<i>Rhodocybe caelata</i>			x	x						
<i>Lactarius camphoratus</i>				x	x	x				
<i>L. delicious</i>			x							
<i>L. deterrimus</i>					x	x				
<i>L. helvus</i>	x									
<i>L. rufus</i>			x	x						
<i>L. scrobiculatus</i>			x							
<i>L. thejogalus</i>				x	x	x				
<i>L. torminosus</i>			x	x	x					
<i>L. trivialis</i>			x		x	x				
<i>L. utilis</i>				x	x					
<i>L. vietus</i>			x	x	x	x				
<i>Russula sp.</i>			x	x	x					
<i>R. aeruginea</i>				x		x				
<i>R. atrorubens</i>			x	x	x	x				
<i>R. betularum</i>				x		x				
<i>R. emetica</i>					x	x				
<i>R. gracillima</i>					x					
<i>R. griseascens</i>					x	x				
<i>R. intermedia</i>					x	x				
<i>R. paludosa</i>					x					
<i>R. postiana</i>				x	x					
<i>R. pubescens</i>						x				
<i>R. puellaris</i>			x							
<i>R. roseipes</i>				x						
<i>R. turci</i>			x			x				
<i>R. versicolor</i>			x	x	x	x				
<i>R. vesca</i>				x						
<i>R. vinosa</i>				x	x	x				
<i>R. xerampelina</i>				x		x				
<i>Lycoperdon perlatum</i>	x			x						
<i>L. pyriforme</i>	x				x	x				
<i>Otidea leporina</i>			x	x	x					
<i>Spathularia flavida</i>						x				
<i>S. rufa</i>						x				
<i>Cudonia circinans</i>					x	x				
<i>C. confusa</i>				x	x	x				
Lajeja yhteensä :	42	31	69	75	71	81	85	25	102	75

Liite 4.6. Lohikosken tutkimusalueiden sienilajisto 1995. 0=kontrolli, k=koe, pelkkä numero= tutkimusalueen koodinnumero, avo=avohakkuu, taimi=taimikko, nuori=nuori kasvatusmetsä, vanha=vanha talousmetsä, aarni=aarnimetsä.

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
<i>Cantharellus cibarius</i>			x x		x
<i>C. tubaeformis</i>					x
<i>Sistotrema confluens</i>			x		
<i>Lentinellus castoreus</i>	x				
<i>Tyromyces mollis</i>	x				
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	x	x			
<i>Paxillus involutus</i>	x		x	x	
<i>Leccinum scabrum</i>		x		x x	
<i>L. varicolor</i>				x	
<i>L. vulpinum</i>		x			
<i>Chroogomphus rutilus</i>		x x			
<i>Gomphidius glutinosus</i>		x		x	
<i>Suillus variegatus</i>		x			
<i>Hygrophorus olivaceoalbus</i>				x	
<i>Armillaria borealis</i>	x	x x		x	
<i>Baeospora myosura</i>	x		x x	x x	x x
<i>Cantharellula umbonata</i>		x x	x		
<i>Clitocybe sp.</i>				x	
<i>C. candicans</i>			x	x	
<i>C. clavipes</i>			x		
<i>C. ditopus</i>	x				
<i>C. gibba</i>	x				
<i>C. odora</i>			x		
<i>C. phyllophila</i>				x	
<i>Collybia butyracea</i>			x	x	
<i>C. cirrata</i>		x x			x
<i>C. confluens</i>		x x			x
<i>C. cookei</i>		x x			
<i>C. dryophila</i>				x x	
<i>C. maculata</i>				x	
<i>C. tuberosa</i>		x x	x		x x
<i>Cystoderma amianthinum</i>		x	x x	x x	x x
<i>C. carcharias</i>			x		
<i>C. granulorum</i>		x x			x
<i>C. jasonis</i>			x		x x
<i>Laccaria laccata</i>	x x				
<i>Lyophyllum deliberatum</i>			x x		
<i>Marasmius androsaceus</i>	x		x		x x
<i>M. epiphyllus</i>		x			
<i>Micromphale perforans</i>		x x	x x	x x	x x
<i>Mycena cinerella</i>		x			
<i>M. epipterygia</i>		x x		x x	
<i>M. flavoalba</i>	x	x x			
<i>M. galericulata</i>	x	x	x	x	
<i>M. galopus</i>					x x
<i>M. rosella</i>				x	x
<i>M. sanguinolenta</i>					x
<i>M. stylobates</i>					x
<i>M. viridimarginata</i>		x x			
<i>Omphalina rustica</i>		x			
<i>Xeromphalia campanella</i>		x			
<i>X. cornui</i>				x	
<i>Amanita muscaria</i>		x			
<i>Pluteus atricapillus</i>			x		
<i>Agaricus semotus</i>				x	
<i>Hypholoma capnoides</i>		x x		x	x
<i>Pholiota limonella</i>					x
<i>Pholiota mixta</i>	x x				
<i>Psilocybe montana</i>		x			
<i>P. rhombispora</i>	x				
<i>Stropharia hornemannii</i>				x	x
<i>Agrocybe praecox</i>	x				
<i>Cortinarius anomalus</i>			x x	x x	x x

Sienilaji tai -suku	avo	taimi	nuori	vanha	aarni
	1 6	0 k	0 k	0 k	7 8
<i>C. armeniacus</i>				x	x
<i>C. armillatus</i>				x x	x x
<i>C. biformis</i>			x x		x
<i>C. bivelus</i>		x		x	x x
<i>C. brunneus</i>		x		x	x x
<i>C. cinnamomeus</i>		x x	x		x x
<i>C. collinitus</i>		x		x	
<i>C. croceus</i>		x	x		x x
<i>C. delibutus</i>			x		
<i>C. depressus</i>			x	x	x
<i>C. gentilis</i>			x		x x
<i>C. laniger</i>					x
<i>C. limonius</i>				x x	x x
<i>C. malachius</i>				x	
<i>C. mucifluus</i>					x
<i>C. mucosus</i>		x			x
<i>C. ochrophyllus</i>		x	x	x	
<i>C. pholideus</i>				x	x x
<i>C. sanguineus</i>				x	x x
<i>C. scaurus</i>				x	
<i>C. semisanguineus</i>		x			x x
<i>C. vibratilis</i>		x x			
<i>Galerina marginata</i>			x x	x	
<i>G. mniophila</i>		x x	x x	x	x x
<i>G. pumila</i>	x x		x	x	x x
<i>G. tibiicystis</i>	x				
<i>G. triscopa</i>			x		
<i>G. vittiformis</i>			x		
<i>Gymnopilus penetrans</i>	x x				
<i>Hebeloma sacchariolum</i>			x		x
<i>Inocybe geophylla</i>			x		
<i>Naucoria sp.</i>		x			
<i>Tubaria confragosa</i>					x
<i>Clitopilus prunulus</i>		x x			
<i>Entoloma cetratum</i>					x x
<i>E. nidorosum</i>					x
<i>Lactarius helvus</i>	x				
<i>L. rufus</i>		x		x	
<i>L. thejogalus</i>				x	x
<i>L. torminosus</i>				x	
<i>L. trivialis</i>					x
<i>L. utilis</i>				x	x
<i>L. vietus</i>			x		x
<i>Russula betularum</i>		x			
<i>R. emetica</i>					x x
<i>R. gracillima</i>					x
<i>R. griseascens</i>		x			
<i>R. xerampelina</i>			x		
<i>Lycoperdon perlatum</i>	x	x			
<i>L. pyriforme</i>					x
<i>Calvatia excipuliformis</i>					x
<i>Otidea leporina</i>			x		
<i>Spathularia rufa</i>					x
<i>Cudonia circinans</i>			x		x
<i>C. confusa</i>			x		x
Lajeja yhteensä :	17 8	27 27	28 28	28 8	47 35

5 KOVAKUORIAISET

Suvi Raivio & Ilpo Mannerkoski

5.1 Aineisto ja menetelmät

Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeessa on kerätty kovakuoriaisia sekä ikkuna- että kuoppapyödyksillä. Tässä artikkelissa keskitymme ikkunapyödyksillä metsänkäsittelyjen jälkeen vuonna 1994 kerättyyn kovakuoriaisaineistoon. Ennen käsittelyä kerätty ikkunapyödyksineisto on kuvattu edellisessä väliraportissa (Siitonen 1995).

Kullakin näytealalla oli kolme ikkunapyödystä (20 x 40 cm:n akryylimuoviruudut) noin 50 m:n välein. Pyödykset sijaitsivat samoilla paikoilla kuin ennen käsittelyjäkin. Puustoisilla koealoilla pyödykset oli kiinnitetty puiden oksiin, avohakkuualoilla taas alueelta löydetystä puusta rakennettuihin telineisiin runsaan metrin korkeudelle. Säilöntäaineena pyödyksissä käytettiin 20%:sta etyleeniglykolia. Ari Ruuskanen ja Olli Viding tyhjensivät pyödykset noin kahden viikon välein ja he myös esikäsittelivät aineiston. Pyyntijaksot olivat Evolla 16.5.–30.5., 31.5.–14.6., 15.6.–28.6., 29.6.–9.7., 10.7.–27.7., 28.7.–10.8., 11.8.–24.8., 25.8.–7.9. ja 8.9.–19.9.1994. Lohikoskella pyyntijaksot alkoivat ja päättyivät paria päivää myöhemmin.

Aineiston on valtaosin määrittänyt Ilpo Mannerkoski, mutta myös Erkki Laurikainen osallistui määrittästyöhön. Sirkka Savonmäki tallensi aineiston.

5.2 Tulokset

5.2.1 Yksilö- ja lajimäärät

Ikkunapyödyksillä saatiin vuonna 1994 yhteensä 3 118 kovakuoriaisyksilöä, jotka kuuluivat 327 lajiin tai lajiryhmään. Näistä saatiin Evolta 1 891 (vuonna 1993 1 358) yksilöä ja 244 (205) lajia. Lohikoskelta vastaavat luvut olivat 1 227 (1 004) ja 222 (194). Sekä laji- että yksilömäärät olivat vuonna 1994 suurempia kuin vuonna 1993. Lyhytsiipisten Aleocharinae-ryhmää ei kuitenkaan määritetty lajilleen vuoden 1994 aineistosta. Eniten yksilöitä saatiin kolmelta pyyntijaksolta 31.5.–11.7.1994 välisenä aikana, yhteensä 826, 673 ja 696 yksilöä.

Aineiston kymmenen runsainta lajia olivat kuusentähtikirjaaja *Pityogenes chalcographus* (yhteensä 306 yksilöä), Aleocharinae-ryhmä (280), kuusenniluri *Hylastes cunicularius* (129), limasieninärviäislaji *Enicmus rugosus* (125), seitsenpisteperkkö *Coccinella septempunctata* (95), havutikaskuoriainen *Trypodendron lineatum* (98), mustatakukas *Dasytes niger* (84), sysiseppä *Ampedus nigrinus* (70), pensaslaakaslaji *Anthophagus omalinus* (64) ja männynniluri *Hylastes brunneus*

(44). Näistä kuusentähtikirjaaja, kuusenniluri, havutikaskuoriainen ja männynniluri ovat vastakaadetulla tai juuri kuolleella puulla viihtyviä kaarnakuoriaisia.

Suurinta osaa lajeista saatiin vain muutama yksilö. Yhden yksilön edustamia lajeja oli aineistossa 128 kappaletta ja enintään viisi yksilöä saatiin peräti 226 lajista. Kuvassa 5.1 on esitetty yksittäisten lajien osuus prosentteina kokonaisyksilömäärästä. Runsainkin laji, kuusentähtikirjaaja, muodosti alle 10% Evon ja Lohikosken yhdistetyn aineiston kokonaisyksilömäärästä.

Eri tutkimusalueilta saadut yksilömäärät vaihtelivat Lohikosken taimikon (L9) 24:stä Evon tuoreen avohakkuun (E1) 663:een. Alueilla havaitut lajimäärät vaihtelivat vastaavasti Lohikosken taimikon (L9) 20:sta Evon tuoreen avohakkuun (E1) 104:ään (taulukko 5.1).

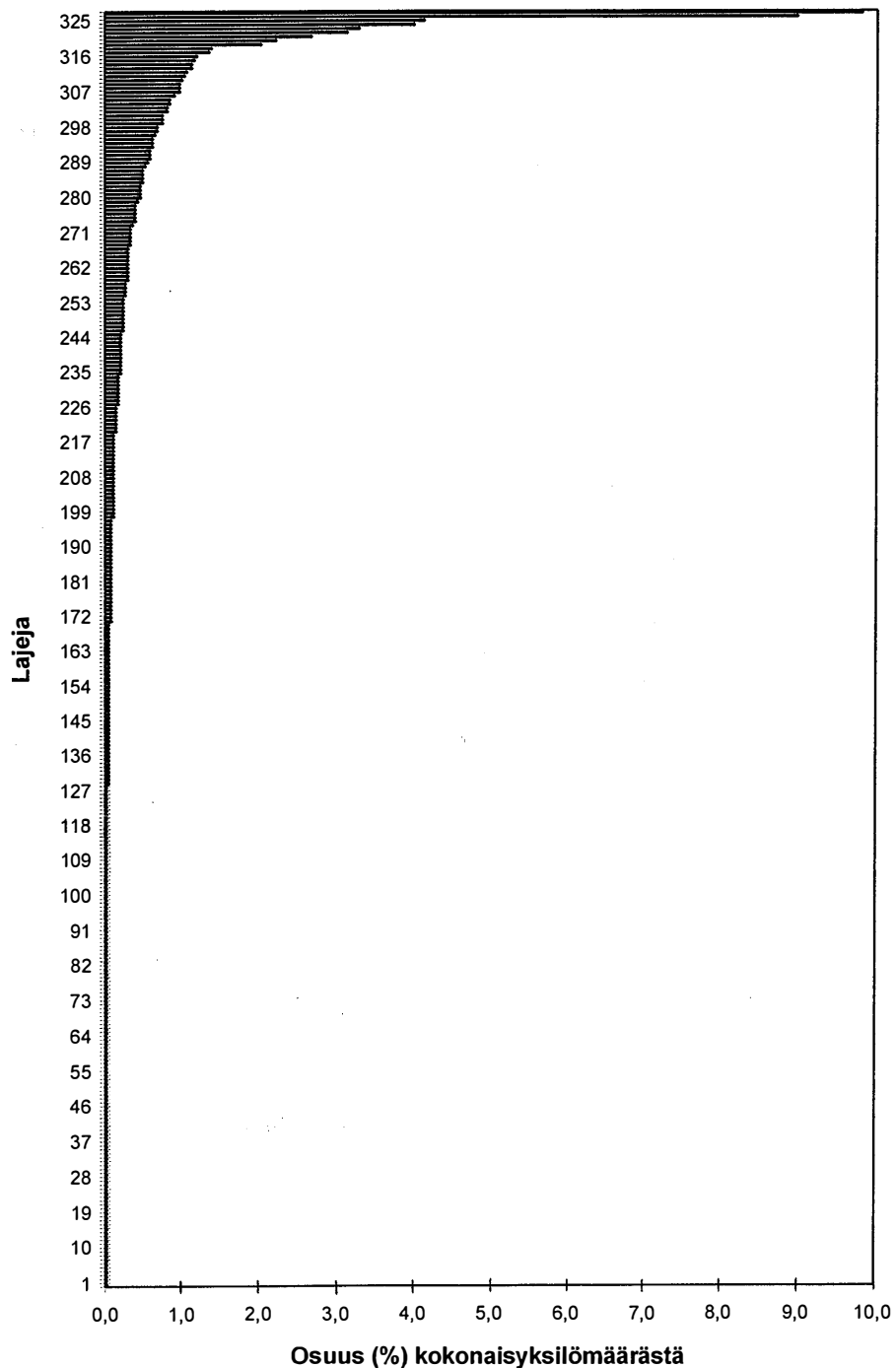
Taulukko 5.1. Havaitut yksilö- ja lajimäärät (suluissa) Evon ja Lohikosken tutkimusalueilla 1994. Evolla ei ollut harventamattomia kontrollitaimikoita.

	Avo kontr. kontr.	Taimi koe kontr.	Nuori koe kontr.	Vanha koe kontr.	Aarni kontr. kontr.	Yht.
Evo	152 (45) 223 (74)	94 (37) 125 (48)	195 (57) 63 (29)	663 (104) 130 (61)	191 (68) 55 (39)	1891 (244)
Lohikoski	123 (51) 145 (53)	102 (41) 24 (20)	84 (49) 99 (43)	207 (66) 90 (47)	121 (53) 232 (74)	1227 (222)

Koska tutkimusalueilta kerätyt kovakuoriaisnäytteet olivat näin erikokoisia, lajimäärien vertailu on vaikeaa, sillä näytekoon kasvaessa myös lajimäärä kasvaa jo pelkästään sattuman vaikutuksesta. Tämän vuoksi aineistoista on tehty rarefaktioanalyysi (esim. Kouki & Haila 1985, Raivio 1989), jossa lasketaan odotettu lajimäärä alkuperäistä näytettä pienemmille otoksille. Näin voidaan odotettuja lajimääriä verrata yksilömäärältään samankokoisissa näytteissä. Rarefaktiokäyriä vertailtaessa on pidettävä mielessä, että käyrät kuvaavat vain lajimääriä ja lajien runsaussuhteita, mutta menetelmä ei tunnista lajeja. Siten kahdessa näytteessä voi olla sama määrä lajeja, mutta kyseessä ovat täysin eri lajit.

Vuosien 1993 ja 1994 aineistojen rarefaktiokäyrät sukkessiovaiheittain on esitetty kuvissa 5.2–5.11. Vaikka aineistot tutkimusaluetta kohden ovat pieniä, voidaan samalta paikalta kahtena vuonna kerättyjä aineistoja verrata keskenään, koska samoilta vuosilta on myös käsittelemättömät kontrollit. Näin pystytään arvioimaan vuosien välisten populaatiovaihteluiden osuutta havaittuihin muutoksiin. Tulokset pätevät kuitenkin vain näillä tutkimusalueilla, niitä ei voi yleis-

tää laajemmin, koska toistoja ei ole tarpeeksi. Rarefaktiota on tässä käytetty ennen kaikkea kuvaamaan laji- ja yksilömäärän muutoksia tutkimusalueilla.



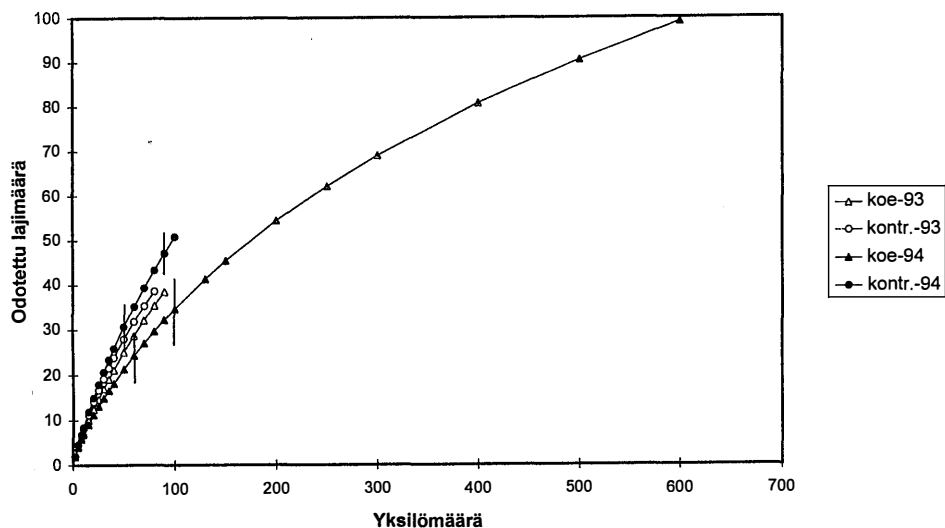
Kuva 5.1. Yksittäisten lajien yksilömäärän osuus prosentteina kokonaisyksilömäärästä. Evon ja Lohikosken aineistot on yhdistetty.

5.2.2 Vanhat talousmetsät

Uusien suositusten mukainen vanhojen talousmetsien avohakkuu lisäsi kova-kuoriaisten havaittua yksilö- ja lajimäärää sekä Evon että Lohikosken tutkimus-alueilla. Evolla kokonaisyksilömäärä kasvoi vuoden 1993 95:stä vuoden 1994 663:een, Lohikoskella muutos oli pienempi, 60:sta 207:ään. Havaittu lajimäärä kasvoi Evon koealueella 40:stä 104:ään ja Lohikoskella 38:sta 66:een. Kontrollialueilla erot jäivät pienemmiksi (Evo: 91 (1993)/130 (1994) yksilöä ja 42/61 lajia, Lohikoski: 52/90 yksilöä ja 35/47 lajia).

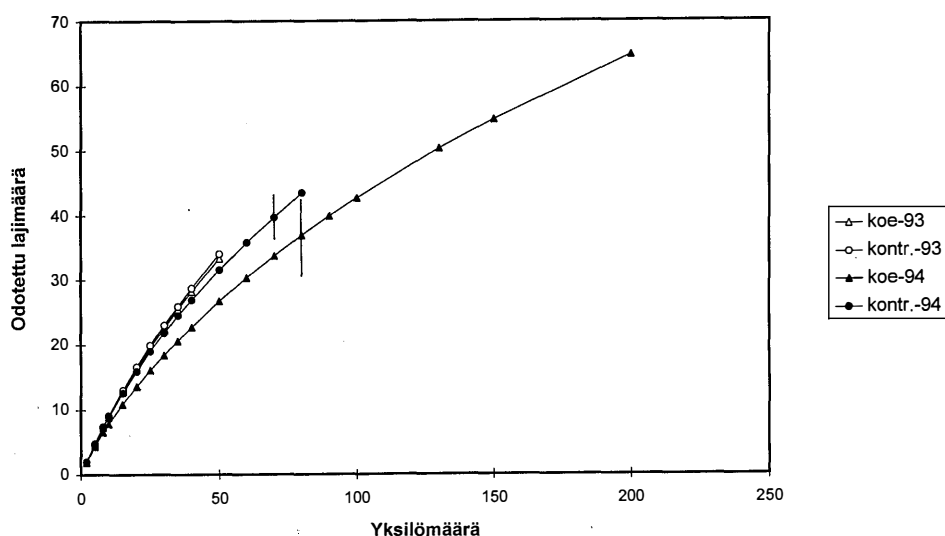
Kokonaisyksilö- ja lajimäärän kasvu johtui ennen kaikkea kaarnakuoriaisista. Kaarnakuoriaisten osuus oli lähes 50% kokonaisyksilömäärästä ja runsas 20% lajimäärästä sekä Evon että Lohikosken avohakatuilla alueilla. Kontrollialueilla kaarnakuoriaisia oli alle 20% kokonaisyksilömäärästä ja noin 13% lajimäärästä. Ennen hakkuuta kaarnakuoriaisia oli Evon koealueella 23% ja Lohikosken koe-alueella 10% kokonaisyksilömäärästä. Kontrollialueilla osuudet olivat suurin piirtein samat.

Jos verrataan samankokoisia näytteitä hakkuun jälkeisessä tilanteessa, ero rarefaktiolla lasketussa odotetussa lajimäärässä kontrolli- ja koealueen välillä oli Evolla tilastollisesti merkitsevä (kahta keskihajontaa kuvaavat janat eivät mene päällekkäin), mutta ei ole sitä Lohikoskella (kuvat 5.2 ja 5.3). Toisin sanoen Evon vanhan talousmetsän kontrollialueella oli odotettavissa enemmän lajeja kuin avohakatulla alueella verrattaessa samankokoisia näytteitä keskenään, mutta Lohikoskella ei eroa ollut.



Kuva 5.2. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Evon vanhan talousmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) uusimuotoisen avohakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Hakatuilla koealueilla odotettu lajimäärä kasvoi hitaammin yksilömäärän suhteen kuin kontrollialueilla. Tämä johtui siitä, että hakatuilla alueilla oli muutama hyvin runsaslukuinen kaarnakuoriaislaji: Evolla kuusentähtikirjaaja (194 yksilöä), havutikaskuoriainen (71) ja kuusenniluri (46), jotka vaikuttivat vähän odotettuun lajimäärään. Lohikoskella kaarnakuoriaisia oli selvästi vähemmän kuin Evolla. Runsaimmat lajit olivat kuusentähtikirjaaja (46) ja nelihammaskirjaaja *Pityogenes quadridens* (23).



Kuva 5.3. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Lohikosken vanhan talousmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) uusimuotoisen avohakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

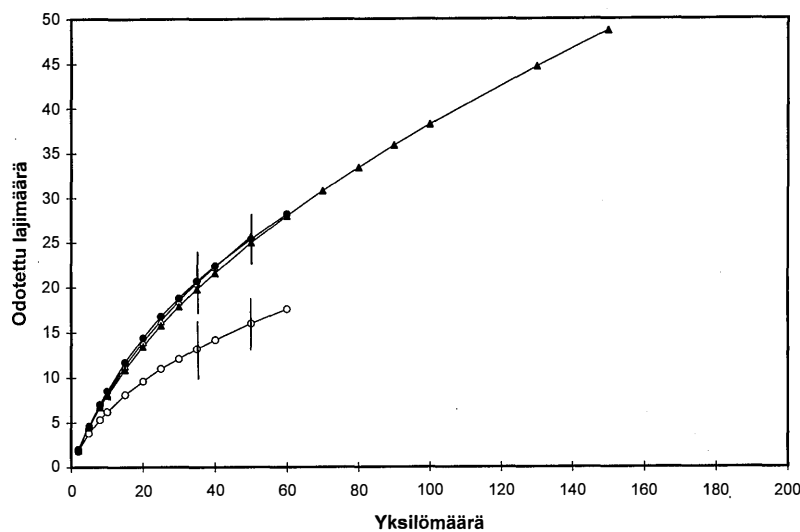
5.2.3 Nuoret kasvatusmetsät

Kasvatushakkuun jälkeen Evon koealueella havaittu kokonaisyksilömäärä kasvoi 54:stä 195:een ja lajimäärää 27:stä 57:ään verrattuna hakkuuta edeltävään tilanteeseen. Kontrollialueella vastaavat luvut olivat 69/63 yksilöä ja 19/29 lajia. Hakkuun jälkeen koealueen kokonaisyksilömäärästä kuitenkin lähes 40% oli kaarnakuoriaisia, kontrollialueella vain n. 6%. Ennen hakkuuta koealueelta saatiin vain yksi kaarnakuoriaisyksilö. Vaikka Evon kontrollialueen luoteiskulmaa ehdittiin harventaa ja alueelle tehtiin ajoura ennen pyyntikauden päättymistä, tämä ei näkynyt kaarnakuoriaisten määrässä.

Runsaimmat lajit Evon kasvatushakatuilla alueella olivat kaarnakuoriaisia (männynniluri 35 yksilöä, kuusentähtikirjaaja 18), mutta myös vanhan metsän limasieninärviäislaji *Enicmus rugosus* (14) ja Aleocharinae-ryhmä (17) olivat runsaita.

Kontrollialueella runsaimmat lajit olivat *E. rugosus* ja aitokeräkärsäkäs *Strophosoma capitata*. Kumpaakin lajia saatiin kuitenkin vain kuusi yksilöä.

Verrattaessa Evon koe- ja kontrollialueen samankokoisia näytteitä keskenään odotetut lajimäärät eivät eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi vuonna 1994 (kuva 5.4). Näytekokoa kasvatettaessa olisi kontrollialueelta saatu lajimäärä hyvin lähellä koealueen lajimäärää. Sen sijaan kontrollialueen odotettu lajimäärä oli selvästi korkeampi hakkuun jälkeen kuin ennen sitä, vaikka näytekokoa oli lähes sama.

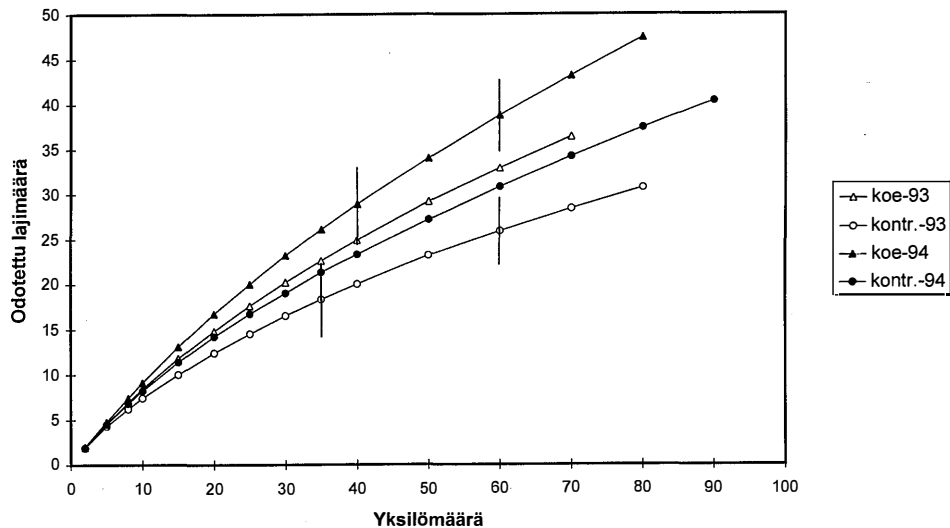


Kuva 5.4. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Evon nuoren kasvatusmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) kasvatushakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Lohikoskella erot havaituissa yksilö- ja lajimäärissä koe- ja kontrollialueen välillä olivat pieniä: Kokonaisyksilömäärä oli koealueella ennen hakkuuta 72 ja hakkuun jälkeen 84, havaittuihin lajimäärät vastaavasti 37 ja 49. Kontrollialueella kokonaisyksilömäärä kasvoi 86:sta 99:ään ja lajimäärä 32:sta 43:een. Kasvatushakkuun vaikutus kovakuoriaislajiston havaittuihin yksilö- ja lajimääriin peittyi siis vuosien välisen vaihtelun alle. Sekä koe- että kontrollialueella odotetun lajimäärän muutokset vuosien välillä olivat hyvin samansuuntaisia, mutta eivät tilastollisesti merkitseviä (kuva 5.5). Hakkuun vaikutusta odotettuihin lajimääriin ei voida erottaa.

Kasvatushakkuun vaikutus näkyi kuitenkin kaarnakuoriaisten määrässä. Kaarnakuoriaisten osuus kokonaisyksilömäärästä Lohikosken koealueella kasvoi vii-

destä prosentista yli kahteenkymmeneen, kun taas kontrollialueella kaarnakuoriaisia ei havaittu lainkaan vuonna 1993 ja vain yksi yksilö vuonna 1994.



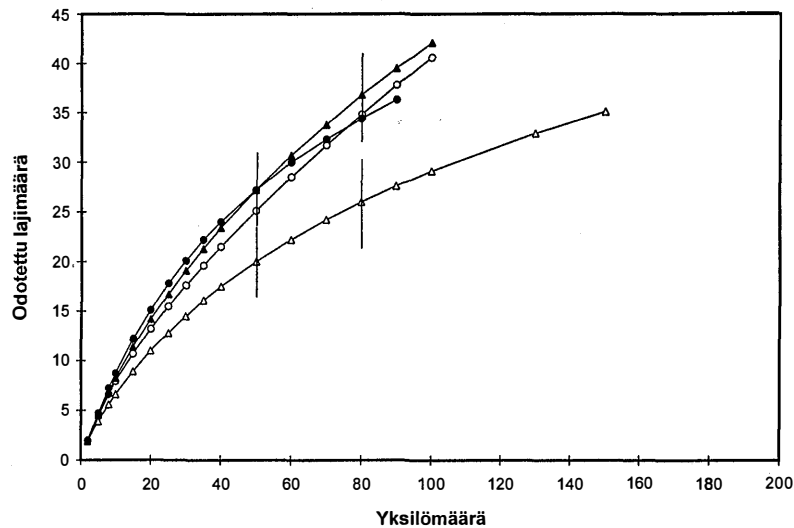
Kuva 5.5. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Lohikosken nuoren kasvatusmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) kasvatushakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

5.2.4 Taimikot

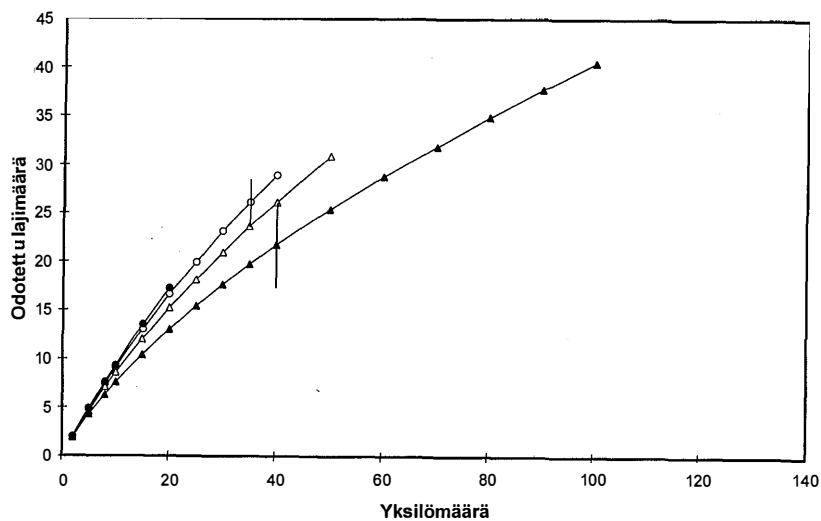
Evon taimikoissa harvennus oli tehty pari vuotta ennen tutkimuksen aloittamista. Molemmat tutkimusalueet kuvaavat siis käsittelyjen jälkeistä tilannetta. Kontrolli puuttuu siksi, että samanikäistä harventamatonta taimikkoa ei alueelta löytynyt. Verrattaessa alueiden odotettuja lajimääriä keskenään, vuosittaiset erot olivat pieniä toisella (E9) alueista, sen sijaan toisella tutkimusalueella (E10) odotettu lajimäärä oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi vuonna 1994 kuin vuonna 1993, vaikka näytekokoo oli pienempi (kuva 5.6). Evon taimikoissa runsaimmat lajit olivat mustatakas *Dasytes niger* ja takukaslaji *D. obscurus*, jotka molemmat ovat toukkana lahoppuulla eläviä metsälajeja. Kaarnakuoriaisten osuus kummallakin alueella oli vain muutama prosenti kokonaisyksilömäärästä.

Lohikosken taimikoissa havaittu kokonaisyksilömäärä koealueella kasvoi taimikonharvennuksen jälkeen 57:stä 102:een ja lajimäärä 34:stä 41:een. Kontrollialueella vastaavat luvut olivat 42/24 yksilöä ja 30/20 lajia. Kontrollialueen havaittu laji- ja yksilömäärä jäi siis selvästi pienemmäksi kuin ennen hakkuuta. Sen sijaan rarefaktiolla lasketussa odotetussa lajimäärässä ei kontrollialueella ollut tilastol-

lisesti merkitsevää eroa vuosien välillä. Vuosien välinen ero koealueen odotetussa lajimäärässä ei myöskään ollut merkitsevä (kuva 5.7).



Kuva 5.6. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Evon taimikoissa vuonna 1993 ja 1994. Kaikki tutkimusalueet edustavat tilannetta harvennuksen jälkeen ja varsinainen kontrollialue puuttuu. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



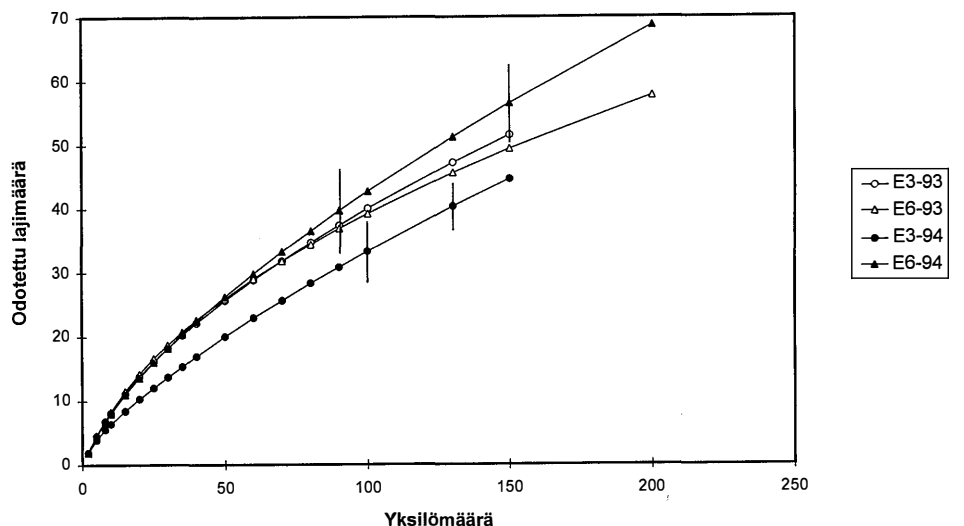
Kuva 5.7. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Lohikosken taimikon koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) taimikonharvennuksen. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Lohikosken harvennetussa taimikossa runsaimmat lajit olivat kaarnakuoriaiset kuusentähtikirjaaja (27 yksilöä) ja havutikaskuoriainen (10). Kaarnakuoriaiset muodostivat 52% koealueen kokonaisuusyksilömäärästä, kun taas kontrollialueella kaarnakuoriaisia ei tavattu lainkaan. Ennen harvennusta kaarnakuoriaisia tavattiin koe- ja kontrollialueella vain pari yksilöä.

5.2.5 Avohakkuut ja aarnimetsät kontrolleina

Sukcessiosarjan ääripäät, avohakkuut ja aarnimetsät toimivat myös tutkimuksen kontrollialueina. Ekologinen teoria olettaa, että pioneeriyhteisöissä, siis sukcession alkuvaiheen biotoopeilla, lajisto olisi nopeasti muuttuvaa ja vuosien väliset erot siten suuria. Kliimaksivaiheen yhteisöissä, kuten vanhoissa metsissä, tilanne taas olisi päinvastoin: eliöyhteisöt ovat vakaita ja vuosien väliset erot pieniä.

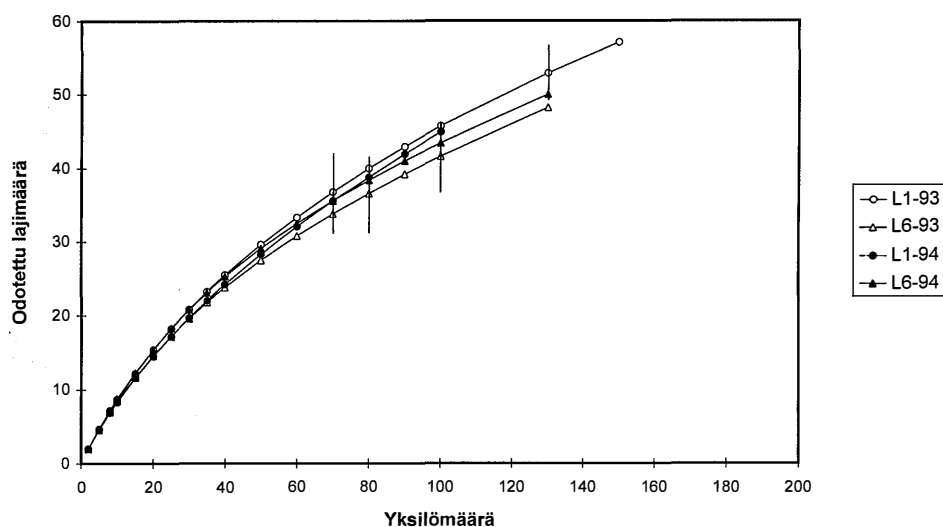
Evon ja Lohikosken vanhoilla avohakkuilla (kuvat 5.8–5.9) kovakuoriaisten yksilömäärät ja niiden suhteen rarefaktiolla lasketut odotetut lajimäärät olivat hyvin samansuuntaisia vuosina 1993 ja 1994. Samoin suojelluissa aarnimetsissä (kuvat 5.10–5.11) vuosien väliset erot olivat pieniä kaikissa muissa paitsi Evon E7 alueella. Tällä alueella odotettu lajimäärä samankokoisessa näytteessä oli yli kaksinkertainen vuonna 1994 vuoteen 1993 verrattuna. Tämä voi johtua myös täysin satunnaistekijöistä, esim. pyydyksen lähelle kaatuneen puun vaikutuksesta tai laajemmalla alueella tapahtuneista biotooppimuutoksista.



Kuva 5.8. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Evon vanhoilla avohakkuilla 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Kaarnakuoriaisten määrässä ei avohakkuilla ollut mainittavaa eroa vuosien välillä. Kaarnakuoriaisten osuus kokonaisyksilömäärästä vaihteli 10%:n ja 15%:n välillä. Poikkeuksena oli Evon kulotettu tutkimusalue E3, jossa kaarnakuoriaisia oli kumpanakin vuonna vain pari prosenttia kokonaisyksilömäärästä. Aarnimetsissä vuosittaiset erot olivat selvempiä siten, että kaarnakuoriaisten osuus kokonaisyksilömäärästä oli vuonna 1994 noin kaksinkertainen (9–29%) edellisvuoteen verrattuna (4–9%). Siten voidaan olettaa, että ainakin osa tutkimusalueilla havaitusta kaarnakuoriaisten runsastumisesta johtuneen vuosien välisestä vaihtelusta, eikä niinkään metsänkäsittelyistä.

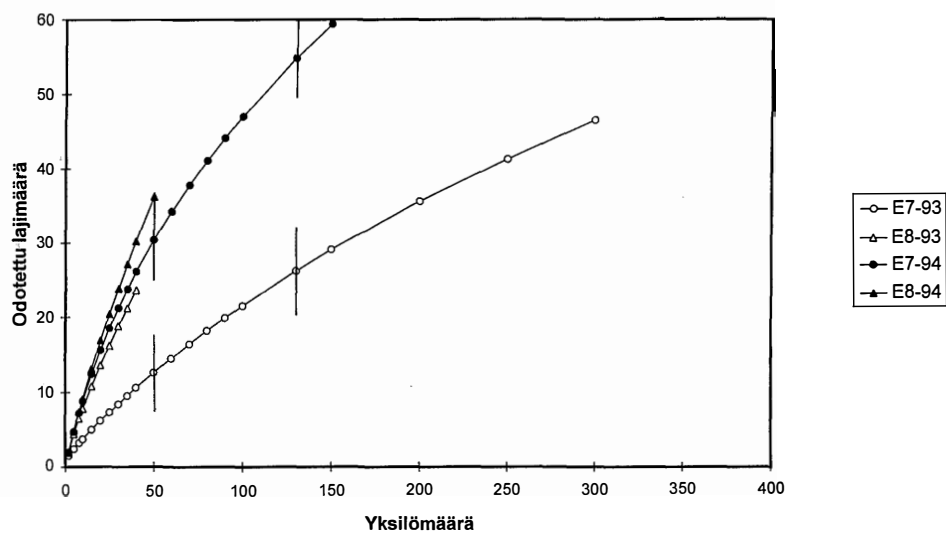
Avomaan lajit muodostivat n. 20–30% vanhojen avohakkuiden kokonaisyksilömäärästä vuonna 1993, seuraavana vuonna niiden osuus Lohikoskella oli pienempi (n. 10%), mutta Evolla suurin piirtein sama. Aarnimetsistä avomaiden lajeja saatiin vain muutama yksilö aluetta kohden.



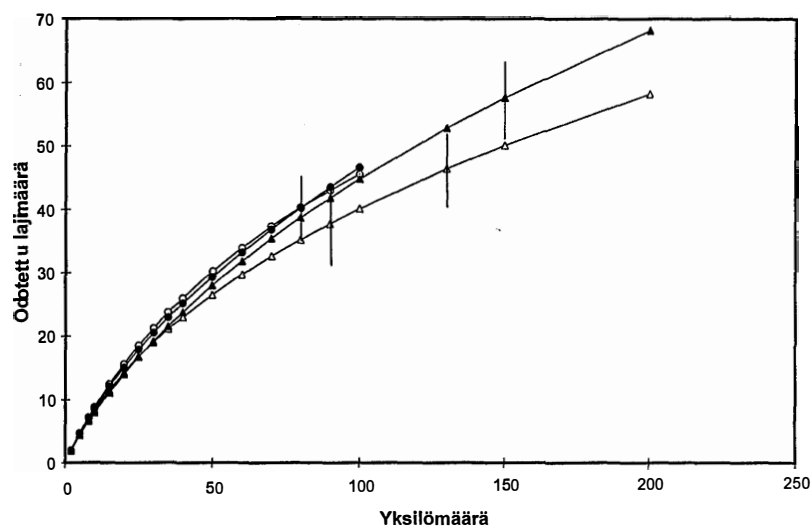
Kuva 5.9. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Lohikosken vanhoilla avohakkuilla 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Sekä Evon että Lohikosken aarnimetsistä saatiin eniten lahoppuulla eläviä vanhan metsän lajeja vuonna 1994: Evon kahdelta alueelta yhteensä 41 yksilöä ja 14 lajia, Lohikosken alueilta 109 yksilöä 25 lajia. Vanhan metsän lahoppulajit muodostivat Lohikosken L8-alueella vuonna 1994 peräti 40% kokonaisyksilömäärästä ja lähes kolmanneksen lajimäärästä. Muilla alueilla vanhan metsän lajiston osuuudeksi jäi alle 20% kokonaisyksilömäärästä vuonna 1994, vuonna 1993

osuus vaihteli 4%:n (E7) ja 28%:n (L7) välillä. Runsaimmat lajit kummallakin mallialueella olivat limasieninärviäislajit *Enicmus fungicola* ja *E. rugosus*.



Kuva 5.10. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Evon aarnimetsissä 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



Kuva 5.11. Kovakuoriaisten odotetut lajimäärät Lohikosken aarnimetsissä 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

5.2.6 Lajiston samankaltaisuus

Rarefaktiossa tarkastellaan vain lajimääriä ja lajien runsaussuhteita, sen sijaan lajien identiteettiä menetelmä ei ota lainkaan huomioon. Koska kovakuoriaislajeja oli aineistossa yli kolmesataa, on lajiston samankaltaisuuden tarkastelu helppointa indeksien avulla. Seuraavassa on käytetty Czekanowskin-Sörensenin samankaltaisuusindeksiä (Pesenko 1982), joka ottaa huomioon sekä lajien identiteetin että niiden runsaussuhteet. Indeksien arvot vaihtelevat välillä 0 ja 1. Indeksien arvo on 1, kun vertailtavat yhteisöt ovat täysin samanlaisia.

Kaikissa vertailuissa indeksien arvot jäivät pieniksi. Vertailtaessa Evon ja Lohikosken aineistoja keskenään eri vuosina, indeksien arvot vaihtelivat 0.24 ja 0.40 välillä (taulukko 5.2). Lohikosken aineistot vuosina 1993 ja 1994 muistuttivat toisiaan eniten (indeksien arvo 0.40), kun taas Evon aineistot vastaavilta vuosilta tuottivat indeksien arvon 0.24.

Taulukko 5.2. Czekanowskin-Sörensenin samankaltaisuusindeksien arvot vertailtaessa Evon ja Lohikosken kovakuoriaisaineistoja vuosina 1993 ja 1994.

	Evo 1993	Evo 1994	Lohikoski 1993	Lohikoski 1994
Evo 1993	1.000	0.242	0.271	0.298
Evo 1994		1.000	0.284	0.310
Lohikoski 1993			1.000	0.403
Lohikoski 1994				1.000

Saman vuoden aineistot tietyn kehitysluokan koe- ja kontrollialueelta olivat lajistoltaan keskenään samankaltaisempia (indeksien arvot 0.20–0.60) kuin yksittäisen koe- tai kontrollialueen aineistot eri vuosina (indeksien arvot alle 0.20). Käsittelyjen alueiden kovakuoriaislajisto muistutti siis usein enemmän samana vuonna kerätyn kontrollialueen aineistoa, kuin ennen käsittelyä samalta alueelta kerättyä aineistoa. Vuosien välinen vaihtelu vaikutti siis huomattavasti lajiston koostumukseen, vaikka lajimäärän muutokset olisivatkin jääneet pieniksi.

5.2.7 Harvinaiset ja uhanalaiset lajit

Vuoden 1994 ikkunapyydysaineiston harvinaisimmat lajit (vähintään 30 frekvenssipistettä, Rassi 1993), on esitetty taulukossa 5.3. Kolmenkymmenen frekvenssipisteen lajit ovat sellaisia, joita on tavattu Suomesta enintään 50:stä 10 x 10 km:n ruudusta. Harvinaisin laji frekvenssipisteiden mukaan on Evon taimikosta (E10) löytynyt sahajumilaji *Xyletinus planicollis* (100 pistettä, enintään kolme havaintopaikkaa Suomessa). Se ei ole metsähyönteinen, vaan pikemminkin avoimien hiekkamaiden (hietikot, sorakuopat ym.) asukas. Lajista on julkaistu kaksi

aikaisempaa löytöä (Rutanen 1984, Perkiömäki 1988). Se lienee kuitenkin vähän yleisempi, sillä tiedossa on määrittelykseltään hieman epävarmoja löytöjä.

Taulukko 5.3. Harvinaisten (enintään 50 esiintymää Suomessa) lajien frekvenssipisteet (suluissa) ja yksilömäärät Evon (lihavointi) ja Lohikosken tutkimusalueilla 1994. Lahopuulla elävät lajit on merkitty tähdellä. St = silmälläpidettävä, taantunut.

Laji	Avo		Taimi		Nuori		Vanha		Aarni		Yht.
	kontr.	kontr.	koe	kontr.	koe	kontr.	koe	kontr.	kontr.	kontr.	
<i>Agathidium discoideum</i> * (40)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Anaspis bohemica</i> * (30)	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Atomaria affinis</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Atomaria alpina</i> * (30)	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	3
<i>Bryoporus cernuus</i> (30)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Choleva glauca</i> (30)	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	2
<i>Corticaria crenicollis</i> * (40)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Corticaria interstitialis</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	1	1, 1	1	1	5
<i>Corticaria orbicollis</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Corticarina obfuscata</i> (30)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Dorcatoma punctulata</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Epuraea laeviuscula</i> * (30)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ernobius nigrinus</i> * (30)	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Euplectes fauveli</i> * (40)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ipidia binotata</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Lomechusa emarginata</i> (30)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Malthodes spathifer</i> * (40)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Mycetochara axillaris</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Mycetochara obscura</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Mycetophagus fulvicollis</i> * (40)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Orchesia minor</i> * (40)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	2
<i>Orthoperus punctatus</i> * (30)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	2
<i>Palorus depressus</i> (30)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Ptinus subpilosus</i> *(30)	-	-	1	-	-	-	1	3	-	1	6
<i>Rhizophagus nitidulus</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Serropalpus barbatus</i> * (30)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	2
<i>Sphaeriestes stockmanni</i> * (40)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Stagetus borealis</i> * (40)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Tritoma bipustulata</i> * (40)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Triplax rufipes</i> * (40) (St)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Xyletinus fibyensis</i> * (40)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Xyletinus planicollis</i> (100)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Yhteensä	5	3	3	2	4	2	3	10	7	11	50

Aineistossa oli vuonna 1994 yksi uhanalainen laji, silmälläpidettävä taantunut pulskahelysieniäinen *Triplax rufipes*, jonka ainoa yksilö löytyi Lohikosken vanhan talousmetsän kontrollialueelta (L3). Laji on tavattu Suomessa vuosina 1960–1990 enintään 25:stä 10 x 10 km:n ruudusta (Rassi 1993). Laji elää sienettyneissä

pystyy kuolleissa haavoissa, joskus muissakin lehtipuissa. Sopiva elinpuu on paljon tärkeämpi kuin se, millaisessa metsässä puu kasvaa. Lajia on löydetty toisinaan avohakkuun yhteydessä säästetyistä puistakin.

Evon aarnimetsien lajisto ei juuri poikennut vanhojen talousmetsien lajistosta ja vaativia hyvien vanhojen metsien lajeja oli oikeastaan vain nyhäkäslaji *Corticaria crenicollis*. Lohikoskella varsinkin L8:ssa vanhojen metsien lajisto oli edustavampi. Alueelta löydettiin mm. keräpallokalaji *Agathidium discoideum*, karvasieniäislaji *Mycetophagus fulvicollis*, sienipimikkälaji *Mycetochara axillaris*, mustasienipimikkä *M. obscura* ja sienikeijulaji *Abdera triguttata*. Nämä yhdessä muun saadun lajiston kanssa kertovat paikan todellisesta vanhan metsän luonteesta. L7:ssä vaativaa vanhan metsän lajistoa oli vähemmän. Tutkimusalueelta löytynyt nyhäkäslaji *Corticaria orbicollis* on pohjoinen laji ja näin etelässä harvinaisempi kuin 30 frekvenssipistettä osoittaa. Laji esiintyy Etelä-Suomessa ilmeisesti vain hyvissä vanhoissa metsissä.

5.3 Johtopäätökset

Lajiston monimuotoisuuden mittana käytetään useimmiten havaittua lajimäärää tai erilaisia diversiteetti-indeksejä. Diversiteetti-indeksien hankaluutena on se, että yhdellä luvulla pyritään kuvamaan sekä lajimäärää että lajien keskinäisiä runsaussuhteita. Kuitenkin selvästi toisistaan poikkeavat yhteisöt voivat saada saman diversiteetti-indeksin arvon. Havaittu lajimäärä on taas riippuvainen näytteen koosta. Tässä tutkimuksessa on käytetty rarefaktiota ja lajien suhteellisia runsauksia kuvaavia käyriä yhteisön diversiteetin mittana (vrt. James & Rathbun 1981). Toisiaan muistuttavat rarefaktiokäyrät viittaavat siis yhteisöjen samantyyppiseen rakenteeseen.

Koska kovakuoriaisnäytteet ovat osassa aineistoa pieniä, tuloksiin on suhtauduttava varauksella. Mitä pienempiä näytteet ovat, sitä enemmän rarefaktio yliarvioi odotettua lajimäärää. Vertailtavien näytteiden tulisi myös olla samalta biotoopilta. Tässä tutkimuksessa biotooppi muuttuu käsittelyn vaikutuksesta esim. vanhasta talousmetsästä uusimuotoiseksi avohakkuuksi. Olemme kuitenkin esittäneet käsiteltyjen metsäkuvioiden kovakuoriaisyhteisöt kontrollialueiden kanssa pelkästään siksi, että muutosta on näin helpompi havainnollistaa.

Metsänkäsittelyjen seurauksena koealueiden yksilömäärät yleensä kasvoivat ennen käsittelyä valinneeseen tilanteeseen verrattuna. Samanaikaisesti kontrollialueilla muutokset olivat useimmiten pienempiä. Yksilömäärän kasvu johtui ennen kaikkea kaarnakuoriaisten lisääntymisestä hakatuilla alueilla. Myös havaittu lajimäärä kasvoi, mutta samankokoisia näytteitä verrattaessa odotettu lajimäärä ei välttämättä poikennut tilastollisesti merkitsevästi hakkuuta edeltävästä tilanteesta tai kontrollialueesta. Avohakatuilla koealueilla rarefaktiokäyrät kulkivat alemmalla tasolla kuin kontrollialueella tai hakkuuta edeltävänä vuonna. Tämä johtui ennen kaikkea muutaman kaarnakuoriaislajin suuresta määrästä: Vaikka yksilöitä oli paljon, ne eivät lisänneet ratkaisevasti lajimäärää. Oletettavasti kaar-

nakuoriaisten osuus koko aineistosta olisi ollut vieläkin suurempi, jos pyynti olisi aloitettu aikaisemmin keväällä kaarnakuoriaisten parveilun alkaessa. Tähän ei kuitenkaan ollut käytännön mahdollisuuksia.

Myös vuosien väliset vaihtelut vaikuttavat tuloksiin. Tässä aineistossa vanhoilla avohakkuilla ja aarnimetsissä ei tehty käsittelyjä, vaan muuttumattomina ympäristöinä ne toimivat kontrolleina vuosien välisten populaatiovaihteluiden selvittämiseksi. Näillä tutkimusalueilla erot odotetuissa lajimäärissä vuosien 1993 ja 1994 välillä olivat kuitenkin pieniä Evon E7 aarnimetsää lukuunottamatta. Myös kunkin käsittelyn kontrollialueella vuosien väliset muutokset jäivät yleensä pieniksi. Lohikosken nuoressa kasvatusmetsässä käsittelyn vaikutus yksilö- ja lajimäärään peittyi vuosien välisen vaihtelun alle. Muutokset hakkuun jälkeen olivat Lohikosken kasvatusmetsän sekä koe- että kontrollialueella hyvin samansuuntaisia ja -suuruisia. Sen sijaan Evolla tilanne oli epäselvempi, koska kontrollialueen odotettu lajimäärä oli suurempi vuonna 1994 kuin vuonna 1993. Tämä voi johtua alueelle tehdystä ajourasta ja alueen luoteisosan harvennuksesta.

Vaikka käsittelyjen vaikutus näkyisikin selvänä lajimäärän muuttumisena, voivat lajit olla kahtena tutkimusvuonna aivan erilaisia. Tässä aineistossa käytimme Czekanowskin-Sörensenin indeksiä lajiston samankaltaisuuden selvittämiseksi. Indeksien vertailu osoittaa, että lajikoostumuksen ja lajien runsaussuhteiden vuosittaiset vaihtelut olivat huomattavan suuria. Samana vuonna kerätyt koe- ja kontrollialueen kovakuoriaisaineistot muistuttivat usein enemmän toisiaan kuin tietyn alueen lajisto kahtena perättäisenä vuonna. Kun lajiston identiteetti otetaan huomioon, peittyvät metsänkäsittelyjen vaikutukset vuosittaisen vaihtelun alle, koska vastaavia lajistomuutoksia tapahtui myös kontrollialueilla. On siis aivan eri asia seurata pelkän lajimäärän muutoksia monimuotoisuuden mittana kuin ottaa huomioon myös lajiston koostumus.

Koska aineistot ovat pieniä, ei harvalukuisemmista, saatikka uhanalaisista lajeista ja niiden populaatiomuutoksista käsittelyjen seurauksena voida vielä sanoa mitään. Lahopuulla eläviä vanhan metsän lajeja saatiin sekä Evon että Lohikosken vanhoista talousmetsistä ennen hakkuuta ja hakkuun jälkeen alle kymmenen yksilöä. Populaatiomuutosten seuraamiseksi pitäisi aineistojen olla paljon suurempia ja seuranta jatkua useana vuonna käsittelyjen jälkeen. Tällöin voitaisiin saada selville esim. kuinka hyvin lahopuulla elävät lajit säilyvät hakkuualueella, jonne on jätetty puuta lahoamaan.

Lähteet

- James, F.C. & Rathbun, S. 1981: Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. – Auk 98:785–800.
- Kouki, J. & Haila, Y. 1985: Lajimäärä, näyttekoko ja rarefaktio – lajimäärän vertailun ongelma. – Luonnon Tutkija 89:156–159.

- Perkiömäki, J. 1988: Eräitä mielenkiintoisia kovakuoriaislöytöjä (Coleoptera). – *Notulae Entomologicae* 68:130–131.
- Pesenko, Yu. A. 1982: Printsipy i metody kolichestvennogo analiza v faunisticheskikh issledovaniyah. – Izd-vo Nauka, Moskva.
- Raivio, S. 1989: Ornitologin menetelmät 10. Rarefaktio lajimäärien vertailussa. – *Ornis Fennica* 66:170–171.
- Rassi, P. (toim.) 1993: Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet 1.1.1960–1.1.1990. – Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 6. Helsinki. 136 s.
- Rutanen, I. 1984: Kolme Suomen faunalle uutta kovakuoriaista. – *Notulae Entomologicae* 64:202–203.
- Siitonen, J. 1995: Kovakuoriaiset. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:86–90.

6 MUURAHAISET

Pekka Punttila

6.1 Johdanto

Eri metsänkäsittelymenetelmien vaikutusta havumetsävyöhykkeen muurahaisiin ei yleensä ole tutkittu suoraan. Rosengren ym. (1979) tarkastelivat metsätalouden vaikutusta kekomuurahaisten esiintymiseen, ja Punttila ym. (1994) laativat kokonaisesityksen metsätalouden vaikutuksista muurahaisfaunaan. Punttilan ym. (1994) mukaan metsätalous on vaikuttanut muurahaisyhteisön sukkessiioon mm. metsien rakenteellisten erojen, latvuston sulkeutumisen ajoittumisen ja sukkessiokierron pituuden kautta. Niin ikään maisematason muutokset – eri sukkessiovaiheiden muuttuneet pinta-alaosuudet sekä reunavyöhykkeen suhteellisen osuuden kasvu – ovat vaikuttaneet muurahaisfaunaan.

6.1.1 Metsäluonnon vaihtelu ja muurahaisyhteisön rakenne

Tutkiessaan muurahaisten kolonisaatiota hakkuu- ja kuloaloille sekä yhteisön rakenteen muutosta metsäsuksession funktiona, Punttila ym. (1991) ja Punttila & Haila (1996) havaitsivat, että kolonisoivan muurahaislajiston pesänperustamisstrategioissa tapahtuu selviä muutoksia siirryttäessä häiriötilanteen ”tyhjästä olosuhteista” vakiintuneempiin ja kilpailutilanteeltaan ankarampiin olosuhteisiin. Ensinnä saapuvien pioneerilajien kuningattaret pystyvät itsenäiseen pesänperustamiseen. Seuraavaksi alueen kolonisoivat lajit, jotka perustavat uudet kolonian- sa muiden (pioneerilajien) pesissä väliaikaisen pesäloisinnan kautta. Kun alue aikanaan on tiheään asutettu ja vastaavasti ravintoa etsivien muurahaistyöläisten tiheydet korkeita, ainoa uusille kuningattarille turvallinen pesänperustamisstrategia on pesien pilkkominen (sisarpesien muodostaminen).

Punttila ym. (1991, 1994) havaitsivat, että metsiemme muurahaislajistosta voidaan erottaa kolme selkeää ryhmää, jotka esiintyvät eri sukkessiovaiheissa: (1) Avovaiheen lajit ovat sellaisia, jotka vaativat häiriöympäristön valoisia ja lämpimiä olosuhteita. Näiden lajien koloniakierto on nopea, sillä niiden on ehdittävä tuottaa seksuaalijälkeläisiä ennen puuston latvuston sulkeutumista ja siitä seuraavia epäedullisia oloja. Näitä lajeja ovat mm. *Lasius niger*, *Myrmica sulcinodis*, *Leptothorax acervorum*, *Formica fusca* ja *F. lemani*. (2) Varjoa sietävät lajit esiintyvät vaihtelevin tiheyksin koko metsäsuksession ajan. Tällaisia lajeja meillä esiintyy kaksi, *Myrmica ruginodis* ja *Camponotus herculeanus*. Molempien lajien tiheydet kasvavat häiriön jälkeisissä valoisissa ja lämpimissä olosuhteissa. (3) Varttuneen metsän lajien tiheydet ovat suuret etenkin vanhoissa metsissä. Nämä lajit kärsivät metsän päätehakkuusta. Tämän ryhmän muodostavat kekomuurahaisryhmän lajit, jotka ovat meillä pääasiassa yksipesäisiä kolonioita muodostava *Formica rufa*, pääasissa monipesäisiä kolonioita muodostava *F. polyctena*.

(molemmat levinneisyydeltään eteläisiä, meillä lähinnä Etelä-Suomessa), sekä meillä pääasiassa yksipesäisiä kolonioita muodostava *F. lugubris* ja monipesäisiä kolonioita muodostava *F. aquilonia* (molemmat lajit esiintyvät meillä etelärannikon saarilta Lapin tunturikoivikoihin). Lajien territoriaalisuudesta seuraa, ettei niitä tavata samoilta paikoilta. Kekomuurahaisryhmän sisällä kilpailusta ja leviämisstrategioiden eroista seuraa, että ne esiintyvät osittain erilaisissa metsäympäristöissä. Yksipesäisiä kolonioita muodostavat *F. rufa* ja *F. lugubris* painottuvat korkeamman häiriötaajuuden metsiin (kuivat kankaat, nuoret sukkessiovaiheet) ja pieniin eristyneisiin vanhan metsän saarekkeisiin, ja monipesäiset *F. polycтена* ja *F. aquilonia* vakaampiin (tuoreet kankaat, vanhemmat sukkessiovaiheet) ja yhtenäisempiin metsäympäristöihin (Punntila 1996).

6.1.2 Tutkimusasetelma ja tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen alkuperäisenä tavoitteena oli selvittää uusien metsänkäsittelyohjeiden ja -suositusten vaikutusta eliöyhteisöjen rakenteeseen. Tutkimus toteutettiin Evon ja Lohikosken mallialueilla Suvi Raivion johdolla, ja tarkemmiksi selvityskohteiksi valittiin mustikkatyyppin taimikot, nuoret kasvatusmetsät sekä päätehakkuuvaiheen vanhat talousmetsät.

6.2 Aineisto ja menetelmät

Aineisto kerättiin kuoppapyydydysmenetelmällä Evolta ja Lohikoskelta. Muuraishaisnäytteet kerättiin toiselta kahden viikon mittaiselta pyyntijaksolta vuosina 1993 (1.–14.6. Evolla ja 4.–17.6. Lohikoskella) ja 1994 (31.5.–14.6. Evolla ja 2.–15.6. Lohikoskella). Pyyntin perusyksikkö oli neljän kuoppapyydyksen ryväs, jossa pyydysten saaliit yhdistettiin. Kullakin tutkimusalueella näitä pyydysryppäitä oli kuusi kappaletta n. 25 metrin etäisyydellä toisistaan. Tutkitut metsät olivat kummallakin mallialueella samat: avohakkuu, taimikko, nuori kasvatusmetsä, vanha talousmetsä, sekä suhteellisen luonnontilainen aarnimetsä. Kutakin tyyppiä oli molemmilla mallialueilla kaksi kappaletta, joista taimikoiden, kasvatusmetsien sekä vanhojen talousmetsien osalta toinen oli määrä käsitellä uusien metsänkäsittelysuositusten mukaisesti ja toisen oli määrä toimia kontrollina. Vertailua vanhojen ohjeiden mukaisesti käsiteltyihin metsiin ei siis edes suunniteltu tehtäväksi, vaikka tutkimuksessa olikin kyse nimenomaan uusien ja vanhojen käsittelymenetelmien erojen arvioimisesta. Suunniteltu käsittelyasetelma ei kuitenkaan täysin toteutunut: Evolla molemmat taimikot oli harvennettu jo ennen kokeen alkamista, ja toisaalta myös nuoren kasvatusmetsän kontrollialuetta ehdittiin harventaa luoteiskulmasta ennen kuin työt saatiin pysäytettyä. Avohakkuut ja luonnontilaiset aarnimetsät olivat mukana tutkimuksessa talousmetsäsuokkession ja luonnonsuokkession (eri) ääripäinä.

Alueet käsiteltiin talvella 1993–94. Taimikot ja kasvatusmetsät harvennettiin, ja vanhat talousmetsät avohakattiin uusien metsänkäsittelysuositusten mukaisesti.

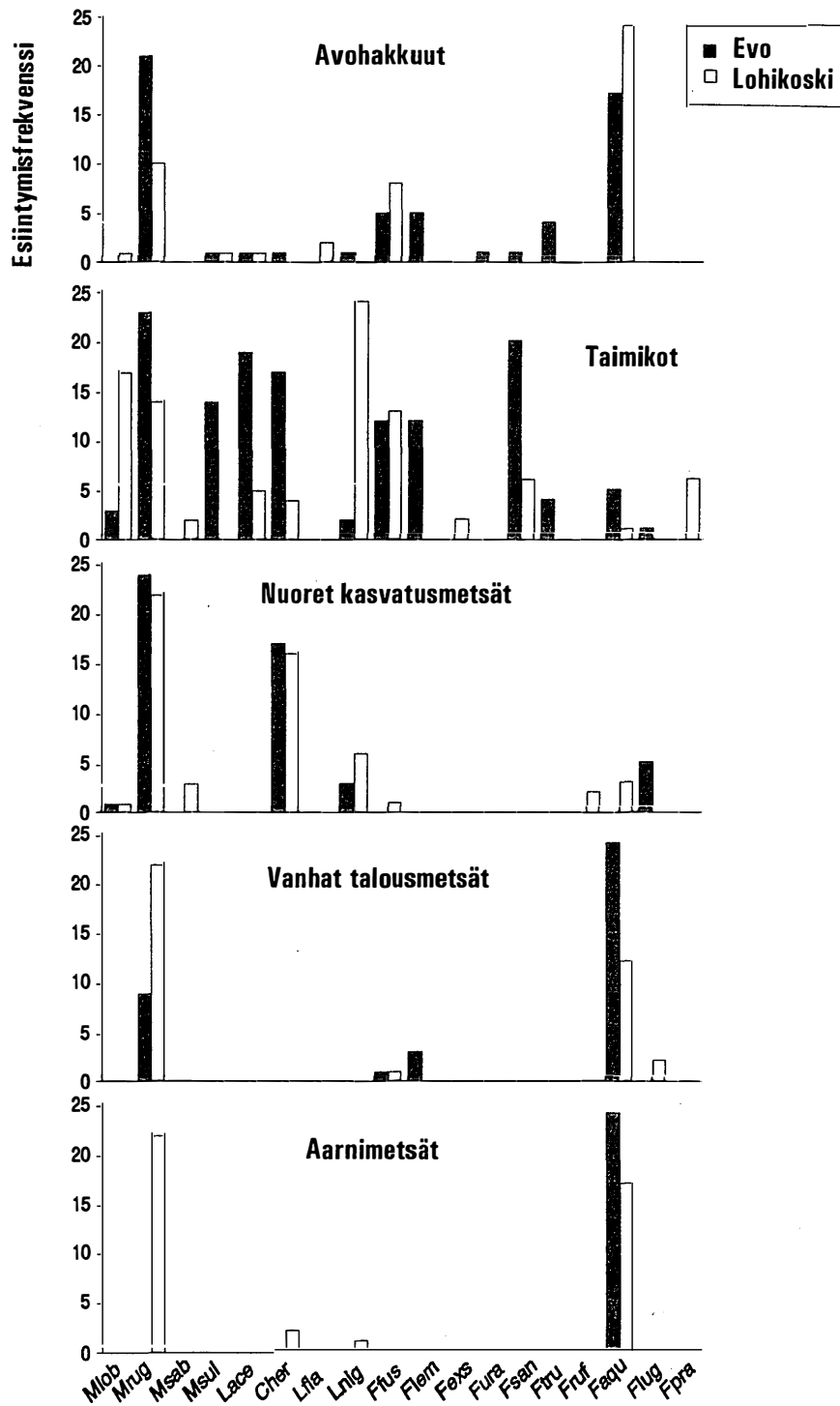
Muurahaisten määrittämisessä käytin seuraavia määrittämissoppeita: Dlusskij & Pisarski (1971), Collingwood (1979), sekä Douwes (1981).

Tein tutkimusalueiden muurahaisnäytteistä oikaistun korrespondenssianalyysin (DCA; Ter Braak 1987) löytääkseni aineiston tärkeimmät ekologiset vaihtelusuunnat. DCA-ordinaatiossa olivat mukana kaikki tavatut muurahaislajit sekä molempien vuosien koko aineisto. Muurahaisten runsausmittana käytin esiintymisfrekvenssiä kunkin tutkimusalueen kuudessa pyydysryppäässä (niiden ryppäiden määrä, joissa kukin laji esiintyi). Analyysissä ei käytetty aineiston muunnoksia, ja kaikki lajit saivat saman painoarvon. Toisen DCA-akselin oikaisu tehtiin segmenteittäin (10 segmenttiä). Suoritin analyysin CANOCO-ohjelmistolla (Ter Braak 1987). Ordinaatiossa muurahaislajistoltaan samankaltaiset tutkimusalueet sijaitsivat lähellä toisiaan, eli alueiden välinen etäisyys ordinaatioavaruudessa on samankaltaisuuden mitta. Täten ordinaatiokuvassa näkyy myös mahdolliset metsänkäsittelyn vaikutukset muurahaisyhteisön rakenteeseen.

6.3 Tulokset

6.3.1 Muurahaislajisto

Muurahaislajien määrä vaihteli välillä 1–11 Evon (liite 6.1), ja välillä 1–9 Lohikosken (liite 6.2) tutkimusalueilla. Työläisten määrät puolestaan vaihtelivat välillä 79 – 5 048 Evolla, ja välillä 24 – 4 203 Lohikoskella. Kokonaislajimäärä kuningattaret mukaanlukien oli Evolla 13 ja Lohikoskella 16. Kaikkiaan aineistossa oli 19 muurahaislajia ja 41 724 yksilöä. Aineiston runsaimmat lajit olivat *Formica aquilonia*, *F. sanguinea*, *Myrmica ruginodis*, *F. lugubris* ja *F. truncorum* Evolla, sekä *F. aquilonia*, *M. ruginodis*, *Lasius niger*, *F. pratensis* ja *Camponotus herculeanus* Lohikoskella. Yleisimmin esiintyivät puolestaan *M. ruginodis* (77 pyydysryppäässä 120:sta vuosina 1993–1994), *F. aquilonia* (70), *C. herculeanus* (35), *F. sanguinea* (21) sekä *Leptothorax acervorum* (20) ja *F. lemani* (20) Evolla, sekä *M. ruginodis* (88), *F. aquilonia* (57), *L. niger* (31), *F. fusca* (23) ja *C. herculeanus* (22) Lohikoskella. Nuorten sukkessiovaiheiden tutkimusalueet olivat huomattavasti runsaslajisempia kuin sulkeutuneiden metsiköiden (kuva 6.1). Evon ja Lohikosken lajistoissa oli hieman eroja, jotka olivat todennäköisesti seurausta alueiden maantieteellisestä sijainnista. Viholaisissa *Myrmica sulcinodis* -lajin harvinaisuus ja toisaalta *M. sabuleti* -lajin esiintyminen, mustamuurahaisissa *F. lemani* -lajin puuttuminen, sekä kekomuurahaislajien *F. rufa* ja *F. pratensis* esiintyminen Lohikoskella ilmensivät lajiston eteläisyyttä Evon lajistoon verrattuna.



Kuva 6.1. Muurahaislajien esiintymisfrekvenssit eri tyyppisissä metsätyypeissä Evon ja Lohikosken tutkimusalueilla (vuosien 1993 ja 1994 aineistot yhdistetty). Lajien täydelliset nimet ovat liitteissä 6.1 ja 6.2.

6.3.2 Yhteisön rakenne

Muurahaisaineiston tutkimusalueiden DCA-ordinaatiossa selkein ekologinen gradientti muodostui avointen ja sulkeutuneiden metsiköiden välille (kuva 6.2). Taimikoiden ja nuorten kasvatusmetsien alueet erottuivat selvästi sulkeutuneiden vanhojen metsien (ja toisaalta avohakkuiden, joilla oli vielä säilynyt sulkeutuneiden metsien lajisto) tutkimusalueista. Evon ja Lohikosken muurahaisyhteisöjen maantieteelliset erot saattoivat näkyä runsaslajisten taimikoiden pyyntipaikkojen sijoittumisessa. Muurahaislajien ordinaatiossa sulkeutuneisiin metsiin (ja tuoreille avohakkuualoille) painottui yleisistä lajeista *Formica aquilonia*, ja avoimiin metsiin *Myrmica sulcinodis*, *M. lobicornis*, *M. sabuleti*, *Leptothorax acervorum*, *F. fusca*, *F. lemani*, *F. sanguinea* ja *F. truncorum* (kuva 6.2).

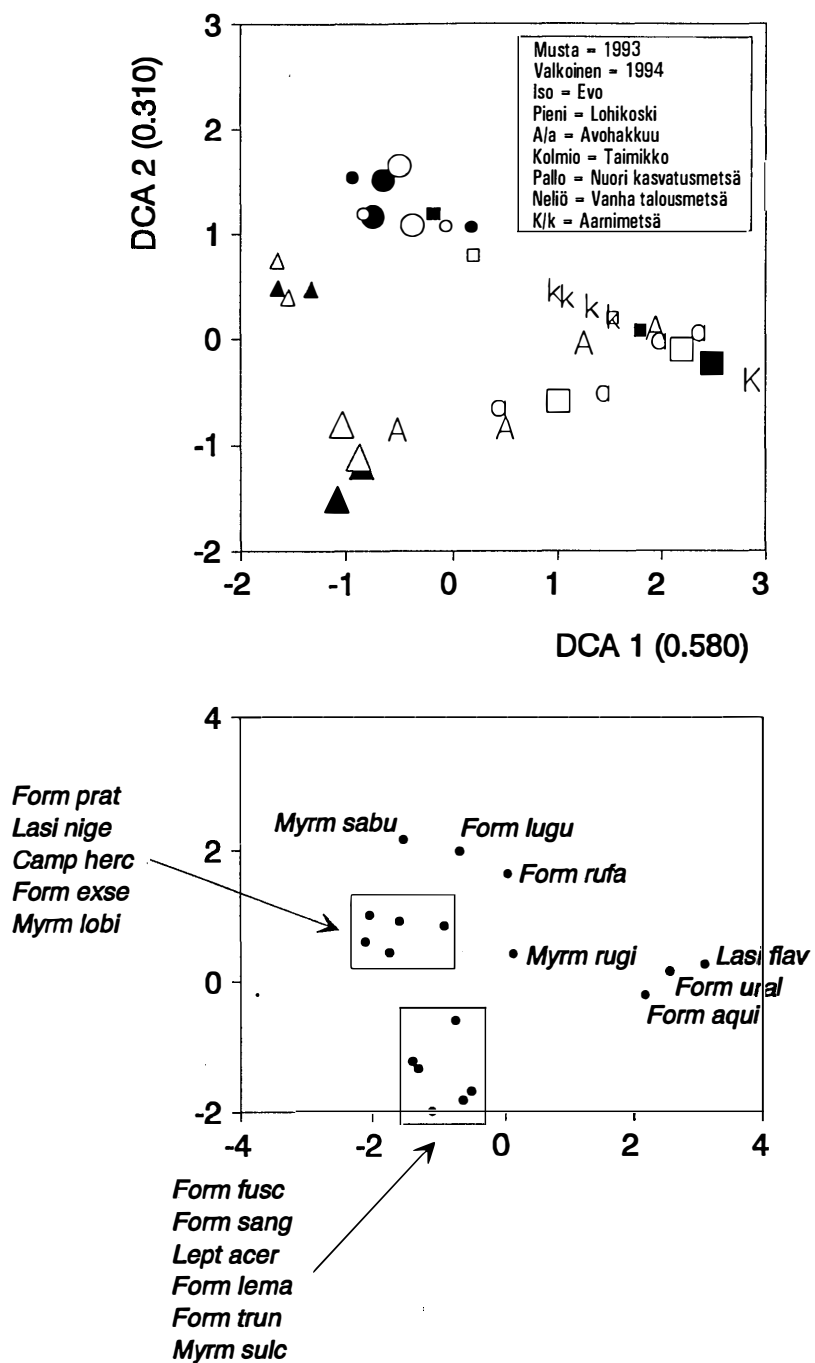
6.3.3 Käsittelyjen vaikutus muurahaisyhteisöön

Aineiston pienuudesta ja toistojen puuttumisesta seuraa, ettei tuloksia voida yleistää koskemaan mitään muita alueita kuin tässä työssä nimenomaisesti käsiteltyjä metsäkuvioita. Aineistonkeruun vakavien puutteiden vuoksi aineistosta mahdollisesti tehtävillä päätelmillä ei ole tieteellistä pohjaa.

Lohikoskella taimikonharvennus saattoi olla syynä *Myrmica sabuleti*, *Lasius niger* ja *Formica pratensis* -lajien runsastumiseen. Nuoressa kasvatusmetsässä harvennuksen jälkeen *Camponotus herculeanus* ja *F. rufa* runsastuivat. Vanhassa talousmetsässä taas *F. lugubris* hävisi avohakkuun jälkeen. Koska muutoksia tapahtui käsittelemättömissä kontrollimetsissäkin ja usein vastakkaisiin suuntiin, aineistonkeruun vakavat puutteet (toistojen puuttuminen) korostuvat.

Evolla *M. ruginodis*, *F. lugubris* ja *C. herculeanus* -lajit runsastuivat harvennuksen jälkeen nuoressa kasvatusmetsässä, ja *M. ruginodis* runsastui avohakkuun jälkeen vanhassa talousmetsässä. Niin ikään Evolla myös käsittelemättömissä kontrollimetsissä lajien runsauksissa tapahtui muutoksia molempiin suuntiin. Kerätyllä aineistolla ei siis pystytä valottamaan mitenkään uusien metsänkäsittelymenetelmien tai yleensäkin metsänkäsittelyn vaikutusta hyönteislajiston esiintymiseen. Kerätyn aineiston perusteella ei täten tule esittää minkäänlaisia päätelmiä sen enempää uusien kuin vanhojenkaan metsänkäsittelymenetelmien vaikutuksista.

Aineisto palvelee lähinnä metsän sukkessiogradientin kuvaamisessa, ja toisaalta se antaa kuvan kahden maantieteellisesti erillisen alueen selkärangattomasta eläinlajistosta.



Kuva 6.2. Evon ja Lohikosken tutkimusalueiden DCA-ordinaatio muurahaislajiston perusteella sekä muurahaislajien ordinaatio (ordinaatiossa on molempien tutkimusvuosien 1993 ja 1994 aineistot, analyysi perustuu frekvenssiaineistoon). Akseleiden ominaisarvot on ilmoitettu suluissa. Symbolit on selostettu kuvassa, ja lajien täydelliset nimet ovat liitteissä 6.1 ja 6.2.

6.4 Tulosten tarkastelu ja päätelmät

Tämän tutkimuksen suurin rasite oli koejärjestelyjen puutteet (toistojen puuttuminen, vanhojen ohjeiden mukaisten käsittelyjen puuttuminen, käsittelyjen toteuttamisen epämääräisyys). Täten tutkimuksessa ei voitu saada yleistettävää, tieteellisesti luotettavia tuloksia. Tutkimuksen tuottama pääasiallinen tulos – lajilista – on arvoton tutkimuksen kysymyksenasettelun kannalta. Myöskään tämän tutkimuksen jatkaminen tutkimusalueiden seurantaan ei tule antamaan lisävalaistusta tutkimuksen alkuperäisiin kysymyksiin edellä mainituista puutteista johtuen.

Tutkimuksen tasoa olisi olennaisesti voitu kohottaa työn kohdentamisella. Keskittyminen ennalta valittuihin, hyvin tunnettuihin eliöryhmiin, joiden ekologian perusteella uudella tavalla toteutetuilla metsänhoitotoimenpiteillä voisi ajatella olevan merkitystä, olisi tuottanut suuremman materiaalin. Tällaisia ryhmiä ovat mm. lahoppuista riippuvaiset kovakuoriaiset, sienisääsket (sekä tietyt muut kaksisiipiset) ja latikat, sekä epifyytit ja kääväkkäät. Varsinkin tutkimuksen kohdentaminen tiettyjen, ennalta valittujen yksilöityjen menetelmien vaikutusten selvittämiseen – esimerkiksi kasvatusmetsien harventamisen ja päätehakkuun vaikutukseen – olisi tuottanut vähäisiin resursseihin nähden pätevää, tieteelliset kriteerit täyttävää tutkimustietoa.

Mikäli tutkimusponnistus olisi ollut sama kuin käsillä olevassa tutkimuksessa, ja se olisi kohdennettu esimerkiksi kasvatusmetsien harvennuksen ja päätehakkuun vaikutusten eroihin vanhojen ohjeiden ja uusien suositusten mukaisesti toteutettuja toimenpiteitä vertailemalla, mm. seuraavanlainen pyyntijärjestely olisi tuottanut yleistettävissä olevaa tutkimustietoa (huomaa sama pyyntiponnistus sekä huomattava matkakustannusten säästö, koska tutkimuksen kysymyksenasettelun kannalta liiallinen maantieteellinen hajoittaminen ei ole tarpeen). Tutkittaviksi otetaan vain mainittujen ikäluokkien metsiköitä (avohakkuut, taimikot ja luonnontilaisen metsän kontrollit olisivat tässä tutkimuksessa tarpeettomia). Metsiköt arvotaan kolmeen ryhmään (kontrollimetsiköt, joissa ei suoriteta mitään toimenpiteitä, vanhoilla ohjeilla käsiteltävät metsiköt, sekä metsiköt, joissa noudatetaan uusia metsänhoitosuosituksia), joissa suoritetaan pyynnit käsittelyn jälkeen (ja ennen käsittelyä, mikäli resurssit riittävät). Käsillä olevan tutkimuksen kahtena vuonna käytetyt 20 pyyntipaikkaa (so. näytekoko = 40) olisi jaettu tasan näiden kolmen käsittelyn ja kahden metsän ikäluokan kesken, so. kuusi toistoa kustakin käsittelystä, mikäli resurssit eivät riittäisi suurempaan toistojen määrään (kolme toistoa, mikäli kyseessä olisi ennen-jälkeen -koe, kuten tässä, vaikka esitutkimusvaiheessa voitaisiin tyytyä vertaamaan jo tehtyjä käsittelyjä).

Kiitokset. Ari Ruuskanen ja Olli Viding tekivät maastotyöt sekä lajittelivat aineiston.

Lähteet

- Collingwood, C.A. 1979: The Formicidae (Hymenoptera) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna Ent. Scand.* 8:1–174.
- Dlusskij, G.M. ja Pisarski, B. 1971: Rewizja polskich gatunków mrówek (Hymenoptera: Formicidae) z rodzaju *Formica* L. – *Fragmenta Faunistica* (Warsaw) 16:145–224.
- Douwes, P. 1981: Hur man känner igen de olika arterna av den vanliga stackmyran. – *Entomologisk Tidskrift* 102:80–82.
- Puntila, P. 1996: Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. – *Oikos* 75:291–298.
- & Haila, Y. 1996: Colonisation of a burned forest by ants in the southern Finnish taiga. – *Silva Fennica* 30:421–435.
- , Haila, Y., Niemelä, J. & Pajunen, T. 1994: Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. – *Annales Zoologici Fennici* 31:131–144.
- , Haila, Y., Pajunen, T. & Tukia, H. 1991: Colonisation of clearcut forests by ants in southern Finland: a quantitative survey. – *Oikos* 61:250–262.
- Rosengren, R. & Pamilo, P. 1978: Effect of winter timber felling on behaviour of foraging wood ants (*Formica rufa* group) in early spring. – *Memorabilia Zoologica* (Warsaw) 29:143–155.
- , Vepsäläinen, K. & Wuorenrinne, H. 1979: Distribution, nest densities, and ecological significance of wood ants (the *Formica rufa* -group) in Finland. – *O.I.L.B. Bull. SROP*, II, 3:181–213.
- Ter Braak, C.J.F. 1987: CANOCO – A FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis. – TNO Institute of Applied Computer Science. Wageningen, The Netherlands. 95 s.

Liite 6.1. Evon tutkimusalueiden muurahaisnäytteet v. 1993 ja 1994. w=työläisten lukumäärä, f=esiintymisfrekvenssi (niiden pyydysryppäiden lukumäärä, joissa laji esiintyi), q=kuningatarten lukumäärä.

		Avo				Taimi				Nuori				Vanha				Aarni				Yhteensä		
Laji		93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	
<i>Myrmica lobicornis</i>	w	-	-	-	-	-	-	39	56	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	56	96
	f	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	4
	q	-	-	1	-	2	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1	7
<i>Myrmica ruginodis</i>	w	75	92	14	22	76	66	104	33	61	123	29	103	1	57	1	2	-	-	-	-	361	498	859
	f	6	6	4	5	6	6	5	6	6	6	6	6	1	5	1	2	-	-	-	-	35	42	77
	q	1	4	1	4	9	-	6	-	3	5	8	9	2	3	-	2	1	-	-	-	31	27	58
<i>Myrmica sulcinodis</i>	w	-	1	-	-	1	3	68	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	69	34	103
	f	-	1	-	-	1	1	6	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	8	15
	q	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2
<i>Leptothorax acervorum</i>	w	-	1	-	-	6	33	20	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	63	89
	f	-	1	-	-	3	5	5	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	12	20
	q	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Camponotus herculeanus</i>	w	-	1	-	-	14	17	9	13	16	8	9	22	-	-	-	-	-	-	-	-	48	61	109
	f	-	1	-	-	4	6	2	5	6	4	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	15	20	35
<i>Lasius niger</i>	w	-	1	-	-	-	-	1	2	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	7
	f	-	1	-	-	-	-	1	1	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	6
<i>Formica fusca</i>	w	3	3	-	2	22	9	7	9	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	32	24	56
	f	1	2	-	2	4	2	3	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	8	10	18
<i>Formica lemani</i>	w	6	6	-	-	43	24	3	4	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	52	37	89
	f	3	2	-	-	5	3	2	2	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	10	10	20
<i>Formica uralensis</i>	w	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
	f	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Formica sanguinea</i>	w	-	2	-	-	436	403	176	135	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	612	540	1152
	f	-	1	-	-	6	5	5	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	10	21
<i>Formica truncorum</i>	w	2	2	-	-	37	4	87	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	126	36	162
	f	2	2	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	4	8
<i>Formica aquilonia</i>	w	43	2	1482	1105	1	-	10	4	-	-	-	-	619	738	1666	2803	1347	436	4954	5048	10122	10136	20258
	f	4	1	6	6	1	-	1	3	-	-	-	-	6	6	6	6	6	6	6	6	36	34	70
	q	1	-	3	3	-	-	-	1	-	-	-	-	2	2	-	2	-	-	2	1	8	9	17
<i>Formica lugubris</i>	w	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	201	386	-	-	-	-	-	-	-	-	201	387	588
	f	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	6
	q	2	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	5
Yhteensä	w	129	111	1497	1129	636	560	524	345	79	131	241	511	620	799	1667	2805	1347	436	4954	5048	11694	6946	23569
Yhteensä	q	4	8	6	7	11	1	9	2	3	5	8	9	4	5	-	4	1	-	2	1	48	28	90
Lajeja yhteensä		6	11	5	3	10	9	11	11	4	2	4	3	2	4	2	2	2	1	1	1			

Liite 6.2. Lohikosken tutkimusalueiden muurahaisnäytteet v. 1993 ja 1994. w=työläisten lukumäärä, f=esiintymisfrekvenssi (niiden pyydysryppäiden lukumäärä, joissa laji esiintyi), q=kuningatarten lukumäärä.

		Avo				Taimi				Nuori				Vanha				Aarni				Yhteensä		
Laji		93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	93	94	
<i>Myrmica lobicornis</i>	w	-	-	-	1	22	12	16	16	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	38	31	69	
	f	-	-	-	1	4	4	4	5	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	8	11	19	
	q	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	3	
<i>Myrmica ruginodis</i>	w	12	11	6	14	20	22	20	21	29	29	41	59	94	87	43	33	3	19	59	39	327	334	661
	f	3	3	1	3	2	2	6	4	5	5	6	6	6	6	4	6	3	5	6	6	42	46	88
	q	-	-	2	1	5	2	5	2	-	2	5	5	3	1	1	1	1	1	-	1	22	16	38
<i>Myrmica sabuleti</i>	w	-	-	-	-	-	-	5	10	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	13	10	23	
	f	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	5	
<i>Myrmica sulcinodis</i>	w	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	
	f	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	
<i>Leptothorax acervorum</i>	w	-	-	-	1	4	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	4	11	
	f	-	-	-	1	2	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	6	
<i>Camponotus herculeanus</i>	w	-	-	-	-	5	3	-	4	4	22	33	12	-	-	-	-	-	-	3	3	45	44	89
	f	-	-	-	-	1	1	-	2	2	3	5	6	-	-	-	-	-	-	1	1	9	13	22
<i>Lasius flavus</i>	w	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4	
	f	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	
<i>Lasius niger</i>	w	-	-	-	-	68	81	44	67	-	2	12	13	-	-	-	-	-	-	-	1	124	164	288
	f	-	-	-	-	6	6	6	6	-	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	1	14	17	31
<i>Lasius fuliginosus</i>	q	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Formica fusca</i>	w	-	-	4	9	13	16	1	4	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	20	29	49	
	f	-	-	3	5	3	6	1	3	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	9	14	23	
<i>Formica exsecta</i>	w	-	-	-	-	19	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	26	45	
	f	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	
<i>Formica sanguinea</i>	w	-	-	-	-	-	-	9	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	7	16	
	f	-	-	-	-	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	6	
<i>Formica rufa</i>	w	-	-	-	-	-	-	-	-	9	56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	56	65	
	f	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	
<i>Formica aquilonia</i>	w	3533	4192	142	857	-	-	4	-	10	2	-	-	-	-	1760	3594	211	5	545	1536	6205	10186	16391
	f	6	6	6	6	-	-	1	-	1	2	-	-	-	-	6	6	3	2	6	6	29	28	57
	q	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	4	-	4
<i>Formica lugubris</i>	w	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	-	-	-	-	-	-	26	-	26	
	f	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	-	2	
<i>Formica pratensis</i>	w	-	-	-	-	-	-	100	181	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	181	281	
	f	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	6	
Yhteensä	w	3549	4203	152	883	151	163	202	310	52	111	95	86	121	87	1803	3627	214	24	607	1579	11875	11073	18019
Yhteensä	q	2	-	2	1	6	4	5	2	-	2	6	5	3	1	3	1	1	1	-	1	42	18	46
Lajeja yhteensä		3	2	3	6	7	8	9	8	4	5	6	4	3	1	2	2	2	2	3	4			

7 METSÄNKÄSITTELYJEN VAIKUTUS HÄMÄHÄKKIEN ESIINTYMISEEN

Timo Pajunen

7.1 Johdanto

Tutkimushankkeen tämän osan perusta on esitetty hankkeen edellisessä väliraportissa (Pajunen 1995). Artikkelissa esiteltiin Evon ja Lohikosken tutkimusalueiden hämähäkkilajiston koostumusta metsän kehityksen mukaan luokiteltuna. Eri-ikäisistä metsistä löydettiin niille tyypillisiä hämähäkkilajeja, jotka elävät niille suotuisissa ympäristöissä ja katoavat korvautuen uusilla lajeilla ympäristön muuttuessa metsän kasvun myötä.

Tutkimuksen toisena vuonna koejärjestelyin pyrittiin selvittämään metsänkäsitelyjen vaikutuksia hämähäkkien esiintymiseen. Hämähäkinäytteisiin vaikuttavat käsittelyjen lisäksi myös muut tekijät, jotka pyrittiin ottamaan huomioon tulosten tulkinnassa. Tutkimuksen hämähäkkiaineisto on kerätty kuoppapyydyksillä. Saadun aineiston määrä riippuu hämähäkkien aktiivisuudesta, johon vaikuttaa mm. lämpötila. Säätiloiltaan selvästi eroavat kesät tuottavat siten erilaiset hämähäkkiaineistot.

Metsän nuorten vaiheiden kehitys on nopeaa, mikä näkyy myös hämähäkkiyhteisöjen kehityksessä. Samanikäisten taimikoiden kasvussa on todennäköisesti eroja eri alueiden kesken, kuten myös aluskasvillisuuden kehityksessä. Tutkimusalueiden biotooppien pienipiirteinen vaihtelu vaikuttanee myös hämähäkkiyhteisöjen rakenteeseen.

7.2 Aineisto ja menetelmät

Evon ja Lohikosken mallialueilta kerättiin 1993–1994 kuoppapyydyksillä yhteensä 23 571 hämähäkkiyksilöä, jotka määritettiin lajilleen. Evon näytteistä löytyi vuonna 1993 6 951 yksilöä ja 112 lajia. Lohikosken näytteissä oli 4 592 yksilöä ja 133 lajia. Vuonna 1994 vastaavat luvut olivat Evolla 6 483 yksilöä ja 136 lajia, Lohikoskella taas 5 545 yksilöä ja 140 lajia.

Samaan hämähäkkiheimoon kuuluvat lajit ovat rakenteeltaan ja elintavoiltaan samankaltaisia, joten heimoa voidaan käsitellä ekologisena yksikkönä. Mallialueiden hämähäkkiaineistojen heimorakenne vastasi toisiaan (taulukot 7.1 ja 7.2). Runsaslukuisimmat heimot kummallakin mallialueella olivat Gnaphosidae (kivikkohämähäkit), Linyphiidae (riippuhämähäkit) ja Lycosidae (juoksuhämähäkit). Näiden heimojen edustajat muodostivat yhteensä 93–95% mallialueiden kokonaisyksilömääristä vuosittain.

Kaikki hämähäkit ovat petoja. Toiset lajit pyydystävät aktiivisesti saaliinsa, toiset kutovat pyyntiverkkoja ja odottavat verkolla siihen takertuvaa saalista. Aktiivisesti metsästävät hämähäkit ovat yleensä kookkaampia ja rotevampia kuin verkkoja kutovat. Tämän tutkimuksen hämähäkkiaineisto jakautui kolmen heimon kesken, vain viisi prosenttia yksilöistä kuului muihin kuin juoksu-, kivikko- tai riippuhämähäkkeihin. Näistä juoksu- ja kivikkohämähäkit ovat metsästäjiä. Ne ovat suurehkoja hämähäkkejä; kivikkohämähäkkien ruumiinpituus vaihtelee välillä 4.5–8 mm ja juoksuhämähäkkien 4–14 mm (Locket & Millidge 1951, 1953). Useimmat lajit elävät avoimissa, valoisissa ympäristöissä ja vain muutama laji pystyy elämään varjoisassa kuusimetsässä. Näiden heimojen edustajat ovat liikkeellä vuorokauden eri aikoina, juoksuhämähäkit liikkuvat päivällä ja kivikkohämähäkit yöllä. Verkkoja kutovat riippuhämähäkit ovat huomattavasti hienompia ja pienempiä kuin edelliset, kuoppapyödyksillä saatavien lajien ruumiinpituus vaihtelee 2 ja 4.5 mm:n välillä (Locket & Millidge 1951, 1953). Riippuhämähäkkilajeja tapaa sekä avoimista että sulkeutuneista ympäristöistä. Eri-laisilla habitaateilla on niille tyypilliset lajinsa. Synkän kuusimetsän lajit eivät siirry avoimeen ympäristöön, eivätkä avoimen habitaatin lajit synkkään metsään.

Taulukko 7.1. Evon hämähäkkiaineistojen heimorakenne: Yksilömäärät ja prosenttiosuudet (suluissa) kokonaisyksilömäärästä vuosina 1993 ja 1994.

Heimo	1993		1994		Yhteensä
Agelenidae	69	(1.0)	22	(0.3)	91
Araneidae	2	(0.0)	7	(0.1)	9
Clubionidae	29	(0.4)	32	(0.5)	61
Dictynidae	1	(0.0)	1	(0.0)	2
Dolomedidae	0	-	1	(0.0)	1
Gnaphosidae	465	(6.7)	724	(11.2)	1189
Hahniidae	3	(0.0)	11	(0.2)	14
Linyphiidae	2932	(42.2)	2490	(38.4)	5422
Liocranidae	63	(0.9)	91	(1.4)	154
Lycosidae	3204	(46.1)	2974	(45.9)	6178
Mimetidae	5	(0.0)	4	(0.0)	9
Philodromidae	3	(0.0)	6	(0.1)	9
Salticidae	4	(0.0)	6	(0.1)	10
Tetragnathidae	3	(0.0)	2	(0.0)	5
Theridiidae	117	(1.7)	45	(0.7)	162
Xysticidae	37	(0.5)	44	(0.7)	81
Zoridae	14	(0.2)	23	(0.4)	37
Yhteensä	6951		6483		13434

Taulukko 7.2. Lohikosken hämähäkkiaineistojen heimorakenne: Yksilömäärät ja prosenttiosuudet (suluissa) kokonaisyksilömäärästä vuosina 1993 ja 1994.

Heimo	1993		1994		Yhteensä
Agelenidae	16	(0.3)	16	(0.3)	32
Anyphaenidae	0	-	1	(0.0)	1
Araneidae	0	-	7	(0.1)	7
Clubionidae	16	(0.3)	25	(0.4)	41
Dictynidae	1	(0.0)	1	(0.0)	2
Dolomedidae	0	-	1	(0.0)	1
Gnaphosidae	342	(7.4)	416	(7.5)	758
Hahniidae	26	(0.6)	5	(0.1)	31
Linyphiidae	1553	(33.8)	2111	(38.1)	3664
Liocranidae	112	(2.4)	130	(2.3)	242
Lycosidae	2387	(52.0)	2690	(48.5)	5077
Mimetidae	6	(0.1)	5	(0.1)	11
Philodromidae	2	(0.0)	3	(0.0)	5
Salticidae	28	(0.6)	23	(0.4)	51
Tetragnathidae	1	(0.0)	2	(0.0)	3
Theridiidae	30	(0.6)	22	(0.4)	52
Xysticidae	25	(0.5)	43	(0.8)	68
Zoridae	47	(1.0)	44	(0.8)	91
Yhteensä	4592		5545		10137

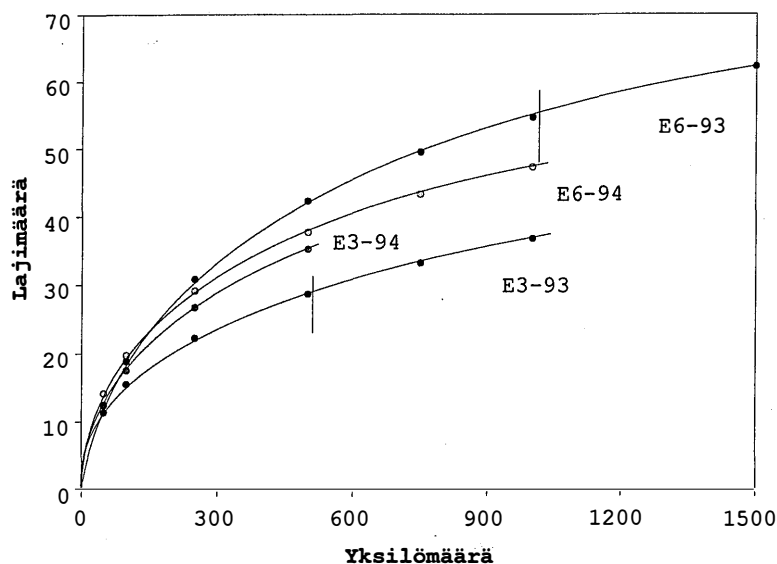
Tutkimusalueiden hämähäkinäytteitä verrattiin toisiinsa rarefaktiomenetelmää (Kouki & Haila 1985) apuna käyttäen. Menetelmällä verrataan samaan näytekokoon suhteutettujen näytteiden odotettuja lajimääriä toisiinsa.

7.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

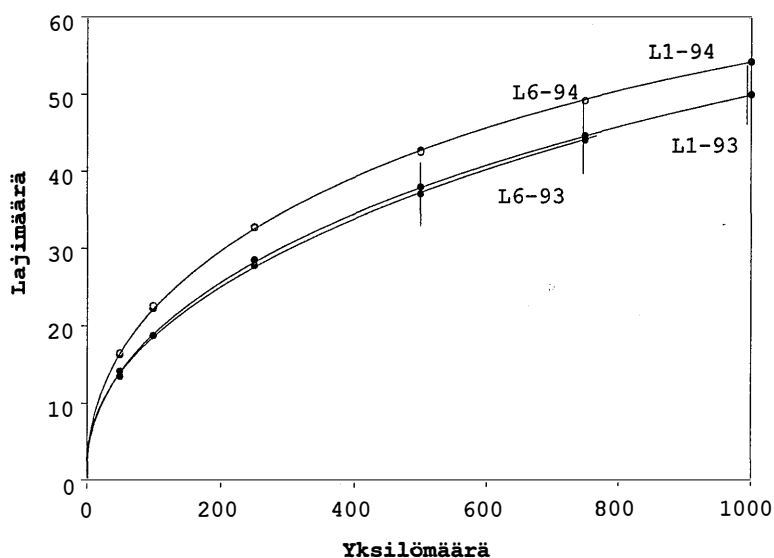
7.3.1 Avohakkuu

Vanhat avohakkuualat toimivat vertailualueina, joita ei käsitelty. Avohakkuulla tapahtuu nopeita ympäristömuutoksia, jotka vaikuttavat hämähäkilajistoon. Metsälajit (useimmat Linyphiidae-riippuhämähäkkejä) olivat hävinneet jo aikaisempina vuosina muilta koealoilta paitsi Evon alueelta E6. Tältä alueelta metsälajit katosivat tutkimuksen aikana 1993–1994. Metsälajien katoaminen näkyi myös hämähäkinäytteistä rarefaktion avulla arvioituissa lajimäärissä. Vastaa- vien näytekokojen odotettu lajimäärä oli E6-alueella vuonna 1994 pienempi kuin 1993, kun muilla avohakkuualoilla lajimäärät näyttivät kasvaneen vuosien välillä (kuvat 7.1 ja 7.2).

Yksilömäärät vähentyivät vuosien välillä muilla avohakkuualoilla paitsi Lohikosken L6-alueella. Päivällä liikkuvien juoksuhämähäkkilajien, varsinkin *Pardosa*-suvun lajien yksilömäärät laskivat selvästi. Juoksuhämähäkkien väheneminen näkyi kaikilla avohakkuualueilla. Hämähäkinäytteiden heimorakenteessa tapahtui muutoksia vain E6-alueella ja sielläkin vain lajitasolla. E6-alueella riippuhämähäkkilajien määrä väheni 1993–1994 30 lajista 15 lajiin. Suhteellisenä osuutena näytteen yksilömäärästä muutos oli vähäinen, alle viisi prosenttia.



Kuva 7.1. Rarefaktio Evon avohakkuualueen hämähäkinäytteistä 1993–1994. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

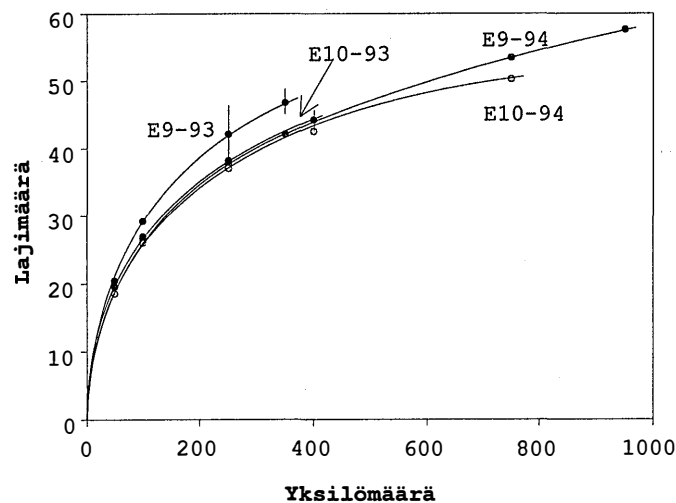


Kuva 7.2. Rarefaktio Lohikosken avohakkuualueen hämähäkinäytteistä 1993–1994. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

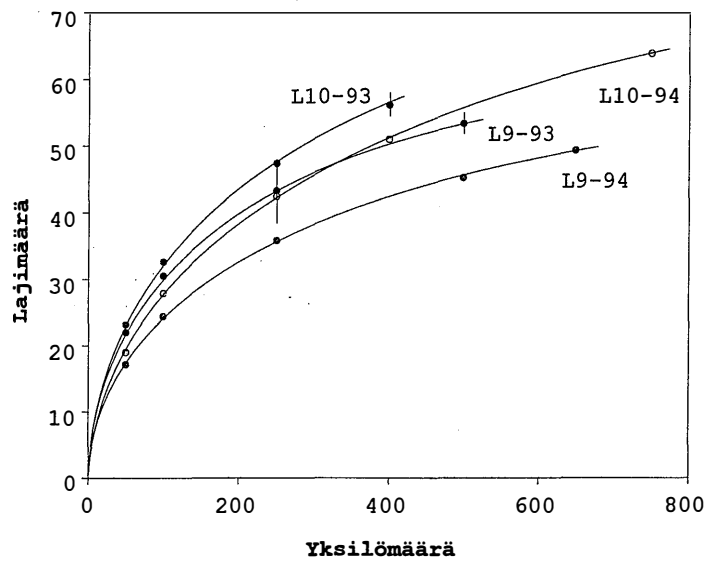
7.3.2 Taimikko

Varsinainen koe tehtiin vain Lohikosken tutkimusalueella, koska Evon tutkimus-taimikot oli käsitelty jo ennen kokeen alkua. Kaikilta alueilta saatiin vuonna 1994 enemmän yksilöitä kuin 1993. Aineiston heimorakenne pysyi samankaltaisena vuosien välillä. Rarefaktion mukaan lajimäärät pienenevät molemmissa Lohikosken taimikoissa sekä Evon taimikossa E9 (kuvat 7.3 ja 7.4). Alueella E10 lajimäärät pysyivät samoina. Riippuhämähäkkien lajimäärä kasvoi Lohikosken koalueella L10 (25 lajia 1993, 33 lajia 1994), vaikka yksilöiden osuus koalueen aineistossa pieneni lähes 10 prosenttia. Lajilisäyksen aiheuttivat korkeammalla kasvillisuudessa elävät lajit, jotka jostain syystä joutuivat alueella L10 maan pinnalle. Juoksuhämähäkkien osuus kasvoi muilla taimikkoalueilla paitsi Lohikosken kontrollialueella L9, jolla niiden osuus pieneni (74.7% 1993, 56.2% 1994).

Uutta ekologista tietoa saatiin *Walckenaeria furcillata* -riippuhämähäkkilajista, joka on ilmeisesti runsastumassa Suomessa. Lajin yksilömäärät lisääntyivät sekä Evon että Lohikosken taimikonäytteissä. Vanhemmista metsistä tai avohakkuilta sitä ei tavattu.



Kuva 7.3. Rarefaktio Evon taimikoiden hämähäkinäytteistä. Kaikki taimikot on käsitelty ennen kokeen alkua. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

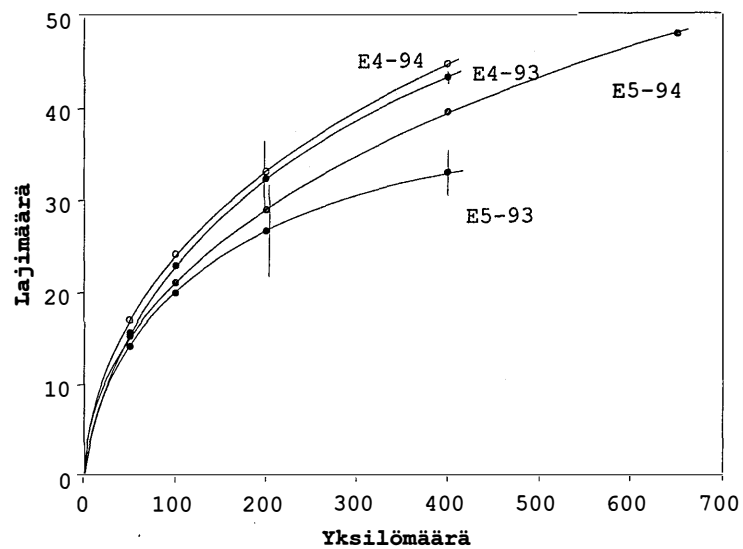


Kuva 7.4. Rarefaktio Lohikosken taimikoiden hämähäkinäytteistä L9=kontrolli, L10=koe. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

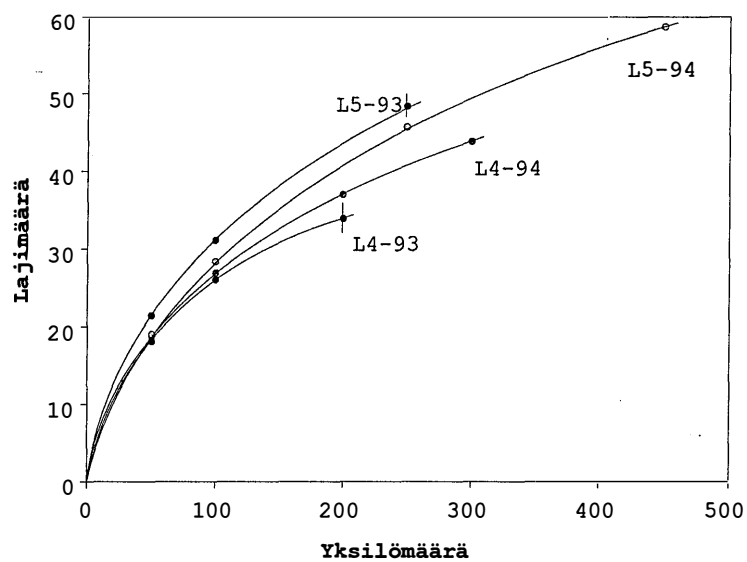
7.3.3 Nuori kasvatusmetsä

Sekä Evon että Lohikosken nuoriin kasvatusmetsäalueisiin kuului sekä koe- että kontrollialue. Harvennushakkuu ei tuonut huomattavia muutoksia hämähäkilajiston rakenteeseen. Lohikosken koealueen näytteisiin ilmaantui kuusi kivikkohämähäkilajia (Gnaphosidae). Useimpia kivikkohämähäkkejä voidaan pitää avoimen ympäristön lajeina. Samat lajit havaittiin kuitenkin jo 1993 kontrollialueen näytteissä.

Evon koealue oli ainoa, jonka näytteissä lajimäärä lisääntyi huomattavasti käsittelyn myötä (kuvat 7.5 ja 7.6). Lajiston luonne ei kuitenkaan muuttunut. Evon koealueen näytteiden juoksuhämähäkkien (Lycosidae) osuus lisääntyi 1994 11.8 prosentista 39.4 prosenttiin, mihin metsän harvennuksella saattoi olla vaikutusta. Vastaavan kontrollin näytteissä juoksuhämähäkkien osuus pysyi samana. Lohikosken alueilla juoksuhämähäkkien osuudet kasvoivat sekä kontrolli- (19.1% ja 36.8%) että koealueella (5.8% ja 28.4%).



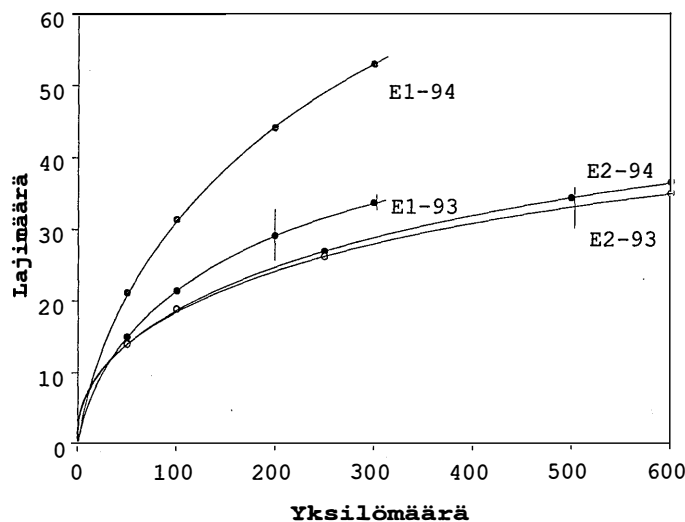
Kuva 7.5. Rarefaktio Evon nuorten kasvatusmetsien hämähäkinäytteistä. E5=koe, E4=kontrolli. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



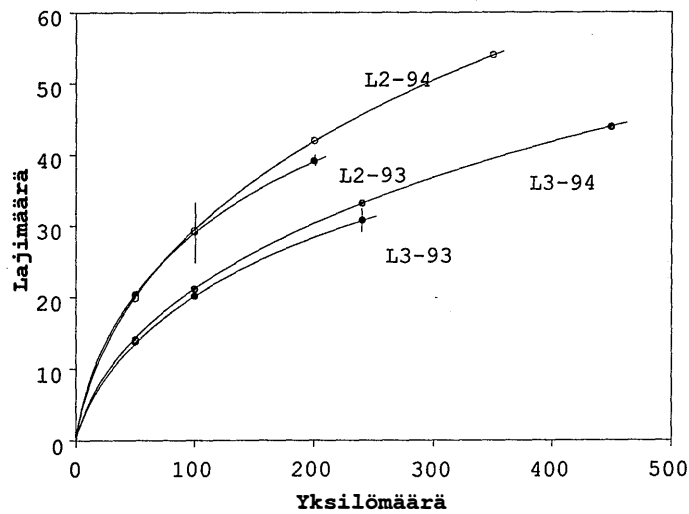
Kuva 7.6. Rarefaktio Lohikosken nuorten kasvatusmetsien hämähäkinäytteistä. L4=koe, L5=kontrolli. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

7.3.4 Vanha talousmetsä

Sekä Evon että Lohikosken tutkittavat vanhat talousmetsät olivat yli 100-vuotiaita. Se näkyy niiden hämähäkkilajiston vakiintumisena sulkeutuneelle metsälle ominaiseksi. Koemetsät avohakattiin ja kontrollimetsät jätettiin käsittelemättä. Käsittelyn vaikutukset hämähäkkilajistoon olivat selkeät. Avoimelle habitaatille tyypillisiä hämähäkkilajeja ilmestyi runsaasti avohakkuille heti käsittelyn jälkeisenä kesänä. Evolla kivikkohämähäkkien lajimäärä nousi yhdestä kahdeksaan (*Zelotes*- ja *Gnaphosa*-lajit) ja juoksuhämähäkkien kolmesta kymmeneen sekä Lohikoskella vastaavasti yhdestä seitsemään ja viidestä kymmeneen. Evon koealueella juoksuhämähäkkien osuus näytteessä nousi 1.2 prosentista 45.7 prosenttiin ja Lohikosken koealueella 30.2 prosentista 52.6 prosenttiin. Lohikosken koealueella L2 juoksuhämähäkkien suuren osuuden aiheutti metsän rahkasammallaikuissa elävä *Pirata hygrophilus* -laji, jonka lisäksi tutkimuksen jälkimmäisenä vuonna alueelle ilmestyi muitakin juoksuhämähäkkilajeja. Kontrollialueilla osuudet pysyivät vuosien välillä lähes samoina. Tässä vaiheessa metsälajit eivät vielä olleet kadonneet, mikä näkyi rarefaktion avulla lajimääriä vertailtaessa. Varsinkin Evon avohakatusta metsästä lajimäärä lisääntyi huomattavasti (kuva 7.7). Lohikosken vanhoissa talousmetsissä lajimäärät eivät lisääntyneet (kuva 7.8). Evon ja Lohikosken kontrollialueiden lajimäärät pysyivät muuttumattomina samoin kuin rarefaktiokuvaajien muotokin, mikä osoittaa vakiintuneita oloja.



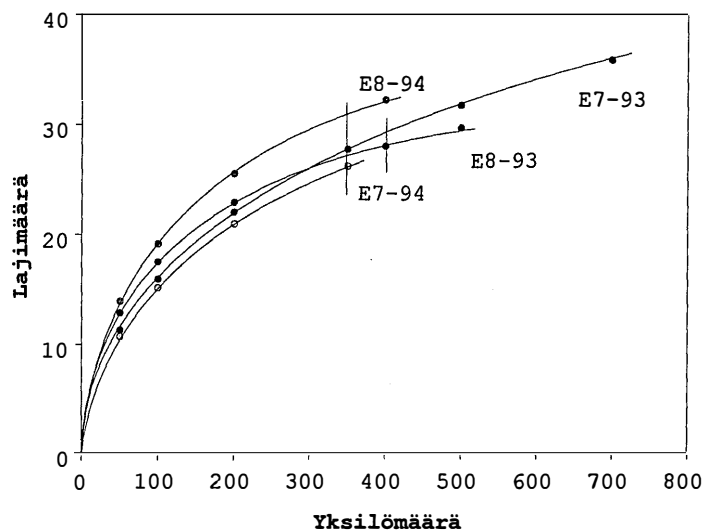
Kuva 7.7. Rarefaktio Evon vanhojen talousmetsien hämähäkinäytteistä. E1=koe, E2=kontrolli. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



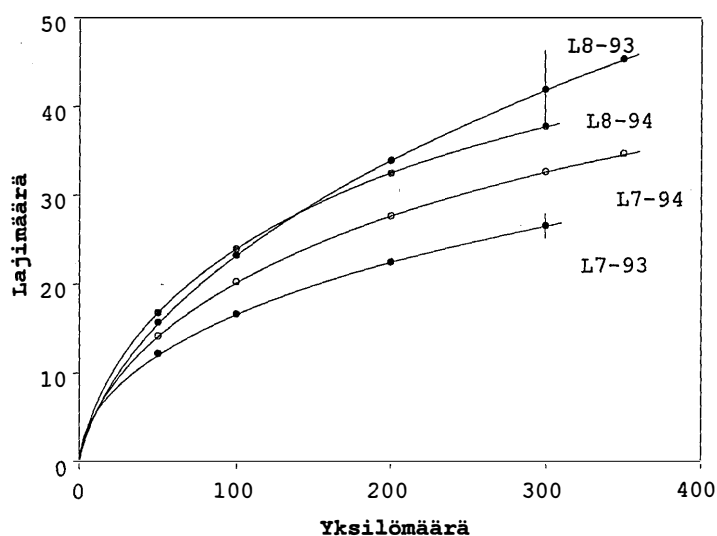
Kuva 7.8. Rarefaktio Lohikosken vanhojen talousmetsien hämähäkinäytteistä. L2=koe, L3=kontrolli. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

7.3.5 Aarnimetsä

Tutkittujen aarnimetsien hämähäkkilajiston rakenne pysyi runsaslukuisimpien lajien osalta samankaltaisena vuosina 1993 ja 1994. Rarefaktion mukaan näytteiden lajimäärät vaihtelivat vuosien välillä muilla alueilla paitsi alueella E7 (kuvat 7.9 ja 7.10). Vaihtelu ei osoittanut muutosta lajistossa mihinkään suuntaan.



Kuva 7.9. Rarefaktio Evon aarnimetsien hämähäkinäytteistä. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



Kuva 7.10. Rarefaktio Lohikosken aarnimetsien hämähäkinäytteistä. Pystyviivat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Lähteet

Kouki, J. & Haila, Y. 1985: Lajimäärä, näytekoko ja rarefaktio – lajimäärän vertailun ongelma. – *Luonnon Tutkija* 89:156–159.

Locket, G.H. & Millidge, A.F. 1951: *British spiders*. Vol. 1. – Ray Society.

— & Millidge, A.F. 1953: *British spiders*. Vol. 2. – Ray Society.

Pajunen, T. 1995: Hämähäkilajisto metsäsukkesiossa. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:97–102.

8 PERHOSET

Suvi Raivio & Päivö Somerma

8.1 Johdanto

Perhosaineisto pyydystettiin Jalas-mallisilla syöttirysillä (Somerma & Väisänen 1990) kesällä 1994 samoilta paikoilta kuin edellisenäkin vuonna. Kullakin tutkimusalueella oli kolme syöttirysää noin 50 m:n välein. Rysät oli kiinnitetty metsäisillä tutkimusalueilla puiden oksiin ja avohakkuilla puisiin telineisiin siten, että rysä riippui noin metrin korkeudella. Syöttinesteenä rysissä käytettiin sokeerin ja oluen hiivalla käytettyä seosta, joka oli imeytetty vaahtomuoviin. Myrkkynä toimi kloroformin ja tetrakloorietaanin sekoitus suhteessa 3:1.

Olli Viding ja Ari Ruuskanen kokivat rysät kahden viikon välein seuraavin jaksoin: Evolla 15.6.–28.6., 29.6.–9.7., 10.7.–27.7., 28.7.–10.8., 11.8.–24.8., 25.8.–7.9. ja 8.9.–19.9.1994. Lohikoskella pyyntijaksot alkoivat ja päättyivät päivää, paria myöhemmin seuraavasti: 16.6.–29.6., 30.6.–10.7., 11.7.–28.7., 29.7.–11.8., 12.8.–25.8., 26.8.–8.9. ja 9.9.–22.9.1994. Pyyntijaksot olivat vuoteen 1993 verrattuna lähes samat. Aineiston määrittivät Karl-Erik Lundsten (suurperhoset) sekä Juhani Itämies ja Reima Leinonen (pikkuperhoset). Vuoden 1993 tulokset on esitetty projektin ensimmäisessä väliraportissa (Väisänen 1995).

Sääoloiltaan kesät 1993 ja 1994 olivat hyvin erilaiset. Kesällä 1993 tehoisa lämpösumma kertyi melko normaalisti ja suhteellisen tasaisesti kautta maan. Kesällä 1994 sitä vastoin koettiin perhosten kannalta hyvin poikkeuksellinen vuosi. Lämpimän vapun jälkeen lämpötilat laskivat ja erittäin kylmä jakso kesti kaikkiaan kuusi viikkoa. Juhannuksen tienoilla kesä oli 2–3 viikkoa normaalista myöhässä. Kylmää jaksoa seurasi pitkä helteinen jakso, joka kesti aina elokuun puoliväliin saakka. Tämän sääjakson jälkeen oltiin monin paikoin kesän kehityksessä edellä normaaliin vuoteen nähden.

8.2 Tulokset

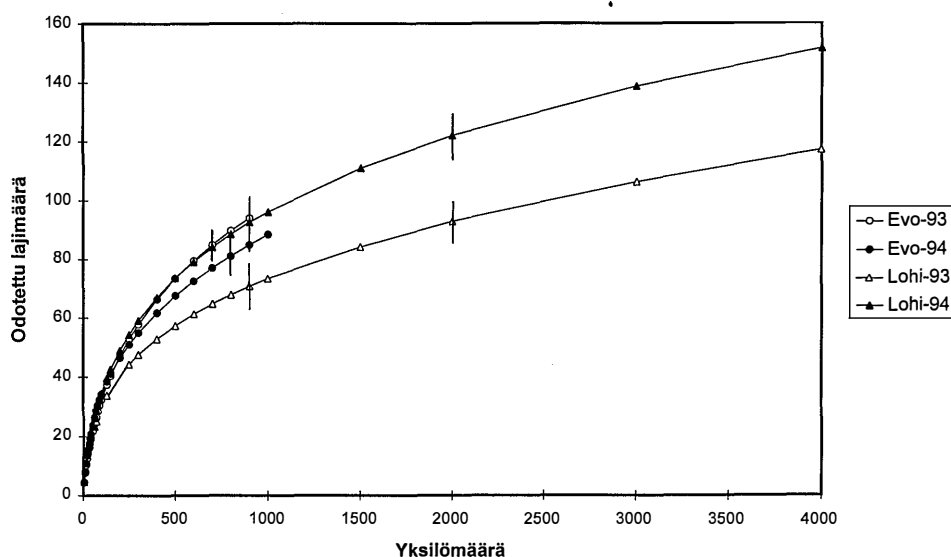
8.2.1 Yksilö- ja lajimäärät

Syöttirysä pyydystää pääasiassa yökkösiä (Noctuidae), muiden ryhmien kuten mittareiden (Geometridae), villaselkien (Thyatiridae) ja täpläperhosten (Nymphalidae) havainnot perustuvat yleensä vain muutamiin lajeihin. Kahtena tutkimusvuonna saatiin kaikkiaan 10 897 yksilöä 219 perhoslajista. Aineisto jakautui siten, että ensimmäisenä tutkimusvuotena 1993 aineisto koostui 5 326 yksilöstä ja vuonna 1994 5 571 yksilöstä. Vastaavasti lajeja havaittiin 149 ja 178 (taulukko 8.1).

Taulukko 8.1. Perhosten havaitut yksilö- ja lajimäärät (suluissa) Evolla ja Lohikoskella vuosina 1993 ja 1994.

	1993		1994		Yhteensä	
Evo	925	(95)	1343	(99)	2268	(137)
Lohikoski	4401	(120)	4228	(154)	8629	(189)
Yhteensä	5326	(149)	5571	(178)	10897	(219)

Evolta ja Lohikoskelta kerätyt aineistot poikkesivat kumpanakin vuotena selvästi toisistaan niin laji- kuin yksilömäärienkin suhteen. Lohikoskella perhosten kokonaisyksilömäärä oli kumpanakin tutkimusvuonna lähes nelinkertainen Evon pyyntitulokseen verrattuna. Myös havaittu lajimäärä oli Lohikoskella suurempi kuin Evolla. Jos tarkastellaan lajimäärää suhteutettuna näytekokoon rarefaktion (esim. Kouki & Haila 1985, Raivio 1989) avulla, odotetut lajimäärät erosivat vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi Lohikosken aineistossa, mutta eivät Evon aineistossa. Evon kummankin vuoden aineistossa odotetut lajimäärät 900 yksilön näytteissä olivat hyvin lähellä Lohikosken vuoden 1994 odotettua lajimäärää. Sen sijaan Lohikosken aineistossa vuodelta 1993 odotettu lajimäärä oli merkitsevästi pienempi kuin vuonna 1994 (kuva 8.1).



Kuva 8.1. Evon ja Lohikosken vuosien 1993 ja 1994 perhosaineistojen rarefaktioanalyysit. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Syitä mallialueiden väliseen eroon voidaan hakea ainakin seuraavista seikoista: (1) Useiden lajien toukkana ravinnokseen käyttämien lehtipuiden ja -pensaiden määrät vaihtelevat. (2) Pyyntialueiden lähimaastojen kasvillisuudessa on eroja ja ne näkyvät myös perhoslajiston koostumuksessa. (3) Maaston topografia vaikuttaa merkittävästi pyydysten pyyntitehoon. (4) Kasvillisuudessa olevan kirvojen mesikasteen määrä vaihtelee. (5) Satunnaiset sääolot saattavat vaikuttaa vaihtelevissa ympäristöissä erilailla. (6) Erot lajistossa ja yksilömäärissä ovat todellisia (Väisänen 1995). Lohikoskella oli selvästi enemmän nuorta lehtipuuta ja -pensaikkoa (Raivio 1995), joten tämä on yksi mahdollinen syy havaittuihin eroihin.

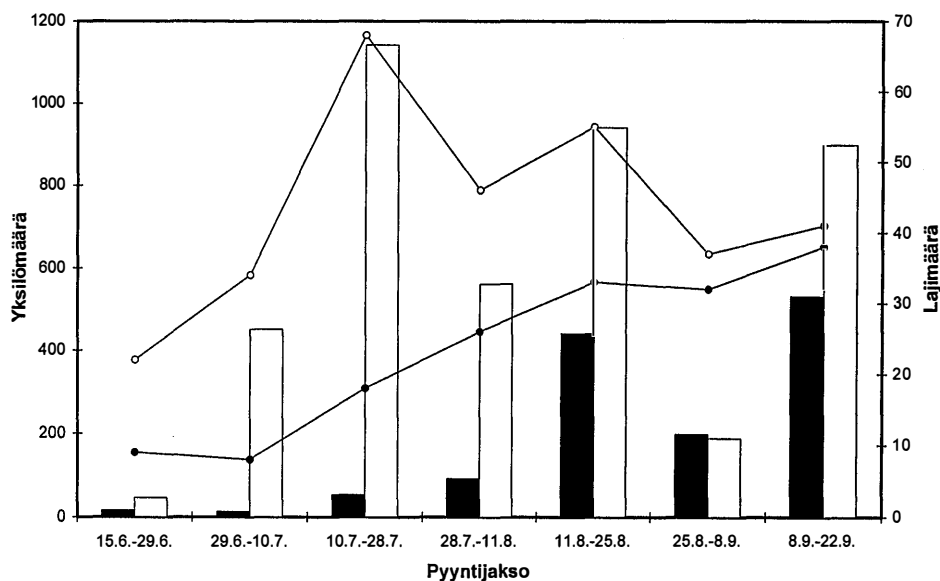
Taulukko 8.2. Runsaimpien (kokonaisyksilömäärä ≥ 40) perhoslajien yksilömäärät syöttirysänäynteissä Evolla ja Lohikoskella 1994. Lajien osuudet kokonaisyksilömäärästä on annettu suluisissa prosentteina.

Laji	Evo	Lohikoski	Yhteensä
<i>Parastichtis suspecta</i>	190 (14.1)	350 (8.3)	540
<i>Diarsia mendica</i>	17 (1.3)	517 (12.2)	534
<i>Conistra vaccinii</i>	32 (2.4)	431 (10.2)	463
<i>Eulithis populata</i>	91 (6.8)	263 (6.2)	354
<i>Lithomoia solidaginis</i>	98 (7.3)	242 (5.7)	340
<i>Ochropacha duplaris</i>	1 (0.1)	308 (7.3)	309
<i>Lithophane consocia</i>	140 (10.4)	156 (3.7)	296
<i>Pradiarsia sobrina</i>	24 (1.8)	176 (4.2)	200
<i>Diarsia brunnea</i>	2 (0.1)	186 (4.4)	188
<i>Xestia baja</i>	34 (2.5)	139 (3.3)	173
<i>Enargia pleacea</i>	35 (2.6)	81 (1.9)	116
<i>Entephria caesiata</i>	50 (3.7)	55 (1.3)	105
<i>Xylena vetusta</i>	56 (4.2)	41 (1.0)	97
<i>Alcis repandata</i>	6 (0.4)	87 (2.0)	93
<i>Agrochola helvola</i>	84 (6.2)	6 (0.1)	90
<i>Scoparia ambigualis</i>	7 (0.5)	73 (1.7)	80
<i>Eurois occulta</i>	7 (0.5)	66 (1.6)	73
<i>Chloroclysta citrata</i>	14 (1.0)	55 (1.3)	69
<i>Nymphalis antiopa</i>	45 (3.4)	23 (0.5)	68
<i>Chloroclysta miata</i>	24 (1.8)	42 (1.0)	66
<i>Agrochola circellaris</i>	22 (1.6)	43 (1.0)	65
<i>Amphipyra tragopoginis</i>	48 (3.6)	11 (0.3)	59
<i>Hydriomena furcata</i>	3 (0.2)	52 (1.2)	55
<i>Perizoma taeniata</i>	3 (0.2)	40 (0.9)	43
<i>Epirrita autumnata</i>	12 (0.9)	28 (0.7)	40

Kesän 1993 aineiston kuusi runsainta lajia olivat kirjoharmoyökkönen (*Xestia speciosa*), pikkuvillaselkä (*Ochropacha duplaris*), mustikkamittari (*Eulithis populata*), vaippayökkönen (*Lithomoia solidaginis*), pilkkumaayökkönen (*Xestia baja*) ja kehnämaayökkönen (*Paradiarsia sobrina*), joiden yhteenlaskettu yksilömäärä vastasi 55.4% koko tutkimusaineistosta (Väisänen 1995). Metsänkäsittelyjen jälkeen kesällä 1994 kuusi runsainta lajia olivat usvayökkönen (*Parastichtis suspecta*), suvimaayökkönen (*Diarsia mendica*), puolukkapiiloyökkönen (*Conistra vaccinii*), mustikkamittari, vaippayökkönen ja pikkuvillaselkä, joiden osuus oli 47.4% koko aineistosta (taulukko 8.2). Kesän 1993 runsain laji kirjoharmoyökkö-

nen puuttui kesällä 1994 aineistosta melkein kokonaan lajin lähes täydellisen vuorovuotisuuden takia. Vuonna 1994 saatiin lajeja, joiden yksilömäärä oli enintään viisi, 106 kappaletta ja ainoastaan yhden yksilön edustamia lajeja oli 58.

Eniten yksilöitä saatiin seuraavilta pyyntijaksoilta (Evon ja Lohikosken aineistot on yhdistetty): 8.–22.9. 1 429, 11.–25.8. 1 382 ja 10.–28.7.1994 1 196 yksilöä. Syyskuun pyyntijaksolla runsain laji oli puolukkapiiloyökkönen, elokuussa usvayökkönen ja heinäkuun jaksolla suvimaayökkönen. Kullakin pyyntijaksolla mainitut lajit muodostivat noin kolmanneksen kokonaisyksilömäärästä. Kuvassa 8.2 on esitetty vuoden 1994 aineiston jakautuminen eri pyyntijaksoille.



Kuva 8.2. Vuoden 1994 perhosaineiston jakautuminen eri pyyntijaksoille (Evon ja Lohikosken pyyntijaksot on yhdistetty). Yksilömäärät on esitetty pylväinä, lajimäärät ympyröinä. Mustat pylväät ja ympyrät = Evo, valkoiset pylväät ja ympyrät = Lohikoski.

Perhosten yksilö- ja lajimäärät ovat tunnetusti suurimmillaan puoliavoimissa elinympäristöissä. Toisaalta myös syöttirysien teho on suurimmillaan avoimilla tai puoliavoimilla alueilla. Myös lehtomaisissa metsissä lajeja on runsaasti, mutta kasvillisuus voi osittain ehkäistä syöttinesteen houkuttelevan hajun leviämisen. Sitävastoin kangasmetsiin erikoistuneita lajeja on suhteellisen vähän.

Tutkimuksen suurimmat yksilömäärät havaittiin taimikoissa ja avohakkuilla. Lajimäärät olivat suurimmillaan vanhoilla avohakkuilla Lohikoskella alueella L1 (68 lajia) ja Evolla alueella E6 (37 lajia). Aarnimetsät sitävastoin ovat perhosia ajatellen hyvin niukkalajisia. Tutkituissa aarnimetsissä havaittiin Evolla 14 ja 19

lajia, Lohikoskella taas 34 ja 35 lajia (taulukko 8.3). Vastaava tulos on saatu aikaisemminkin esim. Seitsemisen kansallispuistossa tehdyissä pyyntikokeissa, joissa vanhoihin metsiin sijoitetuilla 120 syöttirysällä saattiin ainoastaa vajaat 30 perhosiä kolmen viikon pyyntijakson aikana.

Taulukko 8.3. Havaitut yksilö- ja lajimäärät (suluissa) Evon ja Lohikosken tutkimusalueilla 1994. Evolla ei ollut harventamattomia kontrollitaimikoita.

	Avo kontr. kontr.	Taimi koe kontr.	Nuori koe kontr.	Vanha koe kontr.	Aarni kontr. kontr.
Evo	233 (41) 141 (37)	200 (34) 220 (35)	88 (23) 77 (21)	178 (26) 77 (31)	87 (19) 42 (14)
Lohikoski	455 (68) 508 (63)	593 (56) 738 (62)	227 (40) 492 (54)	295 (59) 534 (57)	239 (35) 146 (34)

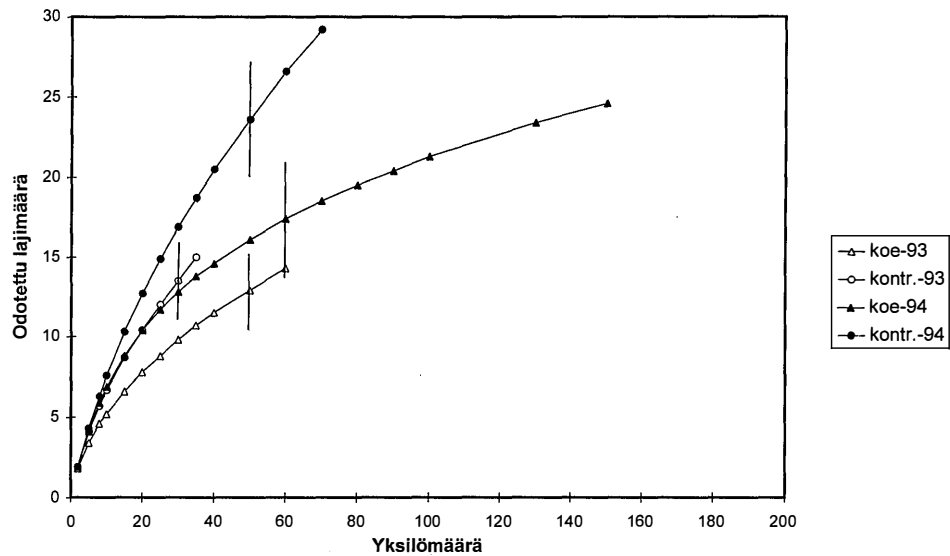
Koska näytekoot eri tutkimusalueilla vaihtelivat 42:sta 738:aan, lajimäärien vertailu on helpointa rarefaktion avulla. Tällöin lajimääriä voidaan verrata samankokoisissa näytteissä. Menetelmä ei kuitenkaan tunnista lajeja, joten lajikoostumus voi olla täysin erilainen, vaikka lajimäärä vertailtavissa näytteissä olisikin sama. Kuvissa 8.3–8.12 on esitetty tutkimusalueiden rarefaktiolla lasketut odotetut lajimäärät yksilömäärien suhteen ennen ja jälkeen metsänkäsittelyjen. Rarefaktiota on tässä käytetty ennen kaikkea vuosittaisten muutosten havainnollistamiseen (vrt. kovakuoriaiset s. 55–70 ja hämähäkit s. 81–90).

8.2.2 Vanhat talousmetsät

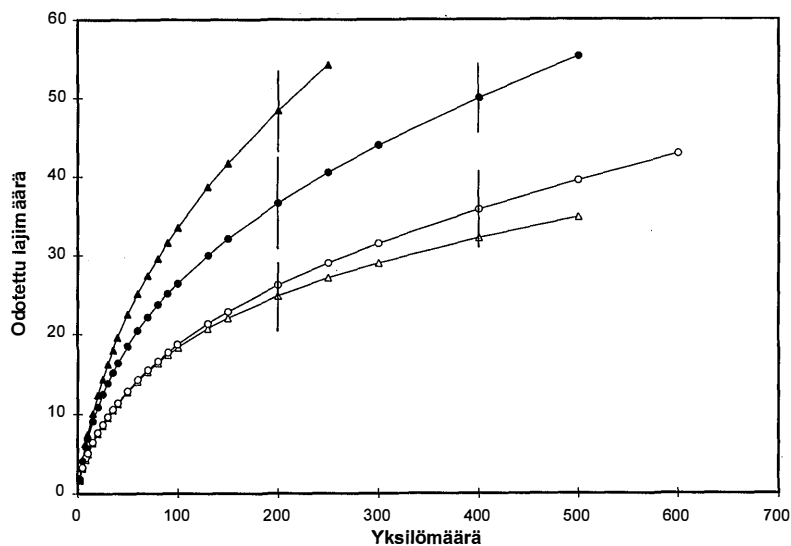
Evolla vanhan talousmetsän uusimuotoisen avohakkuun jälkeen havaitut yksilö- ja lajimäärät kasvoivat hakkuuta edeltävään tilanteeseen verrattuna. Vuonna 1993 koealueella havaittiin 66 yksilöä ja 15 lajia ja vuonna 1994 vastaavat luvut olivat 178 ja 26. Koska myös kontrollialueella sekä yksilö- että lajimäärä lähes kaksinkertaistui (1993: 39 yksilöä ja 16 lajia, 1994: 77 ja 31), peittyvät mahdolliset hakkuun vaikutukset vuosien välisen vaihtelun alle. Kun rarefaktiolla verrataan samankokoisia näytteitä keskenään, ei Evon koe- ja kontrollialueen odotetussa lajimäärässä ole kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä eroa hakkuun jälkeen (kuva 8.3).

Lohikoskella muutokset hakkuun jälkeen olivat erilaisia. Vaikka koealueen yksilömäärä pieneni 509:stä 295:een, niin havaittu lajimäärä kasvoi 35:stä 59:ään. Myös kontrollialueella suuntaus oli sama: Ennen käsittelyä havaittiin 700 yksilöä ja 46 lajia, käsittelyjen jälkeen 534 yksilöä ja 57 lajia. Rarefaktiossa odotetut lajimäärät erosivat vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi sekä koe- että kontrollialueella siten, että odotettu lajimäärä oli hakkuun jälkeisenä vuonna

selvästi korkeampi (kuva 8.4). Hakkuun vaikutukset siis peittyvät myös Lohikoskella vuosittaisen vaihtelun alle.



Kuva 8.3. Perhosten odotetut lajimäärät Evon vanhan talousmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) uusimuotoisen avohakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

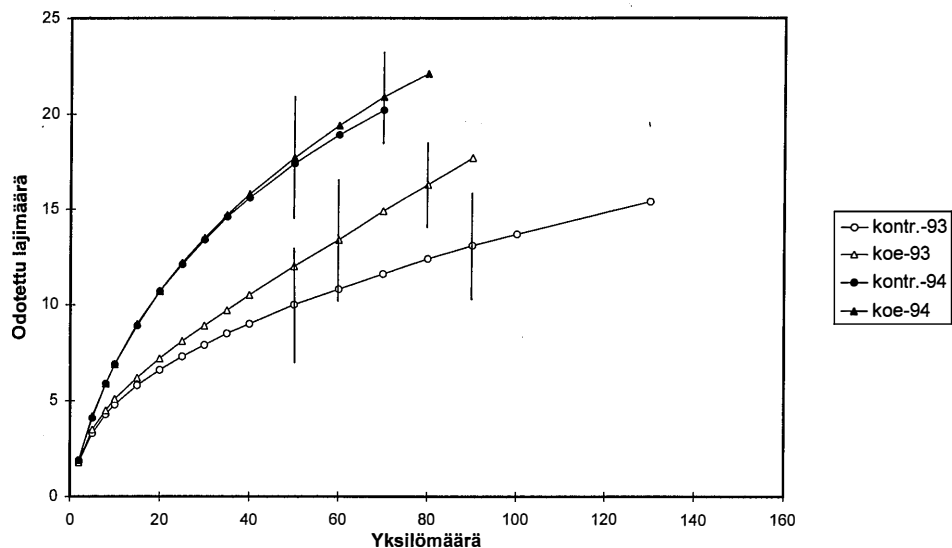


Kuva 8.4. Perhosten odotetut lajimäärät Lohikosken vanhan talousmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) uusimuotoisen avohakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

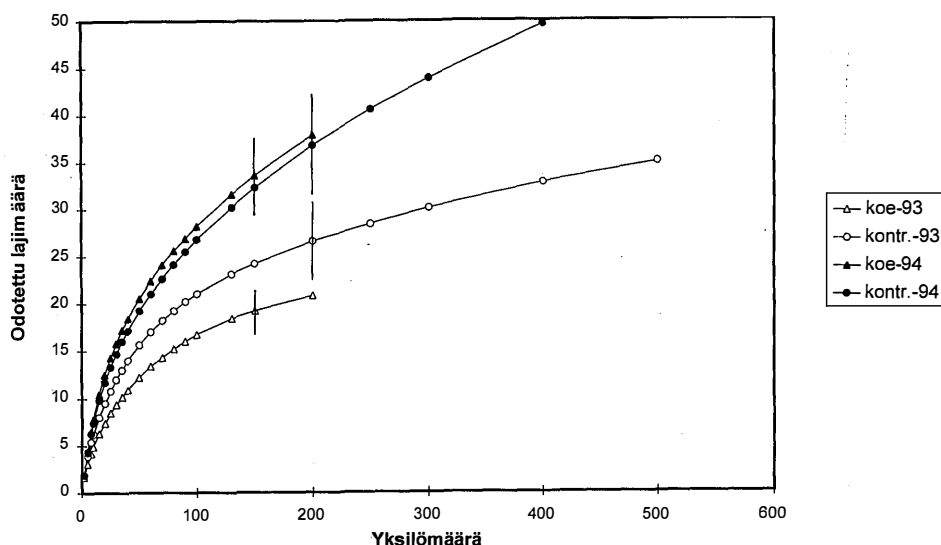
8.2.3 Nuoret kasvatusmetsät

Myös kasvatushakkuun vaikutuksia yksilö- ja lajimääriin on mahdotonta erottaa vuosien välisestä vaihtelusta. Evolla vuoden 1994 aineistossa havaitut yksilömäärät sekä koe- että kontrollialueella olivat pienempiä (88 ja 77), mutta lajimäärät jonkin verran suurempia (23 ja 21) kuin ennen hakkuuta (92 ja 141 yksilöä, 18 ja 16 lajia). Kun verrataan samankokoisia näytteitä rarefaktiolla, eivät koealueen odotetut lajimäärät kuitenkaan eroa vuosien välillä tilastollisesti merkitsevästi, mutta kontrollialueella ero on merkitsevä (kuva 8.5).

Lohikoskella suuntaus oli hyvin samantapainen: Havaittu lajimäärä kasvoi hakkuun jälkeen sekä koe- että kontrollialueella, vaikka yksilömäärä jäikin pienemmäksi. Koealueella havaittiin vuonna 1993 207 yksilöä 21 lajista, kun taas vuonna 1994 227 yksilöä 40 lajista. Kontrollialueelta saatiin vuonna 1993 552 yksilöä 36 lajista ja vuonna 1994 492 yksilöä 54 lajista. Verrattaessa samankokoisia näytteitä rarefaktiolla, oli vuosien välinen ero tilastollisesti merkitsevä sekä koe- että kontrollialueella (kuva 8.6).



Kuva 8.5. Perhosten odotetut lajimäärät Evon nuoren kasvatusmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) kasvatushakkuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

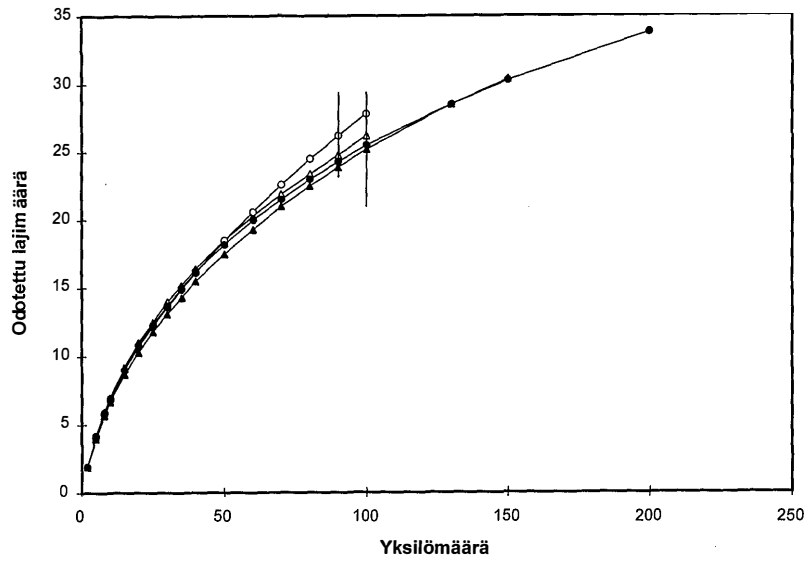


Kuva 8.6. Perhosten odotetut lajimäärät Lohikosken nuoren kasvatusmetsän koe- ja kontrollialueella ennen (-93) ja jälkeen (-94) kasvatushakuun. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

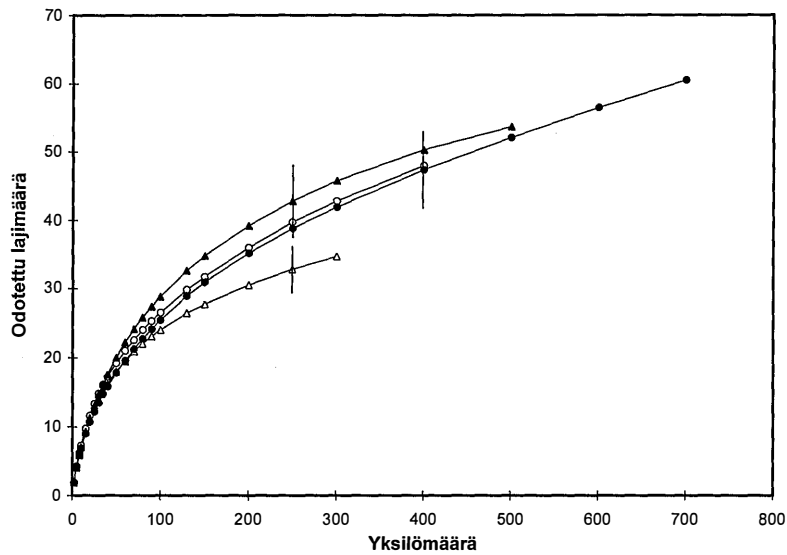
8.2.4 Taimikot

Taimikoissa vuosien väliset vaihtelut olivat yllättävän pieniä. Evolla odotetut lajimäärät samankokoisissa näytteissä olivat hyvin lähellä toisiaan kummallakin tutkimusalueella (kuva 8.7). Havaittu yksilömäärä oli kuitenkin molemmilla alueilla suurempi vuonna 1994 (200 ja 220) kuin vuonna 1993 (106 ja 115). Havaitut lajimäärät olivat vastaavasti vuonna 1994 34 ja 35 ja vuonna 1993 27 ja 30. Molemmat Evon taimikot oli käsitelty jo pari vuotta ennen tutkimuksen alkua, joten varsinainen kontrollialue puuttuu. Tämän vuoksi tuloksia ei voi verrata suoraan Lohikosken tuloksiin.

Lohikosken taimikon koealalla sekä havaittu yksilö- (365:stä 593:een) että lajimäärä (37:stä 56:een) kasvoi harvennuksen jälkeen. Sama suuntaus havaittiin kuitenkin myös kontrollialueella, jossa yksilömäärä kasvoi 423:sta 738:aan ja lajimäärä 49:stä 62:een. Kun rarefaktiolla verrataan samankokoisia näytteitä keskenään, on vuosien välinen ero odotetussa lajimäärässä tilastollisesti merkitsevä koealueella, mutta kontrollialueella ei eroa ole (kuva 8.8). Siten voidaan olettaa, että ero koealueen odotetussa lajimäärässä johtunee taimikonharvennuksesta eikä vuosien välisistä populaatiomuutoksista.



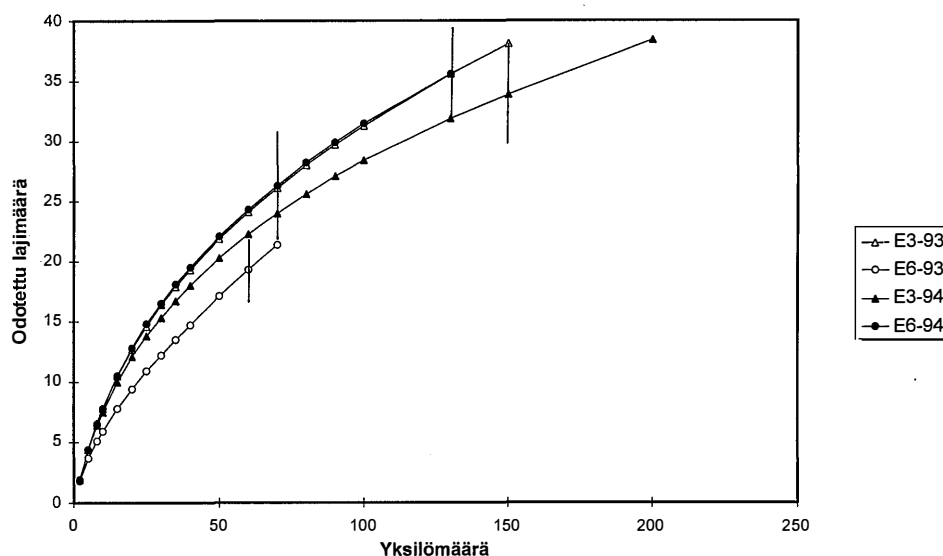
Kuva 8.7. Perhosten odotetut lajimäärät Evon taimikoissa vuosina 1993 ja 1994. Kaikki tutkimusalueet edustavat tilannetta harvennuksen jälkeen ja varsinainen kontrolli puuttuu. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



Kuva 8.8. Perhosten odotetut lajimäärät Lohikosken taimikoissa ennen (-93) ja jälkeen (-94) taimikonharvennuksen. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

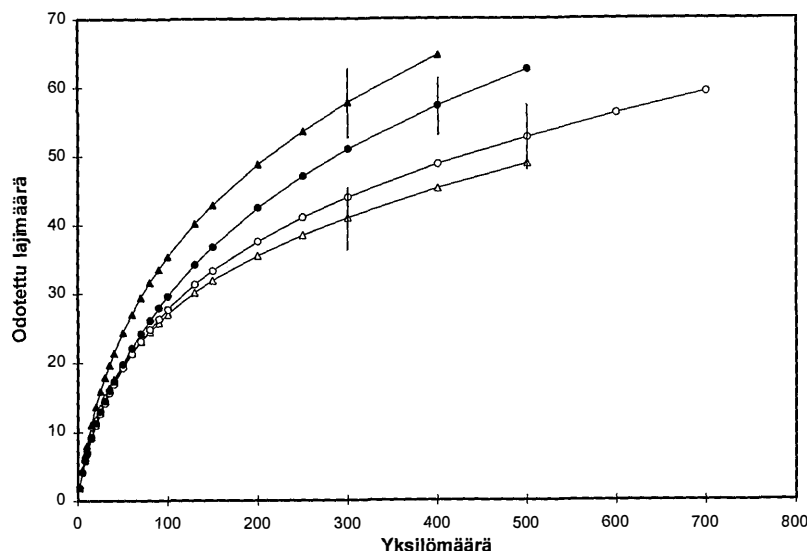
8.2.5 Avohakkuut ja aarnimetsät vertailualueina

Evon vanhoilla avohakkuualoilla vuosien väliset erot havaitussa lajimäärässä olivat pieniä, mutta pyydystettyjen yksilöiden määrä vaihteli selvemmin. Vuonna 1993 Evon alueella E3 havaittiin 176 yksilöä 41 lajista ja alueella E6 73 yksilöä 22 lajista. Vastaavasti vuonna 1994 yksilö- ja lajimäärät olivat E3-alueella 233 ja 41, E6-alueella 141 ja 37. Verrattaessa samankokoisia näytteitä keskenään rarefaktion avulla, eivät erot vuosien välillä odotetussa lajimäärässä ole kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä kummallakaan alueella (kuva 8.9).



Kuva 8.9. Perhosten odotetut lajimäärät Evon vanhoilla avohakkuilla vuosina 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

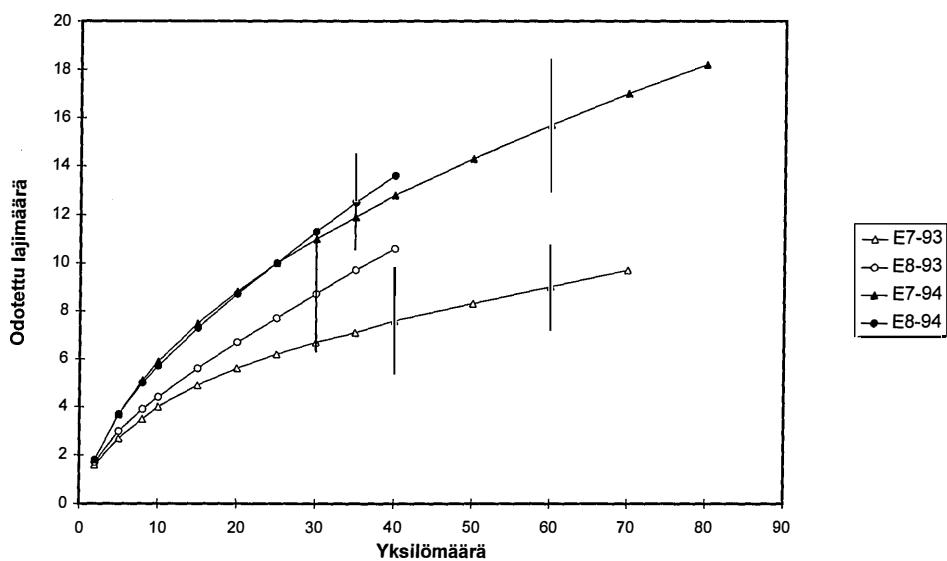
Lohikosken avohakkuualoilla vuosittainen vaihtelu yksilö- ja lajimäärissä oli selvempää: näytekooot olivat pienempiä vuonna 1994 (455 ja 508) kuin edellisessä vuonna (504 ja 794), siitä huolimatta havaittu lajimäärä kasvoi jonkin verran (49:stä 68:aan ja 62:sta 63:een). Rarefaktiolla laskettu odotettu lajimäärä oli merkitsevästi suurempi vuonna 1994 edellisvuoteen verrattuna ainoastaan tutkimusalueella L1 (kuva 8.10).



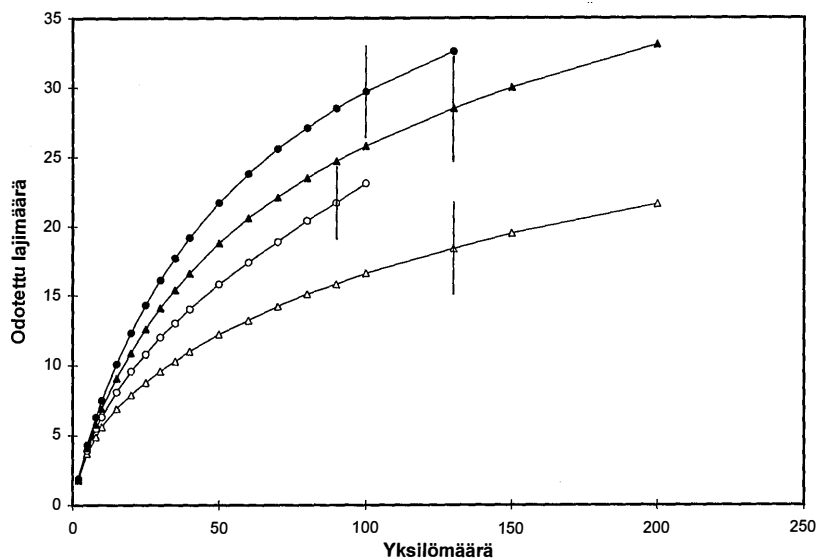
Kuva 8.10. Perhosten odotetut lajimäärät Lohikosken vanhoilla avohakkuilla vuosina 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

Sekä Evon että Lohikosken aarnimetsissä vuosien välinen vaihtelu perhospopulaatioissa oli hyvin samansuuntaista. Yksilömäärät pysyivät karkeasti samansuuruisina, mutta havaitut lajimäärät kasvoivat. Evon tutkimusalueella E7 yksilömäärä kasvoi 74:stä 87:ään ja lajimäärä 10:stä 19:ään. Alueella E8 yksilömäärä pysyi samana (42), mutta havaittu lajimäärä kasvoi 11:stä 14:ään. Lohikosken L7-alueella yksilömäärä pysyi käytännöllisesti katsoen samana (238 ja 239), mutta lajimäärä kasvoi 23:sta 35:een. L8-alueen yksilömäärän muutos oli selvempi; 107:stä 146:een. Havaittu lajimäärä kasvoi alueella 24:stä 34:ään.

Kun rarefaktiolla verrataan samankokoisia näytteitä keskenään, ovat vuosien väliset erot odotetussa lajimäärässä tilastollisesti merkitseviä Evon E7-alueella, mutta eivät E8-alueella (kuva 8.11). Lohikosken tutkimusalueilla vuosien välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä kummassakin tutkituista aarnimetsistä (kuva 8.12).



Kuva 8.11. Perhosten odotetut lajimäärät Evon aarnimetsässä vuosina 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.



Kuva 8.12. Perhosten odotetut lajimäärät Lohikosken aarnimetsässä vuosina 1993 ja 1994. Pystyjanat kuvaavat ± 2 keskihajontaa.

8.3 Johtopäätökset

Lähes kaikilla tutkimusalueilla voitiin havaita sama suuntaus: perhosnäytteiden yksilö- ja lajimäärien vuosittaiset vaihtelut olivat suurempia kuin metsänkäsittelyjen aiheuttamat muutokset. Ainoa koealue, jossa metsänkäsittelyn vaikutus perhosiin voitiin havaita, oli Lohikosken taimikko L10, jossa odotettu lajimäärä kasvoi taimikonharvennuksen seurauksena. Vuosien väliseen vaihteluun voivat olla syynä sekä aineiston keruuseen että säähän liittyvät tekijät.

Kolme syöttirysää aluetta kohden on melko pieni otos. Rysien välisillä alueilla voi olla biotooppieroja, jotka aiheuttavat vaihtelua lajistoon. Syöttirysät keräävät perhosia myös tutkittua metsäkuviota laajemmalla alueella, joten tutkimusalueita ympäröivien biotooppien kasvillisuus on vaikuttanut näytteiden lajistoon. Tämä näkyy selvästi ainakin Lohikosken vanhojen talousmetsien kontrollialueella L3, jonka läheisyydessä oli laajoja avohakkuita ja taimikoita. Alueelta saatu yksilömäärä oli huomattavan korkea, samaa luokkaa kuin avohakkuiden perhossaalis. Tutkimusalueita ympäröivien biotooppien standardointi oli kuitenkin käytännössä mahdoton tehtävä.

Kesän 1994 poikkeukselliset sääolot vaikuttivat luonnollisesti vaihtelevasti eri perhoslajeihin. Loppukesällä lentävien lajien määrät vaihtelivat selvästi eri tutkimusvuosina. Tämä voi johtua lähinnä kahdesta eri tekijästä. Ensinnäkin kesän 1994 sääolot ovat saattaneet olla edullisia syksyllä lentäville lajeille siksi, että näiden perhosten toukkavaihe ja siis kehityksen kiihkein kausi, sattui juuri pitkän hellejakson aikaan. Toisaalta sääolot ovat voineet vaikuttaa havaintomääriin lajien lentoaikoja tai lennon aktiivisuutta muuttamalla. Ainakin myöhäisten, aikuisena talvehtivien lajien lentoaikaan nähden pyyntikausi päättyi liian aikaisin. Vasta myöhään syksyllä lentävien puuyökkösten (*Lithophane socia*, *L. furcifera*, *L. lamda*, *L. consocia*), piiloyökkösten (*Conistra rubiginea*, *C. vaccinii*), latta-yökkösen (*Amphipyra tragopogonis*) ja osittain myös mäkiyökkösten (*Agrochola circellaris*, *A. lota*, *A. helvola*) sekä varpumittareiden (*Chloroclysta miata*, *C. citrata*) ja tunturimittarin (*Epirrita autumnata*) määrät olivat jälkimmäisenä vuonna lähes poikkeuksetta edellisvuotta huomattavasti suurempia.

Loppukesällä lentävissä lajeissa on vastaavasti useita lajeja (kalvassekoyökkönen *Amphipoea fucosa*, pikimaayökkönen *Euxoa nigricans*, valkotähtkäyökkönen *Mesapamea secalis*, punakorsiyökkönen *Mesoligia literosa*, liinahämy-yökkönen *Photedes fluxa*, vaalea keltayökkönen *Xanthia icteritia*), joiden kehitystä alkukesän 1994 epäedulliset sääolot ovat ilmeisesti vaikeuttaneet. Pikkuvillaselkä (*Ochropacha duplaris*) on kaikenlaisten, jopa aarnimaisten koivuja (*Betula* spp.) ja harmaaleppää (*Alnus incana*) kasvavien metsien ja aukeitten laji. Lajin lentoaika on lähinnä kesäkuu, joten vuoden 1994 sääolot eivät suosineet lajia, mikä näkyy yksilömäärien vähäisyytenä.

Harmoyökkösten esiintyminen on maassamme voimakkaan vuorovuotista. Kirjoharmoyökkönen (*Xestia speciosa*) lentää muutamien osin maata ainoastaan joko

parillisena tai parittomana vuotena. Tutkimusalueilla lajia tavattiin kumpanakin vuonna, mutta parittoman vuoden (1993) kanta oli huomattavasti suurempi.

Suruvaippa (*Nymphalis antiopa*) on selkeästi avoimesta alueesta hyötyvä laji. Tällaiset paikat tarjoavat sille lisääntymismahdollisuuksia, koska lajin pääravintokasveina ovat erilaiset pajut (*Salix* spp.). Pilkkumaayökkönen (*Xestia baja*) on ruohostoalueiden laji. Tämä näkyy lajin esiintymisenä juuri avohakkuilla ja taimikoissa. Muita lähes poikkeuksetta avohakkuilla esiintyneitä lajeja olivat re-poyökkönen (*Apamea lateritia*), pikimaayökkönen (*Euxoa nigricans*), liinahämy-yökkönen (*Photodes fluxa*), kaunosekoyökkönen (*Amphipoea fucosa*), punakehnyökkönen (*Polia bombycina*), valkotähkäyökkönen (*Mesapamea secalis*), punakorsiyökkönen (*Mesoligia literosa*) ja punämäkiyökkönen (*Agrochola helvola*). Vadelmavillaselkä (*Thyatira batis*) on hyvin monenlaisiin vadelmaa kasvaviin ympäristöihin sopeutunut perhonen, jonka poikkeuksellinen vähälukuisuus Evolla on silmiinpistävä.

Varsinaisia harvinaisuuksia lajijoukossa ei ole, ei myöskään uhanalaisia lajeja. Mielenkiintoinen ja usein sangen satunnaisesti saatava laji on sysijuuriyökkönen (*Apamea rubrivena*), jota saatiin kumpanakin vuonna neljä yksilöä pääasiassa avohakkuilta. Samoin ehkäpä edellistä hivenen harvinaisempana pidetty ruotsinmaayökkönen (*Spaelotis suecica*) havaittiin Evolla vuonna 1993.

Lähteet

- Kouki, J. & Haila, Y. 1985: Lajimäärä, näytekokoo ja rarefaktio – lajimäärän vertailun ongelma. – Luonnon Tutkija 89:156–159.
- Raivio, S. 1995: Elävä puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:22–29.
- Somerma, P. & Väisänen, R. 1990: Luonnonsuojelualueiden perusselvitykset: perhoset. – Baptria 15:77–109.
- Väisänen, R. 1995: Perhoset. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:103–108.

9 MAANILVIÄISLAJISTON MONIMUOTOISUUS

Ilmari Valovirta

9.1 Johdanto

Metsänhoidon on todettu vähentävän useimpien metsässä elävien maanilviäislajien runsautta ja yksilömäärää (Gärdenfors 1987, Rassi ym. 1992), mutta toisaalta voivan myös lisätä niitä (Waldén 1992). Ihmistoiminnan nopea vaikutus metsien maanilviäisiin kohdistuu lähinnä kasvillisuuden muutosten kautta (paljaaksihakkuut, metsänpoltot) ja maaperän käsittelyn kautta (auraukset, ojitukset), jotka muuttavat metsämaan kosteusoloja suuresti (Bába 1992).

Metsänhakkuun tai metsänpolton seuraukset pohjoisamerikkalaisessa havumetsässä olivat tuhoisia vain joillekin maanilviäislajeille, useimpien selvityksessä tilanteesta muutamassa vuodessa (Cameron 1986). Metsänhakkuulla oli lyhytaikainen vaikutus myös lehtimetsien maanilviäisfaunaan, joka toipui alle 2 km²:n puuston käsittelystä 10–50 vuodessa (Strayer ym. 1986). Venäjällä tehdyissä tutkimuksissa maanilviäislajisto ei muuttunut vanhan havumetsän korvautuessa lehtipuuvaltaisella (haapa-koivu) sukkessiometsällä (Shikov 1984). Päinvastoin yksilötiheydet paikoin kasvoivat. Sen sijaan vanhoissa havumetsissä tehty valikoiva puun poisto johti nuorten puiden runsaaseen kasvuun, mikä esti varpujen ja ruohojen normaalin kehittymisen ja vähensi näin alkuperäistä maanilviäislajimäärää (Shikov 1984, Cameron 1986).

Metsänkäsittelymenetelmien vaikutuksia maanilviäislajistoon on maassamme tutkittu suhteellisen vähän (Mattila 1989, Valovirta & Heino 1994). Kainuun puistoalueella on seurattu avohakkuun ja metsäpalon vaikutuksia maanilviäisiin ja palon jälkeiseen metsäsukkessioon kuluvaan ajan vaikutusta uudistuvan maanilviäislajiston monimuotoisuuteen (Valovirta & Heino 1994). Metsän luontaisia sukkessiovaiheita on tutkittu enemmän mm. maankohoamisalueen saaristossa, jossa metsän ikä on tärkeä lajimäärään vaikuttava tekijä (Valovirta 1979, 1984, 1986).

Maanilviäiset sopivat metsänkäsittelyn biologiseen seurantaan hyvin, koska nopeat ympäristömuutokset näkyvät kuolleiden nilviäisten tyhjinä kuorina. Tyhjiin kuorien avulla saadaan myös eroteltua ihmisen toiminnan vaikutus populaation luontaisista vuodenaikaisista tai vuosittaisista muutoksista. Lisäksi nilviäisten joukossa on sekä yleisiä lajeja, että lajeja, jotka elävät vain osassa Suomea (Luther 1901, Valovirta 1967, 1995, Kerney & Cameron 1979). Suppea-alaiset lajit ovat sopeutuneet vain osaan niistä ympäristömuutoksista, joihin yleiset lajit joutuvat jatkuvasti reagoimaan. Suppea-alaisia lajeja on mm. kosteikkolajien, kalliojuottilajien, vaativien lehtolajien, mustikkatyypin metsän lajien ja kulttuurista hyötyvien lajien joukossa (Valovirta & Heino 1994).

Useat maanilviäislajit elävät luonnossa ryhmittäin (aggregoituneina) ja siksi niitä voidaan kerätä samasta paikasta runsaastikin, mikäli lajien aggregoituminen otetaan huomioon jo keräysmenetelmässä (Jacob 1980, Valovirta 1986). Maanilviäiset liikkuvat aktiivisesti pienellä alueella, joten ympäristövaikutusten rajausta on helppoa. Sen sijaan passiivinen leviäminen saattaa olla yllättävän nopeaa (Shikov 1984, Valovirta 1984). Maanilviäisten soveltuvuutta metsänkäsittelytutkimukseen auttaa lisäksi se, että Suomessa ja Pohjoismaissa on pitkä nilviäistutkimuksen perinne, joten useimpien lajien levinneisyys ja perusbiologia tunnetaan (Nordenskiöld & Nylander 1856, Westerlund 1884, 1897, Luther 1901). Myös näytteenottomenetelmät ovat vakiintuneet.

Tämän pilottitutkimuksen tarkoituksena on osaltaan selvittää maanilviäislajiston esiintymistä metsäsukcession eri vaiheissa.

9.2 Tutkimusalueet

Tutkimus aloitettiin vuonna 1993 kahdella Metsähallituksen perustamalla pysyvällä mallialueella Etelä-Suomessa, Evolla ja Lohikoskella. Kummaltakin mallialueelta valittiin 3–10 ha:n suuruiset mustikkatyyppin (MT) tutkimusalueet (Raivio 1995a). Mustikkatyyppin metsä ei ole maanilviäisten monimuotoisuuden kannalta paras mahdollinen, sillä se on suhteellisen homogeeninen ja karu elinympäristö. Toisaalta siellä tapahtuvat lajiston muutokset ovat melko hitaita ja elinympäristön taholta hyvin puskuroituja. Mallialueilta valittiin viisi erikehitysluokan MT-metsää ja niille kontrollialueet: aarnimetsä (AARNI), vanha talousmetsä (VANHA), nuori kasvatusmetsä (NUORI), taimikko (TAIMI) ja avohakkuu (AVO). Evon mallialueella ei ollut harvennusikäisiä taimikoita, joten tutkimusalueeksi otettiin valmiiksi harvennettu taimikko.

Evon ja Lohikosken mallialueiden puulajisuhteet erosivat selvästi toisistaan. Evolla mänty oli vallitseva puulaji, Lohikoskella oli puolestaan runsaammin kuusta ja nuoria lehtipuita (koivua, haapaa, leppää ja pihlajaa) kuin Evolla. Evon aarnimetsä E8 oli sukkessiokehitykseltään muita aarnialueita hieman nuorempi (Raivio 1995b). Aarnimetsissä oli odotetusti suurin lahoppuun määrä. Etenkin Lohikosken kohteessa L8 oli lahoppuun joukossa poikkeuksellisen runsaasti haapaa (Jaakkola 1995), mikä on yleensä maanilviäislajiston toimeentuloa edistävä tekijä. Lohikosken vanhassa talousmetsässä L2 oli vähemmän maapuuta, kuin muissa vanhoissa talousmetsissä (E1, E2, L3). Tutkimusalueiden tarkemmat kuvaukset löytyvät edellisestä väliraportista (Jaakkola 1995, Kallio 1995, Raivio 1995a, b).

9.3 Aineisto ja menetelmät

Maanilviäisiä voidaan kerätä seulomalla kariketta, haavimalla kasvillisuutta, käsin poimimalla, kuoppapyydyksimenetelmällä, syöteillä tai suojalevyillä (Waldén 1955, Valovirta 1968, 1992a, Newell 1971, Bishops 1977, Boag 1982, Mat-

veinen 1996). Tärkein näistä on karikkeen seulominen 8 mm:n maaseulalla, mikä on Pohjoismaissa vakiintunut perusmenetelmä. Tällä menetelmällä saadaan edustavin otos lajistosta, ja lisäksi näytteet ovat keskenään jokseenkin vertailukelpoisia (Waldén 1965, 1969, 1981). Karikeseulaan kerättyä kariketta ravistelemalla saadaan kotilot putoamaan hienon aineksen mukana seulan läpi pussin pohjalle. Uutta kariketta tulisi seuloa, kunnes seulan pohjalle on kertynyt 1–2 litraa kariketta.

Kultakin tutkimusalueelta kerättiin syyskuussa kaksi karikenäytettä puustokoealojen B ja D (ks. Raivio 1995b) sisältä runsaskarikkeisesta paikasta sekä ennen että jälkeen metsänkäsittelyjen. Evon aarnialueilta valittiin lisäksi subjektiivisesti maanilviäisten kannalta hyviä näytepaikkoja (EXTRA), joita on käytetty vertailuaineistona. Koska karikeseulaa ei ollut käytössä, kerättiin näytteet suoraan muovipussiin ja ne seulottiin vasta laboratoriossa. Evon näytteiden keskimääräinen seulosmäärä oli tällöin 1.3 litraa ja Lohikosken näytteiden 0.9 litraa.

Tutkimuksessa käytettiin myös lyöntihaavimenetelmää, jolloin haavittiin etenkin mustikanvarpuja ja ruohoja. Näin saatiin niille kiivenneet kotilot kerättyä. Käytännöksi on muodostunut 50 edestakaista haavintaa, eli 100 lyöntiä (Valovirta 1968). Lyöntihaavinäytteet kerättiin samojen puustokoealojen sisältä kuin karikenäytteetkin. Mikäli varpu- ja ruohokasvillisuutta ei ollut tarpeeksi, siirryttiin puustokoealan ulkopuolelle. Maastotyöt teki suurimmaksi osaksi Suvi Raivio, Bo Storränk avusti Evon näytteiden otossa syksyllä 1994.

Laboratoriossa tapahtuva maanilviäisten erottelu karikkeesta on tutkimuksen tärkein, hitain ja kallein vaihe. Kuiva karike seulotaan koneseulalla useaan tasarakeiseen hiukkaskokoon (0.5–5 mm). Ne levitetään vaalealle alustalle ohueksi kerrokseksi, josta kotilot poimitaan. Maanilviäisten erottelu ja tallennus yhdestä karikelitrasta vaatii noin 2–3 tunnin työn riippuen karikkeen laadusta ja näytteessä olevasta yksilömäärästä (Valovirta 1968, 1986). Katja Matveinen ja Pekka Huttunen erottelivat nilviäiset karikkeesta Luonnontieteellisessä keskusmuseossa, minne myös määritetty aineisto on tallennettu.

9.4 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tässä aineistossa ovat mukana Evon molempien vuosien (1993 ja 1994) karikenäytteet, mutta Lohikoskelta vain metsänkäsittelyjä edeltävä aineisto vuodelta 1993. Aineistossa oli yhteensä 57 karikenäytettä, joissa oli yhteensä 14 maanilviäislajia ja 1 087 yksilöä (taulukko 9.1). Evolta saatiin 641 yksilöä ja 12 lajia. Vaikka Lohikosken aineistosta vain vuosi 1993 määritettiin, oli näytteissä 446 yksilöä ja 13 lajia. Lohikosken lyöntihaavinäytteistä vuodelta 1993 löytyi 7 lajia ja 330 yksilöä. Evon lyöntihaavinäytteissä oli vain kolmesta yleisestä lajista muutama yksilö, joita ei ole käsitelty tässä. Suomen 87:stä maanilviäislajista tutkimusalueilta löytyi yhteensä 16 lajia.

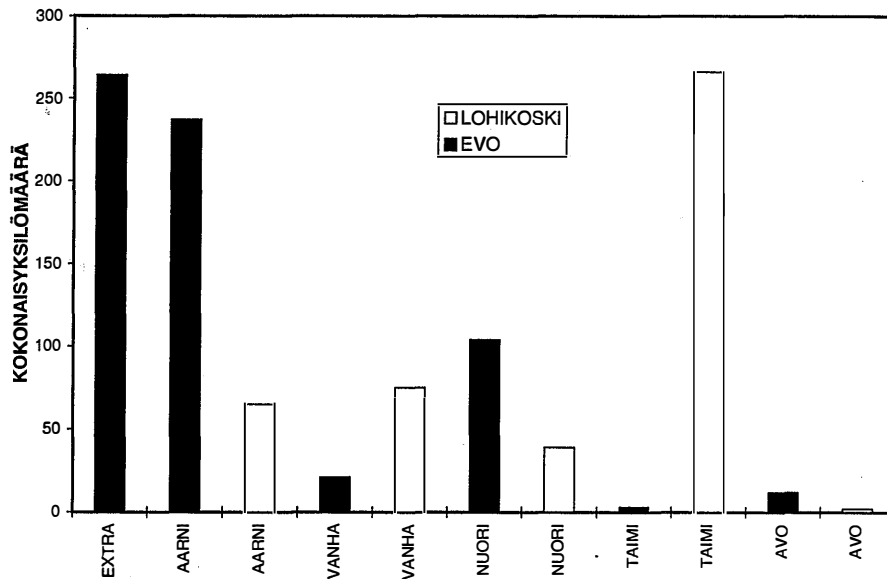
Taulukko 9.1. Evon ja Lohikosken tutkimusalueet, niiden kuvaus, sekä maanilviäisten yksilö- ja lajimäärät.

Biotooppi	Tila	Kuvaus	Yksilöitä	Lajeja
Evo:				
Aarni (E7)	kontr.	vaihteleva OMT, haapaa	141	10
Aarni (E8)	kontr.	OMT, haapaa	96	7
Aarni (Extra)	kontr.	subjektiivisesti valittu OMT, haapaa	264	11
Vanha (E1)	koe	MT, suonotkelma	18	6
Vanha (E2)	kontr.	MT, lehtikuusta lähettyvillä	3	2
Nuori (E5)	koe	mosaiikkimainen MT	65	9
Nuori (E4)	kontr.	MT, soistuma vieressä	39	6
Taimi (E9)	koe	MT-VT, louhikkoa	1	1
Taimi (E10)	koe	MT-VT, louhikkoa	2	2
Avo (E3)	kontr.	MT kulotettu, kallioinen	5	2
Avo (E6)	kontr.	MT, kivinen	7	2
Seulosnäytteet			641	12
Lohikoski:				
Aarni (L7)	kontr.	harvahko MT	61	5
Aarni (L8)	kontr.	MT, suonotkelma	3	2
Vanha (L2)	koe	MT, suonotkelmia	9	3
Vanha (L3)	kontr.	MT-OMT	66	8
Nuori (L4)	koe	MT-OMT	23	7
Nuori (L5)	kontr.	MT, jyrkkä rinne	16	8
Taimi (L10)	koe	MT, paikoitellen OMT, jyrkkä rinne	130	6
Taimi (L9)	kontr.	MT, jyrkkä rinne	136	7
Avo (L1)	kontr.	MT, suonotkelma	1	1
Avo (L6)	kontr.	MT, suonotkelma	1	1
Seulosnäytteet			446	13
Lyöntihaavinäytteet (20 kpl)			330	7
Kaikki näytteet yhteensä			1417	16

9.4.1 Seulosnäytteiden yksilömäärä

Seulosnäytteillä kerättiin yhteensä 1 087 maanilviäistä. Suurin osa seulosyksilöistä (71%) saatiin Evon aarnimetsistä ja Lohikosken taimikosta (kuva 9.1, taulukko 9.2). Koska Lohikosken materiaalista on mukana vain yksi vuosi, tulee yksilömääriä tarkastella vain kummankin alueen sisällä. Evon alueella suurin yksilömäärä oli aarnimetsissä ja seuraavaksi suurin nuorissa kasvatusmetsissä. Vanhoista metsistä löytyi vain 21 yksilöä, mihin vaikuttaa näytepaikkojen huono mikrohabitaatti maanilviäisten kannalta.

Lohikoskella runsasyksilöisten metsien sukkessiojärjestys oli Evoon verrattuna päinvastainen. Siellä suurin yksilömäärä saatiin taimikoista. Yksilömäärä oli Evon aarnimetsien suuruusluokkaa. Seuraavaksi eniten yksilöitä oli vanhoissa talousmetsissä sekä aarnimetsissä, joiden yksilömäärät olivat keskenään suunnilleen samankokoiset. Kummankin alueen avohakkuualueet olivat lähes tyhjiä.



Kuva 9.1. Maanilviäisten kokonaisyksilömäärät Evon ja Lohikosken tutkimusalueilla vuosina 1993–1994. EXTRA=subjektiivisesti valitut näytteet Evon aarnimetsistä.

Aineistossa oli neljä runsasta maanilviäislajia (kääpiökotilo *Punctum pygmaeum*, kartiokotilo *Euconulus fulvus*, ruskeakiiltokotilo *Nesovitrea hammonis* ja napakotilo *Discus ruderatus*), joiden osuus koko yksilömäärästä oli 85%. Nämä lajit ovat yleisiä koko maassa. Kääpiökotilon esiintymiseen vaikuttaa suuresti haavan kärke, joten haavan puuttuminen näytealueelta vaikutti myös kokonaisyksilömäärää vähentävästi. Tässä tutkimuksessa saadut yleisten lajien yksilömäärät ovat keskimääräistä pienempiä (taulukko 9.2).

Lajisto voidaan jakaa kahteen ryhmään, joista ensimmäiseen kuuluu kuusi vähälukuista lajia, jotka esiintyivät vain 1–2 sukkessiovaiheessa: ristisulkukotilo *Clausilia cruciata*, vasenkierrəsiemenkotilo *Vertigo pusilla*, kapeasilokotilo *Cochlicopa lubricella*, metsäetana *Arion subfuscus*, hampaatonsiemenkotilo *Columella edentula* ja varpukotilo *Zoogenetes harpa*. Näistä kolmea ensin mainittua voidaan pitää vaateliaina lajeina ja kolmea viimeksi mainittua yleisinä lajeina. Varsinkin ristisulkukotilon löytyminen nuoresta kasvatusmetsästä on poikkeuksellista. Toiseen ryhmään jäävät kaikki muut lajit. Niiden kokonaisyksilömäärä

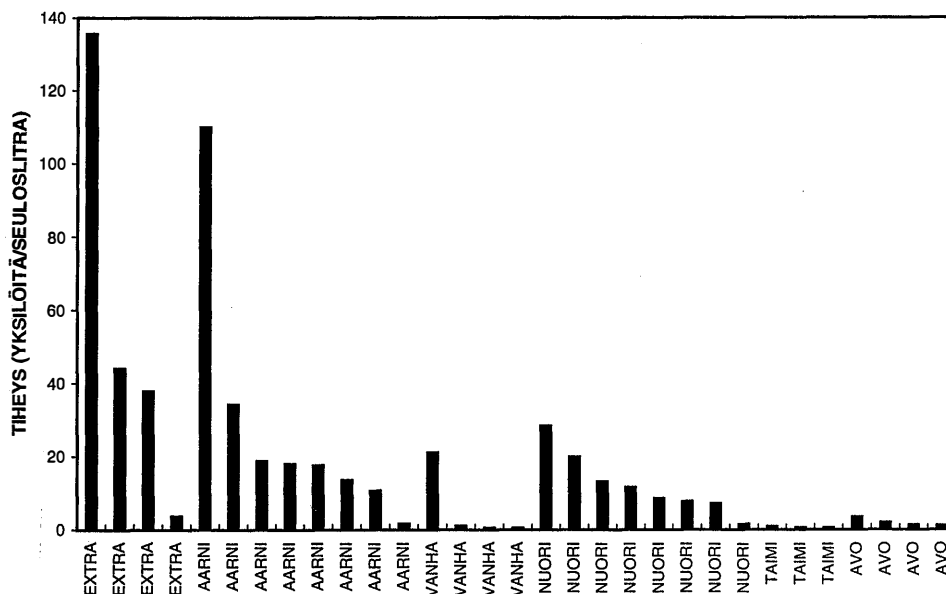
oli kymmenen tai suurempi ja ne esiintyivät vähintään neljässä sukkessiovaiheessa.

Taulukko 9.2. Maanilviäislajien yksilömäärät Evon ja Lohikosken tutkimusalueiden seulosnäytteissä 1993–1994. EXTRA=subjektiivisesti valitut näytteet Evon aarnimetsistä.

Laji	Extra	Aarni	Vanha	Nuori	Taimi	Avo	Yht.
Evo:							
<i>Euconulus fulvus</i>	49	59	6	26	0	0	140
<i>Nesovitrea hammonis</i>	20	31	6	18	2	5	82
<i>N. petronella</i>	7	6	0	8	0	0	21
<i>Discus ruderratus</i>	30	76	2	3	1	7	119
<i>Punctum pygmaeum</i>	130	46	2	14	0	0	192
<i>Vitrina pellucida</i>	4	4	4	3	0	0	15
<i>Vertigo ronnebyensis</i>	9	6	0	10	0	0	25
<i>Columella edentula</i>	3	2	0	0	0	0	5
<i>C. aspera</i>	1	0	0	19	0	0	20
<i>Vertigo pusilla</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>V. substriata</i>	8	6	1	3	0	0	18
<i>Cochlicopa lubricella</i>	3	0	0	0	0	0	3
<i>Arion subfuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clausilia cruciata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zoogenetes harpa</i>	0	0	0	0	0	0	0
Yht.	264	237	21	104	3	12	641
Lohikoski:							
<i>Euconulus fulvus</i>	-	10	35	9	98	0	152
<i>Nesovitrea hammonis</i>	-	9	8	6	37	1	61
<i>N. petronella</i>	-	1	7	6	7	0	21
<i>Discus ruderratus</i>	-	1	6	6	0	0	13
<i>Punctum pygmaeum</i>	-	38	11	6	112	0	167
<i>Vitrina pellucida</i>	-	0	1	2	4	0	7
<i>Vertigo ronnebyensis</i>	-	5	6	0	4	1	16
<i>Columella edentula</i>	-	0	0	0	0	0	0
<i>C. aspera</i>	-	0	0	1	1	0	2
<i>Vertigo pusilla</i>	-	0	0	0	2	0	2
<i>V. substriata</i>	-	0	0	0	1	0	1
<i>Cochlicopa lubricella</i>	-	0	0	0	0	0	0
<i>Arion subfuscus</i>	-	0	1	0	0	0	1
<i>Clausilia cruciata</i>	-	0	0	2	0	0	2
<i>Zoogenetes harpa</i>	-	0	0	1	0	0	1
Yht.	-	64	75	39	266	2	446
Yhteensä							1087

9.4.2 Maanilviäisten runsausvaihtelut

Maanilviäisten runsausvaihtelut saadaan vertailukelpoisiksi tarkastelemalla yksilömääriä pinta-alaa kohti laskettuna (m^2) tai seulotun karikkeen tilavuuteen perustuen, kuten tässä työssä. Evon metsistä aarnimetsät (AARNI, EXTRA) ja nuoret kasvatusmetsät eroavat maanilviäisten suuremman tiheyden puolesta muista tutkimusalueista. Vanhojen talousmetsien seitsemästä määritetystä näytteestä vain yhdessä oli yli 20 yksilöä litrassa 8 mm:n seulalla seulottua kariketta. Taimikot ja avohakkuualueet olivat lähes tyhjiä (kuva 9.2).

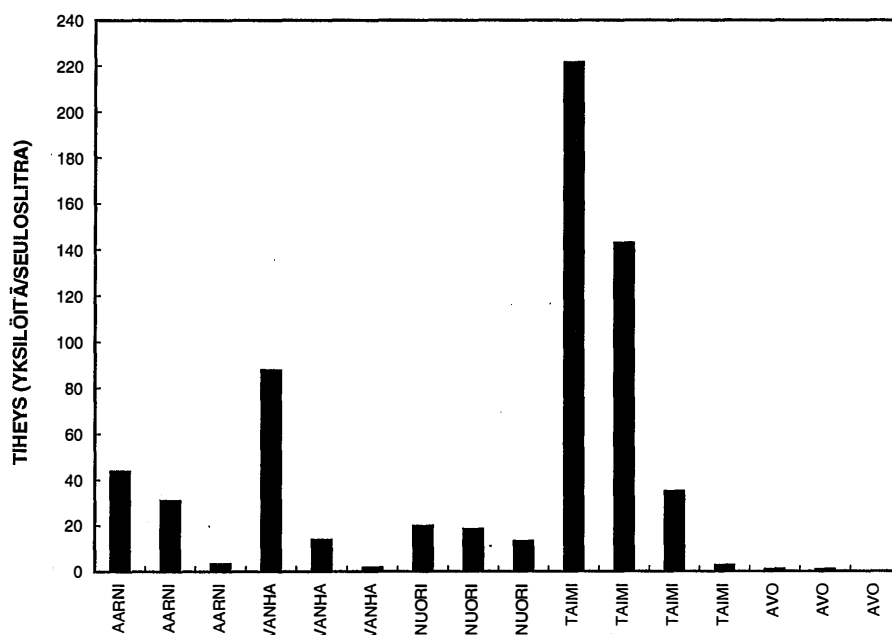


Kuva 9.2. Maanilviäisten tiheydet (yksilöitä/seuloslitra) eri sukkessiovaiheen metsissä Evolla (vuosien 1993 ja 1994 näytteitä ei ole eroteltu). Mukana ovat vain näytteet, joista maanilviäisiä löytyi.

Lohikosken tutkimusalueista taimikot erosivat aivan omaksi ryhmäkseen. Vanhoissa talousmetsissä ja aarnimetsissä maanilviäisten tiheys oli myös merkittävä. Nuorissa kasvatusmetsissä tiheys oli edellisiä alhaisempi, mutta tasainen. Avohakkuualueet olivat lähes tyhjiä, kuten Evollakin (kuva 9.3).

Maanilviäisten tiheyteen vaikutti kummallakin tutkimusalueella lähinnä kolmen yleisen lajin (kääpiökotilo *Punctum pygmaeum*, kartiokotilo *Euconulus fulvus* ja ruskeakiiltokotilo *Nesovitrea hammonis*) runsaus. Lisäksi Evon aarnimetsissä esiintyi napakotilo *Discus ruderatus* runsaslukuisena. Tämän materiaalin perusteella maanilviäisten tiheys ei ole hyvä metsäsukcession indikaattori, koska tiheydet määräytyvät muutaman yleisen lajin perusteella, jotka ovat sopeutuneet

elämään kaikissa metsän sukkessiovaiheissa avohakkuita lukuunottamatta. Maksimaaliset kokonaistiheydet ovatkin riippuvaisia ennen kaikkea sopivista mikrohabitaateista, joihin satunnaismetodilla sijoitetut tai kasvillisuuden perusteella valitut näytteet osuvat. Sopivien mikrohabitaattien määrissä on suuriakin eroja eri sukkessiovaiheen metsissä ja siksi pieneen näytemäärään sattuvien edullisten mikrohabitaattien määrä vaikuttaa huomattavasti näytteisiin. Metsien ikä tulee kuitenkin selvemmin esille vähäyksilöisten lajien tiheyksissä.



Kuva 9.3. Maanilviäisten tiheydet (yksilöitä/seuloslitra) eri sukkessiovaiheen metsissä Lohikoskella vuonna 1993. Mukana ovat vain näytteet, joista maanilviäisiä löytyi.

9.4.3 Lajien runsaudet

Verrattaessa seitsemän yleisimmän lajin runsauksia Evon ja Lohikosken näytepaikoilla, joilla lajia esiintyi, ei lajien runsauksien keskiarvot eronneet tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (taulukko 9.3). Hajontojen suuruus kertoo lajien näytepaikkojen mikrohabitaattien laajasta vaihteluvälistä lajille sopimattomasta optimaaliseen.

Koska pääosa maakotilolajeistamme elää karikkeessa, karikkeen laatu ja runsaus säätelevät hyvin pitkälle näytepaikan yksilö- ja lajimäärää. Karikkeen laatuun ja määrään vaikuttavat välillisesti mm. ympäröivä metsä, sen sukkessiovaihe, maaperä ja topografia (Waldén 1981, Valovirta 1986, Gärdenfors 1987, Uotila 1988). Kivikkoiset, maaperältään neutraalit (pH 6–7) ja paksukarikkeiset, sekä kasvillisuudeltaan rehevät rinnelehdot ja rinnekekametsät ovat maakotiloiden

kannalta parhaita elinympäristöjä. Neliometriä kohti laskettu yksilömäärä saat-
taa tällaisilla alueilla nousta yli tuhannen. Litrassa 8 mm:n maaseulalla seulottua
kariketta on keskimäärin 100–200 maakotiloa, eikä yli 300 yksilön tiheydet ole
sopivilla mikrohabitaateilla harvinaisia (Valovirta 1968, 1986, Waldén 1981).
Suurin yksilörunsaus Lohikoskella oli taimikossa, jossa maanilviäistiheys nousi
222 yksilöön/litra. Evolla suurin tiheys oli aarnimetsässä (EXTRA) 135 yksi-
löö/litra.

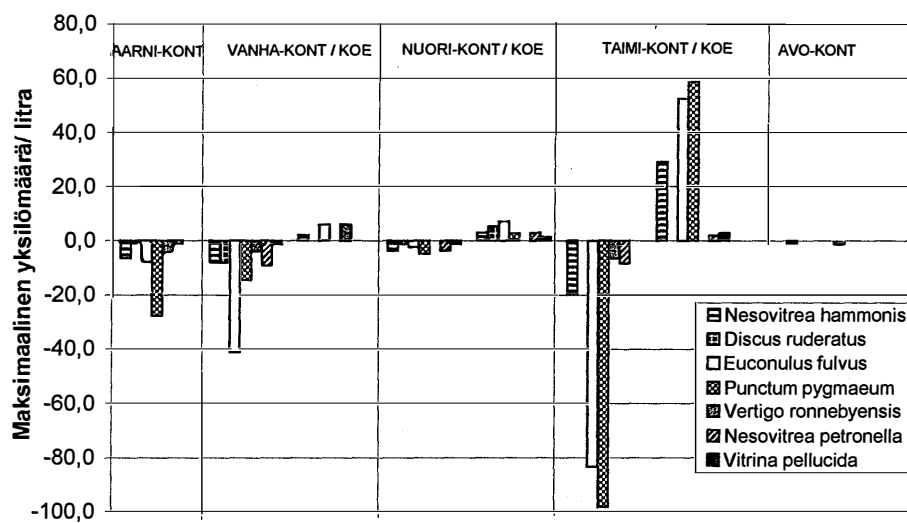
Taulukko 9.3. Maanilviäisten keskimääräiset tiheydet (mean), hajonnat (SD) ja lajia sisältävien
näytteiden määrät (N) Evon ja Lohikosken tutkimusalueilla. Pariton t-testi (Welch's t). L-h = lajia
saatu vain lyöntihaavilla, + =näytemäärä 1–2.

Laji	Evo			Lohikoski			t	Ero df	P
	Mean	SD	N	Mean	SD	N			
<i>Nesovitrea hammonis</i>	2.6	2.4	25	7.2	8.7	12	1.799	11	0.0995
<i>Discus rudersatus</i>	4.9	5.2	20	3.4	3.1	5	0.829	10	0.4264
<i>Euconulus fulvus</i>	7.2	10.3	19	17.1	25.7	13	1.318	14	0.2085
<i>Punctum pygmaeum</i>	13.9	23.1	13	26.7	32.1	9	1.026	13	0.3234
<i>Vertigo ronnebyensis</i>	3.0	1.5	9	3.9	2.4	6	0.818	7	0.4402
<i>Nesovitrea petronella</i>	2.4	1.8	8	4.1	3.3	7	1.214	9	0.2556
<i>Vitrina pellucida</i>	2.4	1.5	4	1.7	0.7	5	0.861	4	0.4376
<i>Vertigo substriata</i>	2.7	2.6	6	+	-	1	-	-	-
<i>Columella aspera</i>	3.9	3.2	5	+	+	2	-	-	-
<i>Columella edentula</i>	1.3	0.8	3	L-h	L-h	10	-	-	-
<i>Vertigo pusilla</i>	+	-	1	+	-	1	-	-	-
<i>Cochlicopa lubricella</i>	+	+	2	-	-	-	-	-	-
<i>Clausilia cruciata</i>	-	-	-	+	-	1	-	-	-
<i>Zoogenetes harpa</i>	-	-	-	+	-	1	-	-	-
<i>Bradybaena fruticum</i>	-	-	-	L-h	L-h	1	-	-	-
<i>Arion subfuscus</i>	-	-	-	+	-	1	-	-	-
Lajimäärä			12			15			
Näytemäärä			41			16			

9.4.4 Lajien maksimaalinen yksilömäärä Lohikoskella

Lajin suurinta yksilömäärää käyttäen saadaan kustakin sukkessiovaiheesta esille
lajille paras elinympäristö. Kunkin sukkessiovaiheen ominaislajien elinympäris-
tövaatimukset ovat suhteellisen kapeat. Lajit eivät ole kovinkaan runsaslukuisia
eivätkä siten vaikuta koko näytteen tiheyteen merkittävästi. Tämän tutkimuksen
näytemäärän pienuus ja näytepaikkojen heterogeenisuus estävät tarkemman laji-
kohtaisen käsittelyn. Esimerkkinä lajikohtaisten maksimaalisten yksilömäärien

jakautumisesta eri sukkessiovaiheen metsien koe- ja kontrollialueilla on esitetty kuvassa 9.4. Siinä lajien maksimaaliset yksilömäärät vaihtelevat suurestikin eri sukkessiovaiheiden välillä. Toisaalta saman sukkessiovaiheen sisällä koe- ja kontrollialueiden yksilötiheydet ovat yleisten ja runsaiden lajien osalta lähes vastaavia. Poikkeuksena on vanhan talousmetsän koealue (L2), jossa näytteenotopaikat sattuiivat suonotkelmaan ja näytteistä löytyi vain kolme lajia ja yhdeksän yksilöä. Tulos kertoo enemmän mikrohabettaattien epäsojivuudesta lajeille, kuin metsänkäytön vaikutuksesta maanilviäislajien runsauteen.



Kuva 9.4. Maanilviäislajien maksimaaliset yksilötiheydet litrassa seulottua kariketta eri-ikäisten metsien koe- ja kontrollialueilla Lohikoskella. Kontrollialueiden näytteet on esitetty negatiivisella asteikolla ja koealueiden positiivisella asteikolla.

Sukcessiovaiheiden väliset erot tulevatkin parhaiten esille vähälukuisten ja harvinaisten tai vaateliaden lajien kohdalla, jotka tarvitsevat aivan tietynlaista mikrohabettaattia esiintyäksään runsaslukuisina. Yhtenä näytepaikkaan vaikuttavana ja helposti mitattavana suurena voidaan pitää maaperän happamuutta (pH), joka korreloi useimmiten hyvin karikkeessa olevan kalsiumin määrän kanssa (Wäreborn 1992). Kalsiumilla on tärkeä merkitys maanilviäisten lisääntymiseen, kuolleisuuteen, aineenvaihduntaan ja erityisesti kuoren kasvuun. Karikkeeseen happamoituminen pH 6.5:stä yhdellä pH-yksiköllä vähentää lajimäärää keskimäärin viidellä lajilla. Happamoituminen kahdella pH-yksiköllä vähentää alueen maanilviäisten yksilömäärän puoleen (Valovirta & Heino 1994). pH:n laskiessa pysyvästi alle neljän, eivät maanilviäiset tule enää toimeen tällä mikrohabettaattilla. Suoalueilla ja soistuvissa painanteissa on usein alhainen pH.

9.4.5 Lyöntihaavilla saatu yksilömäärä

Lohikosken tutkimusalueilta saatiin lyöntihaavilla yhteensä seitsemän lajia ja 330 yksilöä (taulukko 9.4). Lyöntihaavilla kerätään lähinnä aktiivisesti varvuille ja ruohoille nousevia lajeja. Keräystulos on riippuvainen paitsi mustikan esiintymisestä tutkimusalueella, myös ilman suhteellisesta kosteudesta. *Columella*-suvun yksilöistä saadaan yleisesti yli 90% tällä menetelmällä (Valovirta 1984).

Taulukko 9.4. Lyöntihaavilla saatujen maanilviäislajien yksilömäärät Lohikosken tutkimusalueilla vuonna 1993. Kultakin tutkimusalueelta on kaksi näytettä. Lajien täydelliset nimet ovat liitteessä 9.1.

Alue	<i>Col asp</i>	<i>Ver ron</i>	<i>Col ede</i>	<i>Euc ful</i>	<i>Zoo har</i>	<i>Ver sub</i>	<i>Bra fru</i>	Yks. lkm.	Lajia/ näyte
Aarni L7	1	-	-	-	2	-	-	3	2
Aarni L7	16	2	6	1	-	-	-	25	4
Aarni L8	19	-	-	2	-	-	-	21	2
Aarni L8	11	2	-	1	3	-	-	17	4
Vanha L3	19	4	2	-	-	-	-	25	3
Vanha L3	15	3	9	1	-	-	-	28	4
Vanha L2	-	-	1	-	-	-	-	1	1
Vanha L2	6	1	4	2	-	-	-	13	4
Nuori L4	16	1	11	2				30	4
Nuori L4	11	1	7	1	-	-	-	20	4
Nuori L5	25	6	7	2	1	1	-	42	6
Nuori L5	35	10	41	1	4	-	4	95	6
Taimi L10	3	4	-	-	-	-	-	7	2
Taimi L10	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Taimi L9	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Taimi L9	2	-	1	-	-	-	-	3	2
Avo L6	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Avo L6	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Avo L1	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Avo L1	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Yksilömäärä	179	34	89	13	10	1	4	330	
Näytemäärä	13	10	10	9	4	1	1	14	

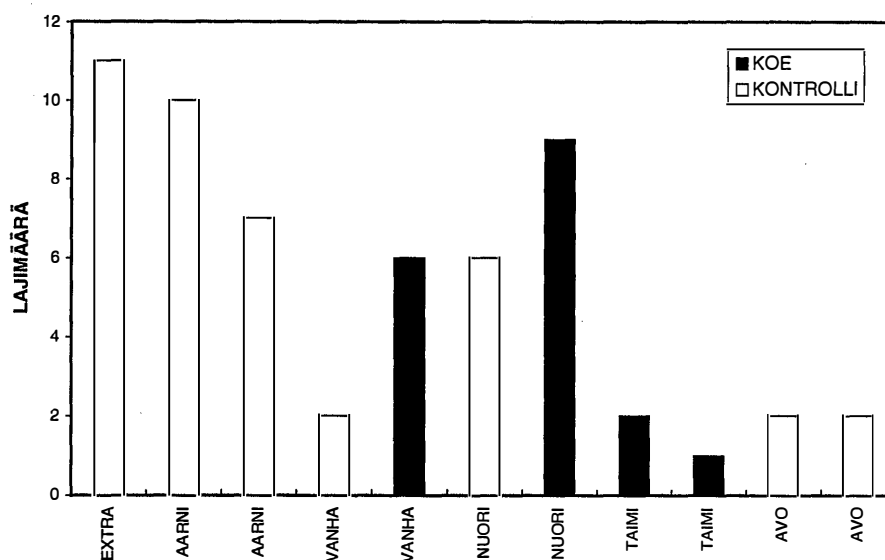
Verrattaessa Lohikosken seulosnäytteillä ja lyöntihaavilla saatuja yksilömääriä huomataan, miten voimakasti *Columella*-lajit ovat keskittyneet alueella. Karheasiemenkotiloa (*C. aspera*) saatiin kaksi yksilöä seulosnäytteistä, mutta peräti 179 yksilöä, kun keräysmenetelmä kohdistui laajemmalle ja lajin optimaaliseen mikrohabitaattiin mustikkakasvustoihin. Vielä suurempi ero oli ruohoisemmissa mikrohabitaateissa viihtyvän hampaatonsiemenkotilon (*C. edentula*) kohdalla,

jota ei sattunut yhteenkään seulosnäytteeseen, vaikka lyöntihaavinäytteistä löytyi 89 yksilöä. Uutena lajina tuli myös puoliavointen, rehevien metsien ja pensastojen laji pensaskotilo (*Bradybaena fruticum*), jonka nuoret yksilöt kiipeävät ruohoille.

Nuorista kasvatusmetsistä saatiin lyöntihaavilla yhteensä 187 yksilöä (seulosnäytteistä 39), joista 82% oli *Columella*-lajeja. Kontrollialueilla oli kolme lajia, joita ei tavattu koealueilta otetuista lyöntihaavinäytteistä, nimittäin varpukotilo (*Zoogenetes harpa*), uuresiemenkotilo (*Vertigo substriata*) ja pensaskotilo. Avoimista taimikoista saatiin lyöntihaavilla yhteensä kymmenen yksilöä, mutta avohakkuualueilta ei enää yhtään. Vastaavat kokonaisyksilömäärät seulosnäytteissä olivat 266 ja kaksi. Maanilviäislajien runsaus lyöntihaavinäytteissä vähenee, kun siirrytään avoimille taimikkoalueille ja varsinkin avohakkuualueille, jotka ovat alttiita auringon paahteelle.

9.4.6 Lajisto ja lajimäärät eri sukkessiovaiheen metsissä

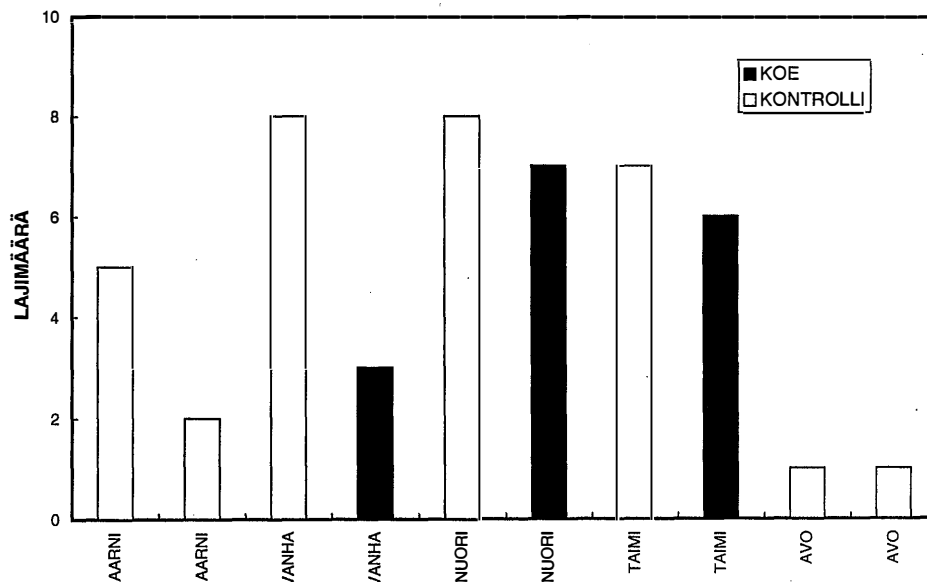
Evon aarnimetsien kokonaislajimäärä oli 12. Subjektiivisesti valitussa aarnimetsänäytteessä (EXTRA) oli 11 lajia ja heikommassa aarnimetsässä seitsemän lajia (kuva 9.5). Toiseksi eniten lajeja oli nuoren kasvatusmetsän koealueella, yhteensä yhdeksän. Kontrollialueelta löytyi kuusi lajia. Vanhojen talousmetsien näytepaikat eivät olleet sopivia maanilviäisille, sillä lajimäärä jäi kontrollialueellakin vain kahteen. Taimikoista ja vanhoilta avohakkuilta löytyi myös vain kaksi lajia, ruskeakiiltokotilo (*Nesovitrea hammonis*) ja napakotilo (*Discus ruderratus*). Varsinkin taimikoissa lajimäärät olivat pieniä (vrt. Lohikoski).



Kuva 9.5. Maanilviäisten lajimäärät Evon tutkimusalueilla 1993-1994.

Vanhan talousmetsän ja nuoren kasvatusmetsän koealueilla lajimäärät olivat suurempia kuin kontrollialueilla. Vanhan talousmetsän kontrollialueelta puuttuivat kartiokotilo *Euconulus fulvus*, kääpiökotilo *Punctum pygmaeum*, ruskeasiemenkotilo *Vertigo ronnebyensis* ja uurreksiemenkotilo *V. substriata*. Viimeistä lajia lukuunottamatta muut ovat yleisiä koko maassa. Lajien puuttuminen selittyy muun kuin metsätyypin tai sen sukkessiovaiheen kautta. Myös nuoren kasvatusmetsän kontrollialueelta puuttuvat lajit, ruskeasiemenkotilo, lasikiiltokotilo *Nesovitrea petronella* ja karheasiemenkotilo *Columella aspera*, ovat yleisempiä ja runsaslukuisempia kuin alueelta löytynyt uurreksiemenkotilo.

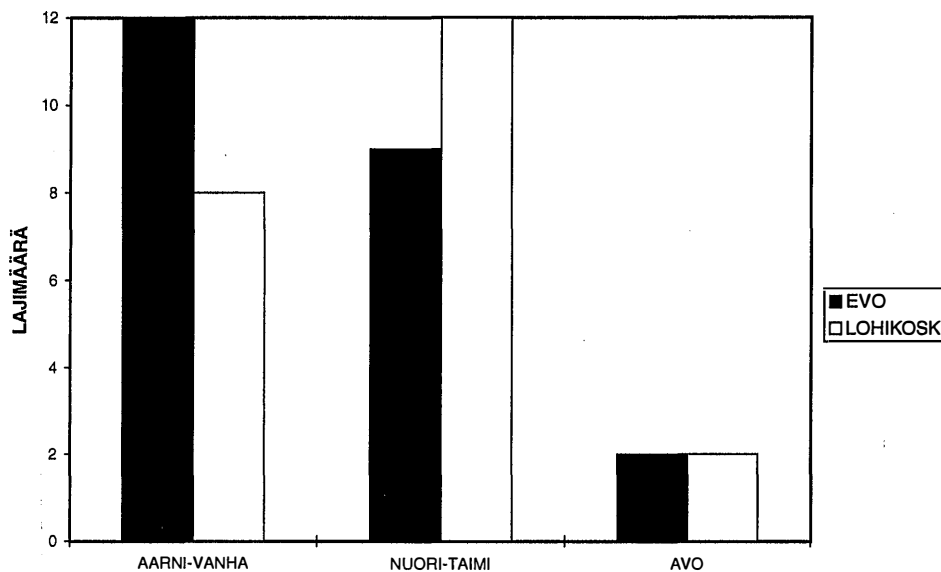
Lohikoskella oli eniten lajeja nuorissa kasvatusmetsissä ja taimikoissa, kummasakin yhdeksän. Nuoren kasvatusmetsän koealueella oli seitsemän lajia, joista ristisulkukotiloa (*Clausilia cruciata*) löytyi vain yhdestä näytteestä (kuva 9.6). Laji on tyypillinen vanhemman sukkessiovaiheen laji, joka elää useimmiten lehtomaisissa rinnesekametsissä iäkkäiden haapojen karikkeessa ja rungoilla. Taimikon kontrollialueella oli kaksi vähän vaativampaa lajia, uurreksiemenkotilo ja vasenkiereksiemenkotilo *Vertigo pusilla*, mutta toisaalta sieltä puuttui kaksi yleistä lajia (karheasiemenkotilo ja lasikotilo *Vitrina pellucida*), jotka löytyivät koealueelta. Vanhojen talousmetsien lajimäärä oli kahdeksan. Koealueelta löytyi vain kolme lajia, kun niitä kontrollialueella oli kahdeksan. Lohikosken aarnimetsien kokonaislajimäärä oli vain kuusi. L8:ssa toinen näytepaikoista sijaitsi suopainanteessa, joten alueelta löytyi vain kaksi lajia. Kuivemmassa ja puustoltaan harvassa L7:ssa lajeja oli viisi. Avohakkuualueilta löytyi vain kaksi lajia, ruskeakiiltokotilo ja ruskeasiemenkotilo.



Kuva 9.6. Maanilviäisten lajimäärät Lohikosken tutkimusalueilla 1993.

Lajimääräsuhteet olivat Lohikosken aarnimetsissä, vanhoissa talousmetsissä ja taimikoissa lähes päinvastaiset kuin Evolla (kuvat 9.5 ja 9.6). Maanilviäislajiston puolesta vain avohakkuualueet ja nuoret kasvatusmetsät Evolla ja Lohikoskella olivat jossain määrin vastaavanlaisia. Lohikosken aarnimetsissä oli vähemmän lajeja ja vanhoissa talousmetsissä enemmän lajeja kuin Evolla. Lohikosken vanhan talousmetsän kontrollialueella oli enemmän lajeja kuin koealueella. Lisäksi Lohikosken taimikoiden lajimäärä oli yli kolminkertainen Evon taimikoiden lajimäärään verrattuna.

Ryhmiteltäessä aarnimetsät ja vanhat talousmetsät yhdeksi (AARNI-VANHA), nuoret kasvatusmetsät ja taimikot (NUORI-TAIMI) toiseksi ja avohakkuualueet (AVO) kolmanneksi ryhmäksi saadaan yleiskäsitys metsäsukcession vaikutuksesta maanilviäislajimäärään (kuva 9.7). Evon AARNI-VANHA ryhmässä oli 12 lajia, mikä on sama kuin Lohikosken NUORI-TAIMI ryhmässä. Toisaalta taas Evon NUORI-TAIMI ryhmässä oli yhdeksän lajia, mikä oli yhtä suurempi, kuin Lohikosken AARNI-VANHA ryhmän kahdeksan lajia. Lajimäärien ristikkäisyys vanhemman ja nuoremman sukcessioryhmän välillä ei tue käsitystä, että metsän vanhetessa ainakaan yleisten maanilviäisten kokonaislajimäärä lisääntyisi.



Kuva 9.7. Maanilviäisten lajimäärät vanhoissa sukcessiometsissä (AARNI-VANHA), nuorissa sukcessiometsissä (NUORI-TAIMI) sekä avohakkuualueilla (AVO) Evolla ja Lohikoskella.

Yhteensä vanhemmassa sukcessioryhmässä (AARNI-VANHA) oli 13 lajia. Evon näytteissä oli 12 lajia ja Lohikoskelta löytyi lisäksi maamme yleisin etana (metsäetana *Arion subfuscus*). Nuoremassa sukcessioryhmässä (NUORI-

TAIMI) oli 12 lajia. Evon näytteissä oli yhdeksän lajia, joihin Lohikoskelta tuli lisäksi vasenkierrəsiemenkotilo *Vertigo pusilla*, risti-sulkukotilo *Clausilia cruciata* ja varpukotilo *Zoogenetes harpa*. Näistä ensinmainittu on lehtomaisten metsien jokseenkin yleinen, mutta mikrohabitaatin suhteen tavallista vaativampi laji. Risti-sulkukotilo on vanhojen metsien vaateli-as laji ja varpukotilo lähes koko maahan levinnyt yleinen mustikkatyypin laji. Avohakkuualueet olivat selvästi vähälajisempia kuin muut tutkimusalueet. Niiltä löytyi kaikkiaan vain kolme lajia, joista ruskeakiiltokotilo *Nesovitrea hammonis* ja napakotilo *Discus rudératus* Evolta, sekä ruskeakiiltokotilo ja ruskeasiemenkotilo *V. ronneyensis* Lohikoskelta.

9.4.7 Mikrohabitaattien erityispiirteet

Metsän ja siinä esiintyvien puulajien merkitys on tärkeä erityisesti maanilviäislajien levinneisyysalueen reunaosissa. Suomen suhteellisen happamissa metsissä pähkinäpensas, lehmus ja laajalle levinneet haapa ja raita pystyvät muita lehtipuita tehokkaammin imemään maaperästä kalkkia ja varastoimaan sitä lehtiinsä. Vanhassa metsässä on korkeampi ja tasaisempi kosteus ja paksumpi karike kuin nuorissa metsissä. Myös Karlin (1961) sekä Boag & Wishart (1982) ovat todenneet erityisesti vanhojen haapojen keräävän maanilviäisiä ympärilleen.

Maanilviäisille rinteet tarjoavat edullisen pienilmaston, jossa kylmä ilma valuu alas, auringon säteilyenergia kohdistuu suoraan kaltevaan pintaan, pohjavesi on paikoin lähellä maanpintaa eikä sadevesi keräänny lammikoiksi (Waldén 1969, Valovirta 1992c). Rinnevaikutusta on myös karikkeen paikoittainen keräytyminen paksuksi kerrokseksi, joka tarjoaa paitsi elintilaa ja ravintoa myös hyvän suojan sekä kuivuutta että kylmyyttä vastaan. Pohjoisrinteillä ovat myös parhaat lumenviipymäkohdat, joissa eteläiset lajit ovat suojassa kevähhalloilta. Nämä elinympäristöt ovat erityisen tärkeitä useimmille maassamme tavatuille sulkukotiloille (*Clausiliidae*), joiden joukossa on kolme erittäin uhanalaista lajia (Valovirta 1955, 1956, Lehtinen 1962, Valovirta 1992c, 1995).

Eräät metsässä elävät maanilviäislajit esiintyvät niin harvalukuisina, ettei niistä ilman laajaa tutkimusta saada havaintoja (Cameron & Greenwood 1991). Vanhoissa metsissä on kuitenkin homogeenisestä ympäristöstä maanilviäisille erotuvia suotuisampia kohtia kuten lehtipuut, kivet, kannot ja rungot, joiden ympärille eläimet kerääntyvät, ja josta niitä on helpompi löytää, mikäli keräysmenetelmä ottaa aggregoitumisen huomioon.

Hollannissa merestä valloitetulle maalle istutetuissa lehtimetsissä oli metsän ikä selvästi tärkein maanilviäislajimäärää selittävä tekijä (Reinink 1979). Cameronin ym. (1980) mukaan Englannin vanhoissa (>100-vuotiaissa) kulttuuripensaikoissa oli hieman enemmän maanilviäislajeja kuin nuoremmissa. Sen sijaan havumetsissä tilanne ei ole yhtä selvä kuin lehtimetsissä (Cameron 1986, Shikov 1984). Merenkurkun maankohoamisalueella metsän iän kasvaessa myös maanilviäisten lajimäärä kasvaa (Valovirta 1979, 1984). Alueella on mitattavissa paitsi puuston iän myös saarten geologisen iän (<800 vuotta) vaikutus. Maanilviäisten passiivinen leviäminen kelluvan aineksen mukana ja kolonisaatio saarille on

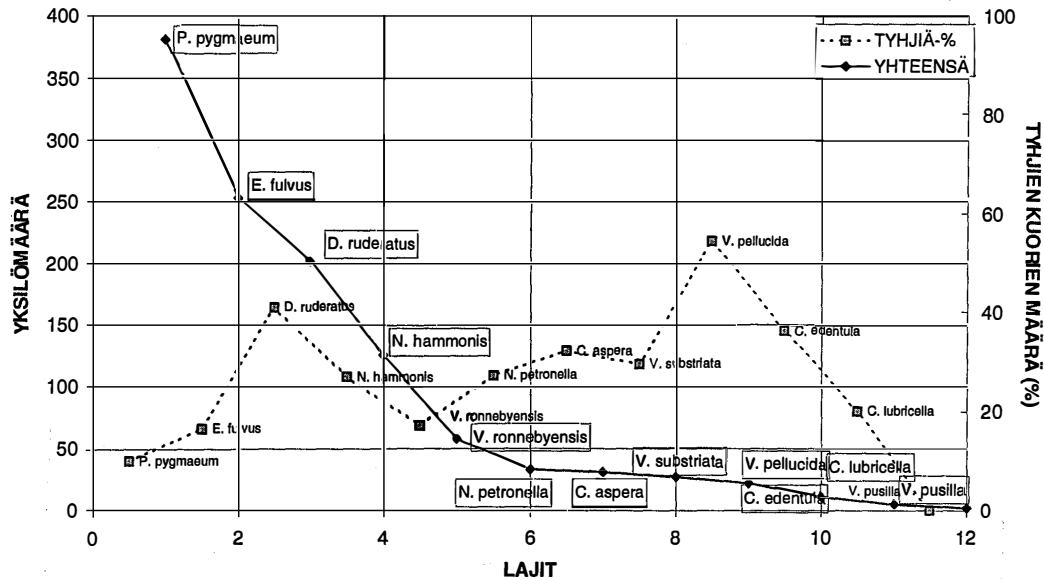
alueella kuitenkin hyvin nopeaa verrattuna mantereen vanhojen metsien maanilviäislajiston leviämismahdollisuuksiin.

Metsän sukkessiovaiheen määrittelyn perustuesssa vain käsittelyhetken puustoon joudutaan ainakin maanilviäistutkimuksessa harhaan, sillä käsittelyalueiden maanilviäislajistoon vaikuttaa vielä käsittelyn jälkeisinä vuosina erittäin merkittävästi paikalla aikaisemmin ollut kasvillisuustyyppi. Käsittelyn voimaperäisyydestä riippuen suurempi tai pienempi osa lajistosta säilyy edullisissa mikrohabitaateissa ns. elotaskuissa, joista se leviää laajemmalle uudessa sukkessiovaiheessa. Tässä tutkimuksessa metsänkäsittelyjen vaikutuksia ei voida erottaa.

Mikäli maanilviäislajiston inventoinnissa käytetään satunnaisotantaa olisi näytteiden määrää lisättävä moninkertaisesti, jotta harvinaiset ja uhanalaiset lajit saataisiin edes osittain mukaan tutkimukseen. Lisäksi näytealoilta kerättävän karikkeen määrän tulisi olla suurempi, ainakin pari litraa. Tiettyyn sukkessiovaiheeseen kuuluvien metsien näytepaikkojen mikrohabitaattien samanlaisuuteen tulisi myös kiinnittää erityisen suurta huomiota, jotta vastaavien näytepaikkojen kosteusolot, karikkeen määrä, karikkeen pH, rinnevaikutus ja kasvillisuuden laatu, esim. mustikan esiintyminen, olisivat mahdollisimman samanlaiset.

Täysikasvuisten yksilöiden suhteellinen määrä pysyy populaatioissa jokseenkin vakiona vuodesta toiseen. Normaalisti pienten lajien aikuiset kuolevat pian muninnan jälkeen; suuremmat kotilot ja etanat munivat useampana vuotena. Poikkeuksellisen kuivien kesäjaksojen tai kevään pakkasjaksojen vaikutus näkyy ensimmäiseksi nuorten yksilöiden lisääntyvänä kuolleisuutena, joka äärevissä oloissa ja etenkin eteläisten lajien kohdalla nousee helposti yli 50%:n. Sateisina ja viileinä kesinä nuorten yksilöiden määrä kasvaa puolestaan lähes 30% kuivaan kesään verrattuna, joten luontaisten olosuhteiden tunteminen on tarpeen seurantatulosten tulkinnessa (Valovirta 1986).

Tässä tutkimuksessa vaativien lajien, ristosulkukotilon (*Clausilia cruciata*), vasenkierresiemenkotilon (*Vertigo pusilla*) ja kapeasilokotilon (*Cochlicopa lubricella*) yksilömäärä ei riittänyt kuolevuuden tarkasteluun. Sen sijaan kosteutta vaativien hieman runsaampien (>50 yksilöä) lajien, kuten lasikotilon (*Vitrina pellucida*) kuolleisuus nousi yli 50 %:n ja lasikiiltokotilon (*Nesovitrea petronella*) yli 25%:n (kuva 9.8). Mustikkavarvuston tasaisen kosteassa habitaatissa lajien kuolleisuus pysyy yleensä alle 25%:n, mutta tässä tutkimuksessa hampaatonsiemenkotilon (*Columella edentula*) kuolleisuus nousi noin 35%:iin. Runsaista (>100 yksilöä) lajeista napakotilon (*Discus ruderatus*) 40%:n kuolleisuus indikoi myös poikkeuksellisia ympäristöoloja.

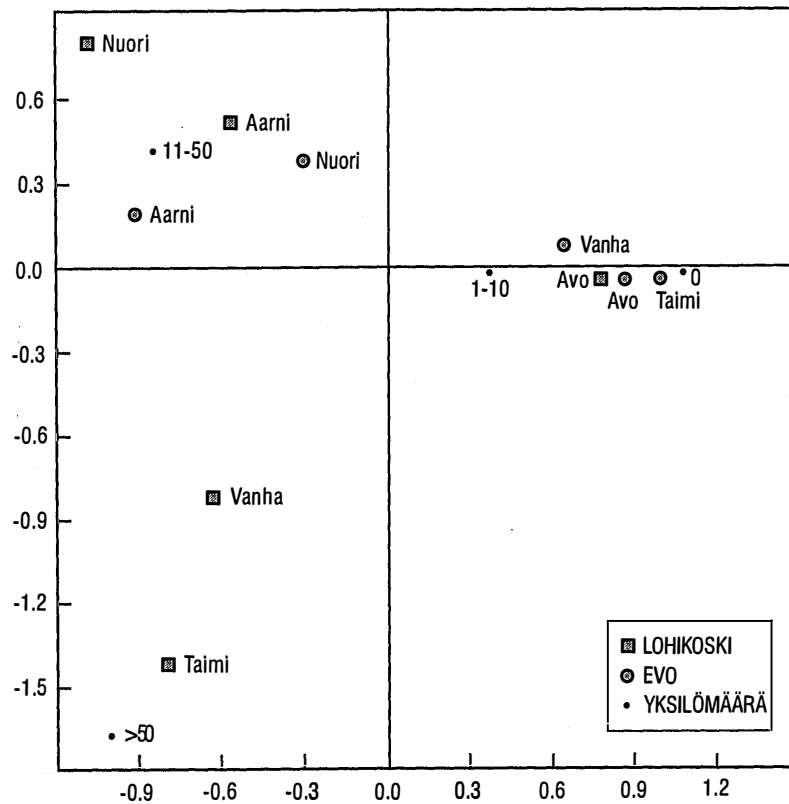


Kuva 9.8. Maanilviäislajien kuolleisuus (%) ja kokonaisyksilömäärä Evon ja Lohikosken aineistossa.

9.4.8 Eri sukkessiovaiheen metsien ryhmittely

9.4.8.1 Yksilömäärän mukaan

Metsien sukkessioyryhmittelyyn yksilö- ja lajimäärien mukaan käytettiin BMDP-ohjelmiston yhtäläisyysanalyysiä (Correspondence analysis), joka muistuttaa pääkomponenttianalyysiä, mutta käyttää hyväkseen frekvenssejä ja esittää tulokset kaksisuuntaisena diagrammina. Yksilömäärät jaettiin neljään runsausryhmään 0, 1–10, 11–50, >50 yksilöä/litra, joiden frekvenssejä käytettiin analyysissä. Sukkessiometsät ryhmittyivät X-akselin suhteen kahteen osaan, joista toinen jakautui vielä Y-akselin suhteen kahteen osaan (kuva 9.9). X-akselin selittävyyksi oli 65% ja Y-akselin 29% kokonaisinformaatiosta.

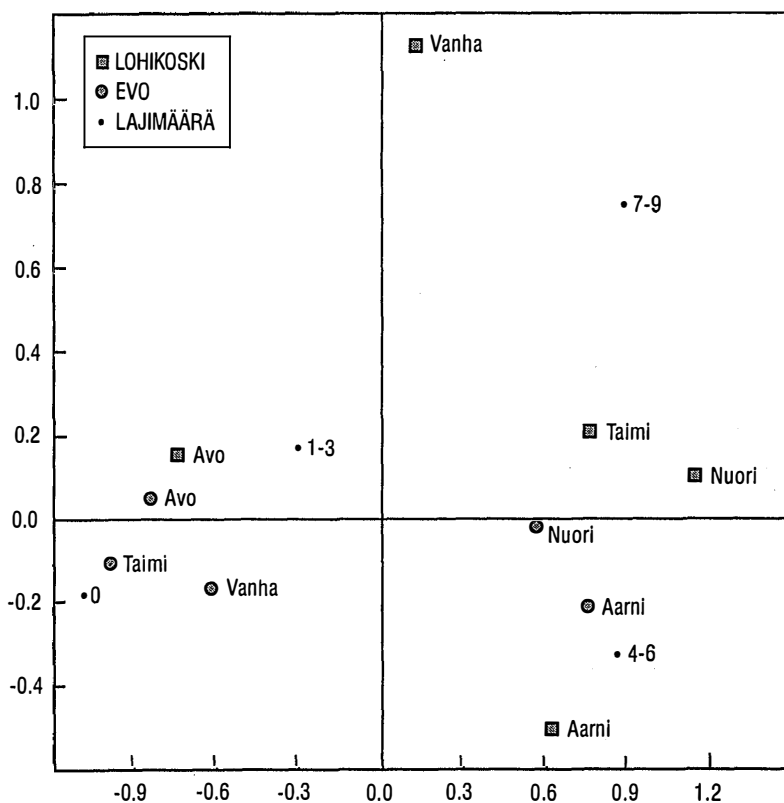


Kuva 9.9. Eri sukkessiovaiheen metsien sijoittuminen yksilömääräfrekvenssien perusteella kaksisuuntaisessa yhtäläisyysanalyysissä (correspondence analysis).

Neljä sukkessiovaihetta ryhmittyi X-akselin suhteen yksilöluokkien 0 ja 1–10 (yksilöä) väliin. Ne olivat kummankin mallialueen avohakkuualueet sekä Evon taimikot ja vanhat talousmetsät. Muut tutkimusalueet ryhmittyivät X-akselin toiseen ulottuvuuteen siten, että aarnimetsät ja nuoret kasvatusmetsät sijoittuivat yksilömääräluokan 11–50 ympärille ja Lohikosken taimikot ja vanhat talousmetsät Y-akselin negatiivisessa ulottuvuudessa lähemmäksi yksilömääräluokkaa >50. Aarnimetsät ja nuoret kasvatusmetsät ryhmittyivät siis yksilömäärien perusteella samalle alueelle, vaikka niiden sukkessioasteet olivat lähes ääripäissä. Avohakkuualueet olivat myös yhdessä. Sen sijaan Lohikosken taimikot ja vanhat talousmetsät poikkesivat Evon vastaavista, joten tämän tutkimuksen aineistot taimikoiden ja vanhojen talousmetsien osalta olivat yksilömäärien osalta poikkeuksellisia.

9.4.8.2 Lajimäärän mukaan

Lajimäärät jaettiin neljään ryhmään 0, 1–3, 4–6, 7–9 lajia, joiden frekvenssejä käytettiin analyysissä. Sukkessiometsät ryhmittivät X-akselin suhteen kahteen osaan, joiden väliin jäi Y-akselin positiivisen ulottuvuuden suhteen eroavat Lohikosken vanhat talousmetsät (kuva 9.10). X-akselin selittävyys oli 79% ja Y-akselin 14% kokonaisinformaatiosta. Kummankin mallialueen avohakkuut sekä Evon taimikot ja vanhat talousmetsät ryhmittivät X-akselin suhteen lajimääräluokkien 0 ja 1–3 (lajia) väliin. Nämä olivat samat, jotka erottuivat myös yksilömäärä-frekvenssien mukaan omaksi ryhmäkseen. Evon vanhojen talousmetsien näytteissä 43% oli nollanäytteitä, 43% näytteitä joissa oli 1–3 lajia, yhdessä näytteessä lajimäärä kohosi 4–6 lajiin, eikä mukana ollut yhtään näytettä, jossa lajimäärä olisi ollut 7–9 lajia.



Kuva 9.10. Eri sukkessiovaiheen metsien sijoittuminen lajimääräfrekvenssien perusteella kaksisuuntaisessa yhtäläisyysanalyysissä (correspondence analysis).

Muut tutkimusalueet (poikkeuksena Lohikosken vanhat talousmetsät) ryhmittyivät X-akselin toiseen ulottuvuuteen siten, että aarnimetsät ja nuoret kasvatismetsät sekä Lohikosken taimikot sijoittuivat lajimääräluokan 4–6 ympärille ja Lohikosken vanhat talousmetsät Y-akselin positiivisessa ulottuvuudessa lähemmäksi lajimääräluokkaa 7–9. Lohikosken vanhoissa talousmetsissä ei ollut lainkaan nollanäytteitä, 1–3 lajin näytteitä oli 6% ja yksi näyte, jossa lajimäärä oli 7–9. Aarnimetsät ja nuoret kasvatismetsät ryhmittyyivät siis lajimäärienkin perusteella samalle alueelle, vaikka niiden sukkessioasteet olivat lähes ääripäissä. Avohakkuualueet olivat myös yhdessä. Sen sijaan Lohikosken vanhat talousmetsät poikkesivat Evon vastaavista, joten tämän tutkimuksen materiaali oli lajimäärän puolesta poikkeuksellista etenkin vanhojen talousmetsien osalta.

9.4.9 Maanilviäislajiston edustavuus

Metsänkäsittelyt eivät aiheuta merkittäviä pysyviä muutoksia ainakaan yleisten ja runsaiden maanilviäislajien määrään. Tällaisten maanilviäislajien leviämiskyky ja muutosten kestävyys on ilmeisen hyvä. Paikallinen häviäminen korvautuu lajiston leviämisellä lähialueilta tai käsittelyalueelle jääneistä elotaskuista. Sen sijaan harvinaisten ja ympäristötekijöiden suhteen poikkeuksellisen vaativien metsälajien leviämiskyky ja muutosten kestävyys elotaskuissakin on paljon huonompi. Koska populaatiot ovat lisäksi harvassa, paikallisen populaation tuhoutuminen jää helposti lopulliseksi.

Puhuttaessa vanhoista metsistä kyseessä ovat yleensä 100–200-vuotiaat metsät. Tämä aika ei yleensä riitä siihen, että harvinaisempi nilviäislajisto ehtisi levitä paikalle. Maanilviäisten yhteydessä pitäisi puhua tuhansista vuosista ja ns. ”muinaismetsistä”. Tämä ei kuitenkaan edellytä, että metsäkasvillisuus olisi pysynyt muuttumattomana jopa tuhansia vuosia, vaan ainoastaan, että paikalla on ollut jatkuvasti maanilviäisille sopivia mikrophabitaatteja. Tällaisilla paikoilla säilyvät lajit, joiden leviämisaika on ollut muinoin laajempi, esimerkiksi edullisempien ilmasto-olosuhteiden takia (*Arianta arbustorum*, *Bulgarica cana*, *Clausilia dubia*) (Luther 1901, Sparks 1963, Waldén 1963). Suomessa on jo pitkään tunnettu Kuusamon rotkolaaksot lukuisten arktisten kasvien eteläisimpinä, isoituneina esiintymispaikkoina (Vasari 1962, 1988, Söyrinki ja Saari 1980). Arktisten maanilviäisten levinneisyydessä on täällä nähtävissä sama suuntaus (Valovirta 1992b). Myös Värriön luonnonpuiston tunturijakson kanjoneissa elää yhtenäisen levinneisyysalueensa eteläpuolella mm. lapinsiemenkotilo (*Columella columella*) ja pohjansiemenkotilo (*Vertigo modesta*) (Valovirta & Heino 1994).

Toista maanilviäisille tärkeää reliktipaikkatyyppeä edustavat korkeat metsäiset mäet. Jo Luther (1901) havaitsi näiden erityisarvon maanilviäislajiston säilymiskeskuksina aina Ancylos-kaudelta asti. Kainuussa tyypillisenä muinaismetsien indikaattorilajina voidaan pitää ristisulkukotiloa (*Clausilia cruciata*). Muinaismetsien suojeluarvo on maanilviäisten kannalta huomattavasti suurempi kuin ”tavallisten” vanhojen metsien. Voimakkaiden metsänkäsittelytoimenpiteiden vaikutukset tai ilmansaasteiden aiheuttamat metsäluonnon muutokset voivat

olla siellä aivan toisella tapaa peruuttamattomia, kuin "tavallisissa" vanhoissa metsissä (Karjalainen 1994, Valovirta & Heino 1994).

Useat tämän tutkimuksen näytteistä sijaitsevat vain makrotasolla eli metsikkökohtaisella tasolla niissä sukkessiovaiheissa, joita puusto edustaa. Sen sijaan maanilviäislajistolle tärkeä mikrotaso eli näytteenotto kohta ei useinkaan vastaa elinympäristönä samaa sukkessiovaihetta. Tästä syystä maanilviäisfauna ei sisällä niitä lajistollisia elementtejä, joita ko. sukkessiovaiheen metsästä löytyisi, mikäli näytemäärä olisi huomattavasti suurempi.

Satunnainen otantamenetelmä ei sovellu harvinaisten tai uhanalaisten maanilviäislajien inventointiin, sillä se ei löydä aggregoituneita tai hyvin vähäyksilöisiä lajeja. Lisäksi metsänkäsittelymenetelmät pakottavat maanilviäislajiston hakeutumaan elotaskuihin turvaan, eli se aggregoittaa entisestään yleistenkin lajien populaatioita. Mikäli satunnaisotannalla halutaan saada mahdolliset aarnimetsien tyypilliset tai harvinaiset tai uhanalaiset lajit mukaan olisi näytemäärä nostettava niin suureksi, että työmäärä olisi täysin kohtuuton verrattuna subjektiiviseen, tiettyihin mikrohabitaatteihin keskittyvään näytteenottoon.

Kiitokset. Haluan kiittää Suvi Raiviota Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksiköstä mahdollisuudesta luoda katsaus maanilviäislajiston monimuotoisuuteen käsitellyillä metsäalueilla. Lisäksi kiitän LuK Katja Matveista ja tutkimusavustaja Pekka Huttusta nilviäisten erottelusta karikenäytteistä sekä graafikko Markku Busmannia tietokoneavusteisesta diagrammin piirtämisestä.

Lähteet

- Bába, K. 1992: The influence of silviculture on the structure of snail assemblages. – Proc. 9th Intern. Malacol. Congr: 27–34.
- Bishop, M.J. 1977: Approaches to the quantitative description of terrestrial Mollusc populations and habitats. – Malacologia 16:61–66.
- Boag, D.A. 1982: Overcoming sampling bias in studies of terrestrial gastropods. – Canadian Journal of Zoology 60:1282–1283.
- & Wishart, W.D. 1982: Distribution and abundance of terrestrial gastropods on a winter range of bighorn sheep in south western Alberta. – Canadian Journal of Zoology 60:2633–2640.
- Cameron, R.A.D. 1986: Environment and diversities of forest snail faunas from coastal British Columbia. – Malacologia 27:341–355.
- , Down, K. & Pannett, D.J. 1980: Historical and environmental influences on hedgerow snail faunas. – Biol. J. Linn. Soc. 13:75–87.

- Cameron, R.A.D. & Greenwood, J.J.D. 1991: Some montane and forest molluscan faunas from eastern Scotland: effects of altitude, disturbance and isolation. – Proc. 10th Intern. Malacol. Congr: 437–442.
- Gärdenfors, U. 1987: Impact of airborne pollution on terrestrial invertebrates with particular reference to molluscs. – National Swedish Environmental Protection Board. Report 3362. 115 s.
- Jaakkola, S. 1995: Kuollut puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:30–36.
- Jacob, U. 1980: Eignen sich terrestrische Gastropoden als Bioindikatoren für die Belastung der Atmosphäre in Siedlungs und Industrieballungsgebieten. – Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipz. Math. Naturwiss. Reihe 29:598–606.
- Kallio, S. 1995: Tutkimusalueiden pienipiirteinen kuviointi. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:37–47.
- Karjalainen, H. 1994: Suomen WWF:n metsäohjelma 1994.
- Karlin, E.J. 1961: Ecological relationships between vegetation and the distribution of land snails in Montana, Colorado and New Mexico. – American Midland Naturalist 65:60–66.
- Kerney, M.P. & Cameron, R.A.D. 1979: A field guide to the land snails of Britain and North-West Europe. – Collins, London. 288 s.
- Lehtinen, P.T. 1962: Suomelle ja Lounais-Hämeelle uusia nilviäisiä. – Lounais-Hämeen Luonto 13:41–43.
- Luther, A. 1901: Bidrag till kännedomen om land och sötvatten gastropodernas utbredning i Finland. – Acta Soc. Fauna Flora Fennica 20 (3):1–125.
- Mattila, T. 1989: Maanilviäisten esiintyminen vanhan metsän saarekkeissa Pohjois-Hämeessä. – Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos. 62 s.
- Matveinen, K. 1996: Levymenetelmän soveltuminen maanilviäisnäytteenottoon eteläsuomalaisessa rehevässä metsässä. – Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos, populaatiobiologian osasto. 36 s.
- Newell, P.F. 1971: Molluscs. – Teoksessa: Phillipson, J. (toim.), Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. IBP Handbook no. 18:129–149, London.

- Nordenskiöld, A.E. & Nylander, A.E. 1856: Finlands mollusker. – J. Simelii, Helsingfors. 113 s.
- Raivio, S. 1995a: Metsänkäsittelymenetelmien vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:15–21.
- 1995b: Elävä puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:22–29.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhl, G. 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. – Komiteamietintö 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Reinink, K. 1979: Observations on the distribution of land snails in the woods of the IJsselmeer polders. – *Basteria* 43:33–45.
- Shikov, E.V. 1984: Effects of land use changes on the land mollusc fauna in the central portion of the Russian plain. – Teoksessa: Solem, A. & van Bruggen, A.C. (toim.), *World-wide snails*: 237–248. Backhuys Publishers, Oegstgeest-Leiden.
- Söyrinki, N. & Saari, V. 1980: Die Flora im Nationalpark Oulanka, Nord-Finnland. – *Acta Botanica Fennica* 114:1–149.
- Sparks, B.W. 1963: The distribution of non-marine Mollusca in the last interglacial in south-east England. – *Proc. Malac. Soc. London* 36 (7):7–25.
- Strayer, D., Pletscher, D.H., Pamburg, S.P. & Nodvin, S.C. 1986: The effects of forest disturbance on land gastropod communities in northern New England. – *Canadian Journal of Zoology* 64:2094–2098.
- Uotila, S. 1988: Maakotiloiden esiintymisestä lehtomaisissa metsissä ja metsänpohjan eri kerroksissa Hollolan lehtokeskuksessa (EH). – Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopiston eläintieteen laitos. 84 s.
- Valovirta, E.J. 1955: *Clausilia dubia* (Drap.), Suomelle uusi sulkuetana Jyväskylästä. – *Arch. Soc. Vanamo* 9 (suppl.):401–404.
- 1956: Harmaa sulkuetana (*Laciniaria cana* Held) elää vielä Kolilla (PK). – *Luonnon Tutkija* 60:123.
- Valovirta, I. 1967: List of Finnish land gastropods and their distribution. – *Annales Zoologici Fennici* 4:29–32.

- Valovirta, I. 1968: Land molluscs in relation to acidity on hyperite hills in Central Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 5:245–253.
- 1979: Primary succession of land molluscs in an uplift archipelago of the Baltic. – *Malacologia* 18:169–176.
 - 1984: Rarefaction as a tool in island biogeography. – Teoksessa: Solem, A. & van Bruggen, A.C. (toim.), *World-wide snails. Biogeographical studies on non-marine Mollusca*: 224–236. E. J. Brill / Dr. W. Backhuys, Leiden.
 - 1986: Kotilot (Gastropoda). – Teoksessa: Huhta, V. (toim.), *Suomen Eläimet V*:130–159. Weilin & Göös, Espoo.
 - 1992a: Nilviäiset, Mollusca. – Teoksessa: Biström, O. & Vilkamaa, P. (toim.), *Pohjois-Espoon metsien selkärangattomat 1989–1990. Espoon ympäristösuojelulautakunnan julkaisu 1/92*:8–11.
 - 1992b: Maanilviäiskeräystä Kuusamossa yli 135 vuotta. (Summary: Land mollusc studies over 135 years in the Kuusamo district, northeastern Finland). – *Oulanka Reports* 10:27–32.
 - 1992c: Kotilot ja simpukat. – Teoksessa: Koivisto, I. (toim.), *Maailman uhanalaiset eläimet. Suomi*: 251–259. Amer-yhtymä Oy Weilin & Göös, Vantaa.
 - 1995: Threatened land molluscs in Finland. – Teoksessa: van Bruggen, A.C., Wells, S.M. & Kempermann, Th.C.M. (toim.), *Biodiversity and conservation of the Mollusca*: 153–162. Backhuys Publ. Oegstgeest-Leiden.
 - & Heino, M. 1994: Maanilviäiset ympäristön tilan seurannassa. – *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A* 185:1–60.
- Vasari, Y. 1962: A study of the vegetational history of the Kuusamo district (North East Finland) during the Late-Quaternary period. – *Ann. Soc. Bot. Vanamo* 33 (1):1–40.
- 1988: Koillismaa luontoretkien kohteena. – *Oulanka Reports* 8:24–33.
- Waldén, H.W. 1955: The land gastropoda of the vicinity of Stockholm. – *Arkiv f. Zool.* 2(7):391–449.
- 1963: Historical and taxonomical aspects of the land Gastropoda in the North Atlantic region. – Teoksessa: *North Atlantic Biota and their History*: 153–171. Pergamon Press, Oxford.
 - 1965: Terrestrial faunistic studies in Sweden. – *Proc. First Europ. Malac. Congr.*: 95–109. London.

- Waldén, H.W. 1969: En översikt över Hallands landmolluskfauna. – Fauna och flora 64:154–176.
- 1981: Communities and diversity of land molluscs in Scandinavian woodlands. I. High diversity communities in taluses and boulder slopes in SW Sweden. – J. Conch. 30:351–372.
- 1992: Changes in a terrestrial mollusc fauna (Sweden: Göteborg region) over 50 years, by human impact and natural succession. – Proc. 9th Intern. Malacol. Congr.: 387–402.
- Westerlund, C.A. 1884: Sveriges, Norges, Danmarks och Finlands land- och sötvattensmollusker. Excursionsfauna. – Central-Tryckeriet, Stockholm.
- 1897: Synopsis Molluscorum Extramarinorum Scandinavie (Sueciae, Norvegiae, Daniae & Fenniae). – Acta Soc. Fauna Flora Fennica 13(7):1–238.
- Wärebörn, I. 1992: Changes in the land mollusc fauna and soil chemistry in an inland district in southern Sweden. – Ecography 15:62–69.

Liite 9.1. Tutkimusalueilta löytynyt lajisto.

<i>Arion subfuscus</i> (Drap.)	metsäetana
<i>Bradybaena fruticum</i> (O. F. Müller)	pensaskotilo
<i>Clausilia cruciata</i> Studer	ristisulkukotilo
<i>Cochlicopa lubricella</i> (Porro)	kapeasilokotilo
<i>Columella aspera</i> Waldén	karheasiemenkotilo
<i>Columella edentula</i> (Drap.)	hampaatonsiemenkotilo
<i>Discus ruderatus</i> (Férussac)	napakotilo
<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müller)	kartiokotilo
<i>Nesovitrea hammonis</i> (Ström)	ruskeakiiltokotilo
<i>Nesovitrea petronella</i> (L. Pfeiffer)	lasikiiltokotilo
<i>Punctum pygmaeum</i> (Drap.)	kääpiökotilo
<i>Vertigo pusilla</i> O. F. Müller	vasenkierresiemenkotilo
<i>Vertigo ronnebyensis</i> (Westerl.)	ruskeasiemenkotilo
<i>Vertigo substriata</i> (Jeffreys)	uurresiemenkotilo
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müller)	lasikotilo
<i>Zoogenetes harpa</i> (Say)	varpukotilo

10 LOHIKOSKEN LAHOPUU- JA KAULAUSKOKEET

Suvi Raivio & Ilpo Mannerkoski

10.1 Johdanto

Lahopuu on todettu monissa tutkimuksissa yhdeksi tärkeimmäksi tekijäksi metsälajiston monimuotoisuuden säilymiselle (esim. Siitonen & Martikainen 1994, Penttilä 1995, Økland ym. 1996). Nykyisten käsittelyohjeiden mukaan hakkuissa jätetään metsään lahopuuta ja eläviä jättöpuita, jotka aikaa myöten kuolevat ja lahoavat. On kuitenkin epäselvää, mikä on näiden erilaisiin talousmetsiin jätetyn lahoavan puun merkitys lajistolle. Onko tietynlainen pienilmasto tärkeämpää kuin pelkästään lahopuun olemassaolo? Vastauksen saaminen edellyttää koejärjestelyjä, koska muiden vaikuttavien tekijöiden poissulkeminen ei muuten onnistu. Tässä tutkimuksessa on viety erityyppisiin talousmetsiin tuoretta kuusitukkia lahoamaan. Tarkoituksena on seurata, minkälaista kovakuoriais-, kääpä- ja sammallajistoa tukeille aikaa myöten tulee. Koejärjestely auttaa valaisemaan myös lahopuulla elävien lajien sukkessiota ja leviämismahdollisuuksia kun lähtötilanne (ei lajistoa) tunnetaan. Vertailualueina tutkimuksessa toimivat suojellut aarnimetsät.

Nuorissa kasvatusmänniköissä tehdyn kaulauskokeen tarkoituksena on selvittää, voidaanko esim. harvennusten yhteydessä luoda sopivaa lahopuuta hyönteislajistolle kaulaamalla puita pystyyn.

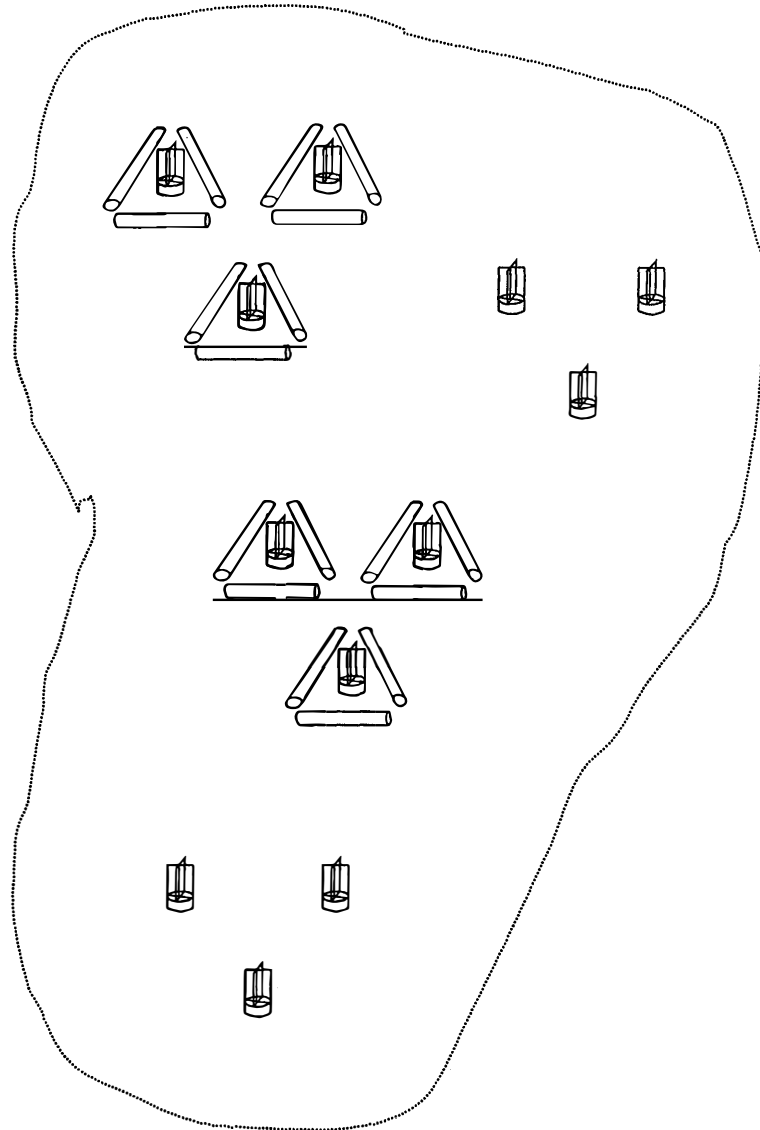
Koska tuoreen kuusitukin lahoaminen kestää vuosikymmeniä, samoin kuin pystyynkaulattujen mäntyjenkin, tuloksiakin saadaan vasta vähitellen vuosien varrella.

10.2 Tutkimusalueet ja menetelmät

10.2.1 Lahopuukoe

Lahopuukoe tehtiin Lohikoskella mustikkatyypin kuusikoissa neljässä eri kehitysluokassa (avohakkuu, kehitysluokka 0; nuori kasvatusmetsä, kehitysluokka 2; vanha talousmetsä, kehitysluokka 4 ja aarnimetsä, kehitysluokka 6). Kutakin kehitysluokkaa edusti kaksi metsäkuviota, joihin kumpaankin oli viety loka-kuussa 1994 kahden metrin pituisia ja 20–25 cm läpimitaltaan olevia kuusitukkeja 18 kappaletta. Tukit aseteltiin niin, että ne muodostivat kolmioita. Kolmion keskelle asetettiin yhdeksän litran pesuvadista ja akryylimuovista rakennettu ikkunapyydyys (ikkunan koko 36 x 50 cm). Kolmiot sijaitsivat kahdessa kolmen kolmion ryhmässä siten, että ryhmän sisällä kolmioiden välimatka oli n. 20 m ja kolmioryhmien välinen etäisyys oli n. 50 m. Näiden lisäksi kullakin kuviolla oli kontrollipyydyksiä (ei tukkeja) aseteltuna samanlaisiin ryhmiin (kuva 10.1).

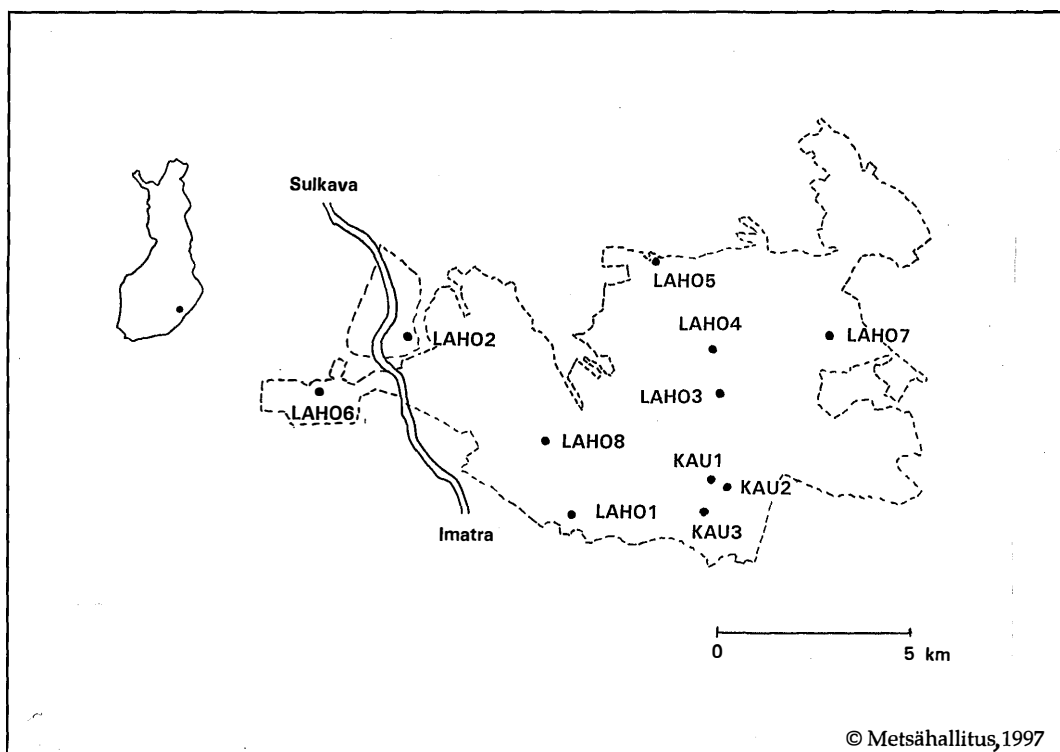
Kullakin koealueella oli siis yhteensä 12 ikkunapyydydystä, joista kuusi sijaitsi tukkikolmioiden keskellä (kokeet) ja kuusi ilman niitä (kontrollit). Hyönteisiä pyydystettiin kaikkiaan 96 ikkunapyydyksellä, joissa säilöntäaineena käytettiin 20% etyleeniglykolia.



Kuva 10.1. Lahopuukokeen koejärjestely. Jokaisella kuviolla on 12 ikkunapyydydystä, joista kuusi on koepyydyksiä (tukkikolmioiden keskellä) ja kuusi kontrollipyydyksiä (ilman tukkeja). Yksittäisten tukkikolmioiden ja kontrollipyydydysten välinen etäisyys on n. 20 m. Tukkikolmio- ja pyydysryhmi-en välinen etäisyys on n. 50 m. Koetukit ja kontrollipyydykset sijaitsevat vähintään n. 50 m:n päässä kuvion reunasta.

Lahopuukokeen koealueista on käytetty seuraavia koodeja. Yhtenäiskoordinaatit ovat kilometrin ruuduista. Alueiden sijainti on esitetty kuvassa 10.2.

- LAHO1 = avohakkuu, Huosio 6827, 596
- LAHO2 = avohakkuu, Ahmalampi 6831, 591
- LAHO3 = nuori kasvatusmetsä, Konnanlampi 6830, 599
- LAHO4 = nuori kasvatusmetsä, Mustanlamminlehto 6831, 599
- LAHO5 = vanha talousmetsä, Suolahti 6834, 589
- LAHO6 = vanha talousmetsä, Räpylävuori 6830, 602
- LAHO7 = aarnimetsä, Kokkolansalo 6832, 595
- LAHO8 = aarnimetsä, Kivijärvi 6829, 595



Kuva 10.2. Lahopuu- (LAHO1–8) ja kaulauskoealueiden (KAU1–3) sijainti Lohikoskella.

10.2.2 Kaulauskoe

Kaulauskokeessa oli mukana kolme mäntyä kasvavaa nuorta kasvatusmetsäkuviota (kehitysluokka 2) (kuva 10.2), joiden koko vaihteli 5 ja 10 ha:n välillä. Kuviot jaettiin kahtia siten, että toinen puoli (A) toimi koealueena ja toinen (B) kontrollialueena. Kullakin koealueella parin hehtaarin alalta kaulattiin maaliskuussa 1995 moottorisahalla läheltä tyveä n. 10 puuta hehtaaria kohden, kontrollialueella ei käsittelyä tehty. Kaikki kaulatut puut olivat mäntyjä ja ne sijaitsivat tasaisesti jakautuneena kullakin tutkimusalueella. Kymmeneen kaulat-

tuun puuhun noin 50 m:n etäisyydelle toisistaan kiinnitettiin ikkunapyydyks (ikkunan koko 20 x 40 cm) ja vastaavasti kontrollialueelle asetettiin kymmenen pyydystä kaulaamattomiin puihin. Yhteensä pyydyksiä kaulatuissa puissa oli siis 30 kappaletta ja kaulaamattomissa puissa 30 kappaletta.

10.2.3 Aineistot

Olli Viding koki sekä lahopuu- että kaulauskokeiden pyydykset kesällä 1995 keran kuukaudessa. Pyyntijaksot vuonna 1995 olivat 23.5.–29.6., 30.6.–29.7., 30.7.–31.8. ja 1.9.–29.9. Ilpo Pakarinen hoiti pyydykset kesällä 1996. Pyyntijaksot olivat vuonna 1996 likimain samat kuin edellisenä vuonna: 22.5.–27.6., 28.6.–24.7., 25.7.–30.8. ja 31.8.–25.9. Sirkka Savonmäki ja Atte Komonen poimivat kovakuoriaiset ja luteet talteen vuoden 1995 aineistoista ja osittain myös vuoden 1996 aineistoista.

Ilpo Mannerkoski on määrittänyt lahopuukokeen kovakuoriaiset vuoden 1995 aineistosta kolmannen (30.7.–31.8.) pyyntijakson kokonaan ja ensimmäisestä (23.5.–29.6.) pyyntijaksosta suurimman osan. Toinen ja neljäs pyyntijakso ovat kokonaan määrittämättä, samoin kaulauskokeen aineisto kokonaisuudessaan. Vuoden 1996 aineistoja ei ole vielä määritetty. Reijo Penttilä inventoi käävät syksyllä 1995. Koska aineistojen määritykset ovat kesken, esitellään seuraavassa vuoden 1995 kovakuoriaisaineisto vain pintapuolisesti.

Thomas Antas teki lahopuukokeen pyydysten ympäriltä kolmen aarin ympyrä-koealoilta puustomittaukset kesällä 1996. Koealoilta mitattiin tai arvioitiin mm. kasvupaikan ominaisuuksia (metsätyyppi, kosteus, hakkuutähteen määrä) sekä useita muuttujia sekä elävästä että kuolleesta puusta (liite 10.1). Perustana käytettiin Lohikoskella aikaisemmin käytettyä menetelmää puustomittauksista (Raivio 1995, Jaakkola 1995) ja biotooppikartoituksesta (Kallio 1995). Tietojen perusteella voidaan arvioida koetukkeja ympäröivän elävän puuston, lahopuuston ja muiden ympäristötekijöiden vaikutuksia tukeilla havaittuun lajistoon.

10.3 Lahopuukokeen alustavia tuloksia

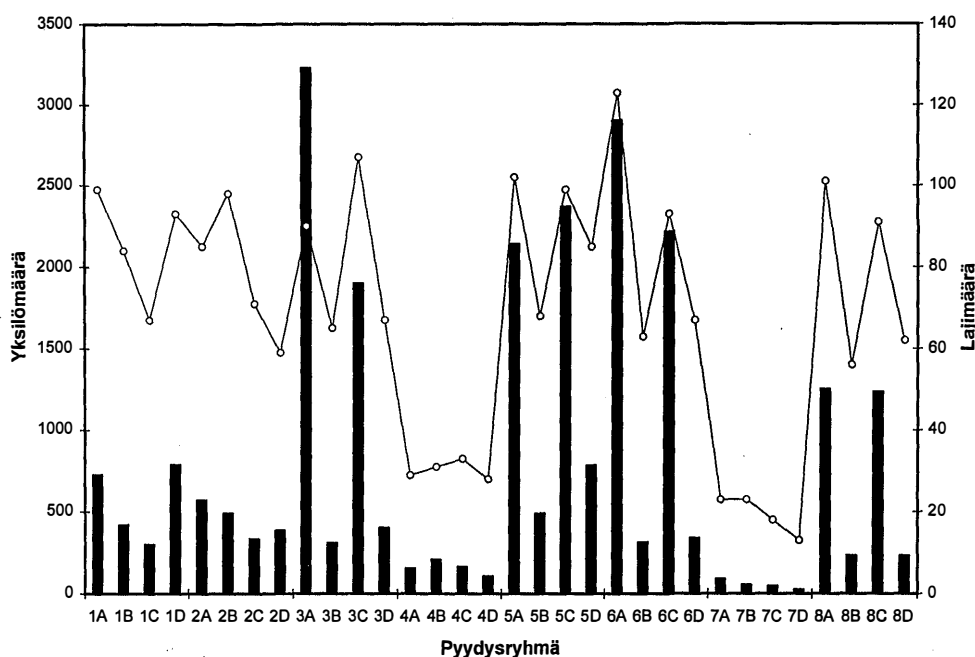
10.3.1 Kovakuoriaisten yksilö- ja lajimäärät

Määritetyssä aineistossa oli 25 318 kovakuoriaisyksilöä ja 493 lajia tai lajiryhmää. Runsaimmat lajit olivat kuusenniluri *Hylastes cunicularius* 5 546, lyhytsiipisten Aleocharinae-ryhmä 1 611, ruostekaarniainen *Rhizophagus ferrugineus* 1 434, pisarvaajakaslaji *Sepedophilus littoreus* 1 429, vaippaniluri *Hylurgops palliatus* 1 245, haaskavaajakaslaji *Tachinus pallipes* 1 221, kannonhutikirjaaja *Dryocoetes autographus* 1 218 ja puikkoseppä *Athous subfuscus* 1 011 yksilöä. Ensimmäiseltä pyyntijaksolta saatiin kaikkiaan 21 562 yksilöä ja 435 lajia. Kolmas pyyntijakso oli huomattavasti pienempi niin yksilö- (3 756) kuin lajimäärältäänkin (201).

Koska ensimmäisestä pyyntijaksosta on kaksi aluetta (LAHO4 ja LAHO7) määrittämättä, eri koealueiden aineistoja ei voi suoraan verrata toisiinsa. Niiltä koealueilta, joilta molemmat pyyntijaksot on määritetty, kovakuoriaisten yksilömäärät vaihtelivat 1 794 ja 5 798 välillä. Havaitut lajimäärät olivat samaa luokkaa kaikilla niillä alueilla, joista molemmat jaksot on määritetty, vaihdellen 160:stä 194:ään. Alueet, joista ensimmäinen pyyntijakso on määrittämättä, jäivät selvästi alle em. lukujen. Taulukossa 10.1 on esitetty kovakuoriaisten havaitut yksilö- ja lajimäärät.

Taulukko 10.1. Lahopuukokeen kovakuoriaisten yksilö- ja lajimäärät eri koealueilla. Alueiden LAHO4 ja LAHO7 aineistosta on ensimmäinen pyyntijakso määrittämättä.

	LAHO1	LAHO2	LAHO3	LAHO4	LAHO5	LAHO6	LAHO7	LAHO8	YHT.
Yksilöitä	2252	1794	5852	644	5798	5787	231	2960	25318
Lajeja	194	173	178	62	180	176	46	160	493



Kuva 10.3. Lahopuukokeen yksilö- (pylväät) ja lajimäärät (yhtenäinen viiva) pyydysryhmistä vuoden 1995 aineiston perusteella. Kukin ryhmä koostuu kolmesta ikkunapyydyksestä. Ryhmät A ja C ovat kokeita (tukkikolmiot), ryhmät B ja D kontrolleja (ei tukkeja). Alueilta LAHO4 ja LAHO7 vain kolmas pyyntijakso on määritetty.

Kun verrataan koe- ja kontrollipyydyksiä keskenään, olivat yksilömäärät koe-pyydyksissä selvästi suurempia kuin kontrollipyydyksissä. Ainoa poikkeus oli avohakkuualat, joissa eroa ei juuri ollut. Lajimäärän vaihtelu koe- ja kontrollipyydysten välillä oli samansuuntainen, mutta ei yhtä selvä kuin yksilömäärän suhteen. Vaikka yksilömäärä aarnimetsässä LAHO8 oli pienempi kuin vanhoissa talousmetsissä (LAHO5 ja LAHO6), sieltä saatu lajimäärä oli samaa luokkaa (n. 100 lajia koe-pyydyksissä ja n. 50 lajia kontrollipyydyksissä) kuin talousmetsissäkin. Aarnimetsästä saatu lajimäärä suhteessa havaittuun yksilömäärään oli siis selvästi korkeampi kuin vanhoissa talousmetsissä (kuva 10.3).

10.3.2 Mielenkiintoiset lajit

Määritetyssä aineistossa oli muutamia faunistisesti mielenkiintoisia lajeja. *Anidorus nigrinus* (Aderidae) on laji, jota tunnettiin Suomesta aikaisemmin vain yksi yksilö Rautjärven Simpeleeltä (Clayhills 1991). Lahopuukokeessa sitä saatiin yhteensä 87 yksilöä, joista 85 avohakkuilta (LAHO1 ja LAHO2), sekä lisäksi yksittäiset yksilöt vanhan talousmetsän koealueilta LAHO5 ja LAHO6. Lajin löytyminen näin runsaana useammasta paikasta osoittaa sillä olevan vahvan kannan Lohikosken alueella. Se ei voine olla aivan uusi tulokas alueella, mutta se on aikaisemmin jäänyt huomaamatta. Aikuiset parveilevat pääasiassa iltamyöhällä, eivätkä avohakkuut muutenkaan ole suosituimpia keräyspaikkoja. Elintavoista ei ole kovin paljon tietoa; toukat elävät lahossa puussa, ainakin männyssä. Aikuisia on muualla tavattu karuissa valoisissa mäntymetsissä. Yksilöitä lienee lisää toisen pyyntijakson aineistossa, sillä IM sai alueelta LAHO2 useita yksilöitä kenttähaavilla vielä 24.7.1996, tosin kesällä 1996 hyönteisten esiintymisajat olivat normaalia myöhäisempiä.

Anthophagus angusticollis (Staphylinidae) on levinneisyydeltään hyvin kaakkoinen lyhytsiipinen, jota tavataan itärajaan rajoittuvissa kunnissa (esim. Joutseno, Parikkala). Lohikosken löytöpaikat ovat varmaan hyvin lähellä levinneisyysalueen länsirajaa. Lajia tavataan yleensä pensaikoista ja korkeilta kukkivilta kasveilta. Lohikosken kaikki kolme yksilöä tulivat alueelta LAHO6, joka on vanha talousmetsä. Alueen lähellä on tosin avohakkuu, jossa kasvaa rehevää heinää ja ruohoja.

Orpohaaskavaajakas, *Tachinus basalis* (Staphylinidae), on harvinainen itäinen lyhytsiipinen, joka löydettiin vasta 1970-luvulla Pohjois-Karjalasta (Lundberg 1978). Ensimmäiset löydöt keskittyivät parhaisiin vanhoihin metsiin ja lajia pidettiin aikaisemmin huomaamatta jääneenä ikimetsäharvinaisuutena. Laji on luokiteltu silmälläpidettäväksi harvinaiseksi lajiksi (Rassi ym. 1992). Uusia löytöjä lajista on tehty monesta paikasta Keski-Suomea myöten ja se saattaaakin olla jopa leviämässä ja runsastumassa. Orpohaaskavaajakasta on tavattu sienistä ja raadoilta. Lohikoskella se löytyi alueilta LAHO3, LAHO5 ja LAHO8, joista vain viimeksi mainittu on vanhaa metsää (osa Huosionkorven luonnonsuojelualueita).

Lomechusa pubicollis (Staphylinidae) on hyvin harvinaisena pidetty muurahaisten seurassa elävä lyhytsiipinen. Se elää toukkana kekomuurahaisten (*Formica*) pesissä ja aikuiset talvehtivat viholaiten (*Myrmica*) pesissä (Palm 1972). Löytöjä on lähes koko Suomesta, mutta hyvin vähän. Ikkunapyydyksillä lajia on viime vuosina saatu useammasta paikasta. Tämä viitanee siihen, että se ei ole niin harvinainen kuin on oletettu, mutta perin vaikea löytää muilla menetelmillä. Aineiston ainoa yksilö tuli aarnimetsästä alueelta LAHO8.

Melanotus villosus (Elateridae) on kookas seppä, joka on kuitenkin hyvin vaikea erottaa yleisestä pikisepästä *Melanotus castanipes*, johon se on välillä ollut yhdistettynäkin. Lajin esiintyminen Suomessa on varmistunut vasta viime vuosina (Muona 1994), nyt löytöpaikkoja on tiedossa muutamia. Pikiseppämateriaalien läpikäynti kokoelmissa tuottanee lisää löytöpaikkoja. Toukka elää petona lahoavassa puussa. Ainoa yksilö tuli alueelta LAHO2.

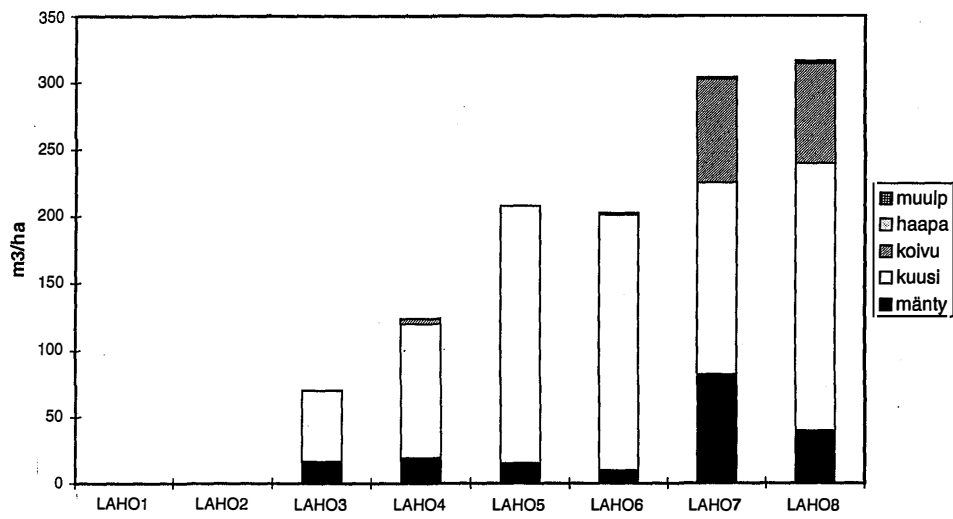
Ukkokaarnainen, *Rhizophagus grandis* (Rhizophagidae), on elintavoiltaan hyvin erikoistunut. Se elää petona ainoastaan ukkonilurin *Dendroctonus micans* syömäkuvioissa. Niistä sen kuitenkin löytää melko säännöllisesti. Lajia tuli yksi yksilö alueelta LAHO6, vanhasta talousmetsästä, joka sopii hyvin ukkonilurin esiintymispaikaksi. Ukkoniluria ei löytynyt nyt määritetystä aineistosta.

Pulskahelysieniäinen *Triplax rufipes* (Erotylidae) elää lehtipuilla kasvavilla vi-nokkailla. Se on luokiteltu silmälläpidettäväksi taantuneeksi lajiksi (Rassi ym. 1992). Viime vuosina tehdyissä lajistoselvityksissä sitä on kuitenkin todettu niin monesta paikasta, että se poistetaan uhanalaisten lajien luettelosta.

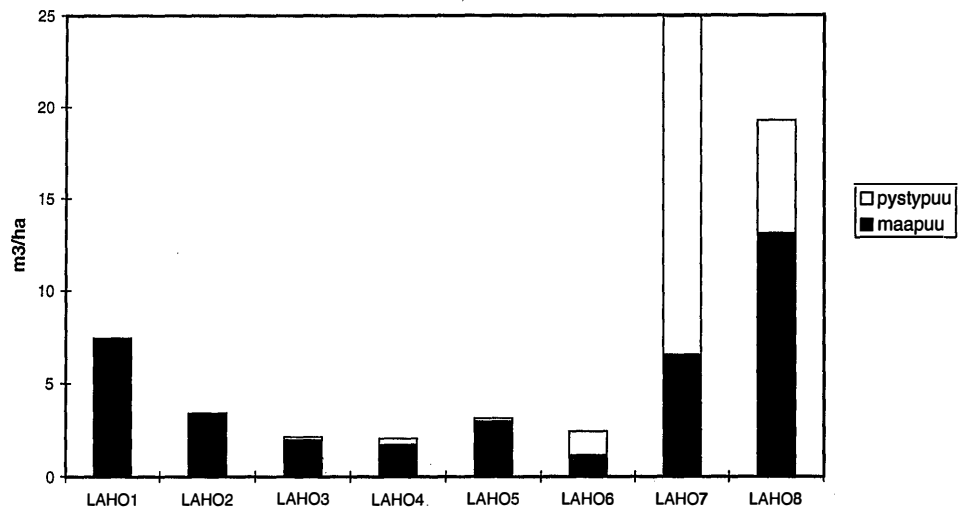
Oksakirjaajiin kuuluva kaarnakuoriainen *Pityophthorus morosovi* (Scolytidae) oli määritetyn aineiston faunistisesti mielenkiintoisin laji. Sitä ei ole aikaisemmin tavattu Suomesta, tosin sen löytyminen oli odotettavissa. Laji tunnetaan Venäjältä (myös Venäjän Karjalasta), Virosta, Ruotsista (yksi yksilö ikkunapyydyksestä Pohjois-Ruotsista 1970-luvulla) (Lundberg 1975), sekä Keski-Euroopan itäosista (Puola, Tsekki, Itävalta). Laji elää kasvavien kuusten ohuissa kuolevissa latva-oksissa ja on siten varsin vaikea löytää (Pfeffer 1995). Yllättävää olikin lajin saaminen näin matalalle sijoitetulla pyydyksellä ja vielä kaksi yksilöä samasta pyydyksestä. Kyseessä oli kontrollipyydyks.

10.3.3 Lahopuukoealojen elävä ja kuollut puusto

Lahopuukoealojen elävän puuston tilavuus vaihteli avohakkuiden nollasta aarnimetsien yli 300:een m³/ha (kuva 10.4). Lahopuuta oli enimmillään aarnimetsissä, n. 20–25 m³/ha, muilla koealoilla vain muutama kuutiometri hehtaaria kohden. Poikkeus oli avohakkuukoeala LAHO1, jossa lahopuuta oli n. 7.5 m³/ha. Kaikilla alueilla lukuunottamatta LAHO7:ää kuollutta pystypuuta oli selvästi vähemmän kuin maapuuta. Kuvassa 10.5 on esitetty kuolleen puun määrä koealueilla.



Kuva 10.4. Elävän puun keskimääräinen tilavuus m^3/ha lahoppukoealoilla. Muulp=muu lehtipuu kuin koivu tai haapa.



Kuva 10.5. Lahoppuun keskimääräinen tilavuus (m^3/ha) koealoilla. Tukkikolmioita ei tässä ole laskettu mukaan.

10.4 Tutkimuksen tulevaisuus

Lahopuukokeen aineistosta suurin osa on vielä määrittämättä, eikä kaulauskoe-aineiston määrittystä ole vielä edes aloitettu. Aineistot ovat kuitenkin hyvin mielenkiintoisia jo faunistisestikin. Koejärjestely ja suuret yksilömäärät mahdollistavat aineistojen tilastollisen käsittelyn. Koska lahoamisprosessi kestää vuosikausia, tulisi pyyntejä jatkaa esim. 3–5 vuoden vähintään 20 vuotta.

Harri Tukian keväällä 1996 Lohikoskella aloittamasta lahopuukokeesta lehtipuilla (koivu, haapa leppä) (Tukia 1997) saadaan erittäin mielenkiintoista vertailuaineistoa, koska koejärjestely on samanlainen kuin tässäkin tutkimuksessa.

Lähteet

- Clayhills, T. 1991: *Anidorus nigrinus* (Germar) new to the Finnish fauna (Coleoptera, Aderidae). – *Entomologica Fennica* 2:1.
- Jaakkola, S. 1995: Kuollut puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:30–36.
- Kallio, S. 1995: Tutkimusalueiden pienipiirteinen kuviointi. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:37–47.
- Lundberg, S. 1975: *Bidrag till kännedom om svenska skalbaggar 15* (Coleoptera). – *Entomologisk Tidskrift* 96:8–13.
- 1978: *Agathidium pulchrum* och *Tachinus basalis* nya för Europa, samt andra sällsynta skalbaggsarter från Pallosenvaara-området (östra Finland) (Coleoptera). – *Notulae Entomologicae* 58:71–72.
- Muona, J. 1994: Tarkennuksia eräiden kuoriaislajien esiintymiseen Suomessa ja Venäjän Karjalassa (Coleoptera). – *Sahlbergia* 1:7–10.
- Palm, T. 1972: *Skalbaggar, Coleoptera. Kortvingar: Fam. Staphylinidae, underfam. Aleocharinae (Aleuonota – Tinotus)*. – *Svensk insektfauna* 9, häfte 7:297–467. Stockholm.
- Penttilä, R. 1995: Käävät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A 43:64–73.
- Pfeffer, A. 1995: *Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer. Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae. Pro Entomologia, Basel*. 310 s.

- Raivio, S. 1995: Elävä puusto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:22–29.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhl, G. 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. – Komiteamietintö 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994: Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: A comparison between Finnish and Russian Karelia. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 9:185–191.
- Tukia, H. 1997: Luonnonsuojelualueiden talousmetsien ennallistaminen -tutkimus- ja selvityshankkeen 1. väliraportti: Ennallistamiskokeiden lähtötilanteet ja suoritettut toimenpiteet. – Käsikirjoitus.
- Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996: What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. – *Biodiversity and Conservation* 5:75–100.

Liite 10.1. Lahopuukokeen puustomittaukset 1996.

- puusto mitataan 3 aarin ympyräkoealalta (säde 9.77 m) siten, että tukkikolmion keskusta/kontrollipyydyys on keskipisteenä
- elävä puu = pituus >3 m
- pensas = puiden taimet ja varsinaiset pensaats, joiden pituus 0.5–3 m
- kuollut pystypuu = pituus >1.35 m ja lpm >10 cm
- maapuu = pituus koealan sisällä >1.0 m ja lpm paksummasta päästä >10 cm
- hakkuutähde = lpm ≤10 cm
- kanto = korkeus ≤1.35 m ja lpm >10 cm

1. Koealan tunnus

2. Metsätyyppi

3. Topografinen asema

1. Tasamaa, 2. Rinne, ilmansuunta, 3. Notkelma, 4. Kumpareen laki, 5. Kumpareikko

4. Kasvupaikan ominaisuudet, joilla vaikutusta puustoon ja kasvillisuuteen

1. Normaali, 2. Kivinen, 3. Erittäin kivinen, 4. Kallioinen, 5. Louhikkoinen, 6. Soistunut, 7. Kuntainen, 8. Lähteinen, 9. Multakerros

5. Kosteus tukkikolmion/kontrollipyydyksien kohdalta

1. Kuiva, 2. Kuivahko, 3. Tuore, kostea, 4. Märkä, hiukan vetinen, 5. Hyvin vetinen

6. Hakkuutähde (lpm ≤ 10 cm) % koealan peittävyydestä

7. Pensaiden (pituus 0.5–3 m) lukumäärä lajeittain

1. Mänty, 2. Kuusi, 3. Hieskoivu, 4. Rauduskoivu, 5. Haapa, 6. Harmaaleppä, 7. Tervaleppä, 8. Raita, 9. Pihlaja, 10. Lehtikuusi, 11. Metsälehmus, 12. Tuomi, 13. Pajut, 14. Kataja, 15. Paatsama, 16. Taikinanmarja, 17. Koiranheisi, 18. Vadelma, 19., 20. Tunnistamaton, 21. Tunnistamaton havupuu, 22. Tunnistamaton lehtipuu

8. Elävien pystypuiden keskipituus puulajeittain, m

9. Valtapuuston ikä puulajeittain, v

10. ≤10 cm kuolleiden pystypuiden lukumäärä puulajeittain

11. Koetukin numero

12. Puulaji (ks. koodit pensaiden kohdalta)

13. Puun kunto

1. Elävä, terve puu.
2. Elävä, huonokuntoinen, latvus selvästi supistunut, harsu.
3. Elävä, mekaaninen vaurio.
4. Elävä, taudin tai tuholaisen vaurioittama.
5. Äskettäin kuollut puu. Kaarnan irtoamista ja oksien karisemista ei sanottavamin ole tapahtunut. Poikkeuksena ne puut, joista kaarna on irronnut hyönteistuhojen tai tikkojen työn seurauksena.

6. Puun kuolemasta jo pidempi aika. Havupuu yleensä menettänyt kaarnansa ja runko alkanut kuivettua. Kaarnaa usein puun tyvellä. Lehtipuulla kaarna/tuohi yleensä jäljellä ja runko alkanut lahota sisältäpäin. Oksat pääosin karisseet, jäljellä vain suurimpien oksien rankoja.
7. Havupuu kuivettunut ranka. Lehtipuulla runko pehmennyt ja vain kaarnan/tuohen tukemana pystyssä. Lehtipuulla kaikki oksat tavallisesti karisseet pois.
8. Kelo. Kuori irronnut, puuaines kovaa.
9. Palanut puu. Pinta nokinen/hiiltynyt, puuaines kovaa.
10. Maapuu
11. Kanto
12. Koetukki

14. Puuluokka elävistä pystypuista

1. Ylispuu, 2. Pää- ja lisävaltapuu, 3. Välipuu, 4. Aluspuu, 5. Alikasvos

15. Rinnankorkeusläpimitta (cm) pystypuista

16. Kuolleen pystypuun pituus (m/dm): KAIKKI mitataan

17. Ylispuiden biologinen ikä (v) puulajeittain

18. Maapuun läpimitta (cm) paksummasta päästä koealan sisällä

19. Maapuun läpimitta (cm) ohuemmasta päästä koealan sisällä

20. Koealan sisään jäävän maapuun pituus (dm)

21. Maapuun/kannon lahoaste

1. Kova. Puuainekseltaan kova, tuore tai melko tuore maapuu. Yleensä kuorellinen puu, vain vähän epifyyttejä (pystypuiden epifyyttejä saattaa olla). Puukko tunkeutuu puuainekseen vain muutamia mm.
2. Hieman lahonnut. Puuainekseltaan melko kova maapuu, pintaosa jo hieman lahonnutta. Yleensä kuorellinen puu, vähän epifyyttejä. Puukko tunkeutuu puuainekseen muutamia cm.
3. Puolilaho. Puuainekseltaan melko pehmeä maapuu. Kuori usein repeillyt ja paikoin pudonnut, epifyyttikasvusto paikoin melko runsasta, mutta ei kookkaina kasvustoina. Puukko tunkeutuu melko helposti puuainekseen useita cm.
4. Läpilaho. Pehmeä, yleensä kuoreton maapuu. Epifyyttikasvustoa runsaasti, ei yleensä peitä koko maapuuta. Puukko tunkeutuu helposti kahvaa myöten puuainekseen.
5. Lähes maatunut. Puuainekseltaan hyvin pehmeä, sormin hajoava maapuu. Usein täysin epifyyttien peittämä, epifyyteistä suurin osa metsämaan sammalia. Erottuu metsämaasta vain kohoumana. Puukko tunkeutuu puuhun hyvin helposti kahvaa myöten.
6. Kelo. Kuori irronnut, puuaines kovaa.
7. Palanut puu. Pinta nokinen/hiiltynyt, puuaines kovaa.

22. Rungon katkeamistapa

1. Juuripaakku. Juuret ja maa nousseet ylös, juuren tyvellä kuoppa.
2. Juurimurtoinen. Puu kaatunut juurineen, kuoppaa ei ole.
3. Tyvimurtoinen. Runko katkennut juuren niskan yläpuolelta.
4. Runkomurtoinen. Runko katkennut 1.3 m:n yläpuolelta.
5. Justeeri- ym. kanto.
6. Moottorisaha-/ motokanto

23. Kannon lpm (cm) juuren niskasta**24. Kannon korkeus (cm)****25. Lahopuukokeen tukin kuoren peittävyys %****26. Lisähuomioita**

11 LOHIKOSKEN PIKKUNISÄKÄSPYYNNIT 1995

Suvi Raivio & Erja Hakkarainen

11.1 Johdanto

Lohikoskella pyydystettiin pikkunisäkkäitä syksyllä 1993 ns. pirstoutumistutkimusalueilla (ks. Hakkarainen & Hellstedt 1995, Raivio 1995). Kyseessä oli viisi noin 30 ha:n kokoista metsäaluetta, joissa sulkeutuneen metsän osuus oli karkeasti noin puolet alueen kokonaispinta-alasta. Metsät kuitenkin vaihtelivat pirstoutumisasteeltaan hyvin pienikuvioisesta mosaiikista (kuvioiden keskikoko 1.8 ha) keskikokoisen (4.6 ha) kautta lähes yhtenäiseen vanhaan metsään (19.5 ha). Kullakin viidellä alueella pikkunisäkkäitä pyydystettiin 20 pienruudulla. Kussakin pienruudussa oli kahdeksan tappoloukkua ja neljä suppilopyydystä. Lisäksi Syrjäsaaren ympäristön pellolla ja avonaisella niityllä pyydettiin pikkunisäkkäitä sekä suppiloilla että tappoloukuilla. Pyydykset koettiin kullakin alueella kerran vuorokaudessa kahden vuorokauden ajan 8.9.–18.9.1993 välisenä aikana. Loukkuvuorokausia kertyi yhteensä 2 504.

Saalis jäi varsin pieneksi, koska syksyllä 1993 oli pikkunisäkäspopulaatioiden kannanvaihteluiden aallonpohja. Yhteensä saatiin vain 52 yksilöä, jotka edustivat kuutta lajia. Saalisindeksi oli 2.1 eläintä/100 loukkuvuorokautta. Metsäpäästäinen oli ylivoimaisesti runsaslukuisin laji. Tämän vuoksi pyyntejä täydennettiin syksyllä 1995, jolloin oli myyräkantojen huippuvuosi.

11.2 Menetelmät

Syksyllä 1995 Erja Hakkarainen pyydysti pikkunisäkkäitä kahdella pirstoutumistutkimuksen viidestä alueesta, Huosiossa ja Kivijärvellä. Huosio edusti laajaa yhtenäistä metsäaluetta (varttuneen metsän kuvioiden keskikoko 17.6 ha, alue on osa Huosionkorven luonnonsuojelualuetta), Kivijärvi taas kohtuullisesti pirstoutunutta talousmetsää (varttuneen metsän kuvioiden keskikoko 4.6 ha). Kummankin alueen varttuneet metsät olivat mustikkatyypin kuusikoita, taimikkoalueet oli viljelty männylle.

Pyyneissä käytettiin pienruutumenetelmää. Koska syksyllä 1993 pääosa lajistosta oli erityisesti suppilopyydyksiin (Pankakoski 1978) tulevia päästäisiä, keskityttiin tässä myyrä- ja hiirilajiston kartoittamiseen. Tämän vuoksi pienruuduissa käytettiin vain tappoloukkuja, yhteensä 12 kappaletta kussakin ruudussa. Pienruutuja oli Huosiossa 15 ja Kivijärvellä 13, ja ne sijoitettiin suurin piirtein samoille paikoille kuin vuonna 1993. Huosion ruuduista kymmenen oli metsissä ja viisi niiden ulkopuolella taimikoissa. Kivijärvellä metsässä sijaitsevia ruutuja oli yhdeksän kappaletta ja taimikoissa neljä. Pyynti kesti kummallakin alueella kaksi vuorokautta, joten loukkuvuorokausia kertyi 672.

Keväällä 1995 Lohikoskella aloitettiin ns. lahopuukoe (ks. s. 131–143), jossa pyydyksinä käytettiin pesuvadeista rakennettuja ikkunapyydyksiä. Koska pyydykset sijaitsivat maassa, ne keräsivät hyönteisten lisäksi myös pikkunisäkkäitä. Viimeisen pyyntijakson (1.–29.9.1995) pikkunisäkässaalis määritettiin lajilleen ja tulokset on esitetty seuraavassa.

11.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

11.3.1 Pienruudut

Pikkunisäkkäitä saatiin pienruuduista yhteensä 109 yksilöä. Kokonaissaalisindeksi oli 16.2 eläintä/100 loukkuvuorokautta eli moninkertainen syksyyn 1993 verrattuna. Eläimistä suurin osa (67 kpl) oli metsämyyriä (*Clethrionomys glareolus*). Uutena myyrälajina syksyn 1993 pyynteihin verrattuna saatiin pelto-myyriä (*Microtus agrestis*), tosin niitä jäi loukkuun vain kaksi yksilöä. Metsäpäästäisiä (*Sorex araneus*) tuli 38 yksilöä ja idänpäästäisiä (*S. caecutiens*) kaksi yksilöä (taulukko 11.1). Kun otetaan huomioon se, että taimikoissa oli vähemmän pienruutuja (yhteensä 9) kuin metsissä (yhteensä 19), saalin määrässä ei ollut suuria eroja biotooppien välillä.

Taulukko 11.1. Pikkunisäkässaalis Huosion ja Kivijärven pienruuduissa 1995. Metsä = metsässä sijaitsevat pienruudut, taimi = taimikossa sijaitsevat pienruudut.

Laji	Huosio		Kivijärvi		Yhteensä	
	Metsä	Taimi	Metsä	Taimi	Metsä	Taimi
Metsäpäästäinen	12	7	12	7	24	14
Idänpäästäinen	1	1	-	-	1	1
Metsämyyrä	20	12	25	10	45	22
Peltomyyrä	-	1	-	1	-	2
Yhteensä	33	21	37	18	70	39

11.3.2 Lahopuukokeen pikkunisäkkäät

Lahopuukoealojen ikkunapyydyksistä saatiin yhteensä 38 pikkunisäkäsyksilöä, jotka edustivat seitsemää lajia. Runsaslukuisin laji oli metsämyyrä, jota tuli 32 yksilöä. Peltomyyrä, metsäpäästäistä, vaivaispäästäistä (*Sorex minutus*), vaivaishiirtä (*Micromys minutus*) ja koivuhiirtä (*Sicista betulina*) saatiin kutakin yksi yk-

silö. Mahdollisen kenttämyyrän (*Microtus epiroticus*) lajinmääritys jäi epävarmaksi yksilön huonon kunnon vuoksi.

Uutena lajina Lohikosken alueelle saatiin vaivaishiiri, joka tyypillisesti esiintyy viljapelloilla, niityillä, metsänreunoissa ja rantaruovikoissa. Laji on hyvä kiipeämään pitkin korsistoja (Siivonen 1977). Vaivaishiiri saatiin alueelta LAHO1, joka on laaja (n. 15 ha) avohakkuu, jossa ei ole lainkaan jättöpuita. Vuoden 1993 pienruutupyynnissä Kivijärven alueelta saatiin yksi koivuhiiri vanhan talousmetsän ja taimikon rajalta. Laji saatiin syksyllä 1995 lahopakoealalta LAHO2, joka on mäkinen ja voimakkaasti ruohottunut avohakkuu. Alueen keskellä kulkee rehevä puronotko. Koivuhiiren tyypillisiä elinpaikkoja ovat havu- ja lehtimetsät, korvet, hakkuut, kosteat niityt sekä pensaikot ja viljapelot. Lajin esiintyminen Fennoskandiassa on hyvin hajanaista, mikä on perua aikaisemmasta laajemmasta levinneisyydestä (Siivonen 1977).

Yllättäen lahopuukokeen "sivutuotteena" saatu pikkunisäkässäalis oli lajimäärältään sama, kuin mitä varsinaisissa pienruutupyynnissä oli kaikkiaan saatu kahtena syksynä (kuusi lajia). Mikäli koko kesän aikana lahopuukokeen pyydyksiin tulleet pikkunisäkkäät olisi otettu talteen, olisi lajimäärä voinut hyvinkin kasvaa. Ilmeisesti halkaisijaltaan lähes 40 cm pesuvati on varsin tehokas pikkunisäkäspyydyys, vaikkei sitä ole mitenkään kaivettu maahan, kuten varsinaisia suppilopyydyksiä, joiden halkaisija on vain noin 10 cm.

Lähteet

- Hakkarainen, E. & Hellstedt, P. 1995: Lohikosken pikkunisäkkäät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A 43:119–124.
- Pankakoski, E. 1978: Suppiloloukku – käyttökelpoinen pikkunisäkäspyydyys. – Luonnon Tutkija 82:29–34.
- Raivio, S. 1995: Metsien pirstoutumisen vaikutukset linnustoon Lohikoskella. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:109–118.
- Siivonen, L. 1977: Pohjolan nisäkkäät. – Kustannusosakeyhtiö Otava, Keuruu. 196 s.

12 MENETELMIÄ JA TEKNIIKOITA TALOUSHMETSIIEN LUONNONSUOJELUN SUUNNITTELUUN

Jyrki Kangas

12.1 Johdanto

Taloustmetsien luonnonsuojelu -tutkimushankkeen eräänä kantavana ajatuksena on ollut saavuttaa synergiaetua ekologian, taloustieteen ja metsäsuunnittelun tutkijoiden yhteistyöstä. Tavoitteena on eri tieteenalojen edustajien keskustelun myötävaikutuksella esimerkiksi tuottaa ekologisissa tutkimuksissa perustietoja, jotka voidaan aikaisempaa paremmin hyödyntää ekonomisissa ja suunnittelulaskelmissa. Monitieteinen ote myös auttaa talousteoreetikkoja ja päätösanalyttikkoja kehittämään menetelmiä ja tekniikoita, joita käyttäen voidaan monipuolisesti ja syvällisesti tarkastella vaikkapa metsäntuotteen vaikutuksia metsäalueen potentiaaliin luonnon monimuotoisuuden kannalta.

Tämä kirjoitus on katsaus tutkimushankkeen metsäsuunnitteluosan tähänastisista päätöksistä. Viitatuista julkaisuista löytyvät yksityiskohtaiset selostukset tutkimuksista. Päätulokset liittyvät metsäsuunnitteluvaihtoehtojen arviointiin biologisen monimuotoisuuden kannalta strategisessa ja taktisessa suunnittelussa, ekologisen asiantuntemuksen hyödyntämiseen suunnittelulaskelmissa sekä osallistavan metsäsuunnittelun numeerisiin ydinmenetelmiin. Osa tutkimushankkeessa esitetyistä menetelmistä on jo otettu käytännön suunnittelun työkaluiksi (esim. Hiltunen 1995, 1996, Kajala 1996) ja osaa on testattu tositöissä (Kangas 1995, Karvinen 1995, Kivivuori 1995). Taloustmetsien luonnonsuojelu -tutkimushankkeessa on tehty alan pioneerityötä. Siksi tuotetut suunnittelumenetelmät, -mallit ja -käytännöt ovat toistaiseksi valtaosin prototyyppisiä, joiden jatkokehittely vaatii vielä paljon työtä. Tutkijoiden näkökulmasta on kuitenkin lohdullista ja kannustavaa havaita tuloksia omaksutun käytännön metsä- ja ympäristöalouteen.

Taloustmetsien luonnonsuojelu -tutkimushankkeen metsäsuunnittelututkimukset liittyvät kiinteästi Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen tutkimusaseman tutkimukseen "Monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmät, mallit ja tavoitteet". Yhteistyö Joensuun yliopiston metsä- ja tilastotieteilijöiden kanssa on ollut suureksi avuksi useimpien seuraavassa mainittavissa metsäsuunnittelun kehityssakelissa. Tutkimuksia ovat rahoittaneet myös Suomen Akatemia sekä Maj ja Tor Nesslingin säätiö.

12.2 AHP:sta kehittyneempiin menetelmiin

12.2.1 AHP soveltuu strategiavaihtoehtojen vertailuun

Luonnon monimuotoisuuden integrointi monitavoitteiseen metsäsuunnitteluun toteutettiin aluksi soveltaen analyttisen hierarkiaproessin (AHP) perusversiota (Kangas & Kuusipalo 1993, Kuusipalo & Kangas 1994). Menetelmä sopii strategiseen suunnitteluun, missä vertailtavia strategiavaihtoehtoja on vähän. AHP:n etuja ovat erityyppisten tavoitteiden yhteismitallinen tarkastelu, mahdollisuus arvioida kvalitatiivisia hyötyjä ja haittoja muuttamatta niitä markoiksi tai muiksi fyysisiksi mittasuureiksi, joustavuus tavoitteiden asettelussa ja mahdollisuus hyödyntää sekä objektiivista numerotietoa, subjektiivisia näkemyksiä että asiantuntijoiden arvioita.

Perusajatus monimuotoisuustarkasteluissa AHP:ia käytettäessä on kuvata monimuotoisuus sitä ilmentävillä komponenteilla. Komponentteihin jaolla pyritään selventämään käsitteen "monimuotoisuus" sisältöä sekä täsmentämään, mitkä osat monimuotoisuutta ovat juuri nyt tarkasteltavalla alueella keskeisiä. Komponentteja voidaan edelleen – niin tarvittaessa – kuvata tarkemmilla alikomponenteilla. Monimuotoisuus jaetaan niin yksityiskohtaisiin komponentteihin, että arvioitavat metsäsuunnitelmat voidaan arvottaa jokaisen komponentin suhteen.

AHP käy mainiosti alue-ekologisen suunnittelun työkaluksi. Sen avulla on helppo jäsentää suunnittelutehtävä hyvin hallittavissa oleviin osiin menettämättä tuntumaa kokonaisuuteen. AHP auttaa näkemään vaihtoehtojen suunnitelmien edut ja haitat eri tavoitteiden kannalta sekä hahmottamaan eri tavoitteiden, kuten monimuotoisuuden ja puuntuotannon, suhteet. Mainittujen hyvien puoliensa ansiosta AHP sopii myös osallistavaan metsäsuunnitteluun (Kangas & Matero 1993) sekä ryhmäpäästösten tueksi. AHP oli käytössä esimerkiksi Lapin metsästrategiatyössä (Kajala 1996). Sitä sovelletaan myös jossakin määrin Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelussa.

Käytännön metsäsuunnittelun kannalta AHP:n ehkä suurin heikkous on kerrallaan arvioitavissa olevien suunnitelmien vähäinen määrä. Parinkymmenen vaihtoehdon keskinäinen vertailu on jo varsin vaivalloista. Taktisessa metsäalueen suunnittelussa vaihtoehtoisia suunnitelmia on paljon. AHP:sta myös puuttuu tehokas numeerinen laskentaydin optimointialgoritmeineen; se nojautuu liiaksi manuaaliseen otteeseen ollakseen sellaisenaan käyttökelpoinen pitkälle tietokoneistetussa rutiinisuunnittelussa. Myös aidon vuorovaikutteisuuden toteuttaminen on tahmeaa. Tehokasta vuorovaikutteisuutta tarvittaisiin erityisesti osallistavassa suunnittelussa; esimerkiksi kun suunnittelulaskelmia käytetään osallistujien yhteisessä istunnossa keskustelujen apuneuvona ja taustamateriaalina (Pykäläinen & Kangas 1996).

Teoreettisesti vakava ja myös käytännön päätöstuen kannalta merkittävä puute AHP:ssä on menetelmällä laskettujen tulosten luotettavuusarvioinnin vajavaisuudet. AHP tosin tuottaa tunnusluvun, joka mittaa laskennassa käytettyjen ar-

viointien yhdenmukaisuutta, mutta sen tulkinta ja perusteet ontuvat. Tosin sama heikkous on lähes kaikilla päätösanalyysimenetelmillä, esimerkiksi matemaattisella ohjelmoinnilla.

12.2.2 HERO-pohjaiset sovellukset yhdistävät optimoinnin tehokkuuden ja AHP:n joustavuuden

AHP:n edut on pyritty hyödyntämään ja haitat välttämään sen ja perinteisempien metsäsuunnittelumenetelmien yhteiskäytöllä, missä AHP:n tavoiteanalyysi-osan perustekniikoita sovelletaan optimointitehtävän muotoiluun. Pohjana monipuoliselle tuotantomahdollisuuksien tarkastelulle on simuloinnilla tuotettu vaihtoehtojen joukko. Vaihtoehtoavaruus koostuu metsiköittäisistä tuotanto-ohjelmista. Optimoinnissa haetaan asetetut tavoitteet parhaiten toteuttava metsiköittäisten tuotanto-ohjelmien yhdistelmä eli metsäsuunnitelma metsäalueelle.

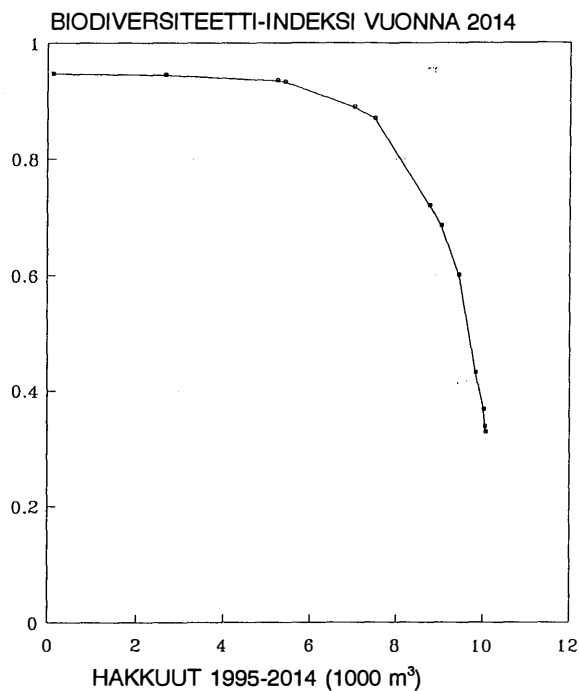
Menetelmäkehitystyössä on ollut tavoitteena säilyttää optimointitehtävän muotoilussa AHP:lle ominainen joustavuus menettämättä perinteisten optimointilaskelmien tehokkuutta. Aikaisemmin käytettyjen optimointitekniikoiden, kuten lineaarisen ohjelmoinnin, eräs heikkous on tekniikkavetoisuus: tavoitteiden asettaminen on niissä kankeaa teknisten ehtojen takia erityisesti monitavoitteisessa tilanteessa. Heuristiikka suo mahdollisuudet tehdä optimointilaskelmat paremmin suunnittelutilanteen ehdoilla. Monitavoitteisia metsäsuunnittelun tehtäviä varten onkin kehitetty heuristinen optimointimenetelmä HERO (Pukkala & Kangas 1993). Siinä optimointitehtävän muotoilussa voidaan hyödyntää AHP:ssä käytettyjä tavoiteanalyysitekniikoita. Muuta yhteistä AHP:ssä ja HEROSSA ei menetelmällisesti tai teknisesti juuri olekaan. Esimerkiksi HERON tavoitemallin rakenne ja vaihtoehtojen arvottamistavat ovat erityisesti siihen kehitettyjä. HERO on käytössä monitavoitteisen metsäsuunnittelun ohjelmisto MONSUssa (Pukkala 1993). Menetelmä on helppo ohjelmoida osaksi mitä tahansa suunnittelusysteemiä.

Monimuotoisuus on mahdollista ottaa tavoitesuureeksi HERON optimointilaskelmiin (Kangas & Pukkala 1996). Kuten AHP:ssä HEROSSakin monimuotoisuus kuvataan komponenteillaan (esim. lehtipuuston kokonaistilavuus alueella), komponenttien alikomponenteilla (esim. haavan, lepän, pihlajan ja koivun tilavuudet alueella), jne. Kunkin komponentin/alikomponentin, jota ei enää jaeta osiinsa, merkitys monimuotoisuudelle ilmaistaan HEROLle ominaisella osahyötyfunktioilla. Osahyötyfunktio kuvaa monimuotoisuuden muutosta komponentin määrän funktiona – esim. mikä on pihlajan esiintymisen merkitys monimuotoisuudelle. Joustavuudessa on suunnittelun numeeristamisen takia jouduttu tinkimään sen verran, että monimuotoisuus pitää määritellä numeroin ilmaistavissa olevin komponentein. Koska suunnittelussa aina arvioidaan tulevaisuutta, komponenttien kehitys on voitava kohtuullisella luotettavuudella ennustaa.

HERON monimuotoisuustarkasteluja on kokeiltu rohkaisevin tuloksin Pohjois-Karjalassa yksityismetsien suunnittelussa (Karvinen 1995, Kivivuori 1995). Ko-

keiluissa on toistaiseksi pitäydytty melko karkeaan monimuotoisuuden kuvaukseen: komponentteina ovat olleet lehtipuiden tilavuus alueella, vanhojen metsien osuus alueesta ja kuolleen puuaineksen määrä alueella. Metsänomistaja voi valita monimuotoisuuden samalla tapaa tavoitesuureeksi kuin vaikkapa nettotulot suunnittelukauden aikana, puuston hakkuuarvon kauden lopulla, maiseman kauneutta kuvaavan indeksin tai todennäköisen mustikkasadon.

HEROlla voidaan päätöksenteon tueksi paitsi tuottaa tavanomaiset metsäsuunnitelmat, myös esittää tuotantomahdollisuuden rajat puuntuotannolle ja monimuotoisuudelle tai sen komponenteille (kuva 12.1). Tuotantomahdollisuuksien kuvaus helpottaa ymmärtämään eri tavoitesuureiden väliset suhteet ja vaihdettavuudet. Oheisesta kuvasta nähdään, että hakkuita voidaan aluksi lisätä vähentämättä alueen monimuotoisuusarvoa, kunhan ne toteutetaan otollisissa kohteissa ja otollisilla tavoilla. Hakkuita edelleen lisättäessä monimuotoisuusarvo alkaa yhä enemmän vähentyä. Lopuksi hakkuut joudutaan ulottamaan vanhoihin metsiin, lehtipuustoihin ja tärkeisiin pienkohteisiin, mikä merkitsee romahdusta alueen arvoon monimuotoisuuden kannalta.



Kuva 12.1. Biodiversiteetin ja hakkuupoistuman tuotantomahdollisuuksien raja eräällä metsäalueella (Kangas & Pukkala 1996).

12.3 Ekologinen biodiversiteettiasiantuntemus hyötykäyttöön

AHP:ia ja HEROa käytettäessä ekologisen asiantuntemuksen hyödyntäminen on periaatteessa yksinkertaista. AHP:n osalta asiantuntemukseen nojaututaan määriteltäessä monimuotoisuuden komponentit sekä niiden tärkeydet. Samoin asiantuntija arvioi suunnitelmavaihtoehtojen hyvyys eri komponenttien suhteen. HEROssa puolestaan asiantuntijan tehtävänä on komponenttien valinnan ja niiden tärkeyksien määrittämisen lisäksi vastata osahyötyfunktioiden laatimiseksi tarvittaviin kysymyksiin. Näin asiantuntemus saadaan kytkettyä vertailu- ja optimointilaskelmiin.

Asiantuntemuksen hyödyntäminen on kuitenkin edellä kuvatulla tavalla vaivalloista, hidasta ja kallista, jos se toteutetaan erikseen joka suunnittelutilanteessa. Lisäksi monesti tarvittaisiin useita asiantuntijoita yhteen ja samaan suunnittelu-prosessiin: esimerkiksi jos AHP-laskelmassa valitaan komponenteiksi eri eliöryhmien elinympäristövaatimukset, joudutaan luotettavien arvioiden saamiseksi värväämään useita eksperttejä elinympäristöjä arvioimaan – kenties jopa kullekin eliöryhmälle oma asiantuntijansa. HEROa sovellettaessa taas osahyötyfunktioiden tapauskohtainen laatiminen tulisi aivan liian kalliiksi talousmetsien suunnittelua ajatellen. Asiantuntijoita tarvittaisiin useita myös sen takia, että asiantuntijat ovat keskenään usein eri mieltä erityistietämystensäkin alaan kuuluvissa kysymyksissä. Tämä kävi ilmi eräässä selvityksessä, kun tietyn metsäalueen suunnitelmavaihtoehtoja arvioitiin teeren elinympäristövaatimusten kannalta: alan ekspertit arvioivat eri tavoin suunnitelmien hyvyys (Kangas ym. 1993).

Ekologisen asiantuntemuksen tarve metsäsuunnittelussa on kuitenkin ilmeinen. Empiiriseen, objektiiviseen tutkimukseen pohjautuvia arvottamismalleja, jotka olisivat metsäsuunnittelun tehtävissä käyttökelpoisia, ei ole riittävästi olemassa. Asiantuntemuksella pyritään korvaamaan tämä puute. Esimerkiksi luonnonsuojelualueiden, suosittujen ulkoilualueiden ja muiden erityiskohteiden suunnitteluun voidaan toisinaan panostaa niin paljon, että riittävä asiantuntemus on mahdollista värvätä. Talousmetsien suunnittelussa kustannukset eivät saa nousta kovin suuriksi; on oletettavaa, että esimerkiksi nykyisten suunnittelukustannusten kaksinkertaistuminen olisi monessa tapauksessa jo liikaa. Yhdenkin lisäekspertin palkkaaminen nostaisi suunnittelukustannukset helposti liian suuriksi.

Kun on mahdollista värvätä useita asiantuntijoita suunnitteluun, ongelmaksi voi tulla se, kenen sanaan luotetaan. Eräs vaihtoehto on ottaa lähtökohdaksi asiantuntijoiden keskimääräinen arvio. Perustellumpi tapa on pyrkiä asiantuntijoiden keskinäiseen keskusteluun ja vuorovaikutukseen. Vuorovaikutuksen myötä saatetaan päästä jopa yhteiseen arvioon. Täydellinen konsensus lienee kuitenkin harvinaista. Tehokas keino pyrkiä kohti asiantuntijoiden yhteistä arviota on yhdistää AHP:n tekniset menetelmät delfitekniiikan mukaiseen vuorovaikutteiseen arviointiprosessiin. Tällaista tapaa on sovellettu kokeiluluonteisesti kunnostus- ojituksen vesistövaikutusten arviointiin (Kangas ym. 1996).

Asiantuntemuksen integroimista suunnittelulaskelmiin voidaan tehdä edullisemmaksi, helpottaa ja nopeuttaa laatimalla asiantuntemukseen perustuvat arvottamismallit. Malleilla pitää vaihtoehtoiset tuotanto-ohjelmat ja suunnitelmat voida arvottaa suunnitelmista tiedossa olevien seikkojen, kuten puusto- ja kasvupaikkatunnusten, perusteella. Metsäntutkimuslaitoksen ja Joensuun yliopiston yhteistyönä on kehitetty menetelmä laatia tällaisia asiantuntemukseen perustuvia malleja. Menetelmän perusversiota on käytetty mm. teeren elinympäristövaatimusten mallittamiseen (Kangas ym. 1993). Laadittuja malleja voidaan käyttää optimointilaskelmissa samaan tapaan kuin esimerkiksi puuston kasvumalleja. Kun malleja ei tarvitse tuottaa erikseen jokaista suunnittelutehtävää varten, niiden laatimiseen voidaan käyttää aikaa, vaivaa ja rahaa huomattavasti enemmän kuin tapauskohtaisessa mallinnuksessa – ja niin on syytäkin, koska malleissa mahdollisesti olevat virheet toistuvat suunnitteluprosessista toiseen.

Sekä asiantuntijoiden osallistuessa itse suunnitteluprosessiin että asiantuntijamalleja käytettäessä jää ongelmaksi saatujen tulosten luotettavuuden arviointi. AHP:n ja delfitekniiikan yhteiskäyttö parantaa sovelletun tietämyksen uskottavuutta, mutta luotettavuutta ei voida tällöinkään analyttisesti arvioida. Alho ym. (1996) esittivät vaihtoehtoisen tavan käsitellä asiantuntijoiden arvioita. Heidän varianssikomponenttimallitukseen perustuvalla menetelmällä voidaan tarkastella asiantuntijoiden arvioiden epävarmuuksia. Menetelmän avulla on mahdollista tuottaa luotettavuusarviot AHP:n tavoin toteutettujen monimuotoisuusvertailujen tuloksille. Esimerkiksi voidaan laskea, kuinka suurella todennäköisyydellä jokin metsäsuunnitelma on luonnon monimuotoisuuden kannalta parempi kuin toinen suunnitelma.

12.4 Talousmetsien luonnonsuojelu -tutkimushankkeen metsäsuunnittelututkimukset jatkossa

Metsäsuunnittelumenetelmien ja niiden monimuotoisuussovellusten kehitystyö on ollut käsillä olevassa hankkeessa vireää. Tavoitteena on ollut kehittää menetelmiä ja malleja, jotka soveltuvat niin rutiiniluonteiseen, tietokoneistettuun metsäsuunnitteluun kuin osiksi kokonaisvaltaisempaakin luonnonvarasuunnittelua ja alue-ekologista tarkastelua. Numeeriset menetelmät ja analyttinen ote tuovat syvyyttä, monipuolisuutta, uskottavuutta ja tehokkuutta myös luonnonvara- ja alue-ekologiseen suunnitteluun. Alue-ekologista suunnittelua on monesti vaivannut juuri tuotantomahdollisuuksien tarkastelun yksipuolisuus ja pinnallisuus sekä suunnitteluotteen subjektiivisuus.

Talousmetsien luonnonsuojelu -tutkimushankkeen metsäsuunnitteluosa keskittyy jatkossa yhtäältä perusmenetelmien ja -tekniikoiden edelleen kehittämiseen ja toisaalta jo tuotettujen sovellusten saattamiseen paremmin ekologisen kritiikin kestäviksi. Monitieteinen hanke suo tähän hyvät mahdollisuudet. Tähän asti metsäsuunnitteluosan pääpaino on ollut metodologisessa tutkimuksessa. Jatkossa panostetaan esimerkiksi HERO-optimoinnin yksityiskohtaisempaan moni-

muotoisuuskuvaukseen (ks. Uuttera & Kangas 1996) sekä delfitekniikan periaatteiden mukaiseen asiantuntemuksen mallinnukseen HERO-ympäristössä.

Pyrkimyksenä on kehittää edelleen keinoja asiantuntemuksen mahdollisimman uskottavaan mallinnukseen. On kuitenkin kyseenalaista, voidaanko ylipäättään tuottaa yleispätevää arvottamismallia monimuotoisuusarviointeihin. Se, mikä tietyssä suunnittelutilanteessa on eduksi monimuotoisuuden vaalimisen kannalta, riippuu erityisesti suunnittelukohteen ominaisuuksista ja potentiaalista esimerkiksi eri uhanalaislajien suhteen sekä tarkastelun mittakaavasta. Siksi on perusteltua jatkaa myös työtä suunnittelutilanteittaisen mallinnuksen nopeuttamiseksi ja helpottamiseksi.

Asiantuntemuksen luotettavuuslaskennan osalta on tarkoitus esittää menetelmä, jolla voidaan tarkastella arvioihin sisältyvien epävarmuuksien vaikutuksia monitavoitteisen päätösanalyysin lopputuloksiin. Aikaisemmin julkaistulla tavalla on mahdollista analysoida vain yhden tavoitesuureen suhteen tehtyjen vertailujen luotettavuutta. Jatkossa on tavoitteena myös integroida monimuotoisuusarviointit osaksi laajempaa kestävä kehityksen tarkastelua, missä luonnon monimuotoisuus edustaa ekologisen kestävyuden mittareita. Prototyyppiä tällaisesta sovelluksesta on jo alustavasti testattu Indonesian Borneolla (Kuusipalo ym. 1996). Jo esitettyjä tekniikoita tullaan kokeilemaan myös kokonaisvaltaisissa ympäristövaikutusten arvioinnin tehtävissä.

Monitavoitteisen metsäsuunnittelun tutkimuksen tuloksia ja tutkijoiden esittämiä ideoita on viime aikoina sovellettu varsin nopeasti käytännön metsätaloudessa, mikä ilolla pantakoon merkille. Osasyynä tähän on monitavoitteisen metsäsuunnittelun monestakin syystä kasvanut tarve ja siihen istuvien menetelmien huutava pula. Kääntöpuoli asiassa on se, että käytännön tehtäviin saatetaan omaksua vielä keskeneräisiä kehitelmiä. Kun aina ei välttämättä riitä malttia räätälöidä perusmenetelmiä suunnittelutarpeita vastaaviksi, on pelkona, että uusien tekniikoiden kokeiluissa petytään. Onneksi tällaista ei vielä ole liiemmin ollut havaittavissa.

On kuitenkin hyvä muistaa, että monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmät, mallit ja käytännöt eivät vielä ole valmiita ja lopullisia. Tarvitaan sekä tutkijoiden syvällistä paneutumista asiaan ja menetelmien kehitystyötä että käytännön suunnittelijoiden ja päättäjien kokeilun- ja kehityshalua. Sama koskee monimuotoisuuden integrointia metsäsuunnitteluun. Tutkijoiden ja käytännön kentän vuorovaikutus on välttämätöntä metsäsuunnittelun suuntaamiseksi entistä paremmin ajan tarpeet tyydyttäväksi.

Lähteet

Alho, J., Kangas, J. & Kolehmainen, O. 1996: Uncertainty in the expert predictions of the ecological consequences of forest plans. – *Applied Statistics* 45:1–14.

- Hiltunen, V. 1995: Maisematason metsäsuunnittelu metsähallituksessa. – Teoksessa: Korhonen, K. & Mäkkeli, P. (toim.), Metsän eri käyttömuodot yhdistävä suunnittelu. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 568:36–40.
- 1996: Alueellinen luonnonvarasuunnitelma kestävän metsätalouden apuvälineenä. – Teoksessa: Sepponen, P. & Niemi, M. (toim.), Lapin metsien kestävä käyttö. Tutkimuspäivä Rovaniemellä 1995. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 587:41–48.
- Kajala, L. (toim.) 1996: Lapin metsästrategia. – MMM:n julkaisuja 2/1996. 129 s.
- Kangas, J. 1995: Biodiversiteetin integrointi metsäsuunnitteluun. – Teoksessa: Hiedanpää, J. & Haila, Y. (toim.), Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus. Reposaari. Sykesarja C2:100–108.
- , Karsikko, J., Laasonen, L. & Pukkala, T. 1993: A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. – *Silva Fennica* 27:259–268.
- & Kuusipalo, J. 1993: Integrating biodiversity into forest management planning and decision-making. – *Forest Ecology and Management* 61:1–15.
- , Lauhanen, R. & Store, R. 1996: Kunnostusojitusvaihtoehtojen vesistövaikutusten asiantuntija-avusteinen arviointi ja liittäminen päätösanalyysiin. – *Suo* 47(2):47–57.
- & Matero, J. 1993: Ruunaan luonnonsuojelualueen jako aarni- ja puistoalueisiin: kokemuksia analyttisen hierarkiaproessin käytöstä osallistuvassa metsäsuunnittelussa. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 449. 44 s.
- & Pukkala, T. 1996: Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. – *Canadian Journal of Forest Research* 26:103–111.
- Karvinen, A. 1995: Vaivio-hanke: Monitavoitteisen metsäsuunnittelun kokeilu. – Teoksessa: Korhonen, K. & Mäkkeli, P. (toim.), Metsän eri käyttömuodot yhdistävä suunnittelu. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 568:44–46.
- Kivivuori, U. 1995: Liperin Vaivioon uuden ajan metsäsuunnitelma. – *Metsälehti* Nr 1/95:10.
- Kuusipalo, J. & Kangas, J. 1994: Managing biodiversity in a forestry environment. – *Conservation Biology* 8:450–460.

- Kuusipalo, J., Kangas, J. & Vesa, L. 1996: Sustainable forest management in tropical rain forests: A planning approach and case study from Indonesian Borneo. – *Journal of Sustainable Forestry*. Painossa.
- Pukkala, T. 1993: Metsäsuunnitteluohjelma MONSU. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. – *Moniste*. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 42 s.
- & Kangas, J. 1993: A heuristic optimization method for forest planning and decision-making. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 8:560–570.
- Pykäläinen, J. & Kangas, J. 1996: Interaktiivinen metsäsuunnittelu. – Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 39. 34 s.
- Uuttera, J. & Kangas, J. 1995: Pohjoisen havumetsävyöhykkeen metsäluonnon monimuotoisuuden kvantifiointi alueellisen metsäsuunnittelun tarpeisiin. – *Folia Forestalia* 1995(4):321–328.

13 JOHTOPÄÄTÖKSET

Suvi Raivio

13.1 Aineiston edustavuus

Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen aineisto käsittää toistaiseksi yhden vuoden ennen metsänkäsittelyjä ja yhden vuoden metsänkäsittelyjen jälkeen. Metsänkäsittelyjen ekologisten vaikutusten selvittämiseksi tämä on aivan liian vähän. Monissa eliöryhmissä muutokset eivät vielä näy tai ne ovat vasta alkamassa. Osa metsälajeista sinnittelee avohakkuilla useita vuosia ennen kuin ne häviävät (esim. Niemelä ym. 1993). Kuinka metsälajit selviävät tutkimusalueilla metsänkäsittelyjen jälkeen, näkyy vasta usean vuoden seuranta-aineistossa. Pidempiaikainen seuranta on tarpeen myös vuosittaisen, esim. säästä johtuvan satunnaisvaihtelun eliminoimiseksi.

Koska aineisto on kerätty vain kahdelta, Etelä-Suomen oloissa varsin laajalta ja yhtenäiseltä metsäalueelta, tuloksia ei voi suoraan soveltaa käsittelyhistorialtaan erilaisiin Pohjois-Suomen valtionmaihin tai hyvin pirstoutuneisiin yksityismetsiin. Tutkimusta pitäisi siis laajentaa pohjoiseen ja yksityismaille. Metsätehon, METLAN sekä Helsingin ja Jyväskylän yliopistojen yhteistutkimushanke "Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa" (Kaila 1995) tuo aikanaan lisävalaistusta kysymykseen, koska tutkimusalueet sijaitsevat enimmäkseen metsäyhtiöiden mailla Itä- ja Länsi-Suomessa. Hankkeessa on selvitetty kuitenkin vain erilaisten uudistamismenetelmien vaikutuksia, kasvatushakkuu ja taimikonharrennus eivät ole tutkimuksessa mukana.

Pekka Punttilan kritiikki (s. 75–77) toistojen ja vanhojen ohjeiden mukaisten käsittelyjen puuttumisesta on sinänsä aiheellista, mutta tässä tutkimuksessa ei tällaiseen yleistettävyyteen pyrittykään, koska alusta alkaen oli selvää, että käytävissä olevilla resursseilla ei siihen pystytä. Kyseessä on siis selkeästi tapaus-tutkimus (ks. Raivio 1995). Mitä tulee "turhiin" kontrollialueisiin, vanhamuotoisiin avohakkuihin ja aarnimetsiin, niin muuttumattomina ympäristöinä ne olivat käyttökelpoisia vuosittaisen vaihtelun selvittämiseksi. Jo ensimmäisen vuoden aineisto gradienttina vanhoista avohakkuista aarnimetsiin muodosti eräiden lajiryhmien (esim. käävät, sienet, lahpuusammalet) kohdalla mielenkiintoisen aineiston, jollaisia ei ole aikaisemmin juuri kerätty (ks. Lindberg 1995, Paalamo 1995, Penttilä 1995).

Monien lajiryhmien inventoinnit ovat yleensä keskittyneet parhaimpiin, useimmiten suojeltuihin vanhoihin metsiin. Koska tutkimuksen tarkoituksena oli saada karkea kuva lajiston monimuotoisuudesta Etelä-Suomen valtionmaiden talousmetsissä, oli usean ryhmän – eräissä tapauksissa pintapuolinen – inventointi ainoa mahdollisuus olemassa olevien resurssien rajoissa. Tarkemmat, yksit-

täisten lajiryhmien ekologiaan keskittyvät tutkimukset jäänevät jatkossakin yliopistollisen perustutkimuksen varaan.

13.2 Monimuotoisuuden mittaaminen

Monimuotoisuuden mittana käytetään useimmiten havaittua lajimäärää. Lajimäärien vertailu voi kuitenkin tuottaa ongelmia, koska eri alueilta kerätyt näytteet voivat olla hyvin erikokoisia. Näytteen koon (yksilömäärän) kasvaessa myös lajimäärä kasvaa pelkästään sattuman vaikutuksesta. Jos ajatellaan, että populaatio on astia, joka on täynnä eri lajeja kuvaavia numerolappuja, on todennäköisempää, että pieneen näytteeseen (lappuja nostetaan astiasta satunnaisesti 20 kpl) osuu vähemmän lajeja (eri numeroita) kuin suureen näytteeseen (lappuja nostetaan astiasta 200 kpl). Tämän vuoksi on mielekästä verrata keskenään lajimääriä samankokoisissa näytteissä rarefaktion (esim. Simberloff 1979, James & Rathbun 1981) avulla.

Rarefaktiota ei voida kuitenkaan käyttää yksinään monimuotoisuustarkasteluisa, koska se ei ota lainkaan huomioon lajien identiteettiä. Lajisto voi olla kahdessa näytteessä täysin erilainen, vaikka odotettu lajimäärä olisikin sama. Tämän vuoksi monimuotoisuustutkimuksissa tulee käyttää myös menetelmiä, jotka ottavat huomioon lajien identiteetin. Jos lajeja on satoja, on näytteiden vertailu pelkästään lajilistojen perusteella vaikeaa. Tällöin voidaan käyttää mm. samankaltaisuusindeksejä, joista esim. kovakuoriaisaineistoissa (s. 55–70) on käytetty Czekanowskin-Sörensenin indeksiä (Pesenko 1982). Erilaiset diversiteettindeksit ovat myös käyttökelpoisia tietyin rajoituksin (esim. Kouki 1993).

Aineiston laatu on ratkaisevaa lajikoostumuksen vertailussa. Kvalitatiivisessa aineistossa, joka koostuu on/ei -tiedosta, ts. esiintyykö jokin laji alueella vai ei, kaikki lajit ovat keskenään samanarvoisia (esim. Haila ym. 1987, Raivio 1989). Tällöin harvinainen vaateliassaji, jota on tavattu vain yksi ainoa yksilö, on samanarvoinen kuin hyvin yleinen laji, jota on löydetty satoja yksilöitä. Tämän vuoksi monimuotoisuustutkimuksissa on aina, kun se on käytännössä mahdollista, käytettävä kvantitatiivisia aineistoja, joissa kunkin lajin yksilömäärä on selvitetty.

Mikäli tarkastellaan metsänkäsittelyjen vaikutuksia nimenomaan metsälajiston monimuotoisuuteen, kuten tässä tutkimuksessa, on huomio kiinnitettävä tyypillisiin metsälajeihin. Metsistä saadut, avomaille tyypilliset ”jokapaikan lajit” ovat tällöin vähempiarvoisia. Jos monimuotoisuuden mittana käytetään pelkästään kokonaislajimäärää tuntematta lajien ekologialla, päädytään helposti hakoteille (esim. Kuusela 1992). Kun vanha metsä hakataan, siirtyy syntyneelle avohakkuulle avoimien biotooppien lajeja, mutta alueella säilyy vielä jonkin aikaa myös metsälajeja. Tällöin pelkästään kokonaislajimääränä mitattu monimuotoisuus kasvaa. Vasta muutaman vuoden – pitkäikäisten lajien kohdalla useiden vuosien – kuluttua metsälajit häviävät alueelta ja lajimäärä romahtaa.

Lajien elinympäristövaatimusten lisäksi pitäisi monimuotoisuutta mitattaessa ottaa huomioon myös lajien harvinaisuus ja mahdollinen uhanalaisuus. Metsänkäsittelyjen vaikutuksia harvalukuisiin lajeihin on kuitenkin vaikea tutkia, koska näytteiden yksilömäärät eivät välttämättä riitä tilastolliseen tarkasteluun. Tällöin on silti mahdollista seurata jonkin yksittäisen lajin, esim. monivuotisen käävän, kohtaloa ja mahdollista lisääntymistä käsiteltyllä alueella. Tähän on sekä Evon että Lohikosken tutkimusalueilla hyvät edellytykset.

13.3 Metsänkäsittelyjen vaikutukset lajistoon

Lähes kaikissa inventoiduissa lajiryhmissä havaittiin jonkinlaisia muutoksia metsänkäsittelyjen jälkeen, mutta niiden pysyvyydestä on mahdotonta sanoa yhden vuoden aineiston perusteella mitään, koska syynä voivat olla myös populaatioiden luonnolliset vaihtelut. Vasta useamman vuoden seurannalla päästään luotettaviin tuloksiin.

Mallialueilta löydettiin jonkin verran vähemmän kasvilajeja metsänkäsittelyjen jälkeen kuin ennen niitä. Avohakkuu pienensi selvästi lajimäärää. Molemmilla mallialueilla suuri osa kadonneista lajeista oli sammalia, joista etenkin pienikoiset maksasammalet (*Lophozia* sp., *Lophocolea* sp.) olivat herkkiä pienilmaston kuivumiselle. Myös seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalet (*Dicranum* sp.) kärsivät kuivuudesta avohakatuilla alueilla, joilla niiden peittävyys jopa puoliintui. Kasvipopulaatioiden vuosittainen vaihtelu voi olla osasyynä havaittuihin muutoksiin.

Vuotuisen sademäärän vaihtelut vaikuttavat voimakkaasti sienisatoon ja lajiston esiintymiseen. Kesällä 1994 sademäärä jäi erittäin vähäiseksi Evolla, mutta Lohikoskella se pitkästä hellekaudesta huolimatta oli lähempänä normaalia. Tämän vuoksi käsittelyjen vaikutukset peittyivät Evolla vuosittaisen vaihtelun alle. Sen sijaan Lohikosken avohakatulla alueella sienten lajimäärä laski selvästi käsitellyjä edeltävään vuoteen verrattuna, mutta kontrollialueella lajimäärä pysyi lähes samana. Kasvatushakkuun tai taimikonharvennuksen vaikutukset eivät vielä näkyneet kummankaan mallialueen sienilajistossa.

Kovakuoriaisten havaitut lajimäärät kasvoivat käsittelyjen jälkeisenä vuonna useilla koealueilla. Erot eivät välttämättä olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä, kun samankokoisia näytteitä verrattiin keskenään. Suuri osa lajimäärän kasvusta johtui kaarnakuoriaisten runsastumisesta käsiteltyillä alueilla. Sen sijaan kontrollialueilla kaarnakuoriaisten yksilömäärät pysyivät lähes samoina tai nousivat vain hiukan. Osa kaarnakuoriaisten yksilömäärän kasvusta johtunee vuosittaisista vaihteluista, koska myös käsittelemättömistä aarnimetsistä saatiin jonkin verran enemmän kaarnakuoriaisia vuonna 1994 kuin 1993.

Vuosittainen vaihtelu muissa kovakuoriaisryhmissä oli selvää. Kun verrattiin lajiston samankaltaisuutta eri tutkimusalueilla, samana vuonna kerätyt aineistot

muistuttivat lajistoltaan enemmän toisiaan kuin tietyn koe- tai kontrollialueen lajisto kahtena perättäisenä vuonna.

Tässä tutkimuksessa saatiin 327 kovakuoriaislajia, joista 69%:sta saatiin enintään viisi yksilöä. Näiden yksilöiden perusteella on mahdotonta sanoa mitään metsänkäsittelyjen vaikutuksista näihin harvalukuisiin lajeihin. Näytteiden pitäisi olla paljon suurempia, jotta myös harvalukuisia lajeja saataisiin tarpeeksi mukaan. Tämä vaatii kuitenkin vastaavasti huomattavasti enemmän resursseja aineiston määritystyöhön.

Hämähäkit reagoivat nopeasti metsänkäsittelyihin. Käsitellyille koealueille ilmaantui heti seuraavana kesänä avomaiden hämähäkkilajeja, erityisesti juoksua kivikkohämähäkkejä. Etenkin avohakatuilla alueilla lajiston muutos oli selvä. Kuitenkin metsälajit vielä säilyivät näillä alueilla. Kasvatushakkuun vaikutukset hämähäkkilajistoon olivat lievempiä. Ainoastaan Evon koealueella juoksuhamähäkkien osuus lisääntyi selvästi.

Muurahaislajisto oli monipuolisinta nuorissa sukkessiovaiheissa. Taimikoiden ja nuorten kasvatusemetsien alueet erottuivat lajistoltaan selvästi vanhojen metsien tutkimusalueista sekä niistä avohakkuista, joilla oli vielä säilynyt sulkeutuneiden metsien lajisto. Metsänkäsittelyjen vaikutuksista tutkimusalueiden muurahaislajistoon ei voi tehdä johtopäätöksiä, koska lajiston muutoksia tapahtui myös kontrollialueilla.

Säästä johtuva vuosittainen populaatiovaihtelu oli perhosaineistossa erittäin selvää. Ainoa koealue, jossa metsänkäsittelyn vaikutus perhosiin voitiin havaita, oli Lohikosken taimikko, jossa lajimäärä kasvoi taimikonharvennuksen seurauksena. Muilla koealueilla metsänkäsittelyjen vaikutukset peittyivät vuosittaisten populaatiovaihteluiden alle.

Perhoset eivät ole kovin hyvä ryhmä metsien monimuotoisuuden ilmentäjinä, koska ne ovat ennen kaikkea avomaan lajeja. Tutkimuksessa käytetyt syöttirysät, samoin kuin valtakunnallisessa yöperhosseurannassa (Söderman ym. 1994) käytetyt valorysät, keräävät yksilöitä hyvinkin laajalta alueelta. Tällöin esim. vanhan metsän kuviota ympäröiviltä avohakkuilta saadaan metsässä sijaitsevaan rysään huomattavan monipuolinen lajisto. Jotta tietyllä metsä- tai muulla biotooppi-kuviolla elävästä perhoslajistosta saataisiin luotettava kuva, pitäisi lajisto inventoida toukkavaiheessa. Tiettyä kasvilajia ravintonaan käyttävät toukat elävät varmasti juuri siinä elinympäristössä, jossa ko. kasvia tavataan. Toukkainventoinnit vievät kuitenkin liikaa aikaa tämän tyyppisessä, useita metsäkuvioita käsittäväsä inventoinnissa. Syöttirysillä saadaan yleiskuva lähinnä alueen yökköslajistosta, mutta muut perhosryhmät jäävät aineistossa aliedustetuiksi.

Maanilviäiset esiintyvät usein hyvin pienialaisina ryhminä, jolloin harvalukuisen lajien löytäminen satunnaisnäytteistä ei onnistu. Lajisto voi säilyä sopivissa pienbiotoopeissa hyvinkin pitkään metsänkäsittelyjen jälkeen. Koska tämän aineiston näytteet olivat pieniä ja käsittelyjen jälkeinen aineisto on määritetty vain Evolta, ei johtopäätöksiä metsänkäsittelyjen vaikutuksista lajistoon voi tehdä.

13.4 Vaateliaat ja harvalukuiset lajit

Ennen metsänkäsittelyjä tutkimusalueilta löydettiin 12 valtakunnallisesti uhanalaista lajia, joista kymmenen kuului silmälläpidettäviin ja kaksi vaarantuneisiin lajeihin. Silmälläpidettävistä lajeista seitsemän löytyi myös talousmetsistä, mutta vaarantuneita lajeja löydettiin ainoastaan suojelluista aarnimetsistä (Raivio 1995). Metsänkäsittelyiden jälkeen kerätystä aineistosta on tähän mennessä löytynyt kaksi uhanalaista lajia: karvassahaheltha *Lentinellus castoreus* ja pulskahelysieniäinen *Triplax rufipes*. Karvassahaheltha on silmälläpidettävä, harvinainen (Rassi ym. 1992) sienilaji, jota löydettiin Lohikosken vanhalta avohakkuulta (L1) maahan kaatuneelta laholta koivulta. Pulskahelysieniäinen on silmälläpidettävä, taantunut (Rassi ym. 1992) lahoppuulla, erityisesti haavalla, elävä kovakuoriainen. Laji löytyi Lohikosken vanhan talousmetsän kontrollialueelta (L3). Ennen käsittelyjä löydettyjen uhanalaisten lajien kohtalosta ei voi vielä sanoa mitään, koska valtaosa niistä oli kääpiä (Penttilä 1995) sekä sammalia ja jäkäliä (Lindberg 1995, Kuusinen 1995), joita ei ole vielä inventoitu käsittelyjen jälkeen.

Sienistä löydettiin runsaasti harvalukuisia ja puutteellisesti tunnettuja lajeja, jotka eivät kuitenkaan ole uhanalaisia. Tällaisia lajeja löytyi Evolta nelisenkymmentä (mm. keltakaunolakki *Calocybe cerina*, purppuranuppiseitikki *Cortinarius purpurascens*, kyyhkyshiippo *Mycena urania*, metsämadonlakki *Psilocybe rhombispora*, nummimyyränlakki *Rhodocybe caelata*, sekä useita seitikkilajeja *Cortinarius* sp.) ja Lohikoskelta yli viisikymmentä (mm. seitikit *Cortinarius canabarpa*, *C. dilutus*, *C. paragaudis*, *C. rigidus*, *C. spilomeus*, *C. umbrinolens*, *C. violaceus*). Evon nuoren kasvatusmetsän kontrollialueelta (E4) sekä muutamalta tutkimusalueelta Lohikoskelta löytyi seitikkilaji *Cortinarius spadiceus*, joka ei kirjallisuuden mukaan esiinny Suomessa lainkaan. Kyseessä lienee kuitenkin levinneisyysdeltään erittäin huonosti tunnettu laji, eikä mikään suurharvinaisuus.

Ikkunapyydydysmateriaalissa oli kolmisenkymmentä harvalukuista kovakuoriaislajia, joita on löydetty Suomesta enintään 50:stä 10 x 10 km:n ruudusta (Rassi 1993). Osa näistä oli lajeja (*Xyletinus planicollis*, *X. fibyensis*, *Agathidium discoideum*, *Corticaria crenicollis*, *Euplectes fauveli*, *Malthodes spathifer*, *Mycetophagus fulvicollis*, *Orchesia minor*, *Sphaeriestes stockmanni*, *Stagetus borealis*, *Tritoma bipustulata*), joiden frekvenssipisteet olivat vähintään 40 ja joita on löydetty enintään 25:stä 10 x 10 km:n ruudusta. Muutama näistä harvalukuisista kovakuoriaislajeista oli kuitenkin avomaiden lajeja, eikä varsinaisia metsälajeja.

Maanilviäisaineiston vaateliain laji oli ristisulkukotilo *Clausilia cruciata*, jota löytyi Lohikosken nuoren kasvatusmetsän koalueelta (L4). Laji on tyypillinen vanhemman sukkessiovaiheen laji, joka suosii lehtomaisia, haapaa kasvavia rinnese-kametsiä.

Lohikosken lahoppuukoe tuotti faunistisesti mielenkiintoista aineistoa jo nyt, vaikka kerätystä aineistosta on vain osa määritetty. Aineistossa oli Suomelle uusi kaarnakuoriaislaji *Pityophthorus morosovi*, jota on aikaisemmin saatu mm. Venäjältä. Lahoppuukokeen avohakkuualueilta runsaslukuisena (85 yksilöä) saatua *Anidorus nigrinusta* tunnettiin Suomesta aikaisemmin vain yksi yksilö. Koalueil-

ta saatiin myös harvinaisia, levinneisyydeltään itäisiä lyhytsiipislajeja, mm. *Anthophagus angusticollis* ja orpohaaskavaajakas *Tachinus basalis*. Orpohaaskavaajakas on luokiteltu silmälläpidettäväksi harvinaiseksi lajiksi (Rassi ym. 1992). Lisäksi koelalueilta löytyi harvinainen, muurahaisten seurassa elävä *Lomechusa pubicollis*. Myös lahoppuukokeen aineistosta löytyi silmälläpidettävä taantunut pulskahelysieniäinen, tällä kertaa aarnimetsästä.

Lohikosken pikkunisäkäslajisto täydentyi syksyllä 1995 havainnolla vaivaishii-restä (*Micromys minutus*). Harvalukuista ja laikukkaasti esiintyvää koivuhiirtä (*Sicista betulina*) saatiin yksi yksilö, samoin kuin edellisissä pyynnneissä 1993 (Hakkarainen & Hellstedt 1995).

13.5 Ekologisen osatutkimuksen tulevaisuus

Tässä raportissa on esitetty syksyyn 1996 mennessä määritetty aineisto ensimmäiseltä metsänkäsittelyjen jälkeiseltä vuodelta 1994. Inventoinneissa on otettu kaikki lajiryhmät talteen, joten vielä on useita eliöryhmiä määrittämättä sekä käsittelyjä edeltävältä vuodelta että sen jälkeen. Tällaisia ovat mm. syöttirysiin tulleet kaksisiipiset. Kaksisiipisten ryhmässä on mielenkiintoisia lahoppuulla ja sienillä eläviä vanhan metsän lajeja (esim. sienisääsket). Syöttirysäaineistossa on myös jonkin verran kovakuoriaisia, joita ei ole vielä määritetty. Myös kaikki aineiston pistiäiset, kuoppapyydyksineiden etanat ja suurin osa kuoppapyydyksien kovakuoriaisista ovat edelleen määrittämättä. Aineistot on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikköön.

Päivi Paalamo (Joensuun yliopisto) on ottanut tutkimusalueilta maaperänäytteet ennen käsittelyjä vuonna 1993. Näytteitä ei ole vielä analysoitu, mutta niistä voidaan selvittää ravinteiden määrä, pH ym. fysikaalis-kemiallisen ympäristön muuttujia. Tiedot ovat hyödyllisiä erityisesti kasvillisuus- ja sienitutkimuksissa. Hannu Fritze (METLA/Vantaa) on ottanut osalta tutkimusalueista näytteet maaperämikrobeista käsittelyjen jälkeen kesällä 1996.

Koska lajistoinventoinnit on tehty vain yhtenä vuonna käsittelyjen jälkeen, eivät tulokset ole lopullisia, vaan muutokset lajistossa ovat vasta alkaneet. Kaikissa ryhmissä ne eivät välttämättä vielä edes näy. Käsittelyjen jälkeiset inventoinnit pitäisi toistaa 3–5 vuoden välein, mieluiten 10–20 vuoden aikana, jotta tutkimusalueiden metsänkäsittelyjen vaikutuksista lajiston monimuotoisuuteen saataisiin luotettavampi kuva. Käsittelyjen jälkeiset kääpä-, lahoppusammal- ja epifyytti-inventoinnit ovat vielä kokonaan tekemättä. Inventointien laajentaminen Pohjois-Suomeen lisäisi alueellista edustavuutta.

Koska resurssit ovat aina rajallisia, on jatkossa syytä keskittyä mielenkiintoisimpiin lajiryhmiin. Tällaisia ovat selkeästi puuhun ja sen lahoamissuknessioon sitoutuneet ryhmät, kuten käävät sekä lahoppuulla elävät sammaleet ja kovakuoriaiset. Myös vähän tutkitut lajiryhmät, kuten epifyyttijäkälät ja -sammaleet, sienet ja maanilviäiset toisivat uutta tietoa metsänkäsittelyjen vaikutuksista.

Myös Lohikosken lahopuu- ja kaulauskokeita tulisi jatkaa muutaman vuoden väliajoin, mieluiten vuosikymmeniä. Koska koealueiden metsät ovat normaalissa metsätaloustaloudessa kontrollialueina toimivia aarnimetsiä lukuunottamatta, tulee hakkuita tehdä alueilla normaaliin tapaan. Vain tällä tavoin voidaan saada selville, millaista lajistoa on mahdollista säilyttää tai lisätä tavallisissa talousmetsissä jättämällä niihin puuta lahoamaan. Hyönteisaineistoa kertyy ikkunapyydyksiin kuitenkin huomattavia määriä, joten inventointien toistaminen riippuu viime kädessä siitä, löytyykö resursseja määrittäytööhön. Kovakuoriaisten lisäksi tulisi koetukeilta inventoida jatkossa myös käävät ja sammaleet. Kaulauskoealueilta tarvitaan myös elävän ja kuolleen puuston mittaukset tutkimuksen taustaineistoksi.

Lähteet

- Haila, Y., Järvinen, O. & Raivio, S. 1987: Quantitative versus qualitative distribution patterns of birds in the Western Palearctic taiga. – *Annales Zoologici Fennici* 24:179–194.
- Hakkarainen, E. & Hellstedt, P. 1995: Lohikosken pikkunisäkkäät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:119–124.
- James, F.C. & Rathbun, S. 1981: Rarefaction, relative abundance and diversity of avian communities. – *Auk* 98:785–800.
- Kaila, S. 1995: Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa -yhteistutkimus. – *Folia Forestalia* 1995(4):335–342.
- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 11. 88 s.
- Kuusela, K. 1992: Tulevan vuosisadan metsätalous. – *Metsätehon katsaus* 12/1992. 6 s.
- Kuusinen, M. 1995: Epifyyttijäkälät ja -sammalet. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:81–85.
- Lindberg, H. 1995: Lahopuusammalet. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:74–80.

- Niemelä, J., Langor, D. & Spence, J.R. 1993: Effects of clear-cut harvesting on boreal ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. – *Conservation Biology* 7:551–561.
- Paalamo, P. 1995: Sienilajisto. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:54–63.
- Penttilä, R. 1995: Käävät. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:64–73.
- Pesenko, Yu. A. 1982: Printsipy i metody kolichestvennogo analiza v faunisticheskikh issledovaniyah. – Izd-vo Nauka, Moskva.
- Raivio, S. 1989: R-mode analysis of taiga bird distributions: comparison between qualitative and quantitative data. – *Annales Zoologici Fennici* 26:315–322.
- 1995: Johtopäätökset. – Teoksessa: Raivio, S. (toim.), Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 43:135–142.
- Rassi, P. (toim.) 1993: Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet 1.1.1960–1.1.1990. – Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 6. Helsinki. 136 s.
- , Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – Komiteanmietintö 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki. 328 s.
- Simberloff, D. 1979: Rarefaction as a distribution-free method of expressing and estimating diversity. – Teoksessa: Grassle, J.F., Patil, G.P., Smith, W. & Taillie, C. (toim.), *Ecological diversity in theory and practice*: 159–176. Int. Co-op. Publ. House. Fairland, Maryland.
- Söderman, G., Väisänen, R., Leinonen, R. & Lundsten, K.-E. 1994: Valtakunnallisen yöperhosseurannan 1. vuosiraportti. – Vesi- ja ympäristöhallitus. 78 s.

14 KIITOKSET

Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen ekologiseen osatutkimukseen on osallistunut kaikkiaan lähes neljäkymmentä henkilöä Helsingin, Joensuun ja Oulun yliopistoista, Suomen ympäristökeskuksesta, Kainuun ympäristökeskuksesta, Metsähallituksesta sekä Metsäntutkimuslaitoksesta ja hekin useimmiten lyhyillä työsuhteilla tai vain omasta mielenkiinnosta omien töidensä ohella. Koska projekti päättyy minun osaltani tähän siirryttyäni muihin tehtäviin, haluan kiittää lämpimästi kaikkia projektiin vuosien varrella osallistuneita. Erityiskiitokset kuuluvat Metsähallituksen Savonlinnan yksikön päällikölle Jarmo Väisäselle, jonka ansiosta kaikki maastotyöt Lohikoskella ovat sujuneet loistavasti. Pertti Kortelaisen, Ilpo Pakarisen ja Jouko Ålanderin (Metsähallituksen Savonlinnan yksikkö) avulla Lohikosken lahopuu- ja kaulauskokeet saatiin käyntiin. Evolla käytännön apua ovat antaneet Hannu Liljeroos ja Matti Borg Metsähallituksen Hämeenlinnan yksiköstä.

Metsähallituksen Syrjäsaaren kämpä Lohikoskella on toiminut kotoisana tukikohtana kaikki nämä viisi vuotta, jolloin tutkimusta alueella on tehty. Evolla tukikohtina ovat olleet Evon metsäoppilaitos ja Lammin biologinen asema.

Ekologisen osatutkimuksen ovat rahoittaneet maa- ja metsätalousministeriö ja Metsähallitus. Metsähallituksesta sekä luonnonsuojelun että metsätalouden tulostoinnot ovat osallistuneet rahoitukseen. Suomen ympäristökeskus on tarjonnut työtilat ja analyysivälineet sekä päätutkijalle että usealle määritys- ja tallennustyöhön osallistuneelle henkilölle. Raportin viimeistelytyön olen voinut tehdä osittain Metsäteollisuus ry:ssä omien töitteni ohella, mistä kiitokset metsä- ja luontoyksikön johtajalle Martti Vainiolle.

15 ENGLISH SUMMARY: Nature conservation in managed forests - the first year after management practices

15.1 Introduction

"Nature conservation in managed forests" is a joint research project carried out in cooperation by the Finnish Forest Research Institute, Finnish Forest and Park Service and the Finnish Environment Institute. The project has also been financed by the Ministry of Agriculture and Forestry and the Maj and Tor Nessling Foundation. Other collaborating institutions include the Universities of Helsinki, Joensuu and Oulu, and the Kainuu Regional Environment Centre.

The project is divided into three parts; ecology, forestry planning and forest economics. The aim of the ecological part is to study the effects of modern forest management practices (clear-cutting, thinning of young forests and sapling stands), forest fragmentation and the existence of decaying wood on biodiversity in state owned forests of Evo and Lohikoski, southern Finland. The leading researcher in the ecological part is Dr. Suvi Raivio (Finnish Environment Institute).

The ecological data are applied in multiple use planning of forests and economic evaluation of biodiversity. Dr. Jyrki Kangas (Finnish Forest Research Institute/Kannus) is responsible for the studies on forestry planning as well as the whole project. Mr. Arto Naskali (Forest Research Institute/Rovaniemi) is the leading researcher in the economic part of the project.

In the ecological part several taxa (insects, land snails, vascular plants, lichens, bryophytes, fungi) were sampled quantitatively before (1993) and after (1994) the management practices in five successional stages (clear-cut, sapling stand, young forest and mature forest in economic use, old-growth forest more or less in natural state). Also, several habitat variables were measured in the study areas before and after the experiments.

The results of species inventories before the management practices were described in the previous report (Raivio, S. (ed.) 1995: *Talousmetsien luonnonsuojelu -yhteistutkimushankkeen väliraportti* [in Finnish with an English summary: Nature conservation in managed forests – a preliminary report.] – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 43). This second report concentrates on the data collected a year after the experimental cuttings. Furthermore, the main results of forestry planning and the experiments on decaying wood are described.

15.2 Effects of management practices

In almost all groups studied, some changes in species composition and/or population numbers were observed after the management practices. However, one has to bear in mind, that the results are based on one year data only, so the results are preliminary and more changes will take place in near future. Thus a follow-up of several years is needed to achieve reliable results.

The number of plant species decreased somewhat after the experimental cuttings both in Evo and Lohikoski. The effects of clear-cutting were most obvious. A large part of the disappeared species were small liverworts (*Lophozia* sp., *Lophocolea* sp.), which are susceptible to dry microclimate. Also mosses like *Pleurozium schreberi* and *Dicranum* sp. suffered from draught on clear-cuts, where their coverage decreased considerably. However, annual changes in plant populations can also play a role.

Annual variation in precipitation influences greatly the abundance and occurrence of species of gilled fungi. During the summer 1994, rainfall was only a fraction of normal in Evo, but in Lohikoski remained a little higher. Consequently, the effects of management practices in Evo were obscured by annual population variations. However, on the clear-cut area of Lohikoski, the number of species decreased considerably compared to the pre-experimental situation, while on the control area no significant differences in the species number were detected. The effects of thinning could not yet been observed either in young forests or in sapling stands.

The observed numbers of beetle species increased after cutting on several experimental areas. However, the differences were not necessarily statistically significant, when samples of the same size were compared by rarefaction. A large part of the increase in species number was due to the abundance of barkbeetles on the experimental areas. On the control areas their numbers increased only a little or remained the same as before the experiments. Some of the increase in bark beetle numbers might be due to annual population changes, as their numbers also increased somewhat in protected old-growth forests, where no cutting experiments were made.

Annual population changes in other beetle groups were clear. When the similarity of beetle species composition was compared by using the Czekanowski-Sørensen similarity index, the analyses showed, that the data sets collected in the same year resembled each other more than did the data sets collected on a certain experimental or control area in consecutive years.

Spider species reacted quickly to the experimental cuttings. Several species of open habitats, representing the families Gnaphosidae and Lycosidae, invaded the experimental areas. Especially on clear-cut areas, the changes in species composition were obvious, but on the thinned areas less distinct. However, forest species still survived on the clear-cut areas.

The ant species composition was most diverse in young successional stages. The species composition of sapling stands and young forests differed from those of mature and old-growth forests, but also from those clear-cuts, where the species of closed forests still survived. The effects of management practices on ants remained obscure, as changes took place also on control areas.

Annual population changes due to weather were especially clear in butterflies and moths. The only study area, where the effects of management practices could be detected, was the sapling stand of Lohikoski, where the number of butterfly and moth species increased after the thinning. On other experimental areas, the effects of cuttings were overridden by annual changes in population numbers.

Land snails often occur in small aggregates in microhabitats with favourable climatic conditions. Thus the populations can survive in these habitats long after management practices. As the snail species were identified after the cutting experiments only from the study areas of Evo, the data were too small to draw any conclusions on the effects of management practices.

15.3 Rare and threatened species

Before the management practices, 12 threatened species were found in the study areas. Ten of these belonged to the group "in need of monitoring" of the Finnish Red List, and two were classed as vulnerable. Seven of the species classed as in need of monitoring were also found in managed forests, but the two vulnerable species were observed only in the protected old-growth forests. The data collected after the experiments included two threatened species, a gilled fungus *Lentinellus castoreus* and a beetle *Triplax rufipes*. Both species belong to the group in need of monitoring and are dependent on decaying wood. The fate of the threatened species found before the experiments is still unclear, because most of the species were polypores, epixylic bryophytes or epiphytes, which have not yet been surveyed after the management practices.

Several rare and inadequately known, but not threatened species were found in gilled fungi. These species included e.g. *Calocybe cerina*, *Cortinarius purpurascens*, *Mycena urania*, *Psilocybe rhombispora* and *Rhodocybe caelata* in Evo, and *Cortinarius canabarpa*, *C. dilutus*, *C. paragaudis*, *C. rigidus*, *C. spilomeus*, *C. umbrinolens* and *C. violaceus* in Lohikoski. *Cortinarius spadiceus* was found both in Evo and Lohikoski. However, according to literature, it does not exist in Finland at all. Most probably the species is not a rarity, but rather its distribution is extremely poorly known.

The window trap material included ca. 30 rare beetle species, which have been observed in at most 50 10 x 10 km squares in Finland. Species like *Xyletinus planicollis*, *X. fibyensis*, *Agathidium discoideum*, *Corticaria crenicollis*, *Euplectes fauveli*, *Malthodes spathifer*, *Sphaeriestes stockmanni*, *Stagetus borealis*, and *Tritoma*

bipustulata are even more rare. However, some of these rare species are inhabitants of open areas and not those of forests.

The most demanding species among the land snails was *Clausilia cruciata*, which was found in the experimental area of young forest in Lohikoski. The species prefers old forests with considerable mixture of deciduous trees, especially aspen.

15.4 Experiments on decaying wood

In spring 1995 two experiments on decaying wood were started in Lohikoski. First, two meter long logs of newly cut spruce were carried into three different successional stages of managed forests (clear-cut, young forest and mature forest), and into protected old-growth forests as controls. The aim of the study is to experimentally find out the benefits of leaving dead trees in managed forests for beetles, polypores and bryophytes.

Second, in three study areas growing pine, several trees were girdled near the base to find out whether this method could be used, e.g. when thinning, to create suitable habitat for wood living insects. Untreated trees in nearby areas served as controls. Because the decay process takes years, both these studies have to be continued for decades.

The data so far identified on decaying logs included several faunistically interesting beetle species, e.g. *Anidorus nigrinus*, *Anthophagus angusticollis*, *Tachinus basalis* and *Lomechusa pubicollis*. To top it all, a new species to the Finnish fauna, the bark beetle *Pityophthorus morosovi* was found.

Aiemmin ilmestyneet Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 1 Ruhkanen, Marja, Sahlberg, Sari & Kallonen, Seppo 1992: Suojellut metsät valtionmailla vuonna 1991. 90 s.
- No 2 Ravela, Heikki (toim.) 1992: Metsähallituksen luonnonsuojelualueet. Toimintakertomus 1.1.1991–30.4.1992. 30 s.
- No 3 Lindholm, Tapio & Tuominen, Seppo 1993: Metsien puuston luonnontilaisuuden arviointi. 40 s. 2. painos 37 s.
- No 4 Hokkanen, Tatu & Ruhkanen, Marja 1992: Lintukuolemien vaikutus ruokki- ja tiirakantoihin Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa vuonna 1992. 47 s. 2. painos 1994.
- No 5 Vauramo, Anu 1993: Korteniemen metsänvartijatila. 75 s.
- No 6 Hario, Martti & Jokinen, Markku 1993: Selkälökkitutkimus Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa vuonna 1992. 16 s.
- No 7 Seppä, Heikki, Lindholm, Tapio & Vasander, Harri 1993: Metsäojitettujen soiden luonnontilan palauttaminen. 80 s. 2. painos 1994.
- No 8 Kurikka, Tuula & Lehtonen, Tanja 1993: Koloveden kansallispuiston kasvillisuus. 39 s.
- No 9 Leinonen, Reima 1993: Hiidenportin kansallispuiston, Porkkasalon ja Mustavaaran-Toivonsuon perhosinventointi vuonna 1992. 75 s.
- No 10 Oulasvirta, Panu & Leinikki, Jouni 1993: Tammisaaren kansallispuiston vedenalaisen luonnon kartoitus. Osa I. 92 s.
- No 11 Kouki, Jari 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä – katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. 88 s. 2. painos 1996.
- No 12 Potinkara, Oiva 1993: Suomen suurilta saloilta. 2. painos 141 s. 1996, 1. korj. painos 1997
- No 13 Inkinen, Matti & Peura, Pekka 1993: Kansallispuistojen jätehuolto. Loppuraportti 15 kansallispuiston jätehuollon järjestämisestä ja strategioiden suunnittelusta. 38 s. 2. painos 1994.
- No 14 Toivonen, Heikki & Leivo, Anneli 1993: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. 96 s. 2. painos 1994. 3. painos 1997.
- No 15 Järvi-Espoon Eräpartiolaiset ry. 1993: Nuuskinta '93. Retkeily Nuuksiossa. 80 s.
- No 16 Arponen, Aki 1993: Inarin hautuumaasaaret. 38 s.
- No 17 Hokkanen, Tatu & Hokkanen, Marja 1993: Ruokin ja selkälökin vuoden 1993 pesintä ja pitkäaikainen kannankehitys Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa. 36 s.
- No 18 Sulkava, Risto, Eronen, Päivi & Storrang, Bo 1994: Liito-oravan esiintyminen Helvetinjärven ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä ympäröivillä valtionmailla 1993. 29 s.
- No 19 Haapasaari, Päivi 1994: Silakanpyytäjiä ja lohitalonpoikia – kalastusperinnettä Perämeren kansallispuistossa. 38 s.
- No 20 Mäkelä, Jyrki 1994: Kuusamon Valtavaaran seudun maalinnusto – linnuston rakenne ja vuosivaihtelu vuosina 1988–1992. 52 s.
- No 21 Karjalainen, Eeva 1994: Maaston kulumisen Seitsemisen kansallispuistossa. 68 s.
- No 22 Laine, Sirkku 1994: Kaskeaminen Telkkämäen luonnonsuojelualueella. 32 s. 2. painos 1997

- No 23 Mäki vuoti, Markku 1994: Perämeren kansallispuiston kiinteät muinaisjään-
nökset. 38 s.
- No 24 Hanhela, Pentti 1994: Oulangan kansallispuiston tulvaniityt. 43 s.
- No 25 Luontotutkimus Enviro Oy 1994: Päijänteen kansallispuiston kasvillisuus. 75 s.
- No 26 Heinonen, Markku, Mikkola, Markku & Södersved, Jan 1994: Puurijärven –
Isonsuon kansallispuiston luontoselvitys 1993. 89 s. 2. painos 1997
- No 27 Hirvonen, Heikki 1994: Laajalahden pesivän vesi- ja rantalinnuston muutok-
set vuosina 1984 –1993. 36 s.
- No 28 Lampolahti, Janne 1994: Euran Koskeljärven pesimälinnusto 1993. 42 s.
- No 29 Vauramo, Anu 1994: Linnansaaren torppa. 106 s.
- No 30 Peura, Pekka & Inkinen, Matti 1994: Lauhanvuoren ja Seitsemisen kansallis-
puistojen kävijät ja käyttö kesällä 1993. 51 s.
- No 31 Rytteri, Terhi & Tukia, Harri 1994: Fiskarsinmäen lehto- ja niittyalueen kasvil-
lisuus ja hoito. 58 s.
- No 32 Salo, Pertti & Nummela-Salo, Ulla 1994: Perämeren kansallispuiston kasvilli-
suus ja kasvisto. 98 s.
- No 33 Eidsvik, Harold K. & Bibelriether, Hans B. 1994: Finland's Protected Areas –
A Technical Assessment. 37 s. 3rd edition 1995. 40 s. 2. painos 1996.
- No 34 Kauhanen, Olli 1994: Ulko-Tammio – jatkosodan linnake. 81 s.
- No 35 Penttilä, Reijo 1994: Kainuun vanhojen metsien kääpälajisto. 60 s. 2. painos
1996.
- No 36 Grahni, Tiina 1994: Puurijärvi–Isosuo – kansallispuisto kulttuurimaiseman
keskellä. 32 s.
- No 37 Saarinen, Jarkko 1995: Urho Kekkosen kansallispuiston retkeily-ympäristön
viihtyvyys. 77 s.
- No 38 Pihkala, Antti 1995: Perämeren kansallispuiston Ailinpietin kämpän restau-
rinti. 38 s.
- No 39 Kuusinen, Mikko, Jääskeläinen, Kimmo, Kivistö, Laura, Kokko, Anna &
Lommi, Sampsa 1995: Indikaattorijäkäljen kartoitus Kainuussa. 24 s.
- No 40 Sirén, Ari 1995: Jussarö – luotsi- ja kaivosyhteisö Tammisaaren ulkosaaristos-
sa. 62 s. 2. painos v. 1997.
- No 41 Oulasvirta, Panu & Leinikki, Jouni 1995: Tammisaaren saariston kansallis-
puiston vedenalaisen luonnon kartoitus. Osa II. 84 s.
- No 42 Heinonen, Jouni 1995: Miten yleisö kokee Saaristomeren kansallispuiston ja
Ystävyyden puiston opastuskeskusten näyttelyt. 71 s.
- No 43 Raivio, Suvi (toim.) 1995: Talousmetsien luonnonsuojelu –yhteistutkimus-
hankkeen väliraportti. 147 s. 2. painos 1996.
- No 44 Vauramo, Anu 1995: Kämpiltä kelokyliin – Metsähallituksen suojellut raken-
nukset. 97 s.
- No 45 Mikkola-Roos, Markku 1995: Lintuvesien kunnostus ja hoito. 100 s.
- No 46 Nieminen, Sirpa 1995: Seitsemisen kansallispuiston Koveron perinnetilan
kasvillisuus. 62 s.
- No 47 Nironen, Markku & Soramäki, Jussi 1995: Marjovuoren luonnonsuojelualueen
kasvillisuus. 66 s.
- No 48 Aapala, Kaisu & Lindholm, Tapio 1995: Valtionmaiden suojellut suot. 155 s.
- No 49 Leinikki, Jouni & Oulasvirta, Panu 1995: Perämeren kansallispuiston veden-
alainen luonto. 86 s.
- No 50 Miettinen, Mika 1995: Pilkkasiiven sekä muiden vesilintujen kanta ja poi-
kueiden menestyminen Saaristomeren ulkosaaristossa 1992. 29 s.
- No 51 Syrjänen, Kimmo 1995: Meriotakilokki Korppoon Jurmossa. 49 s.

- No 52 Tynys, Tapio (toim.) 1995: Hammastunturin erämaa – luonto ja käyttö. 171 s. 2. painos v. 1997
- No 53 Keränen, Saara, Heikkilä, Raimo & Lindholm, Tapio 1995: Kuhmon Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojelualueiden rajausten ekologinen arviointi. 50 s.
- No 54 Lehikoinen, Esa & Aalto, Tapio 1996: Mynämäenlahden ja sen linnuston kehitys, nykytila ja merkitys. 74 s.
- No 55 Kotiluoto, Riitta, Talvia, Outi & Toivonen, Heikki 1996: Helvetinjärven kansallispuiston kasvillisuus I. 99 s.
- No 56 Suikki, Anneli 1996: Eräiden Mikkelin läänin soiden biotooppikartoitus. 96 s.
- No 57 Järventausta, Kari 1996: Perhostutkimuksia eräillä Etelä-Suomen luonnonsuojelualueilla. Osa 1: Puurijärvi - Isosuo, Kurjenrahka, Torronsuo, Kurasmäki, Tammimäki ja Lenholm. 86 s.
- No 58 Järventausta, Kari 1996: Perhostutkimuksia eräillä Etelä-Suomen luonnonsuojelualueilla. Osa 2: Nuuksio, Liesjärvi, Tervalamminsuu, Purinsuo, Tartlamminsuu, Luutasuo ja Luutaharju. 92 s.
- No 59 Miettinen, Mika 1996: Saaristomeren kansallispuiston eteläosan ja eteläisen Selkämeren pesimälinnusto 1993. 42 s.
- No 60 Kotiluoto, Riitta, Talvia, Outi & Toivonen, Heikki 1996: Torronsuon kansallispuiston kasvillisuus. 104 s.
- No 61 Ylhäisi, Jussi & Nironen, Markku 1996: Päijänteen kansallispuiston virkistyskäyttö. 69 s.
- No 62 Kutvonen, Harri 1996: Liesjärven kansallispuiston maaperägeologinen edustavuus. 71 s.
- No 63 Pautamo, Jarmo 1996: Tuulomajoen vesistön lohi Kuolan koskista Luton latvoille. 45 s.
- No 64 Pautamo Jarmo 1996: Lohenkalastus Lutto- ja Nuorttijoella – kalamiesten muisteluksia Koilliskairasta. 98 s. 2. painos v. 1997
- No 65 Toivonen, Heikki, Jokinen, Ari ja Järvinen, Juha 1997: Tammimäen, Kurasmäen ja Nyynäisten lehtojensuojelualueiden kasvillisuus ja hoito. 64 s.
- No 66 Jokinen, Jami 1997: Kurjenrahkan suunnitellun kansallispuiston kasvillisuus. 75 s.
- No 67 Bonn, Thomas 1997: Tammisaaren saariston kansallispuiston kasvillisuus ja kasvisto. 90 s.
- No 68 Miettinen, Mika, Stjernberg, Torsten ja Högmänder, Jouko 1997: Saaristomeren kansallispuiston ja sen yhteistoiminta-alueen pesimälinnusto 1970- ja 1990-lukujen alussa. 106 s.
- No 69 Potinkara, Oiva 1997: Erämaata ja koskien kohinaa. Ruunaan luonnonsuojelu- ja virkistysalueen historiaa. 139 s. 2. painos v. 1997.
- No 70 Sihvonen, Pasi 1997: Linnansaaren kansallispuiston suurperhoset. 70 s.
- No 71 Postila, Tapani 1997: Schuzwall – sodanaikainen puolustusasema Urho kekosen kansallispuistossa. 36 s.
- No 72 Kimmo Kumpulainen, Pertti Itkonen, Anne Jäkäläniemi, Anneli Leivo, Ari Meriruoko ja Eero Tikkanen 1997: Pohjois-Suomen vanhojen metsien inventointimenetelmä. 109 s.
- No 73 Kuokkanen, Panu 1997: Pinta-alan, maiseman ja habitaattirakenteen merkitys vanhojen metsien lintuyhteisöille. 38 s.
- No 74 Kärkkäinen, Jari & Nironen, Markku 1997: Oulangan kansallispuiston Uudenniitynsuon luonnonhoitoalueen metsät ja niiden palohistoria. 48 s.
- No 75 Teeriaho, Jari & Tolvanen, Petteri 1997: Murhisalon luonnon yleispiirteet. 114 s.

- No 76 Teeriaho, Jari & Tolvanen, Petteri 1997: Ulvinsalon luonnonpuiston biotoopit ja kasvillisuus. 137 s.
- No 77 Syrjänen, Kimmo 1997: Saaristomeren kansallispuiston sammalet. 94 s.
- No 78 Kanerva, Tiina & Kemppainen, Eija (eds.) 1997: Conservation, monitoring and management of threatened vascular plants and their habitats – presentations from an Estonian and Finnish nature conservation seminar in Helsinki 17th–18th April, 1996. 105 p.
- No 79 Keränen, Saara & Mäntylä, Minna 1997: Siikavaaran luonnonsuojelualueen kasvillisuus ja kasvisto. 74 s.
- No 80 Miettinen, Mika (toim.) 1997: Seilin saariston luonto – yhteenveto kolmen vuosikymmenen tutkimuksista. 94 s.
- No 81 Heikkilä, Hanna & Lindholm, Tapio (1997): Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987–1996. 75 s.
- No 82 Kotiluoto, Riitta & Toivonen, Heikki 1997: Kaukokartoitusmenetelmät, kasvillisuuden tyypittely ja kuviokoko kasvillisuuskartoituksissa. 72 s.
- No 83 Aalto, Tapio 1997: Otajärven vesi- ja rantalinnuston kehitys ja nykytila. 42 s.
- No 84 Tolvanen, Petteri 1997: Luonnontilainen metsän ja suon reuna - tutkimus reunavyöhykkeen leveydestä ja kasvillisuudesta. 74 s.
- No 85 Eisto, Kaija, Leivo, Anneli & Sapattinen, Auvo 1997: Telkkämäen luonnonsuojelualueen kasvillisuus. 59 s.
- No 86 Suikki, Anneli 1997: Edessalon vanhojen metsien suojelukohteen kasvillisuus. 70 s.

Sarja B

- No 1 Metsähallitus 1993: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet. Valtion omistamien luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. 55 s.
- No 2 Metsähallitus 1993: Kiinteiden muinaisjäännösten hoito-opas. 46 s.
- No 3 Ruhkanen, Marja (toim.) 1993: Metsähallituksen luonnonsuojelualueet. Toimintakertomus 1992. 29 s.
- No 4 Metsähallitus 1993: Laajalahden luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma. 34 s. 2. painos 1995.
- No 5 Metsähallitus 1993: Koloveden kansallispuiston runkosuunnitelma. 52 s. 2. painos 1994.
- No 6 Metsähallitus 1993: Telkkämäen luonnonsuojelualueen runkosuunnitelma. 46 s.
- No 7 Peura, Pekka & Inkinen, Matti 1993: Kansallispuistojen jätehuolto. Jätehuolto-opas. 48 s.
- No 8 Metsähallitus 1994: Punassuon soidensuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma. 14 s.
- No 9 Arkkitehtitoimisto Antti Pihkala 1994: Perämeren kansallispuisto. Rakentamisohjeet. 36 s.
- No 10 Finnish Forest and Park Service 1994: Principles of protected area management. 48 s. 2. edition 1996.
- No 11 Hokkanen, Marja (toim.) 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelualueet. Toimintakertomus 1993. 41 s.
- No 12 Metsähallitus 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut 1972–30.6.1994. Forststyrelsens naturskyddspublikationer 1972–30.6.1994. 86 s.
- No 13 Heikkilä, Hanna & Lindholm, Tapio 1994: Seitsemisen kansallispuiston ojitettujen soiden ennallistamissuunnitelma. 127 s.

- No 14 Metsähallitus 1994: Vehoniemenharjun luonnonsuojelun luonnon- ja maisemanhoitosuunnitelma. 19 s.
- No 15 Metsähallitus 1994: Perämeren kansallispuiston runkosuunnitelma. 42 s.
- No 16 Kyöstilä, Maarit, Lindgren, Leif, Vasama, Arja & Wolff, Lili-Ann 1994: Luonto-oppaan opas. 96 s.
- No 17 Metsähallitus 1994: Linnansaaren kansallispuiston runkosuunnitelma. 71 s.
- No 18 Kaksonen, Sirpa (toim.) 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelun julkaisusarjat ja niihin kirjoittaminen. 54 s. 2. painos 1995.
- No 19 Below, Antti 1994: Metsähallituksen luonnonsuojelun alueiden tutkimus. 56 s.
- No 20 Metsähallitus 1994: Ruunaan luonnonsuojelun alueiden runkosuunnitelma. 53 s.
- No 21 Metsähallitus 1994: Saaristomeren kansallispuiston runkosuunnitelma. 64 s.
- No 22 Metsähallitus 1994: Pisan luonnonsuojelun alueiden runkosuunnitelma. 36 s.
- No 23 Hokkanen, Marja (toim.) 1995: Metsähallituksen luonnonsuojelun alueet. Toimintakertomus 1994. 42 s.
- No 24 Metsähallitus 1995: Langinkosken luonnonsuojelun alueiden runkosuunnitelma. 40 s.
- No 25 Heikkilä, Hanna & Lindholm, Tapio 1995: Metsäojitettujen soiden ennallistamisopas. 101 s. 2. painos 1996
- No 26 Alanen, Aulikki, Leivo, Anneli, Lindgren, Leif & Piri, Eino 1995: Lehtojen hoito-opas. 128 s. 2. painos 1996
- No 27 Marjokorpi, Antti 1995: Linnansaaren kansallispuiston valkoselkätikka-alueiden hoitosuunnitelma. 71 s.
- No 28 Metsähallitus 1996: Seitsemisen kansallispuiston runkosuunnitelma. 54 s.
- No 29 Metsähallitus 1996: Seitsemisen kansallispuiston Koveron perinnetilan erityissuunnitelma. 37 s.
- No 30 Nykänen, Riitta 1996: Oppimaan luonnonsuojelun alueille. 76 s. 2. painos. 1997
- No 31 Vauramo, Anu (toim.) 1996: Metsähallituksen luonnonsuojelun alueet. Toimintakertomus 1995. 44 s.
- No 32 Metsähallitus 1996: Hammastunturin erämaan hoito- ja käyttösuunnitelma. 72 s.
- No 33 Metsähallitus 1996: Linnansaaren kansallispuiston Louhimaan kulttuurimaisema-alueen erityissuunnitelma. 40 s.
- No 34 Hokkanen, Marja & Vauramo, Anu (Toim.) 1997: Metsähallituksen luonnonsuojelu. Vuosikertomus 1996
- No 35 Isokääntö, Outi (toim.) 1997: Luonto-oppaan opas. 2. uudistettu painos. 96 s.
- No 36 Metsähallitus 1997: Metsähallituksen luonnonsuojelun julkaisut. Forststyrelsens naturskyddspublikationer 1.7.1994–31.12.1996
- No 37 Metsähallitus 1997: Päijänteen kansallispuiston runkosuunnitelma. 39 s.
- No 38 Eisto, Kaija & Laine, Sirkku 1997: Telkkämäen luonnonsuojelun alueiden kaskiviljelysuunnitelma. 43 s.