

**Luonnontilainen metsän ja suon reuna**  
**– tutkimus reunavyöhykkeen leveydestä ja**  
**kasvillisuudesta**

Petteri Tolvanen



*Petteri Tolvanen  
Pasilanraiti 4 A 8  
00240 Helsinki  
(09) 146 4650  
(049) 168 939*

*Julkaisun sisällöstä vastaa tekijä,  
eikä julkaisuun voida vedota  
Metsähallituksen virallisena  
kannanottona.*

*ISSN 1235-6549  
ISBN 952-446-045-9*

*Oy Edita Ab  
Helsinki 1997*

*Kansikuva: Luonnontilainen metsän ja suon reuna. Juha Ilkka.*

# SISÄLLYS

1	JOHDANTO.....	9
2	METSÄN JA SUON REUNOJEN TEORIAA .....	10
2.1	Yleistä reunoista .....	10
2.2	Metsän reuna .....	11
2.2.1	Reunan mikroilmasto.....	11
2.2.2	Reunavaikutusten ulottuvuudet .....	12
2.2.3	Reunavaikutukset kasvillisuudessa .....	14
2.3	Lisääntynyt saalistuspaine reunavaikutusilmiönä .....	14
2.4	Laikuttaisuus ja pirstoutuminen.....	16
2.5	Suon reunavaikutus ja korpisuus .....	17
2.5.1	Korpisuuden määrittäminen.....	17
2.5.2	Korpikasvillisuuden luokittelu.....	18
2.5.3	Korpisuuden ekologinen tausta .....	19
3	TUTKIMUSALUEET .....	20
3.1	Ilmasto .....	20
3.2	Teeri-Lososuon alue.....	21
3.3	Suoniemensuon alue.....	21
4	AINEISTO JA MENETELMÄT .....	22
4.1	Tutkimuslinjat ja niiden valinta .....	22
4.2	Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus.....	24
4.3	Puusto .....	26
4.4	Kasvillisuusaineiston käsittely.....	26
4.4.1	Luokitteluanalyysit.....	26
4.4.2	Oordinaatioanalyysit.....	27
4.5	Puustoaineiston käsittely.....	28
5	TULOKSET.....	29
5.1	Linjojen topografia ja ekspositio.....	29
5.2	Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus.....	32
5.2.1	Luokitteluanalyysit.....	32
5.2.1.1	TWINSpan-luokittelu .....	32
5.2.1.2	FCM-luokittelu.....	33
5.2.1.3	NCLAS2-luokittelu.....	33
5.2.2	DCA-oordinaatioanalyysi .....	35
5.2.3	Kasvillisuusreunavyöhyke ja sen muodostaminen.....	38
5.3	Puusto .....	40
5.3.1	Reunatihentymä ja varjostuma .....	40
5.3.2	Puustoreunavyöhyke ja sen muodostaminen .....	40
5.3.3	Kuusen latvusluokkasuhteet.....	41
5.3.4	Lehtipuut.....	41
5.3.5	Valtapuuston pituus.....	46
5.3.6	Taimet.....	46

5.4	Kasvilajisto ja lajilukumäärä .....	47
5.5	Osareunavyöhykkeiden vertailua ja kokonaisreunavyöhykkeen leveys .....	50
6	TULOSTEN TARKASTELU.....	51
6.1	Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus.....	51
6.1.1	Reunanäytealojen ryhmä .....	52
6.1.2	Lajisto ja lajilukumäärät.....	52
6.1.3	Kasvillisuus .....	53
6.2	Puusto .....	54
6.2.1	Puustoreunavyöhykkeen leveys ja reunatihentyminen .....	54
6.2.2	Varjostumat .....	55
6.2.3	Puulajisuhteet.....	55
6.2.4	Valtapuuston pituus.....	56
6.3	Reunavyöhyke kokonaisuutena .....	56
6.4	Ongelmia ja virhelähteitä.....	58
6.4.1	Tutkimuskohde, kysymyksenasettelu ja menetelmät.....	58
6.4.2	Otos.....	58
6.4.3	Luokittelu- ja oordinaatioanalyysit.....	58
6.4.4	Erotustarkkuus.....	59
6.4.5	Puustoaineiston käsittely.....	59
6.4.6	Avoimuusmuuttuja .....	60
6.4.7	Turpeen paksuuden mittaaminen.....	60
6.5	Johtopäätökset luonnonsuojelun kannalta .....	60
7	KIITOKSET .....	61
	LÄHTEET .....	62
	LIITTEET	
	Liite 1 Näytealojen numerointi ja niiden kohdalla vallitsevat kasvillisuustyypit .....	69
	Liite 2 Kasvillisuusnäytealojen FCM-luokittelu.....	70
	Liite 3 Tutkimuslinjojen sijainti .....	71

# 1 JOHDANTO

Luonnonmetsien vähentyminen ja hakkuiden myötä tapahtuva metsämaiseman pirstoutuminen ovat keskeisiä luonnonsuojeluongelmia boreaalisilla alueilla, mm. Suomessa. Eräs oleellisesti metsien pirstoutumiseen liittyvä piirre on, että maisematasolla metsänreunojen määrä ja reunavaikutusten piirissä olevan pysyyn jääneen metsän pinta-ala kasvavat. Yleisesti tiedetään, että metsän reunoissa esiintyy monenlaisia, mm. mikroilmastollisista syistä johtuvi, vaikutuksia, jotka ovat usein luonnonmetsän oloihin sopeutuneelle lajistolle vahingollisia. Tutkimuseräistä tietoa näiden reunailmiöiden luonteesta ja merkityksestä on ollut kuitenkin käytettävissä hyvin vähän, erityisesti boreaalisilta metsänreunoilta. Realistinen käsitys reunavaikutuksista ja niiden ulottuvuuksista olisi tarpeen pyrittäessä suojelemaan metsän sisäosan lajistoa fragmentoituneessa ekosysteemissä (esim. Matlack 1994).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, mitkä kasvillisuuden piirteet ovat ominaisia luonnontilaiselle avosuon ja vanhan, luonnontilaisen kaltaisen, kangasmetsän väliselle kasvillisuuden reunavyöhykkeelle, sekä määrittää karkeasti tämän reunavyöhykkeen leveys ja siinä esiintyvä vaihtelu. Tarkoituksena on myös selvittää, miten reunan ekspositio (suuntautuneisuus) ja topografia (pinnanmuodostus) vaikuttavat reunavyöhykkeeseen ja sen leveyteen. Tarkastelu tehdään erikseen kahdelle kasvillisuuden osalle: pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuudelle ja elävälle pystypuustolle. Kerätyn aineiston perusteella pyrin toisaalta kuvailemaan tutkittujen tekijöiden muuttumista ekotonilla (raja- tai vaihettumisvyöhyke) ja toisaalta luokittelemaan aineistoa niin, että mahdollinen reunavyöhyke saataisiin rajattua. Keinotekoiset, esimerkiksi avohakkuiden synnyttämät, metsän reumat päätettiin jättää tämän tutkimuksen ulkopuolelle, jotta ensin saataisiin kehitettyä reunojen tutkimisen menetelmiä ja kerättyä perustietoa luonnontilaisen metsän reunan oloista myöhempiä tutkimuksia varten.

Tutkimus tehtiin vuosina 1992–94 osana Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön (silloisen Vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikön) ns. reunaprojektia, jossa suon reunan ominaispiirteitä selvitettiin mm. etsitään perusteita ekologisesti nykyistä mielekkäämmille soidensuojelualueiden rajauksille. Samoilta tutkimuslinjoilta, joilta tämän tutkimuksen aineisto on kerätty, keräsi FM Tiia Stén aineiston korpilupon (*Alectoria sarmetosa*) runsautta suon ja kangasmetsän reunassa käsittelevään tutkimukseensa (Stén 1996). Reunaprojektin vetäjänä toimii dos. Tapio Lindholm. Tutkimus liittyy osahankkeena (LUMO 4/5) Suomen ympäristökeskuksen luonnon monimuotoisuutta selvittävään LUMO-projektiin (Jäppinen & Leikola 1996).

## 2 METSÄN JA SUON REUNOJEN TEORIAA

### 2.1 Yleistä reunoista

Reunoihin liittyy olennaisesti käsite ekotoni. Sillä tarkoitetaan kahden habitaatin välistä, yleensä kasvillisuuden rakenteen perusteella erotettavaa raja- tai vaihtumisvyöhykettä. Joissakin tapauksissa ekotoni muodostaa itsessään oman, itsenäisen habitaattityypinsä, mutta monissa – varsinkin vanhemmissa – reunoihin liittyvissä kasvitieteellisissä tutkimuksissa habitaattien välisiä reunoja on käsitelty vain yksiulotteisesti vaihtumisvyöhykkeinä.

Reunojen jyrkkyys eli ekotonien pituus vaihtelee suuresti. Käsittelen tässä kahden habitaatin välisiä ns. jyrkkiä reunoja, jollaisia ovat Suomessa tyypillisesti esim. vanhan metsän ja avohakkuun sekä kangasmaan metsän ja avoimen suon väliset reunat. Toisen tyyppisiä laajemman mittakaavan vaihtumisvyöhykkeitä, joilla esim. kahden kasvillisuusvyöhykkeen kohdatessa tapahtuu mosaiikkimaisesti toistensa lomaan sijoittuneiden kasvillisuustyyppilaikkujen pinta-alasuhteiden vähittäistä muutosta kohti toisen kasvillisuustyyppin valta-alueita, kutsutaan niin ikään ekotoneiksi. Reunoja käsittelevässä kirjallisuudessa reunoja ja vaihtumisvyöhykkeitä koskeva termistö onkin varsin kirjavaa. Erittäin jyrkkiin, tuoreisiin avohakkuiden ja vanhojen metsien välisiin reunoihin käsite ekotoni perinteisessä maisemaekologisessa merkityksessä sopii huonosti, vaikka reunavaikutusilmiöitä tällaisillakin reunoilla havaitaan (Hansson 1994).

Käsite reunavaikutus (edge effect) on reunaekologiassa keskeinen. Varsin pitkään (esim. Odum 1971) sitä käytettiin lähinnä kuvaamaan kahden habitaatin välisen reunan positiivista vaikutusta lajiversiteettiin (monimuotoisuuteen), lajimääriin tai esim. riistaeläinkantoihin. Perusajatuksena tässä 'positiivisen reunavaikutuksen teoriassa' on, että kahden habitaatin välisessä reunavyöhykkeessä kahden habitaatin lajistot kohtaavat, mikä johtaa suurempaan lajimäärään/diversiteettiin reunassa. Erityisen innokkaasti tätä ajattelutapaa sovellettiin riistanhoidossa, ja joissakin kirjoituksissa suositeltiin jopa keinotekoisia uusien metsänreunojen luomista riistanhoidollisista syistä.

Myöhemmissä tutkimuksissa on kuitenkin havaittu, etteivät reunavaikutukset ole läheskään aina positiivisia (esim. Harris 1988). Niinpä nykyisin pyritään käsitteen ei-arvottavaan käyttöön, ja reunavaikutuksiksi käsitetään kaikki ilmiöt, joissa eliöiden jakautumisessa havaitaan positiivisia tai negatiivisia yhteyksiä reunan läheisyyden suhteen (Angelstam 1992, Hansson 1994). Linnustotutkimuksissa on saatu sekä tuloksia, joiden mukaan lajiversiteetti on suurin reunavyöhykkeessä (esim. Gates & Gysel 1978) että ainakin osittain päinvastaisia tuloksia (esim. Kroodsmä 1982). Lisäksi Helle & Helle (1982) ja Hansson (1983) ovat mm. todenneet, että avohakkuisiin rajoittuvissa metsissä linnuston yksilötiheys on suurin reunavyöhykkeessä, mutta lajistodiversiteetti on suurin metsän sisäosissa.

Kasvitieteessä reunoja ja reunavaikutuksia on tutkittu melko vähän, ja varsinkin aiemmin tutkimukset keskittyivät lähes yksinomaan kulttuuribiotooppien ja temperaattisten metsien välisiin reunoihin (esim. Ranney ym. 1981). Hyvä katsaus reunaekologiaan liittyyviin tutkimuksiin erityisesti boreaalisilla ja temperaattisilla alueilla löytyy Angelstamin (1992) artikkelista, mutta myös sen jälkeen on julkaistu muutamia merkittäviä reunojen ekologiaan liittyviä tutkimuksia. Erityisesti on mainittava Pohjois-Amerikassa 1990-luvun alkupuoliskolla julkaistut vanhojen luonnontilaisten douglaskuusimetsien (*Pseudotsuga menziesii*) reunoja ja erityisesti niiden mikroilmastoa käsittelevät tutkimukset (Chen ym. 1992, Chen ym. 1993, Chen ym. 1995).

On tärkeää pitää erillään termin 'reunavaikutus' kaksi eri merkitystä Suomen kielessä: toisaalta reunavaikutus tässä luvussa 2.1 kuvattavassa yleisesti reunoihin liittyvässä teoreettisessa ekologisessa merkityksessä ('edge effects') ja toisaalta luvussa 2.5 käsiteltävässä suomalaisen suoekologian lisäraavinnevaikutusta tarkoittavassa merkityksessä.

## 2.2 Metsän reuna

Tuuli- ja säteilyolot ovat tärkeimmät ja eniten kasvitieteellisessä kirjallisuudessa käsitellyt reunavaikutuksia aiheuttavat ympäristötekijät (mm. Moen 1974, Hutchison & Matt 1977, Ranney ym. 1981, Chen ym. 1995). Metsän reunan ilman-suunnalla on ratkaiseva merkitys sen mikroilmastollisille ominaisuuksille, koska metsän reuna on niin jyrkkä rajakohta (Geiger 1957). Tuuli iskeytyy reunavyöhykkeen puihin (Moen 1974), parantaa reunapuiden siementen levintää, muuttaa lämpötilaoloja reunassa (Crockett 1971) ja muuttaa maaperän kosteusoloja lisäämällä maasta ja kasveilta tapahtuvaa haihduntaa. Matlack (1994) luettelee metsän reunoille tyypillisiksi ilmiöiksi gradientit (asteittain tapahtuvat muutokset) seuraavien muuttujien suhteen: valon intensiteetti (Geiger 1957), ilman lämpötila (Williams-Linera 1990), ilman suhteellinen kosteus (Chen ym. 1990) sekä maaperän ja karikkeen kosteus (mm. Ranney ym. 1981). Näiden lisäksi ainakin lumi- ja routaolosuhteilla on boreaalisilla alueilla tärkeä merkitys reunan mikroilmaston ja kasvuolosuhteiden muodostumisessa.

### 2.2.1 Reunan mikroilmasto

Mm. edellä lueteltujen tekijöiden vaikutuksesta metsän reunaan syntyy mikroilmastollinen gradientti, joka tekee reunavyöhykkeestä molemmista ympäröivistä alueista poikkeavan habitaaatin. Kasvilajit reagoivat gradienttiin omilla tavoillaan, ja kasvien reaktiot syntyneeseen gradienttiin voimistavat sitä edelleen (esim. Ranney ym. 1981). Useimmat edellä mainitut tutkimukset (mm. Wales 1972 ja Ranney ym. 1981) käsittelevät avoimiin peltoihin ja niittyihin rajoittuvia pohjoisamerikkalaisia temperaattisia metsäsaarekkeitä, joissa maaperä on koko ekotonin matkalla samanlainen. Lisäksi reunan puuston nuoresta iästä johtuva sukkessiokehitys saattaa olla vaikuttamassa tuloksiin mm. Ranneyn ym. (1981)

tutkimuksissa. Näin ollen vertailu em. tutkimusten ja tämän tutkimuksen välillä vaikeutuu. Sama koskee avohakkuureunoja koskevia tutkimuksia yleensäkin.

Auringon säteilyn voimakkuus ja vaikutukset riippuvat reunan ekspositiosta ja oletettavasti myös leveysasteesta ja vuodenajasta (eli suoraan auringosta tulevan säteilyn tulokulmasta ja intensiteetistä). Eteläpuoleisilla metsänreunoilla auringonvalon päivittäinen kestoaika ja teho ovat suurempia kuin pohjoispuoleisilla reunoilla, ja lisäksi valo tunkeutuu eteläpuoleisilla reunoilla syvemmälle metsän sisään (mm. Wales 1972). Viistosti tuleva suora tai heijastunut auringon säteily saattaa ajoittain olla avoimessa reunassa voimakkaampaa kuin metsän latvuserroksessa (Hutchinson & Matt 1977). Voimakas auringon säteily lisää haihtumista (Salisbury & Ross 1969).

Chen ym. (1995) tutkivat kolme kasvukautta kestäneessä hankkeessa monipuolisesti vanhojen douglaskuusimetsien ja hakkuuaukkojen välisten reunojen mikroilmastoa Yhdysvaltain luoteisosassa. He käyttivät tutkimuslinjoillaan mikroilmaston mittaamiseen seuraavia muuttujia: ilman lämpötila, maaperän lämpötila, ilman suhteellinen kosteus, lyhytaaltoisen säteilyn määrä, tuulen nopeus ja maaperän kosteus. Reunasta metsän sisäosiin siirryttäessä ilman (ja maaperän) päivälämpötila aleni, mutta yölämpötila kasvoi; aamulla ja iltapäivällä tämä lämpötilagradientti hävisi hetkeksi. Ilman suhteellinen kosteus kasvoi kohti metsän sisäosia, ja kosteusgradientin – kuten lämpötilagradientinkin – vaikutus ulottui toisinaan jopa yli 240 metriä reunasta metsän sisään. Ilman suhteellisen kosteuden havaittiin (odotetusti) vaihtelevan ilman lämpötilan funktiona, ja ilman kosteus havaittiin selvästi riippuvaiseksi myös tuulen nopeudesta. Lyhytaaltoisen säteilyn arvot alenivat nopeasti reunasta poispäin, ja jo 30–60 metrin päässä reunasta saavutettiin metsän sisäosien arvot. Tuulen nopeus väheni eksponentiaalisesti reunasta metsän sisäosiin siirryttäessä, mutta kovien tuulten reunavaikutus ulottui jopa yli 240 metrin päähän reunasta.

### ***2.2.2 Reunavaikutusten ulottuvuudet***

Chen ym. (1995) käyttävät tutkimilleen reunavaikutusilmiölle kahta havainnollistavaa indeksiä: vaikutuksen voimakkuus (= SEI, significance of edge influence) ja vaikutuksen ulottuma (= DEI, depth of edge influence). Muuttujasta riippuen DEI oli tutkimuksessa 30–yli 240 metriä reunasta. Kaikkien mitattujen muuttujien osalta reunan ekspositiolla oli ratkaiseva merkitys SEI- ja DEI-indeksien arvoihin. Tutkijat toteavat, että mitattujen muuttujien gradientit olivat selvimmät ja syvimmälle metsään ulottuvat lämpiminä, kuivina ja puolipilvisinä päivinä ja eteläpuoleisilla reunoilla. Keskeinen havainto kaikkea reunatutkimusta koskien on, että DEI-indeksille ei voitu laskea yhtä yleispätevää arvoa, vaan reunavaikutuksen ulottuma metsän sisään riippuu mitattavasta muuttujasta.



Koska reunavaikutusten muutokset reunasta kohti metsän sisäosia ovat tavallisesti vähittäisiä ja gradientin luonteisia, ei reunavaikutuksen ulottuvuutta tutkitavan muuttujan suhteen voida ilmoittaa yksiselitteisenä metrimääränä. Chen ym. (1992) pitivät parhaana käyttää DEI:n määrittämiseen regressiotekniikoita yhdistettynä johonkin kvantitatiiviseen, mielivaltaisesti määrättyyn raja-arvoon; omassa tutkimuksessaan he päätyivät käyttämään rajakohtana pistettä, jossa tarkasteltavan muuttujan arvo saavutti arvon, joka oli 2/3 keskimetsän tasosta. Tällä 2/3-kriteerillä Chenin ym. (1992) tutkimuksessa DEI-arvot vaihtelivat muuttujasta riippuen 16 metrillä (muuttuja: 31–100 cm korkeiden douglaskuusien taimien runsaus) 137 metriin (muuttuja: alle 10 cm korkeiden vuorihemlokin (*Tsuga heterophylla*) taimien runsaus).

Mikroilmastollisen tutkimuksensa pohjalta Chen ym. (1995) pystyvät antamaan yksilöityjä ohjeita metsien käsittelylle, jotta vanhojen metsien sisäosien olosuhteita voitaisiin paremmin suojella. Metsikkötasolla pykäläinen (feathered) hakkuureunan muoto on parempi kuin suora ja puuston osittainen hakkuu on parempi kuin avohakkuu. Maisematasolla metsien sisäosien suojelemiseksi on oleellista jättää käsittelemättä riittävän suuria yhtenäisiä metsäalueita: esim. DEI-indeksin arvolla 400 metriä alle 64 ha kokoiset pyöreät metsälaikut ovat pelkkää reunaa. Samasta syystä maisematasolla olisi parempi keskittää hakkuut tietyille osa-alueelle ja jättää toiset osa-alueet käsittelemättä. Lisäksi neliön tai ympyrän muotoisilla pystyyn jäävillä (riittävän suurilla) metsäalueilla voidaan suojella suhteellisesti enemmän metsän sisäosia kuin kapeilla ja pitkulaisilla.

Tuulen tunkeutumissyvyyttä (ja muidenkin reunavaikutusten ulottuvuuksia) on monissa tutkimuksissa pyritty mittaamaan valtapuuston korkeuden suhteen. Chen ym. (1995) havaitsivat, että valtapuustoltaan 50–65 m korkeassa douglas kuusimetsässä DEI tuulen nopeudelle oli  $> 5-6 \times$  valtapuuston korkeus. Chenin ym. (1995) mukaan aiemmassa kirjallisuudessa on esitetty hyvin vaihtelevia arvioita tuulen tunkeutumissyvyydestä: 'yleisenä sääntönä' on pidetty DEI-arvoja  $2-3 \times$  valtapuuston korkeus (mm. Reifsnnyder 1955), mutta myös arvoja  $6 \times$  ja  $8.5 \times$  valtapuuston korkeus on havaittu, ja Meroney (1968) esittää jopa arvoja  $15-20 \times$  valtapuuston korkeus. Harris (1984) esittää, että boreaalisilla metsänreunoilla mikroilmastolliset vaikutukset ulottuvat vasta raivatuilla reunoilla noin kolme kertaa valtapuuston pituutta vastaavan matkan metsän sisään. Uskoakseni valtapuuston korkeus ei sellaisenaan kuitenkaan ole hyvä yksikkö tuulen vaikutussyvyyden (tai muidenkaan reunavaikutusten ulottuvuuksien) mittaamiseen, sillä puuston korkeutta huomattavasti tärkeämpiä tekijöitä esim. tuulen vaikutuksen ulottuvuuteen ovat puuston, pensaskerroksen ja metsän muun aluskasvillisuuden rakenne, puiden oksaisuus ja puulajisto. Lisäksi on vaikea kuvitella, miten nimenomaan puuston korkeus vaikuttaisi tuulen tunkeutumiseen metsän sisään, sillä pääosa tuulesta tunkeutuu metsään puiden (oksattomien) tyviosien korkeudella. Suomalaisessa boreaalisessa havumetsässä puissa on vähän alaoksia ja myös pensaskerros on harva, joten tuuli pääsee tunkeutumaan tehokkaammin metsän sisään kuin temperaattisissa lehtimetsäreunoissa.

### 2.2.3 Reunavaikutukset kasvillisuudessa

Kirjallisuudessa esitettyjä metsän reunan kasvillisuudelle tyypillisiä ilmiöitä ovat mm. valoa suosivien kasvilajien runsaus ja varjokasvien vähyys (Ranney ym. 1981), puiden taimien runsaus (Gysel 1951) sekä puuston reunatihentymä (mm. Ranney ym. 1981). Tuulenkaatovaikutuksen ja tuulen aiheuttaman stressin takia puuston kuolleisuus on reunoilla monesti suurempaa kuin metsän sisäosissa (mm. Moen 1974, Chen ym. 1992). Tämä vaikuttaa puuston rakenteeseen ja lahoppuuston määrään reunassa sekä oletettavasti myös lahoppuulla elävään lajistoon. Toistaiseksi reunaa ei kuitenkaan ole juuri tutkittu lahoppuulajiston kannalta. Monissa suhteissa eri tutkimuksissa on kuitenkin saatu erisuuntaisia ja jopa ristiriitaisia tuloksia. Esimerkiksi Chen ym. (1992) havaitsivat douglaskuusimetsän reunassa metsän sisäosiin nähden alentuneita puuston pohjapinta-alan ja latvuspeittävyuden arvoja, kun taas Walesin (1972) tulokset olivat päinvastaisia.

Reunavaikutukset metsän reunassa voi jakaa 1) ympäröivien alueiden (esim. hakkuuaukkojen) vaikutuksiin metsäsaarekkeisiin ja 2) metsäsaarekkeen vaikutuksiin ympäröiville alueille (Angelstam 1992). Ensinmainittuihin kuuluvat olennaisesti jo mainittu reunan ilmastollisen gradientin syntyminen ja siitä seuraavat vaikutukset. Reunan mikroilmaston muodostumisessa on sen ilmansuunnalla oleellinen merkitys. Päivänpuoleiset reunavyöhykkeet (eli reunavaikutusten vaikutusalueet) ovat tyypillisesti leveämpiä kuin varjonpuoleiset. Tämä voi johtua joko kasvien paremmasta kasvusta ja lisääntymisestä päivänpuoleisilla reunoilla tai ilmastollisten vaikutusten tunkeutumisesta syvemmälle metsään päivänpuoleisilla reunoilla (Angelstam 1992). Hakkuureunan vanhetessa reuna-kasvillisuuden rakenteellinen heterogeenisuus usein kasvaa samalla, kun paikallisen mikroilmaston ja maaperän kosteus lisääntyy. Tämän takia reunavyöhykkeet ovat yleensä leveämpiä ja selvemmin erottuvia vanhoissa, sukkessiossaan pidemmälle ehtineissä reunoissa (Wales 1972, Angelstam 1992).

Metsäsaarekkeen aiheuttamat reunavaikutukset ympäröiville alueille ovat vähäisempiä (tai ainakin vähemmän tutkittuja) kuin edellisen tyyppin vaikutukset. Kuitenkin Söderströmin (1980) mukaan metsä hidastaa tuulen nopeutta hakkuuaukolla kolme kertaa valtapuuston pituuden matkan päässä metsän reunasta 50 prosentilla, mutta 30 kertaa valtapuuston pituuden päässä reunasta ei ole enää havaittavissa tuulta hidastavaa vaikutusta.

## 2.3 Lisääntynyt saalistuspaine reunavaikutusilmiönä

Angelstamin (1986) mukaan tilanteessa, jossa toinen reunassa kohtaavista habitaateista on toista tuottavampi ja ylläpitää suurempaa määrää jonkin laajalle levinneen (eläin)lajin yksilöitä, on odotettavissa 'yliäämälajien' virta heikoktuottoisemman habitaatin puolelle. Tämä vaikutus kohdistuu voimakkaimmin reunavyöhykkeeseen, ja merkittävimmät havaitut tämäntyyppiset vaikutukset liittyvät keskikokoisiin yleispetoihin ja lintujen pesälöisiin. Esimerkiksi Andrén (1992) havaitsi tutkimuksessaan, että peltoaukeisiin rajoittuvien metsien reuna-

osissa pesivien lintujen pesimämenestys oli huonompi kuin metsän sisäosissa peltoalueilla asuvien kettujen (*Vulpes vulpes*) ja varislintujen saalistuksen takia. Myös muiden lintujen pesiä loisivan käen (*Cuculus canorus*) aiheuttama pesimämenestyksen heikentyminen on suurempaa metsän reunoissa kuin metsän sisäosissa. Monet metsien varpuslintulajit pystyvät kohtuullisen hyvin välttämään pesäloisintaa ympäristössä, jossa yhtenäiset metsäalueet ovat suuria. Maiseman pirstoutuessa metsän laikkukoko pienentyy ja reunan osuus kasvaa, jolloin jotkut varpuslintulajit eivät enää kykene voimistuneen loisintavaikutuksen takia tuottamaan jälkeläisiä (Ambuel & Temple 1983).

Hanssonin (1979) teorian mukaan yleispetojen kantokyky on suuremman tarjolla olevan saalismäärän takia avohakkuiden pirstomassa metsämaisemassa korkeampi kuin luonnontilassa olevilla metsäalueilla. Saalistuksen voimakkuus metsäalueilla riippuu siis välialueiden tilasta eli pirstoutuneisuuden asteesta, ja saalistuspaineen suuruus maisemamittakaavassa on siten reunan määrästä riippuvainen. Hansson perustelee teoriaansa seuraavalla seurausketjulla: Avohakkuiden ja metsän nuorten kehitysvaiheiden suhteellisen osuuden kasvu alueella johtaa kasvinryöjien ravinnon lisääntymiseen. Tämä johtaa kasvaneisiin pikkunisäkäs- ja hirvikantoihin ja edelleen kasvaneisiin pienten ja keskikokoisten petoeläinten kantojen tiheyksiin. Tästä aiheutuu lisääntynyttä saalistuspainetta maassa pesiviä lintuja kohtaan. Ruotsalaisissa tutkimuksissa onkin todettu (Angelstam 1992), että eheinä säilyneillä laajoilla metsäalueilla petojen lajiversiteetti on suurempi kuin pirstoutuneilla alueilla, joilla ovat vallalla keskikokoiset yleispetolajit.

Saalistuspaineen kohdistumisesta erityisesti reunavyöhykkeeseen on näyttöä myös kasvimaailmasta. Pyökin (*Fagus sylvatica*) siemeniin kohdistuva saalistus on voimakkaampaa 50 metrin säteellä metsän reunasta kuin metsän sisäosissa (Nilsson & Wästljung 1987). Reunan kasvien siemeniin kohdistuva saalistus muovaa siis osaltaan reunakasvillisuuden sukkessiota.

Metsän reuna on kasvillisuutensa ja muiden ominaisuuksiensa takia mm. monille lintulajeille huokutteleva ja suosittu pesimäympäristö. Toisaalta, edellä kuvattua reunoihin ympäröivältä habitaatilta kohdistuvasta lisääntyneestä saalistuspaineesta johtuen lintujen pesimämenestys reunassa voi olla huonompi kuin metsän sisäosissa. Gates ja Gysel (1978) esittävät, että edellä mainittujen seikkojen yhteisvaikutuksena reunasta saattaa muodostua tällaisille lajeille ns. ekologinen loukku (ecological trap). Patonin (1994) mukaan myöhemmät tutkimukset (mm. Angelstam 1986) ovat kumonnet tämän hypoteesin, mutta myöhemmässä kirjoituksessaan Angelstam (1992) itse kannattaa Gatesin ja Gyselin 'loukkuteoriaa' ja osoittaa (etukäteen) Patonin (1994) tulkinnan oman tutkimuksensa osalta vääräksi.

## 2.4 Laikuttaisuus ja pirstoutuminen

Kaikki luonnonympäristöt ovat jossain mittakaavassa laikuttaisia, useimmiten monessa mittakaavassa yhtä aikaa. Lajit ovat evoluution myötä sopeutuneet elinympäristönsä luontaiseen laikkurakenteeseen. Monet lajit käyttävät elämänsä eri vaiheissa erilaisia ympäristölaikkuja, ja usein myös habitaattilaikkujen väliset reunahabitaatit ovat lajeille tärkeitä. Esimerkiksi metsoemot (*Tetrao urogallus*) ha-keutuvat loppukesällä poikueineen metsän ja suon reunavyöhykkeeseen, vaikka suuren osan vuotta metsot viihtyvät vanhojen metsien sisäosissa.

Boreaalinen metsämaisema on luonnontilaisena toisaalta kulojen, myrskyjen ja muiden 'tuhojen' jäljiltä erilaisissa sukkessiovaiheissa olevien kangasmetsälaikkujen ja toisaalta kangasmetsien ja muiden biotooppien (lähinnä soiden ja vesistöjen) muodostamaa mosaiikkia. Mosaiikin rakenteeseen suuressa mittakaavassa ja sitä kautta reunojen sijaintiin luonnontilaisessa maisemassa ovat vaikuttaneet erityisesti geologiset ja ilmastolliset prosessit. Monin paikoin Suomessa maisema on esimerkiksi mannerjäätikön peräytymissuunnassa 'juovaista' drumliininmuodostuksen takia. Luonnossa toimivat lyhyemmän aikavälin ekologiset prosessit eivät niinkään ole olleet vaikuttamassa habitaattien välisten reunojen sijaintiin ja määrään maisemassa, mutta niillä on tärkeä merkitys reunavaikutusilmiöiden laadun ja ulottuvuuden määräytymisessä (Angelstam 1992).

Nykyaikaisen metsätalouden aiheuttaman pirstoutumisen myötä on metsämaiseman rakenne kuitenkin oleellisesti muuttunut luonnontilaisesta, eivätkä lajit ole ehtineet sopeutua nykyiseen todellisuuteen. Hakkuiden ja teiden pirstomassa metsätalousmaisemassa olevat luonnontilaiset metsäalueet ovat eristyneet saarekkeiksi, metsille on syntynyt runsaasti uudenlaisia, luonnottoman jyrkkiä (Kalliola & Syrjänen 1994) reunoja ja reunavaikutuksen piirissä oleva alue on maiseman mittakaavassa kasvanut. Monet vanhaan luonnonmetsään sitoutuneet lajit ovatkin taantuneet, vaarassa kadota tai jo kadonneet voimakkaan metsätalouden piirissä olevilta alueilta. Reed ym. (1996) nostavat reunavaikutukset keskeisesti esille määriteltessään fragmentoitumisen maiseman rakenteelliseksi muuttumiseksi, jossa laikkukoko pienenee, laikkujen välimatkat kasvavat, reunahabitaatin osuus kasvaa ja metsän sisäosien habitaattien osuus pienenee.

Metsämaiseman pirstoutumisella on periaatteessa kahdenlaisia ekologisia vaikutuksia (Haila ym. 1993, Haila 1994): 1) pystyyn jäävien metsäsaarekkeiden pienenemisen ja eristyneisyyden vaikutukset ja 2) saarekkeiden ympäristön muuttuneista biotoopeista (esim. avohakkuilta) saarekkeiden sisään ulottuvat vaikutukset. Näistä erityisesti viimeksi mainitun tyyppin vaikutukset liittyvät suoraan reunojen ekologiaan: pirstoutumisesta seuraa reuna-alueilla mm. mikroilmaston ja sitä kautta lajiston muuttumista.

Pirstoutumisen vaikutusten tutkimus on liittynyt läheisesti MacArthurin ja Wilsonin (1967) kehittämään saariteoriaan ja sitä seuranneisiin tutkimuksiin, vaikka tarkkaan ottaen MacArthurin ja Wilsonin teoria ei alunperin viittaakaan habitaattisaaristoihin vaan todellisiin saaristoihin. Myöhemmin saariteoriassa on

lisäksi osoitettu olevan monia puutteita. Nykyisin alkuperäisen teorian suurin merkitys lieneekin siinä, että se tarjosi uudenlaisen näkökulman ja lähestymistavan myöhemmille tutkimuksille. Luonnonsuojelubiologian kannalta saariteorian suurimpia puutteita on mm. se, että teoria ei ota huomioon lajien yksilöllisiä ominaisuuksia eikä saarten sisäisen habitaattidiversiteetin vaikutuksia. Saaristoissa elävien lajien populaatiot ovat ns. metapopulaatioita, joiden dynamiikka on viime aikoina ollut vilkkaan tutkimuksen ja mallintamisen kohteena. En käsittele tässä tarkemmin pirstoutumiseen ja maisemamosaiikin rakenteeseen liittyviä ilmiöitä, vaikka ne liittyvätkin saumattomasti reunojen ekologiaan. Reunavaikutusten jatkotutkimuksissa näkökulmaa on laajennettava maisematasolle.

## 2.5 Suon reunavaikutus ja korpisuus

Suon ja metsän vaihtumisvyöhykkeisiin liittyviä kysymyksiä on suomalaisessa suo- ja metsätutkimuksessa käsitelty lähinnä korprien ja korpisuuden yhteydessä. Korpisuus on lähteisyyden ja luhtaisuuden ohella suomalaisessa suoekologiassa eräs ns. reunavaikutuksen ilmenemismuoto. Korpisuus – kuten reunavaikutus yleensäkin – on ilmiö, joka voidaan havaita lähinnä tiettyjen luonteenomaisten kasvilajien esiintymisen tai puuttumisen perusteella.

Vaikka korpisuuden taustalla ovatkin tietyt korpikasvupaikoille ominaiset ekologiset tekijät, tapahtuu korpityyppien määrittäminen suomalaisessa suotyyppijärjestelmässä (esim. Eurola & Kaakinen 1978, Eurola ym. 1994) pakostakin kehäpäätelmän omaisesti korpisuuden indikaattori(ilmentäjä)lajeiksi valittujen kasvilajien perusteella. Usein korpisuuteen liittyy myös ohutturpeisuutta.

### 2.5.1 Korpisuuden määrittäminen

Korpisuuden indikaattorilajeja ovat mm. kuusi (*Picea abies*) (ei indikaattoriarvoa yli 300 mmpy sijaitsevilla soilla eikä pohjoisimmassa Suomessa), pallosara (*Carex globularis*), metsäkorte (*Equisetum sylvaticum*), korpikarhunsammal (*Polytrichum commune*) ja korpirahkasammal (*Sphagnum girgensohnii*) (Eurola & Kaakinen 1978, Eurola ym. 1994). Korpikasvillisuudelle on tyypillistä myös tietynlainen suon pienmuotojen esiintyminen: mättäiden, tasapintojen ja kuljumaisten painanteiden pienpiirteinen mosaiikki (Tuomikoski 1942, Heikurainen 1954).

Myös ruotsalaisessa suotutkimuksessa on kasvilajeja ja kasvillisuutta luokiteltu suomalaista vastaavalla reuna-keskusta-akselilla. Sjörs (1948) luettelee suon reunakasvillisuuden lajeiksi (myrkantväxter) suomalaisten tapaan mm. pallosaran, metsäkortteen ja korpirahkasammalen. Sjörs (1948) sanoo em. kolmen lajin olevan reunalajien ryhmän sisällä vahvimmin kivennäismaan välittömään läheisyyteen sitoutuneita. Reunassa merkittäviä, mutta suon keskiosissa selvästi vähämerkityksellisempiä lajeja ovat Sjörsin (1948) mukaan mm. kuusi, koivu (tarkoittanee hieskoivua (*Betula pubescens*)), kataja (*Juniperus communis*), mustikka (*Vaccinium myrtillus*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja suonihuopasammal

(*Aulacomnium palustre*). Syiksi keskustavaikutteisten lajien (myrviddväxter) puuttumiselle suon reunoista Sjörs (1948) arvelee mm. reunassa esiintyvän metsän varjostuksen ja kovan lajienvälisen kilpailun monilajisissa reunayhdyskunnissa.

Sjörsin (1948) mukaan suon reunan kasviyhdyskunnat (myrkantvegetation) kuuluvat minerotrofisiin soihin (kärr). Minerotrofisten soiden erottamisessa reuna- ja keskustavaikutteisiin (myrkantkärr/myrviddkärr) eivät kivennäismailta tulevat (ravinteikkaat) vedet sinänsä riittä perusteeksi, mutta kenties jokin näiden vesien ominaisuuksista muuttuu vesien virratessa kohti suon keskiosia (Sjörs 1948). Tällainen muuttuva ominaisuus saattaisi olla kasvien juurien käytettävissä olevan veden happipitoisuus, mutta tämäkään ei vielä selittäisi lajistoeroja sammalilla, jotka ovat koko elävällä osallaan yhteydessä ilman happeen (Sjörs 1948). Edelleen Sjörs (1948) huomauttaa, että reunakasvillisuutta tavataan soilla esim. purojen varsilla myös varsin kaukana kivennäismaista. Ombrotrofiset suot (mosse) kuuluvat kokonaisuudessaan suon keskustavaikutteisiin kasviyhdyskuntiin (myrviddvegetation). Sama näkemys on myös suomalaisissa suoluokituksissa (esim. Eurola & Kaakinen 1978, Eurola ym. 1994). Ilmastollisilla vaihtelutumisvyöhykkeillä ombro- ja minerotrofian raja saattaa tosin joskus hämärtyä (Hotanen & Nousiainen 1990). Toisaalta raja ombro- ja minerotrofian välillä saattaa olla epäselvä myös suon kehityshistoriallisista syistä. Esimerkiksi Pohjois-Karjalan periaatteessa ombrotrofisilla rahkamättäisillä tupasvillarämeillä (RamTR) saattaa esiintyä minerotrofisia kasvilajeja jäänteinä aikaisemmasta minerotrofiasta (Tolonen 1967, Hotanen & Nousiainen 1990).

## 2.5.2 Korpikasvillisuuden luokittelu

Korpikasvillisuuden luokittelussa on matalajuuristen metsäkasvilajien esiintyminen tai puuttuminen merkittävämpi tekijä kuin syvälle juurensa ulottavien paksuturpeisten soiden kasvilajien esiintyminen (Ruuhijärvi 1960). Erityisesti korpirämeiden ja karujen korprien luokittelussa on Suomessa päädytty moniin eri tulkintoihin. Laajassa mielessä korpirämeisiin voidaan pallosarakorpirämeen (PsKR) lisäksi lukea myös pallosararäme (PsR), jolla pallosara on usein ainoa korpisuuteen viittaava laji (Hotanen 1989). Joissakin (lähinnä metsätaloudellisissa) luokituksissa erotetaan varsinaisesta korpirämeestä (VKR) puolukkakorpi (PK) (Hotanen 1989).

Ohutturpeisilla rämeillä esiintyvää reunavaikutusta on vaikea todeta, sillä ohutturpeisten rämeiden lajistoaines esiintyy tavallisesti myös paksuturpeisilla rämeillä (Ruuhijärvi 1960). Pallosaran esiintyminen rämeellä kertoo kuitenkin aina korpisuudesta (eli reunavaikutuksesta) (Eurola & Kaakinen 1978, Eurola ym. 1994). Korpirämeillä reunavaikutuksen toteaminen on helpompaa kuin varsinaisilla rämeillä. Korprien osuus Suomen eteläpuoliskon suopinta-alasta on Ruuhijärven (1960) mukaan noin 11 %, mutta ojitusten myötä määrä on oleellisesti pienentynyt. Kainuussa korpirämeet ovat Ruuhijärven (1960) mukaan harvinaisia ja pienialaisia.

Pelkästään kuusen tai (hies)koivun esiintyminen ei riitä perusteeksi korprien erottamisessa omaksi suotyypiryhmäkseen, sillä erityisesti Pohjois-Suomessa kuusi kasvaa myös rämeillä (rääseiköt), ja ajoittaista hapenpuutetta sietävää hieskoivua tavataan mm. koivuletoilla. Rämeillä Pohjois-Suomessa kasvava kuusi on tosin siperiankuusta (*Picea abies* ssp. *obovata*), joka mahdollisesti eroaa ekologiaaltaan eteläsuomalaisesta nimialalajista (*Picea abies* ssp. *abies*) (Ruuhijärvi 1960). Tutkimusalueella puhdas siperiankuusi on hyvin harvinainen, eikä kuusta tiettävästi kasva rämeillä Kuhmon alueella.

### 2.5.3 Korpisuuden ekologinen tausta

Korpisuuden ekologisia syitä on käsitellyt mm. Ruuhijärvi (1960). Kirjallisuudessa syiksi on esitetty mm. hyvää pintavesien liikkuvuutta (Cajander 1913), liikkuvien vesien mukanaan kuljettamien mineraalien ja hapen runsautta (Cajander 1913), suoveden pinnan korkeaa tasoa (Multamäki 1936) ja keskimäärin ohuempaa turvekerrosta kuin rämeillä (Ilvessalo 1956, Ruuhijärvi 1960). Pintavesien hyvä liikkuvuus korvissa selittyy mm. niiden kaltevuudella (Backman 1919, Lukkala 1929). Metsävainion (1931) mukaan rämeillä kasvien juuristot ulottuvat syvemmälle kuin muissa suotyypiryhmissä. Rämeillä juuristojen keskisyvyys on em. tutkimuksen mukaan noin 33 cm, korvissa n. 22 cm, nevoilla n. 19.5 cm ja letoilla n. 14 cm. Toisaalta Metsävainion (1931) mukaan 91 % suokasvien juuristosta on vallitsevan pohjaveden pinnan yläpuolella. Tämäkin viittaa siihen, että pohjaveden pinta olisi korvissa korkeammalla kuin rämeillä. Korpisuuden ja yleensäkin reunavaikutteisen suokasvillisuuden syntyyn vaikuttavia tekijöitä saattaa olla myös turpeen kemiassa, erityisesti kalsiumista, fosforista ja pH:sta riippumattomissa kalium- ja fosforipitoisuuksissa (Heikurainen 1957, Ruuhijärvi 1960). Valmarin (1956) mukaan soiden fosforitilanne on heikoin avosoilla ja paras korvissa.

Heikurainen (1954) on kuitenkin osoittanut, että lettorämeillä ilmenevää korpisuutta ei voida selittää pelkästään yllä mainituilla syillä. Lettorämeillä (VLR, Heikuraisen VRuR) ilmenevien korpisuuspiirteiden syiksi Heikurainen (1954) arvelee mm. ilmastollisia ja turpeen lämpötaloudellisia tekijöitä. Erityisen hämärän peitossa on se, miksi rämeletoilla (RL, Heikuraisen RamRuR) puusto kasvaa huonommin kuin varsinaisella lettorämeellä, vaikka kasvun edellytykset näyttäisivät olevan RL:lla paremmat: parempi ravinnetilanne, kuivempi kasvupaikka, ohuempi turvekerros ja hitaampi turpeen kasvu (Heikurainen 1953, 1954). Myös maaperän mikro-organismien ja kasvien sienijuurten elinolosuhteet saattavat olla vaikuttamassa korpisuuden syntyyn (Ruuhijärvi 1960).

Liikkuvien vesien tuomien mineraaliravinteiden johdosta korvet ovat ravinteisuudeltaan aina minerotrofisia (vähintäänkin oligo- tai mesotrofisia). Korpisuus ekologisenä ilmiönä heikkenee kohti pohjoista ja kohti mereisempiä alueita (esim. kohti Norjan länsirannikkoa) mentäessä (Eurola ym. 1994).

### 3 TUTKIMUSALUEET

Tutkimusalueet, Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojelualueet Kuhmossa, sijaitsevat keskiboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen pohjoisrajoilla ja kuuluvat em. vyöhykkeen lievästi mantereiseen lohkoon (Ahti ym. 1968). Suokasvillisuuden aluejaossa Kainuu luetaan Pohjanmaan aapasoiden vyöhykkeeseen (Ruuhijärvi 1960) ja Kalelan (1961) metsäkasvillisuuden aluejaossa Pohjanmaan-Kainuun vyöhykkeeseen. Lehdon ja Leikolan (1987) mukaan Pohjanmaan-Kainuun metsäkasvillisuusvyöhykkeellä kangasmetsien tyyppisarja karukkokankaasta lehtomaiseen kankaaseen on seuraava: CIT, ECT, EVT, VMT, GOMT. Sekä Teeri-Lososuon että Suoniemensuon alueen kangasmetsissä VMT on vallitseva kivennäismaiden metsätyyppi. Näissä metsissä eteläiset piirteet ovat vallitsevia ja pohjoisboreaalille metsille tyypilliset ilmiöt, kuten suopursun (*Ledum palustre*), rämekynsisammalen (*Dicranum bergerii*) ja rämekarhunsammalen (*Polytrichum strictum*) esiintyminen kangasmetsäkasvillisuudessa, puuttuvat.

Teeri-Lososuon soidensuojelualuetta (Grid 27°E 7087–7094/607–615) ehdotettiin perustettavaksi vuonna 1983 (Luonnonsuojelualueiden perustamistoimikunta 1983). Laki suojelualan perustamisesta tuli voimaan vuonna 1988. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän (1992) mietinnössä on Teeri-Lososuon soidensuojelualuetta ympäröiviä metsäalueita ehdotettu suojeltavaksi Hiidenportin kansallispuiston laajenuksena. Hiidenportin kansallispuisto ja siihen liitettäväksi esitetyt Porkkasalon, Teeri-Lososuon ja Lapamäen alueet muodostaisivat yhdessä Suomen eteläpuoliskon laajimman metsiensuojelualan (Vanhojen metsien suojelutyöryhmä 1992).

Suoniemensuon soidensuojelualuetta (Grid 27°E 7160–7163/619–623) ehdotettiin perustettavaksi vuonna 1980 (Luonnonsuojelualueiden perustamistoimikunta 1980), ja se perustettiin lailla vuonna 1982. Molemmat soidensuojelualueet kuuluvat valtakunnalliseen soidensuojelun perusohjelmaan (Soidensuojelutyöryhmä 1977, 1980).

#### 3.1 Ilmasto

Kainuun ilmasto on Suomen oloissa mantereinen. Talvet ovat lumisia, ja aikaisen lumentulon takia roudan paksuus on usein alle 20 cm (Mustonen 1986). Solantien (1986) esittämän hedelmäpuiden ja puuvartisten koristekasvien menestymisvyöhykejaon mukaan tutkimusalue sijaitsee vyöhykkeellä VI, jonka tärkeimpien ilmastosuureiden vaihteluvälit on esitetty yhdessä muiden ilmastotietojen kanssa taulukossa 1.

Kajaanin säähavaintoasemalla kesäkuun 1992 keskilämpötila oli 14.4°C (v. 1961–1990 keskiarvo 13.6°C) ja heinäkuun vastaavasti 13.7°C (keskiarvo 15.6°C) (Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon 1992). Talven 1991–92 kuukausien (joulukuu 1991–maaliskuu 1992) keskilämpötilat olivat Kajaanissa säännönmukaisesti noin 4–5°C vuosien 1961–1990 keskiarvoa korkeampia. Huhtikuu 1992 oli



Kajaanissa noin 2°C keskimääräistä kylmempi ja toukokuu noin 1°C keskimääräistä lämpimämpi (Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon 1991, 1992). Tutkimusalueet sijaitsevat 80–90 km Kajaanista itään.

*Taulukko 1. Tutkimusalueen tärkeimpiä ilmastotietoja. Taulukon viittaukset: 1) Kajaanissa v. 1961–1980 Heinon & Hellstenin (1983) mukaan. 2) Solantien (1986) puuvartisten koristekasvien menestymisvyöhykkeen VI vaihteluvälit. 3) V. 1921–1960 Suomen kartaston (1987) mukaan. 4) Normipakkanen on laskettu ko. havaintoaseman aikajakson 1959–1983 kolmen kovimman pakaslukeman keskiarvona.*

Vuoden keskilämpötila <sup>1)</sup>	1.3 °C
Kasvukauden pituus <sup>1)</sup>	146 vrk
Kasvukauden pituus <sup>2)</sup>	137–147 vrk
Tehoisan lämpötilan summa <sup>2)</sup>	890–995 °C vrk
Vuotuinen keskisademäärä <sup>1)</sup>	529 mm
Lumipeitteen keskisyyvyys <sup>3)</sup>	> 80 cm
Talven normipakkanen <sup>2),4)</sup>	42–43 °C

### 3.2 Teeri-Lososuon alue

Teeri-Lososuon alueen kallioperä on pääasiassa juovaista gneissigraniittia. Paikoin esiintyy myös amfiboliittia sekä metabasiittia (Suomen geologinen yleiskartta 1924). Paikoin, mm. Kärnävaarassa, esiintyy myös ravinteisempia liuskeita. Seutu on pohjamooreenimaastoa (Suomen geologinen yleiskartta 1931), jossa vuorottelevat luode-kaakko-suuntaiset drumliinit ja niiden väliset soistuneet painanteet. Teeri-Lososuon alueen korkein kohta on Kortevaarassa (242.5 mmpy) ja tutkimuslinjojen nollapisteet sijaitsevat noin 215 mmpy.

Alueen avosuot ovat pääasiassa ombro- ja oligotrofisia nevoja, joita yleisimmin reunustavat karut rämeet (TR, LkNR, RaR, IR), paikoin korpirämeet tai muurainkorvet. Kangasmaiden metsissä vallitseva metsätyyppi on VMT. Kapealla Multi-särkän harjulla on EVT- ja ECT-männiköitä. Lehtomaisia kankaita (GOMT) esiintyy pienialaisina Kärnävaarassa sekä Iso-Korkealla. Valtaosa alueen kangasmetsistä on Lindholmin ja Tuomisen (1991) kuvaamassa merkityksessä luonnontilaisen kaltaisia, vuosikymmenten takaisten määrämittahakkuiden jälkeen luonnontilassa kehittyneitä vanhoja metsiä.

### 3.3 Suoniemensuon alue

Suoniemensuolla kallioperä on pääasiassa graniittia. Alueen yleisin maalaji on moreeni (Suomen geologinen yleiskartta 1931). Drumliinien aiheuttama maaston juovaisuus on vähäisempää kuin Teeri-Lososuon alueella. Suojelualueen korkein kohta Isolla Ruostevaralla yltää 270 mmpy ja tutkimuslinjojen nollapisteet sijaitsevat noin 240 mmpy.

Suoniemensuon alueen soiden ja metsien kasvillisuustyyppijakautuma sekä kangasmetsien metsänhoidollinen tila ovat likimain samanlaiset kuin Teeri-Lososuon alueella. Pienialaisia letto-soita kuitenkin esiintyy alueella. Lehtomaisia kangasmetsiä ei Suoniemensuon alueella juurikaan esiinny.

## 4 AINEISTO JA MENETELMÄT

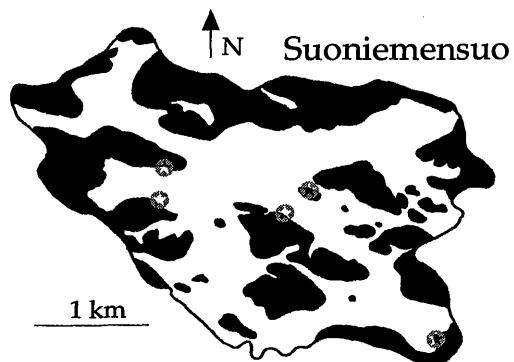
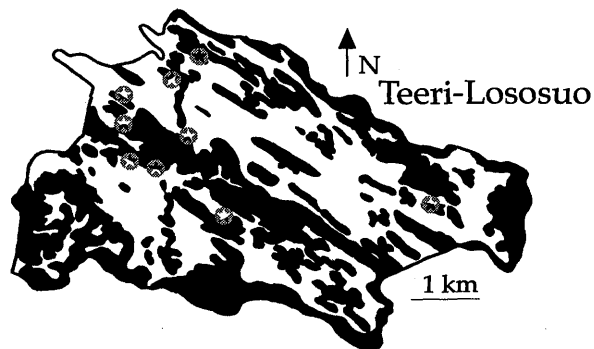
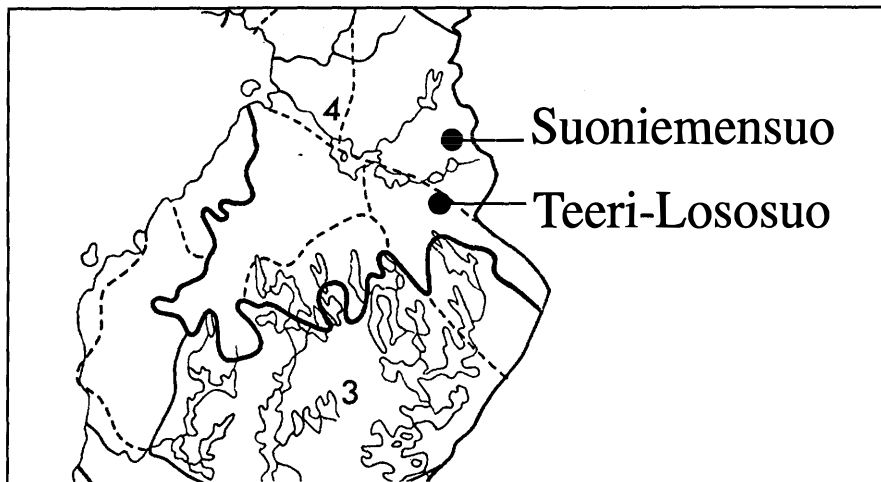
### 4.1 Tutkimuslinjat ja niiden valinta

Tutkimuksen kenttätöitä tehtiin kesä-elokuussa 1992 Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojelualueilla Kuhmossa (kuva 1). Teeri-Lososuolta valittiin 10 ja Suoniemensuolta 6 suon ja kangasmetsän reunaa tutkimuskohteiksi (liite 3). Tutkimuskohteiden valinta suoritettiin harkitusti siten, että edustettuina olivat kummankin soidensuojelun alueen kasvillisuustyypeiltään tyypillisimmät suon ja kangasmetsän reunatilanteet sekä jyrkkyydeltään ja ekspositioltaan erilaiset reunat. Soiden reunametsien lisäksi mukaan valittiin eri kokoisia suon ympäröimiä metsäsaarekkeita. Mukaan pyrittiin saamaan myös erikokoisten avosoiden rannoilla sijaitsevia metsänreunoja. Valinnassa käytettiin maastokäyntien lisäksi apuna peruskarttoja (karttalehdet 4322 11, 4324 02 ja 4324 03; 4414 06 ja 4423 04) sekä ilmakuvia. Kaikki tutkimuskohteet edustavat kangasmetsäosaltaan tuoreen tai lehtomaisen kankaan metsätyyppiä (VMT tai GOMT) ja suon puoleiselta osaltaan niukkaravinteisia rämeitä (TR, IR tai LkR).

Kuhunkin tutkimuskohteeseen perustettiin tutkimuslinja kohtisuoraan reunan korkeuskäyriä vastaan (kuva 2). Tutkimuslinjan päät sijoitettiin suolle ja kangasmetsään silmämääräisesti arvioituna reunan vaikutuksen ulottumattomiin. Linjan päät merkittiin paaluilla, ja paalujen väliin vedettiin naru linjan keskikohdan merkiksi. Linjan alkupäänä (0 m) pidetään sen suon puoleista päätä. Tutkimuslinjojen pituus oli 50–150 metriä reunan jyrkkyyden mukaan. Linjat 9 ja 10 sekä 11 ja 12 muodostavat yli koko metsäsaarekkeen ulottuvat linjaparit, joilla on yhteinen päätepiste.

Tutkimuslinjat vaaitettiin 5 metrin välein, ja niiltä mitattiin turpeen paksuus linjanarun kohdalta metrin välein. Turpeen paksuuden mittausta lopetettiin suolta päin lähestyttäessä kohdassa, jossa turvekerroksen paksuus oli ensimmäisen kerran alle 10 cm. Mittausta ei siis jatkettu em. pisteen metsäpuoleisella linjan osalla, vaikka turvekerroksen paksuus onkin mahdollisesti ollut paikoin yli 10 cm. Samasta syystä kivennäismailla paikoin esiintyneet soistuneet korpiläiskät eivät näy turveprofiileissa. Linjojen suunnat määritettiin 360°-asteikkoisella käsi-suuntakehällä asteen tarkkuudella.

Vaaitustuloksen ja mitattujen turpeen paksuuksien perusteella laadittiin linjojen sivuprofiilikuvat. Profiilikuviin merkittiin myös 10 metrin välein näytealojen kohdalta määritetyt kasvillisuustyyppit sekä myöhemmin tutkimuksen tuloksena rajatut kasvillisuuden reunavyöhykkeet. Vaaituksessa nollapisteinä käytettiin



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti. Ylimmässä kartassa on näkyvissä myös suokasvillisuuden aluejako Ruuhijärven (1960) ja Eurolan (1962) mukaan; 3 Sisä-Suomen keidassuoalue, 4 Pohjanmaan aapasuoalue. Lähde: Kalliola 1973.

Alemmissä soidensuojelualueiden kartoissa kivennäismaat on merkitty mustalla, suot ja vesistöt valkoisella ja tutkimuslinjojen sijainnit harmailla ⊛-merkeillä.

kunkin linjan alkupistettä (linjan suonpuoleinen pää), joten vaaitustulokset kertovat kunkin linjan sisäiset korkeuserot. Linjat luokiteltiin rinteiden jyrkkyyden ja eksposition mukaan neljään ryhmään: loivat ja jyrkät rinteet sekä eteläiset ja pohjoiset rinteet. Vaaitustulosten perusteella laskettiin linjakohtaiset rinteiden jyrkkyyttä kuvaavat arvot jakamalla kivennäismaan matalimman ja korkeimman kohdan korkeusero näiden pisteiden välimatkalla.

Lisäksi arvioitiin se reunan edessä avautuva pinta-ala, jolta tuulen voidaan ajatella esteettä puhaltavan kullekin linjalle. Tämän linjan edessä olevan suoaukean koosta ja muodosta riippuvan 'avoimuusmuuttujan' arvon määrittämiseksi arvioitiin ilmakuvista ja peruskartoilta niiden avosuon-, avohakkuu- ja vesistöhehtaarien määrä, jolta tuuli voi suoraan puhaltaa ko. linjalle. Tällöin siis aukeiden pinta-aloista laskettiin mukaan vain se osa, joka on periaatteessa nähtävissä linjan alkupisteestä. Alle hehtaarin suuruisia, suoaukeiden keskellä olevia metsäsaarekkeitä ei otettu huomioon tuulen katvetta aiheuttavina tekijöinä.

Linjan edessä olevan avosuon pinta-alan ja muodostetun kokonaisreunavyöhykkeen leveyden välinen (lineaarinen) korrelaatio selvitettiin laskemalla muuttujien välinen Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin  $\rho$  (esim. Ranta ym. 1991). Korrelaation laskennassa käytettiin ei-parametristä menetelmää, sillä muuttujien jakaumien normaalisuudesta ei ollut takuita ja lisäksi reunavyöhykkeen leveys sai mittaus teknisistä syistä arvoja vain 10 metrin välein. Korrelaatiotestissä nolalahypoteesinä oli, että muuttujien välillä ei ole (lineaarista) korrelaatiota.

Jatkossa pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden perusteella muodostettava reunavyöhykettä nimitetään usein lyhyiden vuoksi kasvillisuusreuna(vyöhykke)ksi ja elävän pystyvuonon perusteella muodostettava reunavyöhykettä vastaavasti puustoreuna(vyöhykke)ksi. Aluetta, jolla molemmat tai jompi kumpi edellisistä on voimassa, kutsutaan kokonaisreuna(vyöhykke)ksi. Jos puhutaan pelkästään reunavyöhykkeestä, tarkoitetaan sillä kokonaisreunavyöhykettä, ellei asiayhteydestä selkeästi voi päätellä tarkoitettavan kasvillisuustai puustoreunavyöhykettä. Usein käytetään jatkossa metsänäytealojen ryhmään luokiteltujen näytealojen esiintymisalueesta nimitystä 'metsä' ja vastaavasti nimityksiä 'reuna' ja 'suo'.

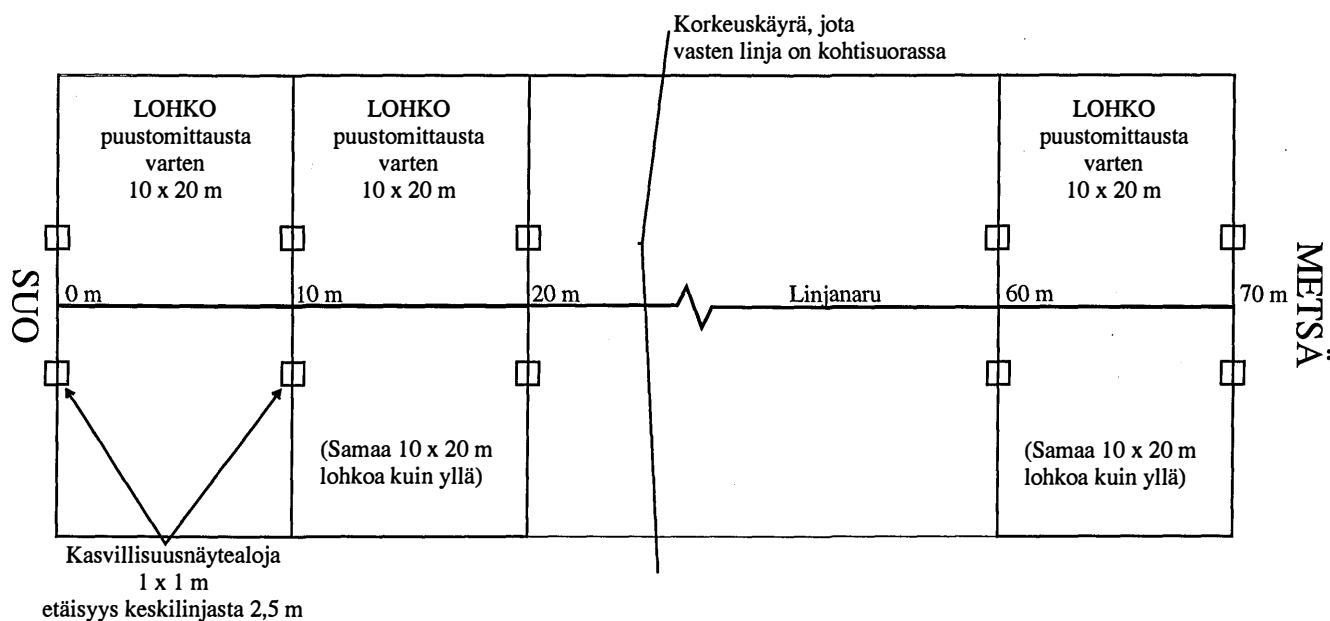
## 4.2 Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus

Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus selvitettiin neliömetrin näytealoilta, joita sijoitettiin systemaattisesti tutkimuslinjalle 10 metrin välein pareittain alkaen linjan alkupisteestä (kuva 2). Kussakin näytealaparissa toinen näyteala sijoitettiin 2.5 metriä linjanarusta kohtisuoraan vasemmalle, toinen vastaavasti 2.5 metriä oikealle. Jos näin määrätyn näyteala osui paikalla vallitsevaan kasvivyöhykkeeseen nähden hyvin epätyypilliseen kasvillisuuteen (esim. TR:llä korkealle mättäälle tai VMT:llä suuren kannon kohdalle), siirrettiin sitä leveytensä (metri) verran kerrallaan kohtisuoraan linjanarusta pois päin, kunnes näyteala saatiin vallitsevaan kasvivyöhykkeeseen. Näytealoilta määritettiin kaikki pohja- ja kent-

täkerroksen kasvilajit ja niiden peittävydet prosenttiasteikolla 0,2, 0,5, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 12, 15, 20, 25...85, 90, 93, 95, 97, 98, 99, 100. Lisäksi arvioitiin prosentteina kaikkien puulajien peittävyys sekä puuston kokonaispeittävyys (max. 100 %) näytealan alueella. Eri puulajien yhteenlaskettu latvuspeittävyys näytealalla saattoi olla yli 100 %. Näytealan kohdalla vallitseva metsä- tai suotyyppeä määritettiin, kangasmetsien osalta Lehdon & Leikolan (1987) mukaan ja soiden osalta Eurolan & Kaakisen (1978) mukaan.

Yhteensä kasvillisuusnäytealoja tehtiin 150 kappaletta. Näytealoille annettiin juokseva numero (1–150) ja lisäksi nimi, josta ilmenee näytealan linjan numero, sijainti linjalla 10 metrin välein sekä määritetty kasvillisuustyyppi. Esimerkiksi linjan 2 se näytealapari, joka sijaitsi 20 metriä linjan alkupäästä metsään päin (ja vallitseva kasvillisuustyyppi määritettiin isovarpurämeeksi), sai nimekseen 2/20 (IR) (liite 1).

Käytetty nimistö on putkilokasvien osalta Hämet-Ahdin ym. (1986), lehtisamalten osalta Koposen (1986), rahkasamalten osalta Koposen ym. (1977), mak-sasamalten osalta Piipon (1989) ja jäkälien osalta Ahdin (1989) mukainen.



Kuva 2. Tutkimuslinjan kaavakuva. Linjojen pituus vaihtelee reunan jyrkkyyden mukaan

### 4.3 Puusto

Puusto mitattiin 20 metriä leveältä suorakaiteen muotoiselta alueelta, jonka pituussuuntaisena halkaisijana oli linjanaru (kuva 2). Jokaisesta tämän alueen yli 1.3 metriä korkeasta puusta merkittiin muistiin laji, sijainti tutkimuslinjalla (linjan suunnassa), etäisyys linjanarusta (kohtisuoraan tutkimuslinjan suuntaan nähden), rinnankorkeusläpimitta (d 1.3 m), latvusluokka sekä puun kunto. Latvusluokalle (suhteessa vallitsevaan latvuserrokseen) käytettiin asteikkoa: alikasvos, aluspuu, välipuu, valtapuu, ylispuu, ja puun kunnolle luokitusta: elävä, äskettäin kuollut, kelo, pötkelö. Puumaiset koivut määritettiin vain sukutasolla (*Betula* sp.) kivennäismaiden suurikokoisten koivujen määritysvaikeuksien takia. Vaivaiskoivu (*Betula nana*) on tällöin poissuljettu. Rämeillä kasvaneet koivut olivat hieskoivuja.

Puuston korkeus määritettiin jakamalla tutkimuslinja pituussuunnassa 20 metrin lohkoihin ja mittaamalla hypsometrillä jokaisesta lohkoista yksi kutakin lajia edustava näytepuu kussakin latvusluokassa puolen metrin tarkkuudella. Näytepuiden valinta korkeuden mittaamista varten suoritettiin harkiten valitsemalla keskimääräisiä yksilöitä. Harvapuisilla rämeillä arvioitiin jokaisen puun pituus erikseen silmämääräisesti tai hypsometrillä puolen metrin tarkkuudella. Lisäksi laskettiin kunkin puulajin taimien (korkeus alle 1.3 m) lukumäärä puustoinventointialueelta 10 metrin lohkoissa (kuva 2).

### 4.4 Kasvillisuusaineiston käsittely

Kasvillisuusaineistoa käsiteltiin numeerisilla luokittelu- ja oordinaatiomenetelmillä. Ensimmäisenä pyrkimyksenä oli luokitella näytealat suo- tai metsäkasvillisuuden näytealoihin sekä näiden välille sijoittuviin reunavyöhykkeen näytealoihin. Samalla voitiin selvittää aineiston rakennetta ja sen sisältämiä ekologisia gradientteja.

Analyysejä varten kasvillisuusnäytealaparit yhdistettiin yhdeksi näytealaksi laskemalla lajikohtaisesti peittävyyksien keskiarvot. Jatkossa kasvillisuusnäytealalla tarkoitetaan tällaista kahden yksittäisen näytealan yhdistelmää. Ennen analyysijä aineistosta poistettiin harvinaiset (alle kolmella näytealalla esiintyvät) kasvilajit sekä ekologisesti vaikeasti tulkittava lajilleen määrittämättömien maksamsammalten ryhmä. Yhtään näytealaa ei poistettu aineistosta.

#### 4.4.1 Luokitteluanalyysit

Luokittelumenetelmät (cluster analysis) voidaan jakaa hierarkisiin ja ei-hierarkisiin menetelmiin (van Tongeren 1987). Hierarkiset luokittelumenetelmät jakautuvat kahteen ryhmään: yhtä suurta ryhmää dikotomisesti (kaksijakoisesti) pienemmiksi ryhmiksi jakaviin menetelmiin (divisive methods) ja yksittäisiä näytealoja suuremmiksi ryhmiksi yhdisteleviin menetelmiin (agglomerative met-

hods) (van Tongeren 1987). Luokittelussa käytetyt menetelmät olivat TWINSPAN (two-way indicator species analysis) (Hill 1979) sekä SYN-TAX-ohjelmistopakettiin kuuluvat luokitteluohjelmat NCLAS2 ja FCM (fuzzy c-means clustering) (Podani 1980).

Jakaviin menetelmiin lukeutuva TWINSPAN on assosiaatioanalyysin pohjalta kehitetty menetelmä, joka huomioi lajin läsnäolon lisäksi myös sen peittävyden näytealalla (van Tongeren 1987). TWINSPAN-ajon tuloksena saadaan taulukko, josta nähdään ohjelman sekä näytealoille että kasvilajeille suorittama dikotominen luokittelu. TWINSPAN-luokituksen dikotomisesta luonteesta johtuen muodostettujen luokkien lukumäärä on tässä tapauksessa kahdeksan.

NCLAS2-ohjelma suorittaa yhdistävän (agglomerative) luokitteluanalyysin ja tulostaa luokittelun dendrogrammin muodossa. Havaintoyksiköiden etäisyysmittana käytettiin prosenttiepäyhtäläisyyttä (PD) mm. aineiston ääripäiden suuren lajistoeron takia, ja ryhmittelystrategiaksi (sorting strategy) valittiin 'group average'.

FCM-analyysi poikkeaa periaatteeltaan kahdesta edellisestä luokittelumenetelmästä. Se ei tee dikotomista luokitusta, vaan muodostaa halutun määrän ei-hierarkisia luokkia. Kun ohjelmaan on syötetty haluttu luokkien (cluster) määrä, se laskee kullekin näytealalle painoarvot (membership weight), jolla ko. näyteala kuuluu kuhunkin luokkaan. Lopuksi ohjelma sijoittaa näytealat luokkiin suurimman painoarvon mukaan. Menetelmän etuna on mm. se, että luokitus ei ole ehdottoman jyrkkärajainen, vaan eri luokkien välimaille sijoittuvat näytealat voidaan löytää painoarvojen perusteella (engl. fuzzy = sumea). Ennalta valittava luokkien määrä on tässä työssä suureksi eduksi, sillä hierarkiset menetelmät jakavat aineiston ensimmäisessä jakotasossa kahtia. Tällöin mahdollinen reunavyöhykettä edustavien näytealojen ryhmä hajoaa dikotomiassa todennäköisesti heti kahtaalle. Luokkien lukumäärän osalta ennalta säädeltävän FCM-analyysin tulosta käytettiin perusteluna rajattaessa muissa luokitteluanalyyseissä reunanäytealojen ryhmää. FCM-ajon 'coefficient of fuzziness' -parametrille annettiin arvoksi 2.0.

#### **4.4.2 Oordinaatioanalyysit**

Oordinaatioanalyyseissä käytettiin DCA- (detrended correspondence analysis) (Hill & Gauch 1980) ja CCA-menetelmiä (canonical correspondence analysis) (Ter Braak 1986). DCA on pääkomponenttianalyysistä (PCA) kehitetty, erityisesti heterogeeniselle aineistolle soveltuva oordinaatiomenetelmä, jossa voidaan tarkastella myös ympäristömuuttujien sijoittumista oordinaatioavaruuteen. DCA-oordinaatioissa mahdolliset ympäristömuuttujat ovat mukana passiivisina, kun taas erityisesti ympäristömuuttujien vaikutusten selvittelyyn kehitetyssä CCA-oordinaatioissa ympäristömuuttujat vaikuttavat aktiivisina analyysin lopputulokseen. DCA- ja CCA-oordinaatioissa käytetyt ympäristömuuttujat olivat puuston kokonaispeittävyys ja kunkin puulajin latvuspeittävyys kasvillisuusnäytealoilla, turpeen paksuus ja näytealan korkeus linjan alkupisteeseen nähden.

Oordinaatiomenetelmät pyrkivät pelkistämään aineistossa esiintyvän vaihtelun muutamalle keskenään korreloimattomalle akselille. Ensimmäinen ja tärkein oordinaatioakseli selittää mahdollisimman suuren osan aineiston vaihtelusta, seuraava akseli mahdollisimman suuren osan ensimmäisen akselin ulkopuolelle jääneestä vaihtelusta ja niin edelleen (esim. Ranta ym. 1991). Lajioordinaatioiden ja ympäristömuuttujien avulla voidaan tulkita akseleiden mahdollisesti kuvaamia ekologisia gradientteja.

Kaikissa luokittelu- ja oordinaatioanalyseissä käytettiin logaritimuunnosta. Tämä muunnos painottaa aineiston kvalitatiivisiä piirteitä, tässä tapauksessa lajistoeroja. Pitkillä gradienteilla, joiden matkalla lajisto muuttuu suuresti, tulisikin lajin läsnäololle/puuttumiselle antaa suurempi suhteellinen painoarvo kuin lajien peittävyysarvoille (van Tongeren 1987). Logaritimuunnosta lukuun ottamatta käytettiin ohjelmien oletusparametrejä.

Aineiston käsittelyn alkuvaiheessa käytettiin muiden analyysien ohella CCA-käsittelyä aineiston rakenteen tutkimiseen. Koska CCA:n antamat tulokset eivät merkittävästi eronneet DCA:n antamista ja koska ensisijaisena tarkoituksena ei ollut ympäristötekijöiden vaikutusten selvittäminen, käytettiin tarkemmissa tarkasteluissa ainoana oordinaatiomenetelmänä DCA-menetelmää. CCA-ajon tuloksia ei näin ollen esitellä tarkemmin.

## 4.5 Puustoaineiston käsittely

Puustoaineistosta laskettiin elävien pystypuiden runkoluvut lajeittain ja latvusluokittain lohkoissa, jotka olivat tutkimuslinjan pituussuunnassa 10 metriä pitkiä (eli  $20 \text{ m} \times 10 \text{ m} = 200 \text{ m}^2$  alalta). Lajikohtaisesti piirrettiin runkolukujen vaihtelua linjoilla esittävät aluediagrammit, joita graafisesti tulkitsemalla etsittiin reunavyöhykkeen ominaispiirteitä. Löydettyjen ominaispiirteiden avulla rajattiin linjakohtaisesti puuston perusteella erotettava reunavyöhyke. Puustoreunavyöhykkeen rajaamismenetelmä esitellään tarkemmin tulosten yhteydessä, sillä käytetty menettely on seurausta tulosten perusteella piirrettyjen runkolukukuvaajien tulkinnasta. Taimien esiintymistä tarkasteltiin niin ikään diagrammien avulla.

Valtapuuston (kuusi) korkeuden vaihtelua linjoilla tutkittiin regressioanalyysillä, jossa selitettävänä muuttujana käytettiin näytepuun korkeutta ja selittävänä muuttujana näytepuun sijaintia tutkimuslinjalla. Selittävä muuttuja saa arvoja 10 metrin välein.



## 5 TULOKSET

### 5.1 Linjojen topografia ja ekspositio

Tutkimuslinjat (kuvat 3a ja 3b) on luokiteltu neljään ryhmään (taulukko 2). Rinteiden jyrkkyyttä kuvaava arvo on loiviksi luokitelluilla linjoilla keskimäärin noin 4.8 cm/m (keskihajonta n. 1.1) ja jyrkiksi luokitelluilla rinteillä keskimäärin noin 9.8 cm/m (keskihajonta n. 2.5). Asteiksi muutettuna em. keskimääräiset jyrkkyydet ovat noin 2.8° (loivat rinteet) ja noin 5.6° (jyrkät rinteet).

*Taulukko 2. Tutkimuslinjojen jyrkkyydet ja ekspositiot. Linjan jyrkkyys on laskettu jakamalla linjan suurin korkeusero (cm) linjan pituudella (m). Linjat on ryhmitelty eksposition ja jyrkkyyden mukaan neljään selvästi erottuvaan ryhmään.*

---

#### LOIVAT ETELÄRINTEET

Linja	1	3	10	13	14
Jyrkkyys (cm/m)	5.72	5.23	3.46	4.0	5.3
Keskiarvo 4.74 cm/m					
Keskihajonta 0.96					

#### JYRKÄT ETELÄRINTEET

Linja	4	7	12		
Jyrkkyys (cm/m)	9.85	8.75	8.4		
Keskiarvo 9.0 cm/m					
Keskihajonta 0.76					

#### LOIVAT POHJOISRINTEET

Linja	2	8	11	16	
Jyrkkyys (cm/m)	5.3	4.34	3.76	6.73	
Keskiarvo 5.03 cm/m					
Keskihajonta 1.30					

#### JYRKÄT POHJOISRINTEET

Linja	5	6	9	15	
Jyrkkyys (cm/m)	9.2	8.28	8.75	15.3	
Keskiarvo 10.38 cm/m					
Keskihajonta 3.30					

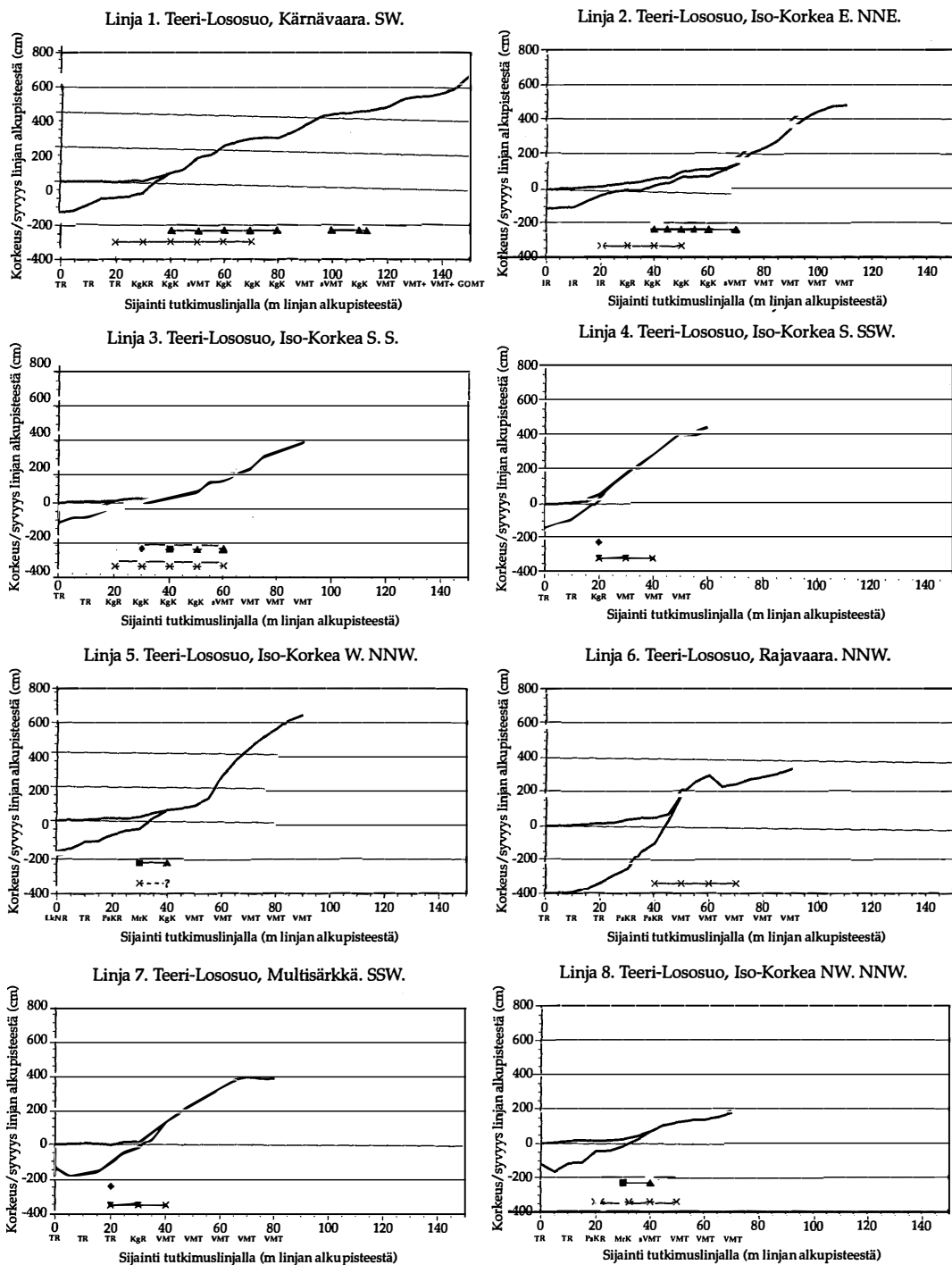
#### LOIVAT RINTEET

Keskiarvo 4.87 cm/m = 2.8°, keskihajonta 1.06. Kaikki alle 6.8 cm/m.

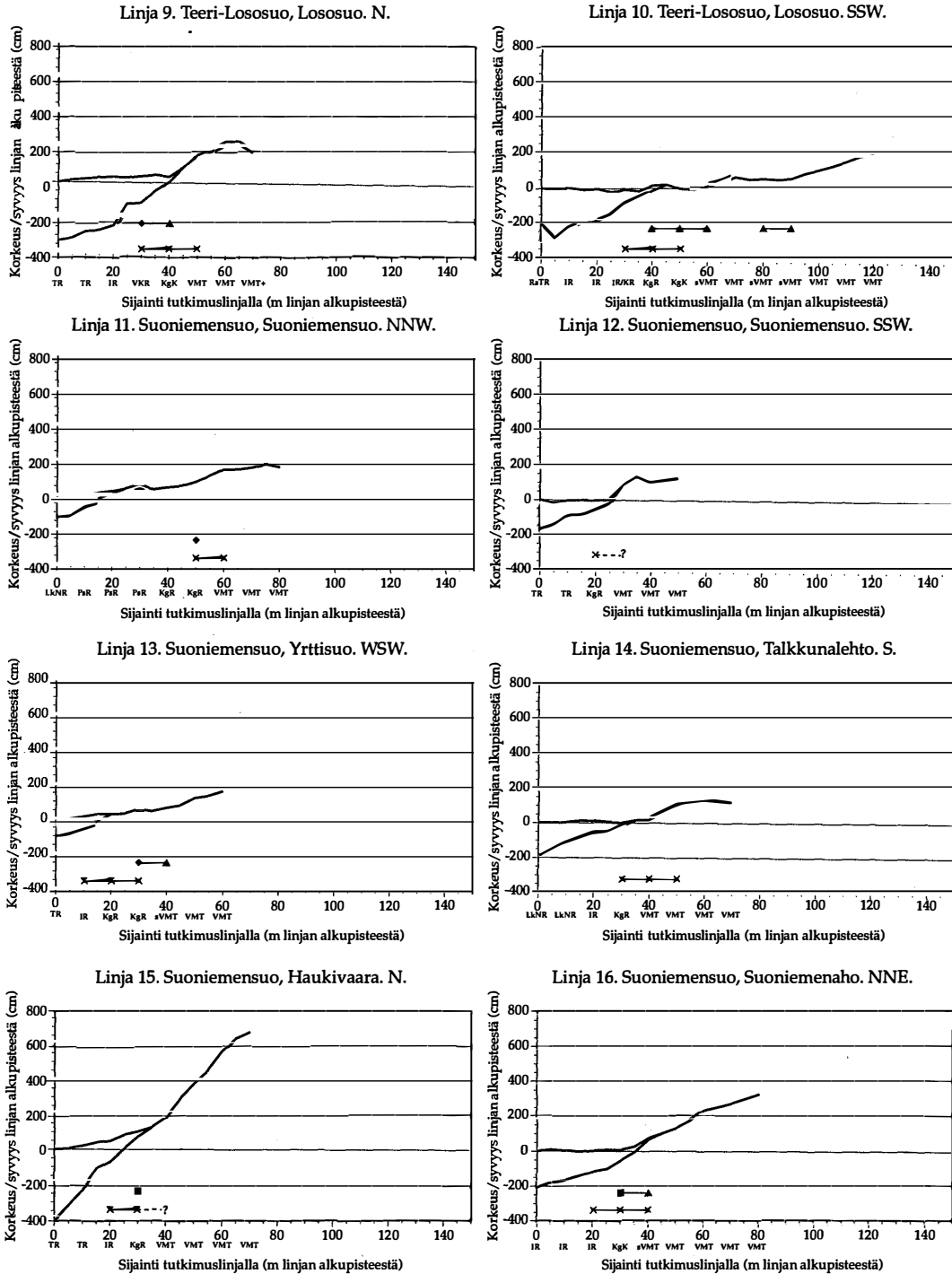
#### JYRKÄT RINTEET

Keskiarvo 9.79 cm/m = 5.6°, keskihajonta 2.49. Kaikki yli 8.2 cm/m.

---



Kuva 3a. Tutkimuslinjojen sivuprofiilit; linjat 1–8. Kuvan otsikosta käy ilmi linjan ekspositio. Alempi kuvaaja = kivennäismaan profiili, ylempi kuvaaja = turpeen pinta. Kuvaajien väliin jäävä alue kuvaa turpeen paksuutta. Kuviin on merkitty symboleilla ja niitä yhdistävillä janoilla myöhemmin muodostetut kasvillisuus- ja puustoreunavyöhykkeet. Kasvillisuusreunavyöhykkeen (ylempi jana) symbolit: ▲ = TWINSPAN-ryhmä 3, ◆ = TWINSPAN-ryhmä 4, ■ = TWINSPAN-ryhmä 5. Puustoreunavyöhykkeen (alempi jana) symboli: X. Näytealoilla vallitsevat kasvillisuustyypit on merkitty sijaintiasteikon alle.



Kuva 3b. Tutkimuslinjojen sivuprofiilit; linjat 9–16. Kuvan otsikosta käy ilmi linjan ekspositio. Alempi kuvaaja = kivennäismaan profiili, ylempi kuvaaja = turpeen pinta. Kuvaajien väliin jäävä alue kuvaa turpeen paksuutta. Kuviin on merkitty symboleilla ja niitä yhdistävillä janoilla myöhemmin muodostetut kasvillisuus- ja puustoreunavyöhykkeet. Kasvillisuusreunavyöhykkeen (ylempi jana) symbolit: ▲ = TWINSpan-ryhmä 3, ◆ = TWINSpan-ryhmä 4, ■ = TWINSpan-ryhmä 5. Puustoreunavyöhykkeen (alempi jana) symboli: X. Näytealoilla vallitsevat kasvillisuustyypit on merkitty sijaintiasteikon alle.

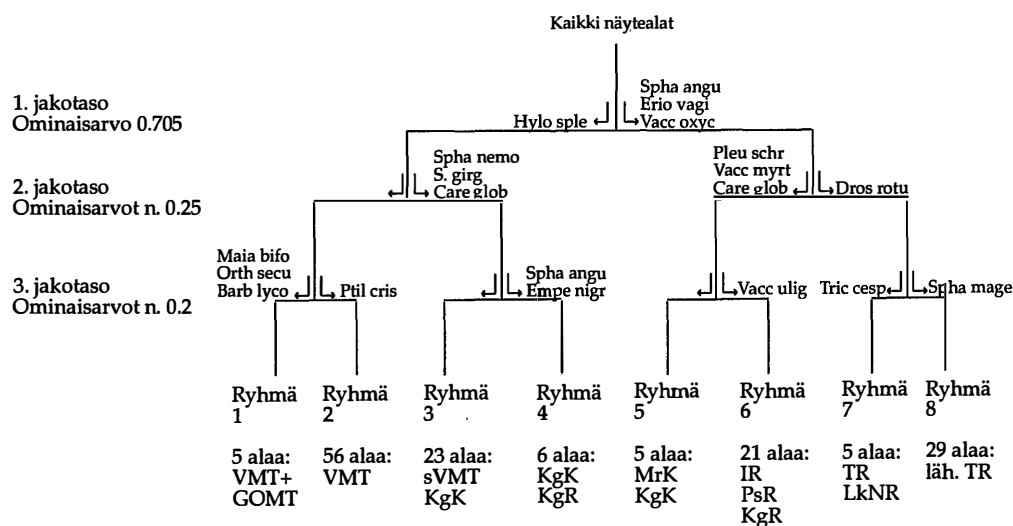
## 5.2 Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus

### 5.2.1 Luokitteluanalyysit

#### 5.2.1.1 TWINSPAN-luokittelu

Ensimmäisessä jakotasossa kangasmetsä- ja korpinäytealat eroavat rämenäytealoista (kuva 4). Ensin mainitun päähaaran luonnehtijalajina on mm. VMT-metsille luonteenomainen kerrossammal (*Hylocomium splendens*), toista päähaaraa luonnehtivat rämeiden lajit rämerahkasammal (*Sphagnum angustifolium*), tupsavilla (*Eriophorum vaginatum*) ja isokarpalo (*Vaccinium oxycoccos*).

Toisessa jakotasossa korpiset näytealat eroavat omiksi ryhmikseen (ryhmät 3 + 4 eroavat ryhmistä 1 + 2 ja ryhmät 5 + 6 eroavat ryhmistä 7 + 8). Toisessa päähaarassa ne erottuvat kivennäismaan metsänäytealoista ja toisessa paksuturpeisista rämenäytealoista. Molemmissa toisen tason jaoissa pallosara luonnehtii korpisia ryhmiä (ryhmät 3 + 4 ja 5 + 6). Pallosaran ohella korpisten ryhmien luonnehtijoita ovat kangasmetsien ja korprien päähaarassa korpilahkasammal ja kangasrahkasammal (*Sphagnum nemoreum* eli *S. capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) sekä rämeiden päähaarassa metsälajit mustikka, puolukka ja seinäsammal (*Pleurozium schreberi*).



Kuva 4. Kolmanteen jakotasoon asti suoritettujen TWINSPAN-analyysien luokitteludendrogrammi. Kuvaan on merkitty myös jakojen ominaisarvot (eigenvalues) ja indikaattorilajit sekä kunkin luokan näytealojen kasvillisuustyypijakauma (maastossa määritetyt kasvillisuustyypit) ja luokkaan kuuluvien näytealojen määrä.

Viimeisessä, kolmannessa jakotasossa kivennäismaan kangasmetsien näytealat jakaantuvat mm. metsäimarteen (*Gymnocarpium dryopteris*), oravanmarjan (*Maianthemum bifolium*) ja vaarapykäsammalen (*Barbilophozia lycopodioides*) luonnehtimaan rehevien ja lehtomaisten VMT-näytealojen ryhmään (ryhmä 1) ja sulkasammalen (*Ptilium crista-castrensis*) luonnehtimaan 'normaalien VMT-näytealojen' ryhmään (ryhmä 2). Kangasmetsä- ja korpinäytealojen päähaaran (vasemmanpuoleinen päähaara) toisen alahaaran näytealat (ryhmä 3 + 4) erottuvat soistuneiden VMT-näytealojen (= sVMT) ja KgK-näytealojen ryhmäksi (ryhmä 3) ja toisaalta rämerahkasammalen ja variksenmarjan (*Empetrum nigrum*) luonnehtimaksi 'rämeisten kangaskorpien' ja kangasrämeiden ryhmäksi (ryhmä 4).

Toisessa, rämeiden luonnehtimassa, päähaarassa eroavat kolmannessa jakotasossa MrK-, KgR- ja KgK- näytealojen ryhmä 5 ja juolukan (*Vaccinium uliginosum*) luonnehtima IR- ja Ps(K)R-näytealojen ryhmä 6. Toisaalla eroavat mm. tupaslukan (*Trichophorum cespitosum*) luonnehtima lyhytkortisvoittoisten rämenäytealojen ryhmä 7 ja mm. punarahkasammalen (*Sphagnum magellanicum*) luonnehtima lähinnä TR-näytealoista koostuva ryhmä 8. Ryhmät 3, 4 ja 5 muodostavat analyysin perusteella reunanäytealojen ryhmän (taulukko 3).

#### 5.2.1.2 FCM-luokittelu

Ohjelma sijoitti näytealat pyydettyihin kolmeen luokkaan (liite 2). Luokka 3 (yhteensä 31 näytealaa) on selkeästi reunanäytealojen ryhmä, joka muodostuu valtaosaltaan KgK- ja KgR-näytealoista (KgK 14 näytealaa, KgR 10 näytealaa). Reunanäytealoihin kuuluvat myös MrK- (2 näytealaa), (V)KR- (2 näytealaa) ja IR-näytealat (2 näytealaa) sekä soistunut VMT-näyteala.

FCM-reunanäytealaryhmän 31 näytealasta 22 on samoja kuin TWINSPAN-reunaryhmässä. TWINSPAN-reunaryhmässä (yhteensä 34 näytealaa) taas on 11 näytealaa, jotka puuttuvat FCM-reunaryhmästä. Useimmat niistä näytealoista, jotka kuuluvat FCM-reunaryhmään, mutta eivät TWINSPAN-reunaryhmään, ovat IR-näytealoja. TWINSPAN-reunaryhmään kuuluvat, mutta FCM-reunaryhmästä puuttuvat näytealat taas ovat lähinnä KgK- ja soistuneita VMT-näytealoja. FCM- ja TWINSPAN-reunavyöhykkeiden yhteneväisyys on nähtävissä DCA-oordinaatikkuvassa (kuva 6).

#### 5.2.1.3 NCLAS2-luokittelu

Muiden luokittelujen tukena käytetty NCLAS2-ohjelma antoi pääpiirteissään samanlaisen tuloksen kuin TWINSPAN-luokittelu (kuva 5). Ensimmäisessä jaossa yhteen päähaaraan joutuvat karkeasti ottaen rämeiden ja korpisten rämeiden (ja varsinaisten korpisten) näytealat, toiseen päähaaraan taas VMT- ja KgK-näytealat. Reunanäytealojen luokiksi on käsitetty toisessa jakotasossa eroavat pääryhmät 2 ja 3 kokonaisina (erona TWINSPAN-luokituksessa muodostettuun reunanäytealojen ryhmään). Pääryhmä 2 eroaa rämenäytealojen haarassa paksu-

turpeisten rämeiden pääryhmästä 1. Pääryhmä 2 koostuu KgR- (8 näytealaa), (V)KR- (3 näytealaa), PsR- (2 näytealaa) ja IR-näytealoista (3 näytealaa) ja muutamasta MrK- ja KgK-näytealasta (2 ja 4 näytealaa). Reunaryhmän toinen puolisko, pääryhmä 3, on kangaskorpien ja kangasmetsälajiston luonnehtima. Se koostuu KgK-näytealoista (10 näytealaa), yhdestä KgR-näyte- ja yhdestä soistuneesta VMT-näytealasta.

*Taulukko 3. TWINSPAN-analyysin perusteella rajattuun reunanäytealojen ryhmään kuuluvat näytealat.*

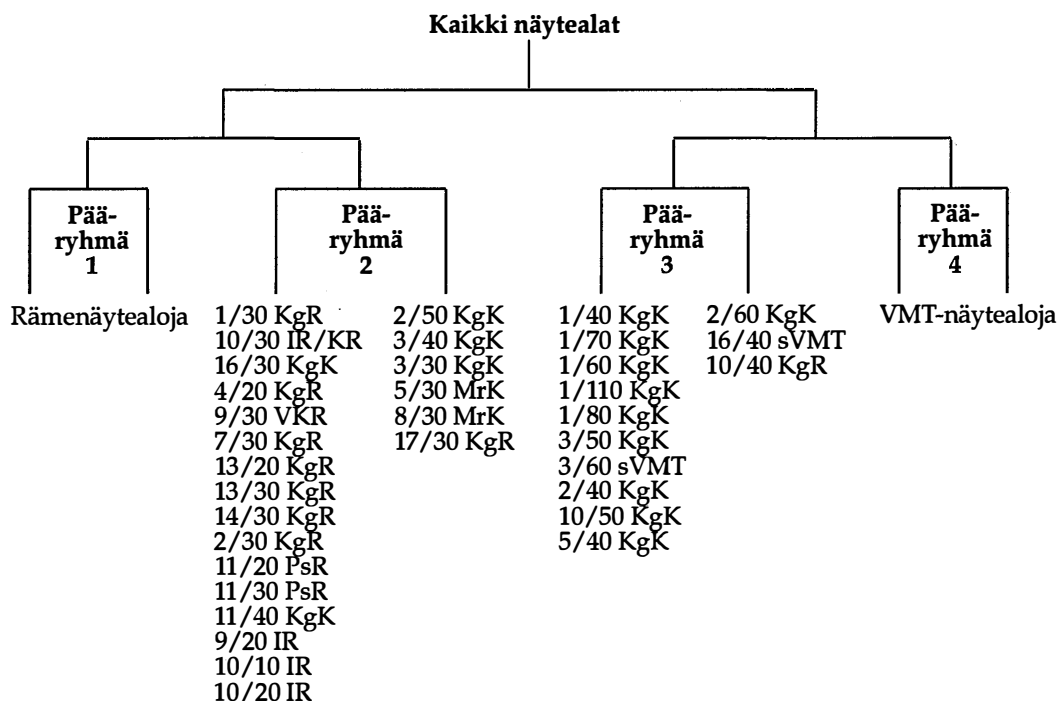
NRO	NÄYTEALA	TWINSPAN- RYHMÄ	KASVILLISUUS- TYYPPI
5	1/40	3	KgK
6	1/50	3	sVMT
7	1/60	3	KgK
8	1/70	3	KgK
9	1/80	3	KgK
11	1/100	3	sVMT
12	1/110	3	KgK
21	2/40	3	KgK
22	2/50	3	KgK
23	2/60	3	KgK
24	2/70	3	sVMT
34	3/50	3	KgK
35	3/60	3	sVMT
50	5/40	3	KgK
79	8/40	3	sVMT
87	9/40	3	KgK
95	10/40	3	KgK
96	10/50	3	KgK
97	10/60	3	sVMT
99	10/80	3	sVMT
100	10/90	3	sVMT
123	13/40	3	sVMT
146	16/40	3	sVMT
32	3/30	4	KgK
41	4/20	4	KgR
69	7/30	4	KgR
86	9/30	4	VKR
109	11/50	4	KgR
122	13/30	4	KgR
33	3/40	5	KgK
49	5/30	5	MrK
78	8/30	5	MrK
137	15/30	5	KgR
145	16/30	5	KgK

## 5.2.2 DCA-oordinaatioanalyysi

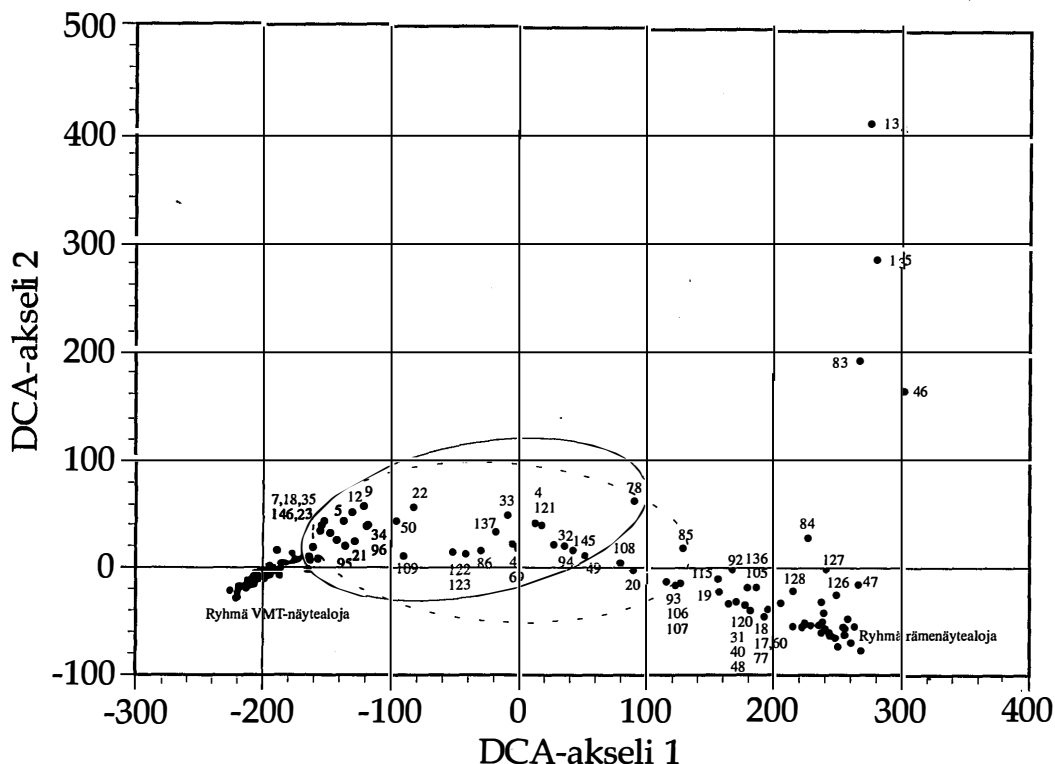
Reunan näytealat sijoittuvat kahden merkittävimmän DCA-oordinaatioakselin virittämässä avaruudessa selvänä hajanaisena ryhmänä kangasmetsä- ja suonäytealaryhmien välille (kuva 6). Tämä DCA-oordinaation perusteella havaittava reunanäytealojen ryhmä on lähes täsmälleen sama kuin TWINSPAN-ohjelman perusteella erotettu reunanäytealojen ryhmä, ja myös FCM-luokittelun reunanäytealaryhmä osuu hyvin yksiin DCA-reunanäytealaryhmän kanssa (kuva 6).

Neljä rämenäytealaa erottuu DCA-oordinaatiossa selvästi muista erilleen (kuva 6). 'Syrjäänajautumisen' takia nämä näytealat poistettiin aineistosta, ja korjatulle aineistolle suoritettiin uusi DCA-ajo. Tuloksena saatu kahden tärkeimmän akselin oordinaatiokuva (kuva 7) on suuresti koko aineistolla saadun DCA-kuvan (kuva 6) kaltainen, joten aineiston turhan manipuloinnin välttämiseksi tulkinassa käytettiin alkuperäistä, kaikki näytealat käsittävää oordinaatiota.

Tärkeimmällä DCA-oordinaatioakselilla voimakkaimmat, lähes vastakkaissuuntaiset, ympäristömuuttujat ovat turpeen paksuus ja puuston kokonaispeittävyys kasvillisuusnäytealoilla (kuva 8). Tämä akseli on ominaisarvoltaan selvästi merkittävin vaihtelusuunta aineistossa, ja se on lajioordinaation ja muuttujien vaikutusvektoreiden (kuva 8) perusteella selkeästi tulkittavissa linjan suuntaiseksi suo-metsä-gradientiksi.



Kuva 5. NCLAS2-luokitteluanalyysin dendrogrammi. Reunanäytealojen ryhmäksi käsitetyt näytealat on lueteltu maastossa määritettyine kasvillisuustyyppineen oman haaransa alla.



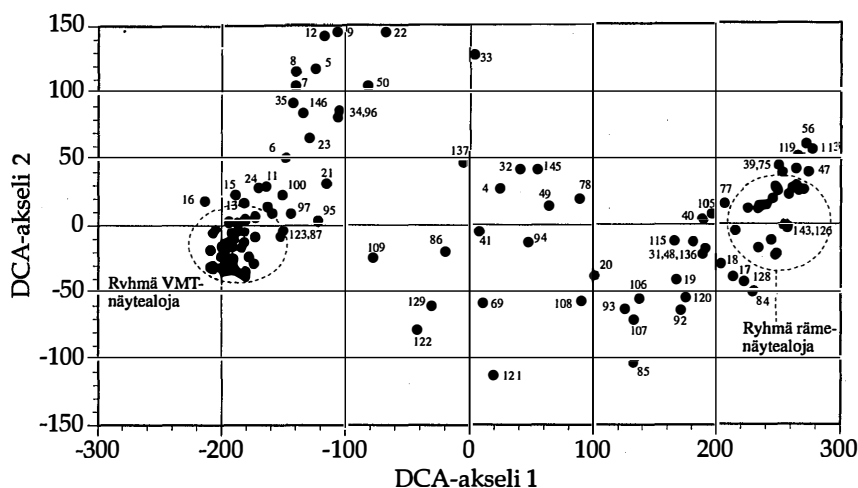
Kuva 6. Näytealojen sijoittuminen DCA-ordinaation kahden tärkeimmän akselin (DCA-akselit 1 ja 2) virittämään avaruuteen. Numerot ovat näytealojen järjestysnumeroita. Ensimmäisen DCA-akselin (x-akseli) ominaisarvo on 0.784 ja toisen DCA-akselin (y-akseli) ominaisarvo on 0.290. Kuvassa on havaittavissa kangasmetsänäytealojen pakkautuminen tiiviiseen rykelmään x-akselilla arvon -200 paikkeille ja y-akselilla arvojen -50 ja 0 välille. Paksurajaukset suonaitealat keskittyvät pääosin omaksi ryhmäkseen x-akselilla arvojen 100 ja 300 välille ja y-akselilla arvojen -80 ja 0 välille. Reunavyöhykkeen näytealat sijaitsevat näiden kahden ryhmän välissä omana harvana ryhmänään. Kuvaan on rajattu lisäksi TWINSPAN-analyysin perusteella muodostettu reunanäytealojen ryhmä (yhtenäinen viiva) ja FCM-analyysin reunanäytealojen ryhmä (harva katkoviiva). Neljä suonaitealaa (näytealat 46, LkR; 83, TR; 134:TR ja 135, TR) sijoittuu muista näytealoista selvästi erilleen. Näillä näytealoilla tupasluikan peittävyys on suurin koko aineistossa. Lisäksi kolmella näistä neljästä näytealasta (46, 134 ja 135) vajorahkasammal (*Sphagnum majus*) ja aaparahkasammal (*Sphagnum lindbergii*) ovat runsaimmillaan koko aineistossa. Nämä kolme näytealaa sisältävät aineistossa poikkeuksellisen kosteita lyhytkortisia nevapainanteita ja ovat tästä syystä 'ajautuneet syrjään' DCA-ordinaatiossa. Näytealalla 83 on kostean tupasluikkaa (*Trichophorum cespitosum*) kasvavan painanteen lisäksi kuiva valkoporonjäkälää (*Cladonia arbuscula*), harmaaporonjäkälää (*Cladonia rangiferina*) ja suohirvenjäkälää (*Cetraria delisei*) kasvava mätäspintalaikku. Tämä aineiston suonaitealoille poikkeuksellinen jäkäläisyys yhdessä kostean nevalaikun kanssa aiheuttaa tämän näytealan erottumisen muista näytealoista DCA-ordinaatiodiagrammissa. Osasyynä on myös rahanäivesammalen (*Mylia anomala*) suuri peittävyys näytealalla.

Näytealojen numerot on merkitty kuvaan seuraavia ryhmiä lukuun ottamatta:

Ryhmä VMT-aloja: näytealat 6, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 24, 25, 26, 27, 28, 36, 37, 38, 42, 43, 44, 45, 51, 52, 53, 54, 55, 61, 62, 63, 64, 65, 70, 71, 72, 73, 74, 79, 80, 81, 82, 87, 88, 89, 90, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 110, 111, 112, 116, 117, 118, 123, 124, 125, 130, 131, 132, 133, 138, 139, 140, 141, 147, 148, 149 ja 150.

Ryhmä rämenäytealoja: näytealat 1, 2, 3, 29, 30, 39, 56, 57, 58, 59, 66, 67, 68, 76, 91, 104, 113, 114, 142, 143 ja 144.



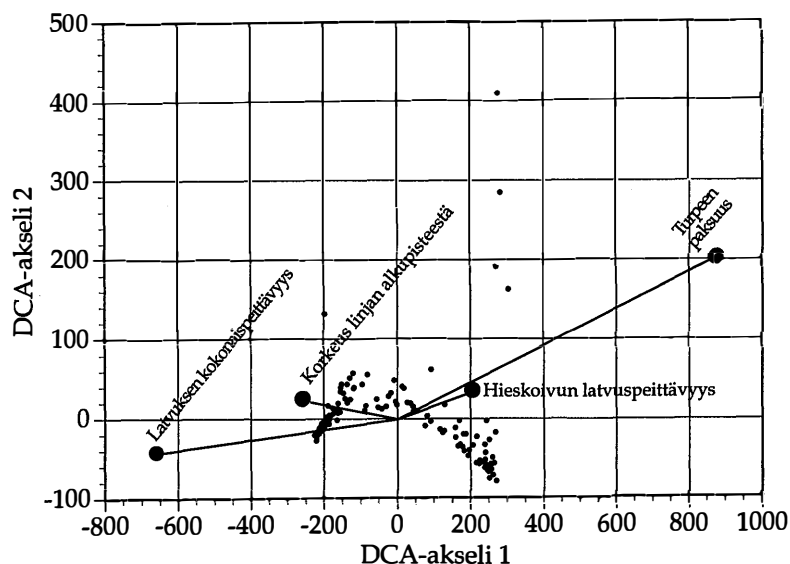


Kuva 7. Näytealojen sijoittuminen DCA-ordinaation kahden tärkeimmän akselin (DCA-akselit 1 ja 2) virittämään avaruuteen sen jälkeen, kun aineistosta on poistettu näytealat 46, 83, 134 ja 135 (vrt. kuva 6). Numerot ovat näytealojen järjestysnumeroita. Ensimmäisen DCA-akselin (x-akseli) ominaisarvo on 0.770 ja toisen DCA-akselin (y-akseli) ominaisarvo on 0.190.

Näytealojen numerot on merkitty kuvaan seuraavia ryhmiä lukuun ottamatta:

Ryhmä VMT-näytealoja: näytealat 10, 14, 24, 25, 26, 27, 28, 36, 37, 38, 42, 43, 44, 45, 51, 52, 53, 54, 55, 61, 62, 63, 64, 65, 70, 71, 72, 73, 74, 80, 81, 82, 88, 89, 90, 98, 101, 102, 103, 110, 111, 112, 116, 117, 118, 124, 125, 130, 131, 132, 133, 138, 139, 140, 141, 147, 148, 149 ja 150.

Ryhmä rämenäytealoja: näytealat 1, 2, 3, 17, 29, 30, 39, 47, 56, 57, 58, 59, 60, 66, 67, 68, 75, 76, 84, 91, 104, 113, 114, 119, 126, 127, 128, 142, 143 ja 144.



Kuva 8. Tärkeimpien (passiivisten) ympäristömuuttujien vaikutussuunnat näytealojen DCA-ordinaatiossa (vrt. kuva 6). Ympäristömuuttujien (suuret pallot) vaikutusvektorien pituudet eivät ole suoraan vertailukelpoisia näytealojen (pienet pallot) etäisyyteen origosta, vaan kertovat ainoastaan muuttujan vaikutussuunnan DCA-akselien 1 ja 2 virittämässä avaruudessa sekä vaikutuksen voimakkuuden (= vektorin pituus) suhteessa muihin ympäristömuuttujiin. Kuvassa on esitetty vain neljä merkittävintä ympäristömuuttujaa. Kuvan x-akseli on 1. DCA-akseli (ominaisarvo 0.784) ja y-akseli 2. DCA-akseli (ominaisarvo 0.290).

Merkitimällä DCA-oordinaatiokuvaan (kuva 6) TWINSPAN-reunanäytealat ja 'pyöristämällä' sen jälkeen mukaan reunanäytealojen joukkoon kuvassa TWINSPAN-ryhmän 'sisälle' jääneet TWINSPAN-reunaryhmän ulkopuoliset näytealat olisi kasvillisuusreunan näytealaryhmä kasvanut neljällä näytealalla: 1/30 (KgKR), 10/30 (IR/KR), 13/20 (KgR) ja 14/30 (KgR). Tällöin linjojen 1, 10 ja 13 kasvillisuusreunavyöhykkeet olisivat leventyneet 10 metriä suolle päin ja linja 14 olisi saanut yhden reunanäytealan. Koska oleellisia muutoksia tuloksiin ei tällä menettelyllä olisi tullut ja koska menettelylle ei löydetty selkeitä teoreettisia perusteita, 'pyöristystä' ei tehty.

### *5.2.3 Kasvillisuusreunavyöhyke ja sen muodostaminen*

Lopullisessa pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden perusteella erotettavan reunavyöhykkeen näytealojen valinnassa käytettiin TWINSPAN-luokittelun tuloksia. Kasvillisuusreunavyöhykkeen leveys vaihtelee nolasta näytealaparista (alle 10 m) viiteen näytealapariin (yli 50 m–alle 70 m) (kuva 3). Keskiarvo on noin 1.8 reunanäytealaparia linjaa kohden. Reunavyöhykkeen leveys linjan laitimmaisten reunaryhmään luokiteltujen näytealojen ulkopuolella on tutkimuksen erotustarkkuuden takia määrittelemätön (0 m–alle 10m).

Kahdella linjalla on reunanäytealaryhmään luokiteltuja näytealoja selvästi kiivenäismaan sisään jäävillä soistumalaikuilla (linjat 1 ja 10). Näitä erillisiä, TWINSPAN-ryhmään 3 kuuluvia korpilaikkujen näytealoja ei ole luettu varsinaiseen reunavyöhykkeeseen kuuluviksi.

Kasvillisuusreunavyöhykkeen eri osaryhmien (ryhmät 3–5) näytealoilla on selvä esiintymisjärjestys suo–metsä–gradientilla (kuva 3). KgK- ja sVMT-näytealoista koostuvan ryhmän 3 näytealat muodostavat yhdessä muiden reunanäytealaryhmien kanssa esiintyessään aina reunavyöhykkeen metsänpuoleisen osan (linjat 3, 5, 8, 9, 13 ja 16). Linjoilla 1, 2 ja 10 muodostaa ryhmä 3 koko reunanäytealaryhmän. Kaikki em. kolme linjaa ovat topografialtaan loivia. Ryhmä 3 on edustettuna kaikilla linjoilla, joilla kasvillisuusreunavyöhykkeen leveys on yli 2 näytealaparia (eli vähintään 30 m). Edelleen ryhmä 3 on edustettuna 9 linjalla kaikista niistä 13 linjasta, joilla on reunavyöhykkeeseen luokiteltuja näytealoja. Ryhmä 3 on edustettuna aina, jos ko. linjan reunanäytealat käsittävät useamman kuin yhden TWINSPAN-ryhmän näytealoja. Toisin sanoen ryhmien 4 ja 5 näytealat eivät esiinny yhdelläkään linjalla yhtäaikaan ilman ryhmän 3 näytealojen läsnäoloa.

Ryhmän 3 kanssa samaan TWINSPAN-dendrogrammin korpiseen päähaaraan kuuluva ryhmä 4 muodostaa yksinään kasvillisuusreunavyöhykkeen kolmella linjalla (linjat 4, 7 ja 11). Näillä linjoilla reunavyöhykkeen leveys on aina 1 näytealapari (eli 1–alle 20 m). Lisäksi ryhmä 4 esiintyy linjoilla 9 ja 13 yhdessä ryhmän 3 kanssa ja linjalla 3 yhdessä ryhmien 3 sekä 5 kanssa.

Rämeiseen päähaaraan kuuluva ryhmä 5 muodostaa yksin reunavyöhykkeen linjalla 15, joka on topografialtaan jyrkkä pohjoisrinne. Yhdessä muiden ryhmien kanssa ryhmä 5 esiintyy linjoilla 3, 5, 8 ja 16. Linjaa 3 lukuun ottamatta kaikki ryhmän 5 näytealojen esiintymislinjat ovat pohjoisrinteillä.

Kaikki kolme TWINSPAN-reunavyöhykkeen osaryhmää (ryhmät 3, 4 ja 5) esiintyvät yhdessä vain yhdellä linjalla (linja 3). Tällä linjalla osaryhmien esiintymisjärjestys suolta metsään päin on: 4-5-3.

Loivilla rinteillä reunavyöhykkeen leveys (keskimäärin 3 näytealaparia) on selvästi suurempi kuin jyrkillä rinteillä (keskimäärin alle 1 näytealapari) (taulukko 4). Loivien eteläpuoleisten rinteiden reunavyöhyke on keskimäärin leveämpi kuin pohjoispuoleisten rinteiden. Jyrkillä rinteillä ei ole selvää ilmansuunnasta riippuvaa vaihtelua reunavyöhykkeen leveydessä.

Taulukko 4. Osareunavyöhykkeiden leveydet sekä puuston reunatihentymät ja varjostumat. Linjat on ryhmitelty ekspositioltaan eteläisiin (S) ja pohjoisiin (N) sekä topografialtaan loiviin ja jyrkkiin. Reunatihentymissä ja varjostumissa käytetty asteikko: esiintyy selvänä = 2, esiintyy heikkona = 1, ei esiinny = -2.

Linja	Loivat S					Jyrkät S			Loivat N				Jyrkät N			Yhteensä				
	1	3	10	13	14	4	7	12	2	8	11	16	5	6	9	15	Loivat	Jyrkät	S	N
Kasvillisuusreunavyöhykkeen näytealoja (kpl)	5	4	3	2	0	1	1	0	4	2	1	2	1	0	2	1				
Luokan linjojen keskiarvo	2,8					0,7			2,3				1,0			2,6	0,9	2,0	1,6	
Luokan linjojen keskihajonta	1,9					0,6			1,3				0,8			1,6	0,7	1,9	1,2	
Puustoreunavyöhykkeen leveys (10 m)	5	4	2	2	2	2	2	0	3	3	2	2	0	3	2	1				
Luokan linjojen keskiarvo	3,0					1,3			2,5				1,5			2,8	1,4	2,4	2,0	
Luokan linjojen keskihajonta	1,4					1,2			0,6				1,3			1,1	1,1	1,5	1,1	
Puuston reunatihentymä (ks. kuvateksti)	2	2	1	1	2	2	2	-2	2	2	1	2	-2	2	2	-1				
Luokan linjojen keskiarvo	1,6					0,7			1,8				0,0			1,7	0,3	1,3	0,8	
Luokan linjojen keskihajonta	0,5					2,3			0,5				2,3			0,5	2,1	1,4	1,8	
Varjostuma (ks. kuvateksti)	2	2	1	-1	?	1	-2	2	2	?	-2	2	-1	2	-2	-1				
Luokan linjojen keskiarvo	0,8					-1,0			0,7				-1,0			0,7	-1,0	0,0	0,0	
Luokan linjojen keskihajonta	1,9					1,7			2,3				2,0			1,9	1,7	1,9	2,1	

## 5.3 Puusto

Linjojen suonpuoleisissa päissä (rämeillä) puusto on tyypillisesti hyvin mäntyvaltaista, harvaa sekä matalaa ja kuusen runkoluku pysyttelee aivan nollan tuntumassa (kuvat 9a ja 9b). Männyn runkoluku ja sen osuus kokonaisrunkoluvusta vähenee jyrkästi (rämeen laidassa) samalla, kun kuusen runkoluku kasvaa hyvin nopeasti. Tavallisesti kuusen runkoluku nousee heti jyrkästi huippuunsa (lähellä rämeen laitaa) ja laskee sitten jonkin verran etäämpänä kuusivaltaisen puustalueen ulkolaidasta. Tätä useimmilla linjoilla havaittavaa kuusen runkolukukuvaajan (ja samalla puuston kokonaisrunkolukukuvaajan) 'piikkiä' harvapuustoisien, mäntyvaltaisen rämeen laidassa kutsutaan jatkossa reunatihentymäksi. Reunatihentymässä kuusen osuus kokonaisrunkoluvusta on tyypillisesti hyvin suuri (kuvat 9a ja 9b).

### 5.3.1 Reunatihentymä ja varjostuma

Kolmea linjaa lukuun ottamatta (linjat 5, 12 ja 15) kaikilla linjoilla reunatihentymä on havaittavissa, ja se sijaitsee suurinpiirtein turvekerroksen loppumispisteen luona (vrt. kuva 3). Yhdeksällä kaikista kuudestatoista linjasta reunatihentymä on erittäin selvä, viidellä linjalla heikommin erottuva. Kahdella (reunan topografialtaan jyrkällä) linjalla selvää reunatihentymää ei esiinny.

Useimmilla niistä linjoista (kahdeksalla linjalla 14:sta), joilla reunatihentymä on erotettavissa, havaitaan puustossa runkoluvun tilapäinen alentuma välittömästi reunatihentymän jälkeen linjan loppupään puolella (kuvat 9a ja 9b). Tätä linjojen loppupäiden runkolukuihin verrattuna selvästi harvemman metsän aluetta kutsutaan jatkossa varjostumaksi. Reunatihentymän ja mahdollisen varjostuman jälkeen kivennäismaan puolella kuusen runkoluku pysyttelee tavallisesti linjan loppupään suunnilleen vakiona, tavallisesti huomattavasti pienempänä kuin reunatihentymän kohdalla.

### 5.3.2 Puustoreunavyöhyke ja sen muodostaminen

Puuston perusteella erotettavan reunavyöhykkeen alku- ja loppukohdat tulkittiin runkolukukuvaajista (kuvat 9a ja 9b). Puustoreunavyöhykkeen katsottiin alkavan linjan siitä 10 metrin lohkoista, jossa kuusen runkoluku alkaa selvästi ja jyrkästi nousta kohti reunatihentymän huippua ja samalla kuusen runkoluku ylittää männyn runkoluvun. Reunavyöhykkeen loppukohdaksi tulkittiin linjan loppupään puoleisin 10 metrin lohko, jossa reunatihentymä tai välittömästi sen jälkeen erottuva varjostuma on vielä selvästi havaittavissa. Jos varjostumaa ei ole erotettavissa ja reunatihentymä erottuu vain heikosti, on reunavyöhykkeen leveydeksi tulkittu heikon reunatihentymän ja kuusen nopean runsastumisen alue (koskee erityisesti linjaa 15). Näiden rajakohtien väliin jäävä alue käsitettiin puustoreunavyöhykkeeksi. Jos jompaa kumpaa rajakohtaa ei ole pystytty määrittämään, ei ko. linjalla ole rajattu puustoreunavyöhykettä ollenkaan. Puustoreu-

navyöhyke ja sen leveys määritettiin vain niiltä linjoilta, joilla se oli yksiselitteisesti tulkittavissa. Kasvillisuusnäytealojen puustopeittävyys ei pieneen näyteala-aineiston ja sattuman suuren vaikutuksen takia käytetty muodostettaessa puustoreunavyöhykettä.

Loivilla rinteillä puustoreunavyöhyke on leveämpi (keskimäärin 20–30m) kuin jyrkillä rinteillä (keskimäärin 10–20m) (taulukko 4). Tämä pätee myös verrattaessa keskenään samaa ekspositiota olevia eri jyrkkyisiä rinteitä. Kaikkien puustoreunavyöhykkeiden leveyden keskiarvo on noin 2.4 10 metrin lohkoa. Tässä luvussa eivät ole mukana linjat 5 ja 12, joille ei voitu määrittää puustoreunaa. Loivilla etelärinteillä puustoreuna on keskimäärin leveämpi (30 m) kuin loivilla pohjoisrinteillä (20–30m). Jyrkillä rinteillä eroa etelä- ja pohjoisekspositioiden välillä ei ole havaittavissa.

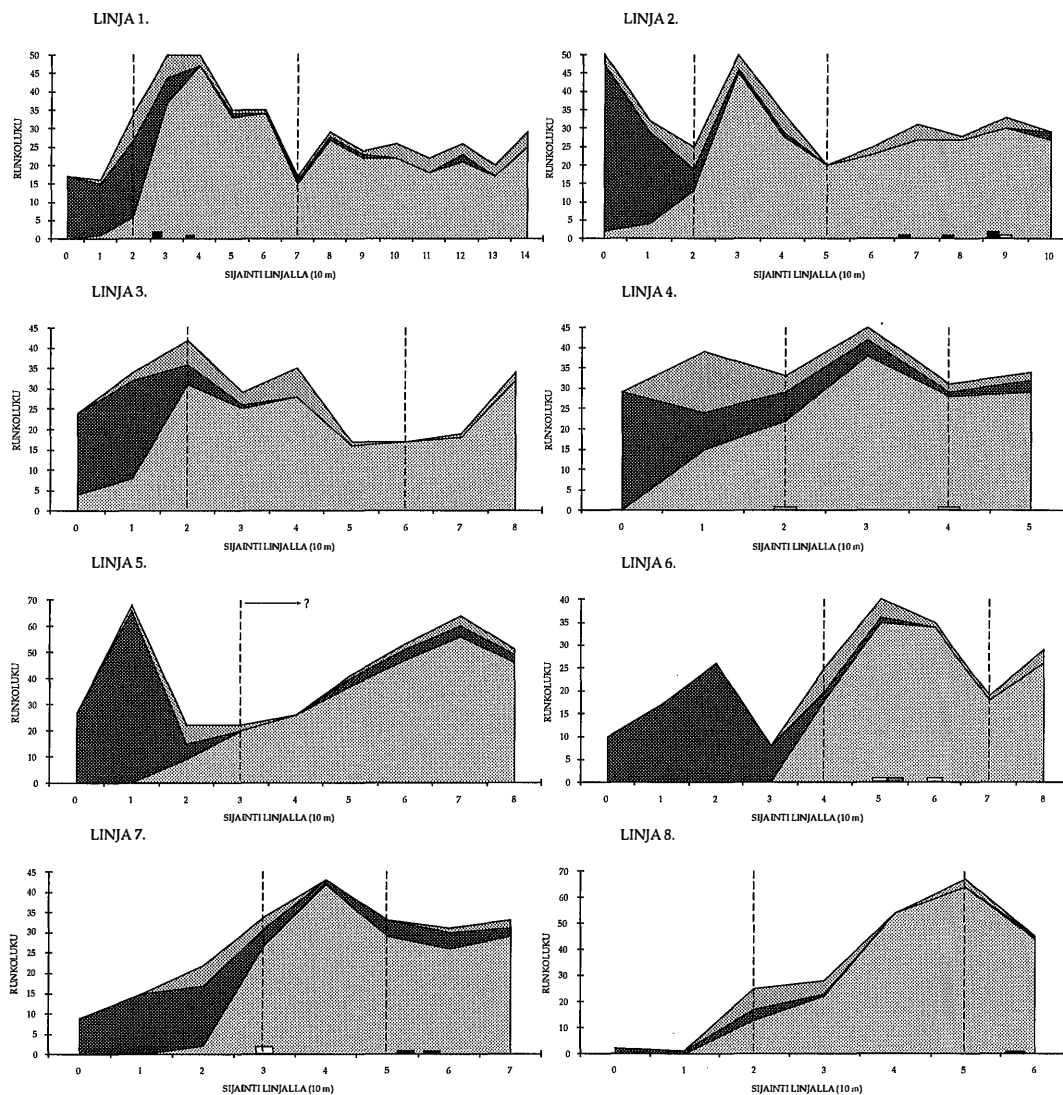
Puuston reunatihentymät ovat selvimmin havaittavissa loivilla rinteillä, jyrkillä rinteillä harvemmin (taulukko 4, kuvat 9a ja 9b). Loivilla rinteillä ei etelä- ja pohjoisrinteiden välillä ole havaittavissa selvää eroa reunatihentymien esiintymisessä. Jyrkillä rinteillä tihentymiä on selvästi useammin etelä- kuin pohjoisrinteillä. Tihentymien takaiset varjostumat ovat niin ikään selvästi paremmin havaittavissa loivilla rinteillä, jyrkillä vain poikkeuksellisesti (linjat 6 ja 7). Varjostumien esiintyminen ei näytä riippuvan linjan ekspositiosta (taulukko 4).

### 5.3.3 Kuusen latvusluokkasuhteet

Kuusi on ylivoimaisesti tärkein metsänmuodostaja reunavyöhykkeessä ja linjojen kivennäismaaosilla (kuvat 9a ja 9b). Reunatihentymän alueella nuoret kuuset (alikasvos, aluspuut ja välipuut) muodostavat suuremman osan kuusen runkoluvusta kuin linjojen loppuosissa (kuvat 10a ja 10b). Alikasvoskuusten prosenttiosuus kuusen runkoluvusta on suurin rämeillä (eli linjojen alkupäissä) ja puustoreunavyöhykkeen suon puoleisissa osissa, ja se vähenee jyrkästi kohti linjojen loppupäitä. Valta- ja ylispuiden osuus kuusen runkoluvusta kasvaa tasaisesti kohti linjojen loppupäitä. Kivennäismailla paikoin esiintyvissä soistumissa ja tuulenskaatoaukoilla runkoluku on pienempi kuin kivennäismailla keskimäärin.

### 5.3.4 Lehtipuut

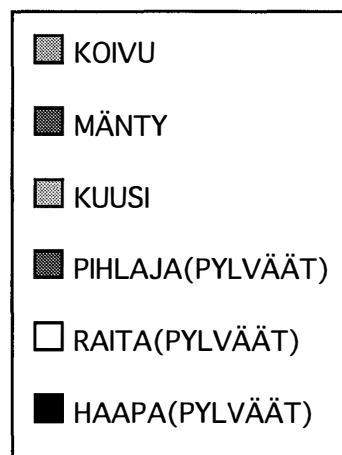
Koivun osuus kokonaisrunkoluvusta on vähäinen, ja runkolukuvaajien (kuvat 9a ja 9b) perusteella siinä ei ole havaittavissa mitään säännönmukaista kehitystä linjoilla. Rämeillä (eli linjojen alkupäissä) koivun osuus on kuitenkin säännöllisesti suurempi kuin linjojen kuusivaltaisilla osilla. Rämeillä kaikki koivut olivat hieskoivuja. Raita (*Salix caprea*) näyttää esiintymisessään heikosti suosivan tiheäpuustoisien metsän reunaa, haapa ja pihlaja taas keskittyvät esiintymisessään metsän sisäosiin.

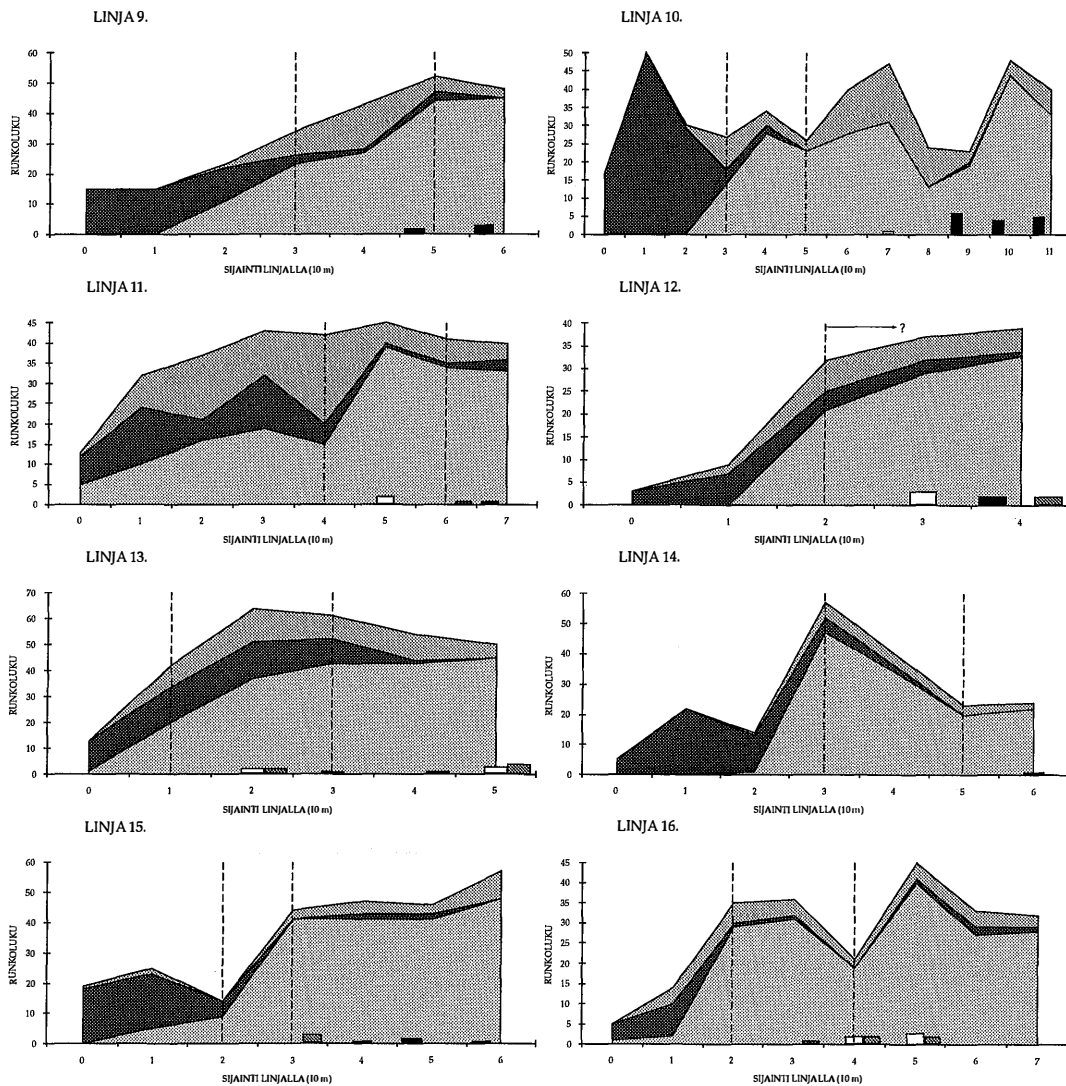


Kuva 9a. Elävien puiden runkoluovut (kaikki järeysluokat yhdessä); linjat 1-8.

Kuusi, mänty ja koivu on esitetty aluediagrammina, vähälukuisemmat lehtipuut haapa (*Populus tremula*), raita ja pihlaja (*Sorbus aucuparia*) pylvöinä. Kuvasta nähdään myös puulajien suhteellisten osuuksien kehitys linjoilla.

Kuvaan on merkitty tekstissä myöhemmin esitettävien perusteiden erotetut puustoreunavyöhykkeet. Puustoreunavyöhykkeen alku- ja loppukohdat on merkitty kuvaajaan pystykatkoviivojen ko. 10 metrin lohkon keskelle. Katkoviivojen väliin jäävä alue on puustoreunavyöhyke.

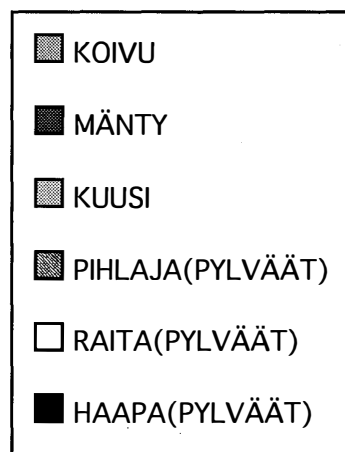


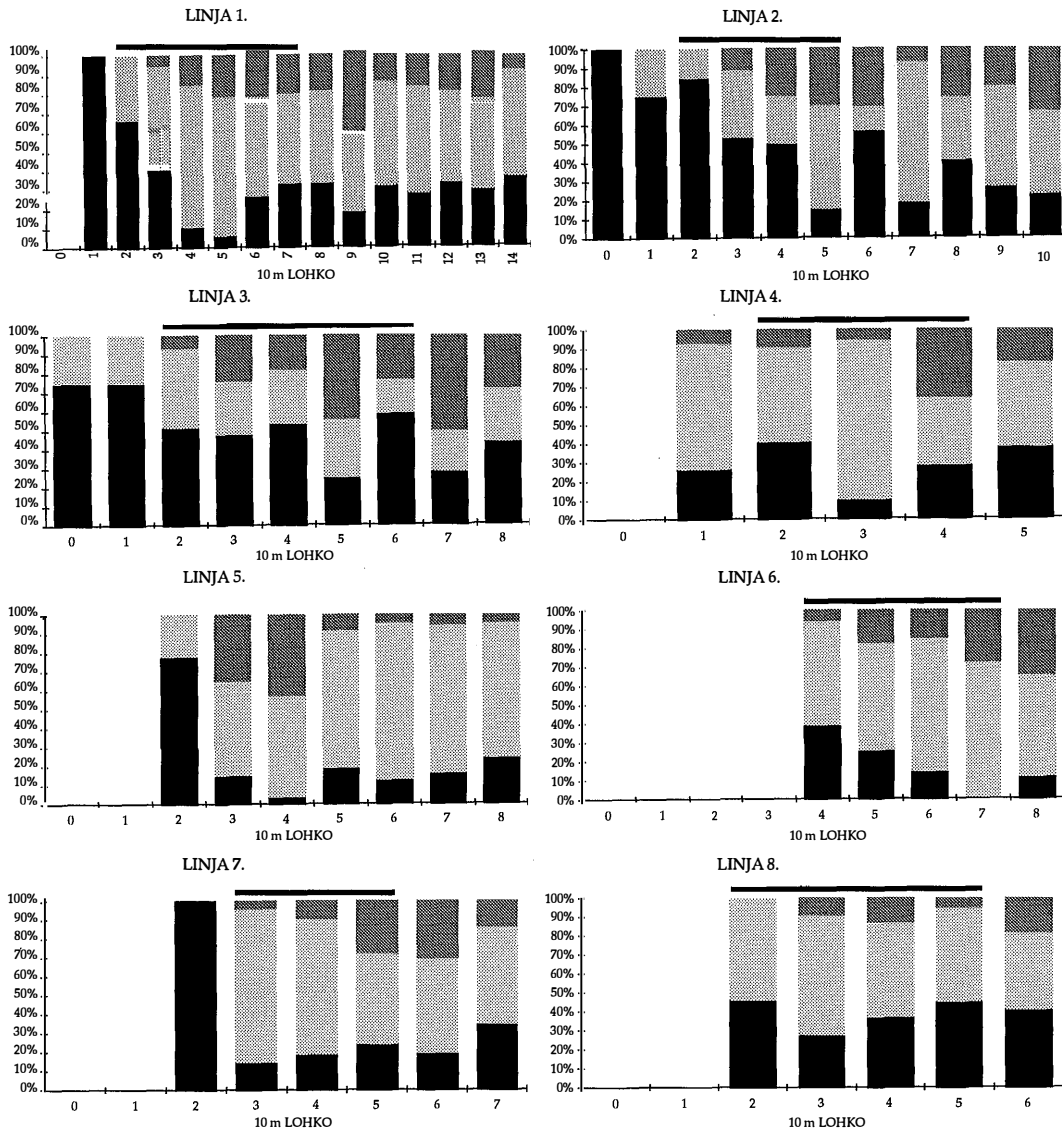


Kuva 9b. Elävien puiden runkoluvut (kaikki järeysluokat yhdessä); linjat 9–16.

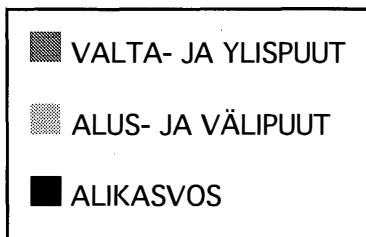
Kuusi, mänty ja koivu on esitetty aluediagrammina, vähälukuisemmat lehtipuut haapa, raita ja pihlaja pylväinä. Kuvasta nähdään myös puulajien suhteellisten osuuksien kehitys linjoilla.

Kuvaan on merkitty tekstissä myöhemmin esitettävien perusteiden erottetut puustoreunavyöhykkeet. Puustoreunavyöhykkeen alku- ja loppukohtat on merkitty kuvaajaan pystykatkoviivoin ko. 10 metrin lohkon keskelle. Katkoviivojen väliin jäävä alue on puustoreunavyöhyke.

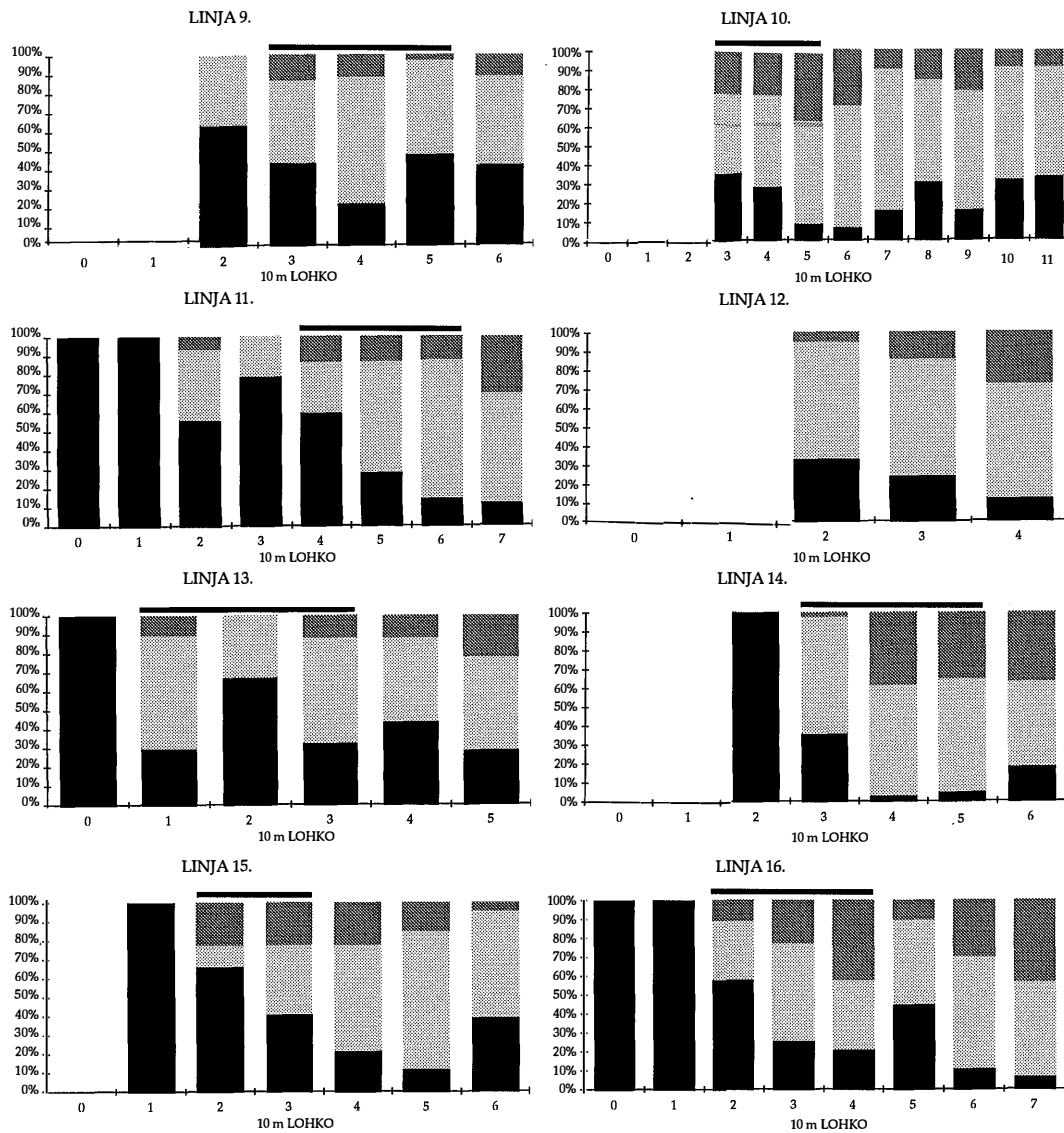




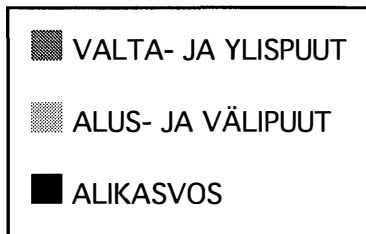
Kuva 10a. Kuusen latvusluokkien suhteelliset osuudet tutkimuslinjoilla 10 metrin lohkoissa; linjat 1–8. Alus- ja välipuut on yhdistetty yhdeksi 'ei vielä täysikasvuisten puiden' ryhmäksi ja valta- ja ylispuut yhdeksi 'täysikasvuisten puiden' ryhmäksi. Alikasvosasemassa olevat puut on pidetty muista erillään. Puustoreunavyöhyke on merkitty pylväsdigrammin päälle janalla.







Kuva 10b. Kuusen latvusuokkien suhteelliset osuudet tutkimuslinjoilla 10 metrin lohkoissa; linjat 9–16. Alus- ja välipuut on yhdistetty yhdeksi 'ei vielä täysikasvuisten puiden' ryhmäksi ja valta- ja ylispuut yhdeksi 'täysikasvuisten puiden' ryhmäksi. Alikasvosasemassa olevat puut on pidetty muista erillään. Puustoreunavyöhyke on merkitty pylväsdiagrammin päälle janalla.

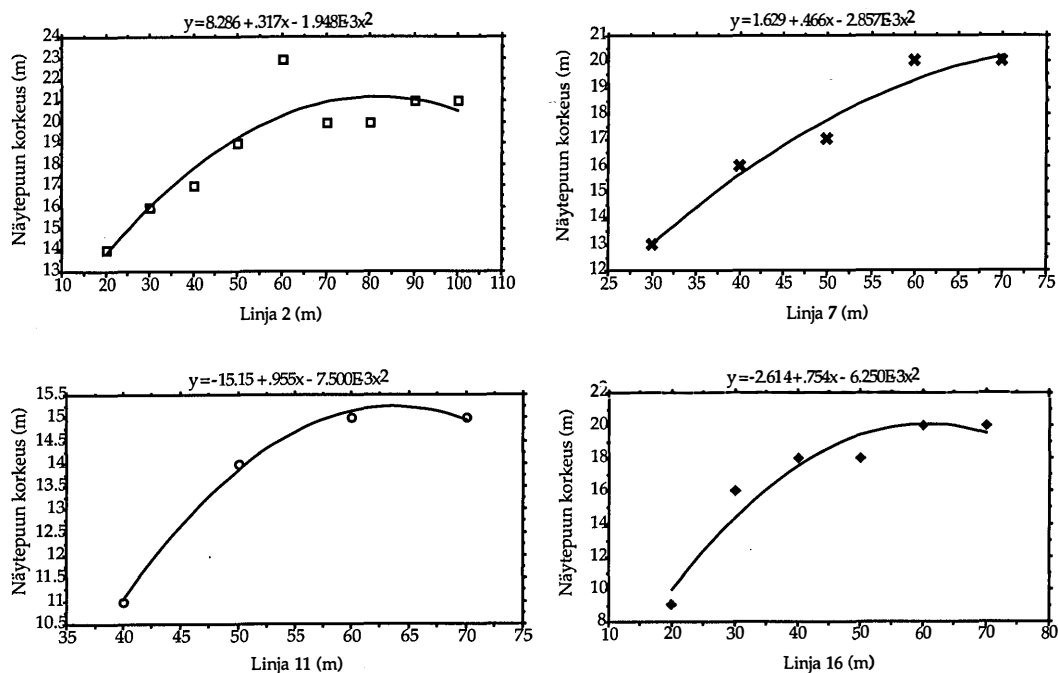


### 5.3.5 Valtapuuston pituus

Valtapuuston pituuden vaihtelua linjoilla selittävät useimmissa tapauksissa (yhdeksällä niistä 15 linjasta, joille regressio voidaan laskea) parhaiten toisen asteen polynomiregressiomallit (kuva 11). Käytännössä tämä merkitsee sitä, että (kuusi)valtapuuston pituus on pienimmillään metsän ulkoreunassa, pituus kasvaa hidastuen kohti metsän sisäosia ja saavuttaa lopulta vakiotason. Muutamalla tutkimuslinjalla riippuvuutta selittää parhaiten ensimmäisen asteen regressiomalli. Laji- ja linjakohtaisten regressioanalyysin tulosten sijasta tässä esitetään vain tyypillisiä esimerkkejä molemmista tapauksista (kuva 11).

### 5.3.6 Taimet

Rämeillä (linjoilla alkupiste-reunatihentymä) on taimista suurin osa mäntyjä, mutta varsinkin reunatihentymän läheisyydessä myös kuusen taimet menestyvät. Rämeeltä puuston reunatihentymän alueelle tultaessa männyn taimet loppuvat nopeasti, eikä niitä tavata linjojen kivennäismaaosilla juuri ollenkaan.



Kuva 11. Esimerkkejä kuusivaltapuuston pituuden vaihtelua linjoilla kuvaavista regressiomalleista. Esimerkin tutkimuslinjoista linjoilla 2, 11 ja 16 riippuvuutta selittää parhaiten toisen asteen regressiomalli, linjalla 7 ensimmäisen asteen malli. Regressiomallien yhtälöt parametriestimaatteen on esitetty kuvien yhteydessä. Esimerkkitapausten regressioiden selitysasteet ( $R^2$ ) ovat seuraavat: linja 2 :  $R^2 = 0.83$ , linja 7:  $R^2 = 0.96$ , linja 11:  $R^2 = 0.98$ , linja 16:  $R^2 = 0.92$ . Ensimmäisen ja toisen asteen kertoimien t-arvot (tässä järjestyksessä mainittuna) ovat seuraavat: linja 2 (3.4, 2.6), linja 7 (2.2, 1.3), linja 11 (7.7, 6.7), linja 16 (3.5, 2.7).

Samalla, kun männyn taimet rämeeltä reunatihentymän alueelle siirryttäessä nopeasti vähenevät, kuusen taimet runsastuvat jyrkästi. Kuuset ovat useimmilla linjoilla selvästi runsaimmillaan reunatihentymän alueella. Mahdollisen varjostuman alueella kuusen taimet ovat vähälukuisempia kuin reunatihentymässä ja linjojen loppupäissä.

Pihlajan taimet keskittyvät esiintymisessään kivennäismaille ja runsastuvat monilla linjoilla kohti linjan loppupäätä. Pihlajan taimet ovat usein runsaimmillaan aukko- ja aukkopaikoissa kivennäismaan metsien sisällä, mutta aukkojen pienen koon vuoksi tämä ei välttämättä näy runkolukukuvaajissa. Haavan ja raidan taimia oli aineistossa hyvin niukasti.

## 5.4 Kasvilajisto ja lajilukumäärä

Ainoa pelkästään reunavyöhykkeeseen luokitelluilla näytealoilla tavattu laji on vaalearahkasammal (*Sphagnum centrale*) (taulukko 5). Reunan näytealoilla runsaimman esiintymisensä aineistossa saavuttavat lisäksi seuraavat 11 lajia: pallosara, kangasmaitikka (*Melampyrum pratense*), riidenlieko (*Lycopodium annotinum*), nuokkotalvikki (*Orthilia secunda*), ruohokanukka (*Cornus suecica*), virpapaju (*Salix aurita*), korpikarhunsammal, kangasrahkasammal, vaarapykäsammal, isokynsisammal (*Dicranum majus*) ja korpilahkasammal. Nämä ovat (kangasmaitikkaa ja vaarapykäsammalta lukuun ottamatta) tyypillistä korpien lajistoa ja monet nimenomaan korpisuuden luonnehtijalajeja.

Yhteensä 18 lajia on yhteisiä kaikille vyöhykkeille: niitä tavataan vähintään yhdellä sekä metsä-, reuna- että suonäytealalla. Näistä lajeista mustikka, puolukka ja seinäsammal ovat metsässä runsaimmillaan, reunassa lähes yhtä runsaita kuin metsässä ja harvinaistuvat jyrkästi siirryttäessä reunasta suonäytealojen puolelle. Rämeiden varvut variksenmarja ja suopursu ovat näistä 18 lajista ainoat, jotka ovat runsaimmillaan suonäytealoilla.

Tyypillisiä metsänäytealoille keskittyneitä lajeja ovat mustikan, puolukan ja seinäsammalen lisäksi mm. metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), yövilkka (*Goodyera repens*), metsäliekosammal (*Rhytidiadelphus triquetrus*), kangaskynsisammal (*Dicranum polysetum*), sulkasammal ja kerrossammal.

Suonäytealaryhmään esiintymisessään keskittyneitä putkilokasvilajeja ovat variksenmarjan ja suopursun lisäksi mm. muurain (*Rubus chamaemorus*), kanerva (*Calluna vulgaris*), juolukka, suokukka (*Andromeda polifolia*), karpalot (*Vaccinium oxycoccus* ja *V. microcarpum*), vaivaiskoivu, tupasluikka, vaivero (*Chamaedaphne calyculata*), pyöreälehtikihokki (*Drosera rotundifolia*), rahkasara (*Carex pauciflora*) ja etenkin tupasvilla. Suurin osa mainituista lajeista on rämeiden, erityisesti tupasvilla- ja isovarpurämeiden, lajistoa. Sammalista esiintymisessään suonäytealoille keskittyneitä ovat mm. ruskorahkasammal (*Sphagnum fuscum*), punarahkasammal, rämekarhunsammal, rahkanäivesammal ja erityisesti tupasvillarä-

Taulukko 5. Näytealoilla havaittujen kasvilajien esiintyminen ryhmiteltynä pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden perusteella tehdyn metsä-reuna-suo-jaottelun mukaisesti. Peittävyysarvot on laskettu keskiarvoina kaikista ryhmän näytealoista (mukana siis myös 0 % peittävyudet). Tarkasteluun on otettu mukaan myös puusto, mutta kasvillisuusnäyteala-aineiston ulkopuolisten puiden ja taimien esiintyminen on esitetty vain +-merkillä. Näin ollen niiden osalta peittävyysarvojen vertailu ei ole mahdollista.

LAJI	METSÄ	REUNA	SUO
<b>YHTEISET</b>			
<b>Putkilokasvit</b>			
Carex globularis	+	4	3
Empetrum nigrum coll.	+	1	5
Equisetum sylvaticum	+	+	+
Juniperus communis	+	+	+
Ledum palustre	+	1	2
Melampyrum pratense	+	0,5	+
Picea abies	+	+	+
Pinus sylvestris	+	+	+
Salix starkeana	+	+	+
Trientalis europaea	+	+	+
Vaccinium myrtillus	35	30	6
Vaccinium vitis-idaea	8	5	1
<b>Sammalet</b>			
Dicranum polysetum	2	0,5	+
Dicranum scoparium	+	+	+
Hylocomium splendens	36	11	0,5
Pleurozium schreberi	52	30	6
Polytrichum commune	1	13	2
Sphagnum capillifolium	+	25	2
<b>MUUT</b>			
<b>Putkilokasvit</b>			
Calamagrostis arundinacea	+		
Geranium sylvaticum	+		
Goodyera repens	+		
Gymnocarpium dryopteris	+		
Rubus arcticus	+		
Solidago virgaurea	+		
Alnus incana	+	+	
Betula pendula	+	+	
Listera cordata	+	+	
Luzula pilosa	+	+	
Maianthemum bifolium	+	+	
Populus tremula	+	+	
Salix caprea	+	+	
Cornus suecica	+	0,5	
Deschampsia flexuosa	1	0,5	
Lycopodium annotinum	+	0,5	
Orthilia secunda	+	0,5	
Sorbus aucuparia	+	0,5	
Linnaea borealis	0,5	1	
Rubus chamaemorus		5	7
Calluna vulgaris		1	5
Salix aurita		0,5	+
Vaccinium uliginosum		0,5	3
Betula pubescens		+	+
Vaccinium microcarpum		+	0,5
Betula nana		+	2
Vaccinium oxycoccos		+	2
Andromeda polifolia		+	3
Eriophorum vaginatum		+	17
Trichophorum cespitosum			2
Chamaedaphne calyculata			1
Carex pauciflora			0,5
Drosera rotundifolia			0,5
Carex rostrata			+
Dactylorhiza maculata			+
Menyanthes trifoliata			+
Scheuchzeria palustris			+
<b>Sammalet ja jäkälät</b>			
Ptilidium ciliare	+	+	
Ptilium crista-castrensis	+	+	
Barbilophozia lycopodioides	+	0,5	
Dicranum majus	3	4	
Rhytidiadelphus triquetrus	0,5		
Cladonia rangiferina	+		0,5
Sphagnum centrale		0,5	
Sphagnum girgensohnii		8	1
Sphagnum angustifolium		6	53
Sphagnum russowii		1	9
Aulacomnium palustre		0,5	0,5
Sphagnum rubellum		+	+
Cladonia arbuscula		+	0,5
Sphagnum lindbergii		+	1
Polytrichum strictum		+	2
Sphagnum fuscum		+	8
Sphagnum magellanicum		+	8
Sphagnum balticum			1
Sphagnum compactum			1
Mylia anomala			0,5
Sphagnum majus			0,5
Sphagnum papillosum			0,5
Calliergon stramineum			+
Cetraria delisei			+
Cladonia stellaris			+
Cladopodiella fluitans			+
Dicranum bergerii			+
Gymnocolea inflata			+
Warnstorfia fluitans			+
<hr/>			
Putkilokasveja yht.	31	35	31
Sammalet ja jäkälälajeja yht.	12	20	28
LAJEJA YHT.	41	54	59

meillä vallitseva rämerahkasammal. Sammallajisto on suonäytealoilla selvästi lajirunsain (yhteensä 28 lajia, reunanäytealoilla 21 lajia ja metsänäytealoilla 12).

Kaiken kaikkiaan metsänäytealoilla tavattiin 43 kasvilajia, reunan näytealoilla 56 ja suonäytealoilla 59 (taulukko 5). Pelkästään putkilokasvit huomioiden reunan lajilukumäärä on ryhmistä suurin: 35 lajia (metsä 31 lajia, suo 31 lajia).

Kivennäismaan metsäkasvillisuusnäytealoilla lajilukumäärä on pieni (taulukko 6). Lajimäärä tavallisesti nousee siirryttäessä metsäkasvillisuuden näytealoilta reunavyöhykkeen näytealoille. Ryhmien (metsä–reuna–suo) välillä ei ole jyrkkää eroa lajilukumäärissä. Useimmilla linjoilla lajilukumäärä saavuttaa huippunsa reunavyöhykettä lähellä olevilla suonäytealoilla (linjat 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 13 ja 14), muutamilla linjoilla (linjat 1, 6, 7, 12 ja 16) reunavyöhykkeen alueella. Kahdella linjalla (8 ja 15) on havaittavissa kaksihuippuinen lajimäärän kehitys: toinen huippu linjan äärimmäisessä suonpuoleisessa päässä ja toinen reunavyöhykkeen alueella.

*Taulukko 6. Lajilukumäärät kasvillisuusnäytealareilla. Kasvillisuusreunavyöhykkeeseen kuuluvien näytealojen lajimäärät on lihavoitu.*

Näytealapari (m linjan alkupisteestä)	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150
Linja 1	18	18	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	9	12	14	12	14	17	22
Linja 2	22	22	<b>20</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	12	11	8	9				
Linja 3	19	20	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>19</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	11	9	7						
Linja 4	20	27	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	9	10									
Linja 5	17	18	15	<b>13</b>	<b>12</b>	13	9	10	9	10						
Linja 6	16	17	17	21	<b>22</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	6	9	8						
Linja 7	16	14	15	<b>18</b>	<b>12</b>	6	8	8	8							
Linja 8	21	18	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	11	8								
Linja 9	20	22	21	<b>21</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	11	10								
Linja 10	20	23	22	<b>19</b>	9	<b>11</b>	<b>13</b>	10	12	12	12	10	10			
Linja 11	17	16	20	17	19	<b>16</b>	<b>11</b>	9	8							
Linja 12	15	13	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	11										
Linja 13	23	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	10	11									
Linja 14	19	26	18	<b>13</b>	7	<b>10</b>	11	14								
Linja 15	23	21	<b>19</b>	<b>21</b>	12	14	12	11								
Linja 16	14	16	<b>16</b>	<b>19</b>	<b>14</b>	9	15	8	9							

## 5.5 Osareunavyöhykkeiden vertailua ja kokonaisreunavyöhykkeen leveys

Kasvillisuusreunavyöhyke on keskimäärin kapeampi (keskiarvoleveys noin 1.8 näytealparia) kuin puuston perusteella erotettu (keskiarvoleveys noin 2.4 10 metrin lohkoa) (taulukko 4). Useimmiten puuston perusteella erotettu reunavyöhyke ulottuu (noin 10 metriä) pidemmälle suolle päin kuin kasvillisuusreunavyöhyke. Molemmat reunavyöhykkeet ovat leveimmillään loivilla rinteillä ja keskimäärin hieman leveämpiä etelärinteillä kuin pohjoisrinteillä. Puustoreunavyöhyke on selvemmin erottuva etelä- kuin pohjoisrinteillä.

Puustoreunavyöhyke ulottuu useilla linjoilla (linjat 4, 6, 7, 8, 9, 11 ja 14) myös kivennäismaan VMT-kasvillisuuden alueelle, kun taas kasvillisuusreunan näytealat ovat aina vähintään ohuen turvekerroksen alueella (sVMT), vaikka turvekerros ei aiemmin esitetystä mittausteknisestä syystä näykään turveprofiileissa.

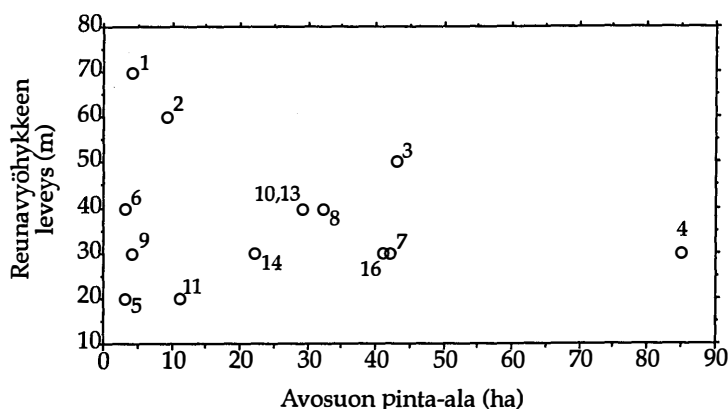
Kasvillisuusreunavyöhykettä pidemmälle suon puolelle ylettyvän puustoreunavyöhykkeen alueella esiintyy kasvillisuusreunan suotyyppejen lisäksi seuraavia rämetyypppejä: TR, IR, KgKR, PsKR ja VKR.

Linjan edessä olevan avosuon pinta-alalla (taulukko 7) ei ole mitään johdonmukaista vaikutusta kokonaisreunavyöhykkeen leveyteen (kuva 12). Muuttujien 'avosuo' ja 'reunan leveys' välinen korrelaatiokerroin  $\rho = 0.046$  (Spearmanin järjestyskorrelaatio). Täten nollahypoteesi, että muuttujien välillä ei ole (lineaarista) korrelaatiota, jää voimaan. Ei myöskään ole aihetta olettaa, että muuttujien välillä vallitsisi jokin ei-lineaarinen korrelaatio (kuva 12).

Kokonaisreunavyöhykkeen (kasvillisuus- tai puustoreunavyöhykkeiden yhdiste eli alue, jolla jompi kumpi näistä on voimassa) leveys on 10–60 metriä (keskiarvo 26,9 m, keskihajonta 14,5 m) (kuva 3).

Taulukko 7. Linjojen alkupäihin rajoittuvien avosoiden pinta-alat (= avoimuusmuuttujan arvot) hehtaareina.

Linja	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Avoimuusmuuttujan arvo (ha)	4	9	43	85	3	3	42	32	4	29	11	34	29	22	22	41



Kuva 12. Tutkimuslinjat (numerot 1–16) sijoitettuna koordinaatistoon, jonka x-akselina on linjan alkupäähän rajoittuvan avosuon pinta-ala (= avoimuusmuuttujan arvo) ja y- akselina kokonaisreunavyöhykkeen leveys linjalla.

## 6 TULOSTEN TARKASTELU

### 6.1 Pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuus

Reunavyöhykkeen rajausta nojautuu pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuudessa monen eri menetelmän antamiin, hyvin samankaltaisiin, tuloksiin. TWINSPAN-analyysin etuina muihin käytettyihin menetelmiin nähden ovat mm. luokittelun selkeä rakenne, reunanäytealaryhmän sisäisen luokittelun mahdollisuus, samanaikainen näytealojen ja kasvilajien luokittelu sekä jakojen indikaattorilajien mukanaolo tulostuksissa. Muut monimuuttuja-analyysit, niin luokittelu- kuin oordinaatioanalyysitkin, tukevat selkeästi TWINSPAN-analyysin tuloksia, ja niitä käytettiin perusteluina valittaessa TWINSPAN-luokista reunanäytealojen ryhmää. Erityisesti apuna oli FCM-analyysin antama luokitus. Kasvillisuuden numeerisissa analyyseissä onkin suositeltavaa käyttää rinnakkain luokittelu- ja oordinaatioanalyysijä (esim. Heikkilä 1987). Tulos ei olisi oleellisesti muuttunut, vaikka kasvillisuusreunavyöhykkeen rajaamisessa olisi päädytty mihin tahansa käytetyistä menetelmistä.

Tämän perusteella on aihetta olettaa, että tehty rajausta kuvastaa melko hyvin tutkimuksen kohteina olleilla reunatyypeillä esiintyvää kasvillisuuden vyöhykkeisyyttä, vaikka jyrkkien rajojen vetäminen onkin mahdotonta. Lajilukumäärän jyrkkä kasvu siirryttäessä metsäkasvillisuudeksi luokitelluilta näytealoilta reunavyöhykkeen näytealoille tukee rajausta myös metsän puoleiselta osaltaan.

### 6.1.1 Reunanäytealojen ryhmä

TWINSPAN-luokittelun tuloksena saatujen kahdeksan näytealaluokan joukosta on selvästi erotettavissa reunanäytealojen ryhmä. Jakojen luonnehtijalajien perusteella on jaoille annettavissa selkeitä ekologisia selityksiä. Toisessa jakotasossa molemmissa päähaaroissa reunanäytealojen ryhmään johtavien haarojen luonnehtijalajina on mm. pallosara, joka kuuluu Eurolan & Kaakisen (1978) ja Eurolan ym. (1994) mainitsemiin korpisuuden luonnehtijiin. Reunanäytealojen ryhmän ulkopuolelle jätetyn ryhmän 6 luonnehtijalaji, juolukka, on tyypillinen rämevarpu (Eurola & Kaakinen 1978). Ryhmää 1 luonnehtivat oravanmarja ja nuokkotalvikki ovat lehtomaisten kangasmetsien lajeja (Lehto & Leikola 1987). Ryhmien 7 ja 8 luonnehtijalaji, pyöreälehtikihokki, on tyypillinen rämeiden ja nevojen laji (Eurola & Kaakinen 1978). Ensimmäisen ja toisen TWINSPAN-jakotason ominaisarvot ovat melko suuria, joten tuloksia voidaan pitää merkitsevinä.

Reunanäytealojen osaryhmien (TWINSPAN-ryhmät 3, 4 ja 5) keskinäisen esiintymisjärjestyksen perusteella voidaan osaryhmille antaa ekologisia tulkintoja. Linjalla 3 esiintyvän reunanäytealojen osaryhmien keskinäisen järjestyksen perusteella ryhmä 4 näyttäisi olevan osaryhmistä kaikkein rämeisin. Yksittäisten näytealojen kasvillisuuden, kasvillisuustyyppijakauman ja TWINSPAN-dendrogrammin mukaan ryhmä 5 on kuitenkin ryhmää 4 rämeisempi, joten ryhmien 4 ja 5 keskinäistä järjestystä linjan ekotonilla ei voida yksiselitteisesti määrittellä. Ryhmä 3 on selvästi ryhmää 4 ja 5 korpisempi ja myös lähempänä VMT-kasvillisuutta.

### 6.1.2 Lajisto ja lajilukumäärät

Reunavyöhyke on selvästi suo- ja metsälajiston kohtaamisvyöhykettä. Vain yksi kasvilaji, vaalearahkasammal, esiintyy aineistossa pelkästään reunavyöhykkeessä (ja sielläkin hyvin harvinaisena). Muutamat kasvilajit ovat kuitenkin esiintymisessään voimakkaasti keskittyneet reunavyöhykkeeseen. Reunan lajirunsaus on siis pääosin ns. reunavaikutusta (Odum 1971), kahden lajistoelementin sekoitumista. Myös Gysel (1951) toteaa monien keskimetsän kasvilajien esiintyvän reunavyöhykkeessä, mutta vain harvojen reunavyöhykkeen lajien esiintyvän metsän sisäosissa. Toisaalta esim. Matlackin (1994) tutkimilla reunoilla kasvilajisto ei ollut runsaampaa kuin metsän sisäosissa.

Rajattu reunavyöhyke ei, vastoin reunaekologian teorian (esim. Odum 1971) antamia odotuksia, aina eroa lajirunsaampana suonäytealojen ryhmästä. Osasyynä tähän saattaa olla toisaalta kivennäismaiden VMT-metsien kasvillisuuden luontainen vähälajisuus ja monotonisuus ja toisaalta monille rämetypeille ominainen monien kasvillisuustyyppien pienipiirteinen mosaiikki. Reunanäytealoilla tavattujen putkilokasvien lajimäärä on kuitenkin suurempi kuin suo- ja metsänäytealojen ryhmässä, joten putkilokasvien osalta tulos vastaa reunaekologian



teorian antamia odotuksia. Ranneyn ym. (1981) tutkimuksessa puuvartisten kasvien lajilukumäärä oli reunavyöhykkeessä suurempi kuin metsän sisäosissa.

Kirjallisuudessa on esitetty, että reunaan tuleva auringon säteily ja metsän reunapuihin iskeytyvä tuuli kasvattavat haihtumista reunavyöhykkeessä ja tekevät siitä suotuisan kasvupaikan kuivan ja valoisan paikan lajeille (Salisbury & Ross 1969, Moen 1974, Hutchinson & Matt 1977, Ranney ym. 1981). Kuivan paikan kasvilajien keskittymistä reunavyöhykkeeseen ei tässä tutkimuksessa havaittu. Tärkeimpänä syynä tähän lienee se, että kostean suomaaperän takia tutkitut reunit eivät ole em. pohjoisamerikkalaisten tutkimusten tapaan kuivia kasvupaikkoja, vaan päinvastoin linjojen tiheäpuustoisten osien mikroilmastoltaan kosteimpia alueita. Tätä osoittaa myös se, että valoa ja lämpöä vaativat (esim. Kellomäki 1991) männyn taimet puuttuvat tyystin kasvillisuusreunavyöhykkeen näytealoilta. Lisäksi on huomattava, että ko. pohjoisamerikkalaiset tutkimukset on tehty aridin (kuivan) ilmaston alueilla, kun taas Kainuussa vallitsee humidi (koste), soistumista edistävä ilmasto. Kostean viileässä ja varjossa menestyvät kuusen taimet taas runsastuvat nopeasti juuri siirryttäessä suolta reunavyöhykkeen alueelle. Kuusen taimia esiintyy tasaisen harvakseltaan myös rämeillä, mutta siellä ne eivät näytä pystyvän kasvamaan puiksi, vaan kuolevat muutaman vuoden ikäisinä. Saman ilmiön toteaa myös Heikurainen (1954).

Walesin (1972) mukaan monet metsän sisäosissa aukkopaiikkoja suosivat lajit esiintyvät runsaina myös reunavyöhykkeessä. Tässä tutkimuksessa metsän aukkopaiikkoja suosiva 'laji' näytti olevan ainakin pihlajan taimet, mutta niillä ei havaittu johdonmukaista reunan suosimista (kuten ei millään muullakaan aukkopaiikkojen kasvilajilla). Täysikasvuisina pihlajat eivät enää välttämättä kasva aukkopaiikoilla aukkojen umpeenkasvun johdosta. Aukkopaiikkoja ei tarkemmin eritelty tai niiden kasvillisuutta erikseen selvitetty maastotöitä tehtäessä, joten asian selvittäminen vaatisi tarkempaa lisätutkimusta.

### 6.1.3 Kasvillisuus

Kasvillisuutena tarkasteltuna rajattu reunavyöhyke ei ole suoranaisesti räme- ja kangasmetsäkasvillisuuden välimuotokasvillisuutta, vaan kasviyhdyksiltään ja pienpiirteiden topografialtaan omaleimaista, korpisuuden luonnehtimaa kasvillisuutta. On huomattava, että tutkimus koskee vain tuoreisiin kangasmetsiin rajoittuvia reunoja, joten yleistystä kaikkiin (myös kuivien, mäntyvaltaisten kangasmetsien) reunoihin ei voida tehdä. TWINSPAN-dendrogrammissa 'reunaryhmien' luonnehtijalajit ovat nimenomaan esim. Ruuhijärven (1960) ja Eurolan & Kaakisen (1978) mainitsemia korpilajeja ja Sjörsin (1948) mainitsemia suon reunan kasvilajeja.

Pallosararäme- ja pallosarakorpirämenäytealat jäivät kasvillisuusreunavyöhykkeen ulkopuolelle, varsinaisista korpiräme- ja kangasrämenäytealoista taas osa on mukana reunanäytealaryhmässä. Täten rajattu kasvillisuusreunavyöhyke ei käsitä kaikkia ns. reunavaikutuksen piirissä olevia näytealoja, vaan ainoastaan voimakkaimmin kivennäismaan läheisyyden tai korpisuuden piirissä olevat

näytealat. Ohutturpeisuus sinällään ei välttämättä ole kasvillisuusreunan näytealoja yhdistävä tekijä, sillä esim. reunavyöhykkeeseen luetun näytealan 5/30 (MrK) kohdalla on noin 70 cm turvetta. Korpisuus näyttää siis olevan ratkaisevampi tekijä kasvillisuusreunavyöhykkeeseen kuulumisessa kuin kivennäismaan fyysinen läheisyys. Turpeen paksuus ei ollut aktiivisena muuttujana mukana luokitusta tehtäessä, vaan luokitus tehtiin pelkästään kasvilajien esiintymisen ja niiden peittävyysarvojen perusteella.

Kivennäismaiden puolelta reunanäytealojen ryhmässä ovat mukana kaikki soistuneet VMT-näytealat ja kaikki kangaskorpinäytealat (eikä yhtään 'puhdasta' VMT-näytealaa.) Soistuneisuus (eli lähinnä rahkasammalten runsaus) on vienyt kangasmetsäkasvillisuutta lähellä olevan näytealan väijäämättä reunanäytealojen ryhmään. Näin on käynyt myös selvästi kivennäismaan metsien ympäröimille metsäsoistumien näytealoille.

## 6.2 Puusto

### 6.2.1 Puustoreunavyöhykkeen leveys ja reunatihentymä

Puustoreunavyöhyke on ekologisesti kasvillisuusreunavyöhykettä laajempialainen ulottuen kangasmailta (VMT) aina keskustavaikutteisten tupasvillarämeitten alueen rajoille saakka (poikkeuksellisesti keskustavaikutteisille kasvillisuustyypeille asti), kun taas kasvillisuusreunavyöhyke käsittää vain vahvimmin korpisten kasvillisuustyyppien näytealoja.

Runkoluvun perusteella rajattu puustoreunavyöhyke on keskimäärin vähintään noin 10 metriä leveämpi kuin Ranneyn ym. (1981) tutkimuksessaan havaitsema. Vertailu on kuitenkin vaikeaa, sillä Ranneyn ym. (1981) tutkimuksessa maaperä pysyy koko tutkimuslinjan alueella samana (ei suo-metsä-vaiheutumaa), ilmasto ja kasvilajisto ovat suuresti erilaiset ja myös maankäytölliset syyt saattavat olla vaikuttamassa Ranneyn ym. (1981) kulttuuribiotooppeihin rajoittuvia metsiä koskevassa tutkimuksessa. Puuston reunatihentymä on tutkimuksia yhdistävä tekijä, mutta sen takaista varjostumaa eivät Ranney ym. (1981) havainneet. Heidän mukaansa puuston pohjapinta-ala saattaa olla reunavyöhykkeessä jopa 50 % suurempi kuin metsän sisäosissa.

Puustoreunavyöhyke on etelärinteillä keskimäärin leveämpi kuin pohjoisrinteillä, ja reunatihentymä on etelärinteillä keskimäärin selvempi kuin pohjoisrinteillä. Tämä sopii yhteen mm. Walesin (1972) havaintojen kanssa, ja selittyy hänen mukaansa auringon säteilyeroilla etelä- ja pohjoisreunojen välillä. Sama pätee myös kasvillisuusreunavyöhykkeen leveyteen, erityisesti loivilla rinteillä. Koska puuston reunatihentymä on yleensä selvempi etelärinteillä, on auringon säteilyn kestolla ja intensiteetillä ilmeisesti tärkeä merkitys reunatihentymän muodostumisessa. Se, että niin puusto- kuin kasvillisuusreunavyöhykekin ovat topografialtaan loivilla linjoilla keskimäärin leveämpiä kuin jyrkillä, on odotettavaa loivemman gradientin takia.

Monissa aikaisemmissa tutkimuksissa (esim. Geiger 1965, Matlack 1994, Chen ym. 1995) tehdyt havainnot siitä, että reunan mikroilmastollisten ominaisuuksien muodostumisessa sen ilmansuunnalla on ratkaiseva merkitys, tukevat saatuja tuloksia. Kasvit, kuten aiemmin todettu, reagoivat esiintymisessään reunan mikroilmastollisen gradienttiin (Ranney ym. 1981). Walesin (1972) tutkimuksessa päivittäiset maksimilämpötilat 5 cm maanpinnan yläpuolella olivat etelänpuoleisilla metsänreunoilla ympäri vuoden noin 11 °C korkeammat kuin pohjoisen puoleisilla reunoilla.

Tuuli- ja säteilyolojen sekä reunakasvillisuuden välisistä suhteista esitettyjen tutkimustulosten (mm. Salisbury & Ross 1969, Moen 1974, Hutchinson & Matt 1977, Ranney ym. 1981) perusteella olisi aihetta olettaa, että linjan alkupäähän rajoittuvan avosuon pinta-alalla olisi vaikutusta reunavyöhykkeen leveyteen. Nyt saadut tulokset ovat päinvastaisia, mutta asian selvittämiseksi tarvitaan lisätutkimusta ja paremmin nimenomaan tämän kysymyksen selvittämiseen tähtävää koesuunnittelua.

### **6.2.2 Varjostumat**

Varjostumat esiintyvät säännönmukaisesti selvimpinä niillä linjoilla, joilla puuston reunatihentymät ovat selkeimpiä. Tämä viittaa samojen ekologisten tekijöiden vaikutukseen reunatihentymän ja varjostuman synnyssä ja osoittaa syy-seuraus-riippuvuuden reunatihentymän ja varjostuman välillä. Varjostuma onkin tulkittavissa alueeksi, jossa reunan puustotihentymän varjostus on niin suurta, että kuusenkaan taimet eivät menesty niin hyvin kuin metsän sisäosissa. Asian varmistaminen vaatisi tarkempia jatkotutkimuksia. Varjostumia esiintyy tihentymien tapaan useammin ja selvempinä etelänpuoleisilla rinteillä kuin pohjoispuoleisilla, mikä johtuu mitä ilmeisimmin edellä esitetyistä (Wales 1972, Chen ym. 1995) säteilyeroista. Toisena mahdollisena selityksenä tai osasyynä varjostuman esiintymiselle on se, että kainuulaisen kuusimetsän vähälukuisessa puulajistossa ei ole lajia, joka menestyisi varjostuman kohdalla vallitsevissa olosuhteissa, kun taas Ranneyn ym. (1981) tutkimasta monilajisesta temperaattisesta pohjoisamerikkalaisesta lehtimetsästä tällaiseen lokeroon sopeutunut puulaji saattaa löytyä. Pitkälle menevät vertailut ja päätelmät tutkimusten välillä ovat kuitenkin hataralla pohjalla tutkimuskohteiden erilaisuuden takia.

### **6.2.3 Puulajisuhteet**

Merkittävin ekologinen ero kuusen taimien ja männyn sekä koivun taimien välillä on kuusen taimien parempi varjon- ja huonempi hallansietokyky (esim. Kellomäki 1991). Kuusen muita puulajeja paremmat kasvuedellytykset reunan mikroilmastossa ovatkin ilmeisesti tärkeä syy lajin suureen osuuteen kokonaisrunkoluvusta reunatihentymän alueella. Tämä johtaa kuusen taimien kesken kilpailutilanteeseen, jossa vain harvat yksilöt pystyvät kasvamaan valtapuuasemaan. Vallitussa latvusasemassa kasvavien kuusten suhteellinen osuus onkin reunati-

hentymän alueella suuri. Ranneyn ym. (1981) tutkimissa metsänreunoissa vaihtelu puuston rakenteessa on reunavyöhykkeessä suurempaa kuin metsän sisäosissa. Nyt saadut tulokset eivät tue tätä käsitystä.

Rämeillä ylivoimainen valtaosa, usein 100 %, kuusista on alikasvosasemassa tai taimia. Tässä kilpailua suurempana syynä on lajin ekologia ja ravinnevaatimukset (Heikurainen 1954, Kellomäki 1991): kuusi ei, toisin kuin mänty, rämeolosuhteissa pysty varttumaan täysikokoiseksi. Osaltaan kuusen huonoa menestymistä rämeillä selittävät myös lajin huono hallansietokyky ja sirkkataimien vaatima säteilysuoja (Kellomäki 1991).

Kahdella linjalla (linjat 5 ja 12) ei puuston perusteella pystytty erottamaan ollenkaan reunavyöhykettä. Molemmat em. linjat sijaitsevat pienillä metsäsaarekkeilla. On mahdollista, että näissä tapauksissa reunan vaikutus ulottuu ainakin puustossa yli koko saarekkeen, eikä linjoilla tämän takia havaita reunavaikutusta. Myös mm. Ranney ym. (1981) ja Chen ym. (1995) esittävät, että pienet metsäsaarekkeet saattavat olla 'pelkkää reunaa'.

#### **6.2.4 Valtapuuston pituus**

Suuntaa antavana tuloksena voidaan pitää, että kuusivaltapuuston pituuden vaihtelua linjoilla selittää (useimmiten) parhaiten toisen asteen polynomiregressio: valtapuuston pituus lyhenee mallin mukaisesti linjan loppupäästä lähtien aluksi hyvin hitaasti ja reunavyöhykkeen suon puoleisen reunan tienoille tultessa yhä nopeammin. Samalla tulos merkitsee sitä, että valtapuuston pituus saavuttaa tietyllä etäisyydellä puuston ulkoreunasta vakiotason, jonka jälkeen pituus ei enää kasva. Valtapuuston pituuden suhteen reunavyöhyke oli siis gradienttiluonteinen. Se, että valtapuuston pituus useimmilla linjoilla saavuttaa lähes muuttumattoman vakiotason linjojen metsänpuoleisissa päissä, ei kuitenkaan välttämättä osoita tutkimuslinjojen olleen riittävän pitkiä kaikkien kasvillisuuden reunailmiöiden tutkimiseen.

Harvinaisempaa on, että kuvattu riippuvuus on lineaarista. Todisteina toisen asteen polynomimallin paremmuudesta ensimmäisen asteen malleihin nähden pidetään vain tapauksia, joissa  $x^2$ -regressiokerroin saa t-testissä vähintään arvon 1.96. Tämä t-arvo vastaa 5 % riskitasoa käyttäen turhaan toisen asteen mallia ensimmäisen asteen mallin sijasta. Kuusi on ainoa regressioiden laskemiseksi riittävän runsaana valtapuustossa esiintyvä puulaji.

### 6.3 Reunavyöhyke kokonaisuutena

Kasvillisuuden ja puuston perusteella muodostetut reunavyöhykkeet vastaavat linjoilla leveydeltään ja keskinäiseltä sijoittumiseltaan säännönmukaisesti toisiaan. Linjan ekspositiosta ja topografiasta riippuva reunavyöhykkeen leveyden vaihtelu on hyvin samankaltaista kasvillisuus- ja puustoreunavyöhykkeiden kesken. Tämä kaikki viittaa siihen, että molempien osareunavyöhykkeiden leveyden säätelijöinä ovat samat tekijät, jotka vain näkyvät hieman eri tavoin näissä kasvillisuuden eri kerroksissa. Kokonaisreunavyöhykettä hahmoteltaessa on yhdistettävä osavyöhykkeet: reunavyöhykettä on koko se alue, jossa reunan vaikutus on havaittavissa puustossa tai pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuudessa.

On tärkeää tiedostaa, että reunavaikutuksen ulottuma metsän sisään on täysin riippuvainen siitä, minkä muuttujan suhteen reunavaikutusta tutkitaan. Mitään yksiselitteistä, yleistä reunavyöhykkeen leveyttä ei siis voida ilmoittaa. Reunavaikutusten ulottuvuuden arvioinnissa olisi luultavasti kokonaisuuden kannalta järkevintä mitata keskeisiä mikroilmastomuuttujia, sillä nimenomaan nämä fyysikaaliset ympäristötekijät aiheuttavat eliöidenkin jakautumisessa havaittavia reuna-ilmioita.

Reunavyöhykkeessä on havaittavissa yhtä aikaa kahdenluonteisia ilmiöitä: gradienttiluonteeseen liittyviä vaihtumisilmiöitä sekä pelkästään reunalle ominaisia ilmiöitä. Ensinmainittuihin kuuluvat esim. valtapuuston pituuden kasvu metsän reunasta kohti metsän sisäosia ja turvekerroksen paksuuden väheneminen kohti kangasmetsää. Reunalle ominaiset piirteet liittyvät paljolti korpisuuteen ja korpisuutta indikoivien lajien esiintymiseen, mutta niitä ovat myös mm. puuston reunatihentymän ja sen takaisen varjostuman esiintyminen. Tällainen kahdentyyppisten vaikutusten yhdistyminen tekee luonnontilaisesta suon ja kangasmetsän reunavyöhykkeestä ainutlaatuisen biotoopin.

Kokonaisreunavyöhykkeen leveyden keskiarvo on kymmeniksi metreiksi pyöristettynä 30 metriä ja maksimileveys 60 metriä. On huomattava, että tässä tutkimuksessa rajattu kokonaisreunavyöhyke sijoittuu tutkimuslinjojen täyspuustoisien osan sisään, joten avosuolta päin lähestyttäessä reunavyöhykkeen leveyttä ei voida mitata täyspuustoisien metsän (yleensä mäntyä kasvavan rämeen) ulkoreunasta alkaen! Pyöreään metsäsaarekkeeseen sovellettuna keskimääräisen kokonaisreunavyöhykkeen leveyden mukaan alle 0.3 ha metsäsaarekkeet olisivat pelkkää reunaa ja maksimileveyden mukaan alle 1.1 ha saarekkeet olisivat pelkkää reunaa. Jos haluttaisiin suojella esim. 10 ha:n kokoisen pyöreän metsäsaarekkeen metsän sisäosien olosuhteita, olisi alueen pinta-alan oltava vastaavasti 13.65 ha (30 m mukaan) tai 17,8 ha (60 m mukaan). Tämän tutkimuksen tuloksia ei pidä soveltaa suoraan avohakkuun ja vanhan metsän välisiin reunoihin, joilla mm. sukkessio-, maaperä- ja ilmastotekijät ovat hyvin erilaisia kuin luonnontilaisilla soiden ja kangasmetsien välisillä reunoilla. Kuitenkin molemmat edellä esitetyt arviot reunavaikutusten ulottuvuuksista ovat monien tekijöiden ja yksittäisten lajien kannalta todennäköisesti liian pieniä, sillä esim. Chenin ym. (1995) mukaan mikroilmastollisten reunavaikutusten ulottuvuus saattaa olla yli 240 m.

## 6.4 Ongelmia ja virhelähteitä

### 6.4.1 Tutkimuskohde, kysymyksenasettelu ja menetelmät

On selvää, ettei suon ja metsän reunassa esiintyvää kasvillisuuden vähittäistä vaihettumista voi täysin totuudenmukaisesti kuvata jyrkkärajaisilla vyöhykejaoilla. Nyt muodostettujen kasvillisuus- ja puustoreunavyöhykkeiden tarkoitus onkin lähinnä suurin piirtein hahmotella reunassa esiintyviä kasvillisuuden vaihettumisen säännönmukaisuuksia, ei esittää absoluuttisia kuvauksia reunavyöhykkeistä tai niiden leveyksistä. Luokittelun ohella tulee kuvatuksi monia reunalle ominaisia piirteitä ja niissä esiintyvää vaihtelua.

Tarkempaan reunan kuvaamiseen olisi vaadittu mm. useiden ympäristömuuttujien mittaamista ja yleispätevämpään reunojen kasvillisuuden luokitteluun lisäksi huomattavasti suurempaa ja monipuolisempaa linja-aineistoa. Lisäksi on huomattava, että valmiita tarkoitukseen sopivia ekotonin tutkimusmenetelmiä ei ollut käytössä, joten tutkimus on suureksi osaksi ollut myös menetelmien kehittelyä. Tässä tutkimuksessa ei mitattu reunan mikroilmastoa, mutta jatkossa nimenomaan mikroilmastolliset tutkimukset ovat keskeisellä sijalla pyrittäessä parempaan ymmärrykseen reunailmiöiden ulottuvuuksista.

### 6.4.2 Otos

Tutkimuksen otos on melko kapea-alainen rajoittuen vain tiettyihin paikallisesti tyypillisiin reunatilanteisiin ja kasvillisuustyyppeihin. Pienehkön otoksen takia tutkimuskohteiden valinta on suoritettu subjektiivisesti harkiten. Tutkimus on kuitenkin luonteeltaan sellainen, että kohteiden ainakin osittain subjektiivinen valinta on perusteltua. Samanlaiseen ratkaisuun ovat päätyneet myös esim. Chen ym. (1995) ja Matlack (1994) omissa vastaavissa tutkimuksissaan. Kaikkia tuloksia ei voida suoraan yleistää koskemaan tutkimuksen ulkopuolisia alueella tavattavia suon ja kangasmetsän reunatilanteita ja kasvillisuustyyppiä (esim. kuivat kangasmetsät) eikä välttämättä myöskään maantieteellisesti kovin laajaa aluetta (esim. etelä- ja pohjoisboreaalaisia alueita). Tutkittujen reunatyyppejen osalta aineistossa on kuitenkin riittävästi toistoja (neljä tutkimuslinjaa kullakin ekspositio-jyrkkyysluokka-yhdistelmällä) kohtuullisen tilastollisen varmuuden saavuttamiseksi.

### 6.4.3 Luokittelu- ja oordinaatioanalyysit

Kasvillisuusaineiston analysoinnissa useimpien luokittelumenetelmien jäykkä dikotominen luonne on periaatteellinen ongelma. Dikotomiassa on mahdollista (ja tässä tapauksessa odotettavaakin), että yritettäessä jakaa aineistoa tietyllä gradientilla kolmeen ryhmään keskimäinen ryhmä jakautuu jo ensimmäisessä jaossa kahden eri päähaaran osalle. Juuri näin kävi TWINSPAN- ja NCLAS2-analyyseissä reunavyöhykkeen näytealoille. Jotta dikotomisen periaatteen ai-

heuttama 'keinotekoinen kahtiajako' saatiin vältettyä, suoritettiin luokkien lukumäärän osalta ennalta säädeltyä FCM-analyysi. Tätä luokitusta käytettiin perusteluna reunanäytealaryhmän muodostamisessa. Se, että TWINSPAN-, NCLAS2- ja FCM-analyysit antoivat toisistaan riippumatta ja erilaisista toimintaperiaatteistaan huolimatta hyvin samankaltaiset tulokset, auttoi reunanäytealaryhmän valinnassa. Samalla vahvistui käsitys, että tuloksena saatu metsä-reunansuo-ryhmittely vastaa melko hyvin todellisuutta.

#### **6.4.4 Erotustarkkuus**

Tutkimuksen erotustarkkuus on pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden osalta 10 metriä. Näin ollen on odotettavaakin, ettei kaikille (reunatopografialtaan jyrkimmille) tutkimuslinjoille osu yhtään reunavyöhykkeeseen luokiteltua näytealaa. Käytännössä (riittävän suuren runkomäärän saamiseksi puustonäytealoille eli 10 metrin lohkoille) puustoreunavyöhykkeenkin suhteen erotustarkkuudeksi tuli 10 metriä. Samasta syystä puuston korkeusmittaukset tehtiin puustonäytealoittain 10 metrin lohkoissa.

#### **6.4.5 Puustoaineiston käsittely**

Puustoaineistoa ei analysoitu matemaattisilla menetelmillä, vaan tyydyttiin runkolukukuvaajien graafiseen tulkintaan. Tällöin on olemassa subjektiivisuuden vaara. Tulkinnassa oltiin tämän takia varovaisia, ja vain linjoja keskenään vertailtaessa havaitut ilmiselvät tapaukset (selvät reunatihentymät ja varjostumat) otettiin huomioon. Muutamalla linjalla puustoreunavyöhyke jätettiin määrittämättä linjan ilmeisen lyhyden takia.

Kasvillisuusnäytealojen pienuuden (2 kpl 1 m<sup>2</sup> näytealoja/200 m<sup>2</sup> puustonäyteala) takia sattuman vaikutus näytealojen puustopeittävyysiin on niin suuri, ettei kasvillisuusnäyteala-aineistoa käytetty puustoa koskevissa jatkopäätelmissä. Pääosin kasvillisuusnäyteala-aineisto näyttää kuitenkin tukevan runkolukujen perusteella saatuja tuloksia.

Valtapuuston pituuden vaihtelua tutkimuslinjoilla selvitetiin regressioanalyysin avulla. Monilla linjoilla mittauspisteiden määrä on liian pieni täysin luotettavien regressioanalyysien suorittamiseen (vähimmillään vain 3 mittauspistettä), sillä alkuperäisessä koejärjestelyssä ei varauduttu tämän tyyppisten analyysien suorittamiseen. Ongelmallista analyysien kannalta on myös se, että sijainti tutkimuslinjalla -muuttuja saa mittausteknisistä syistä arvoja vain 10 metrin välein. Vaikka tilastollisesti täysin varmoja johtopäätöksiä ei voikaan tehdä, voidaan esitettyä tulosta pitää suuntaa antavana. Perusteluna tälle voidaan käyttää sitä, että silmämääräisesti kuvaajia tulkittaessa näyttää riippuvuus olevan useimmiten toisen asteen mallin mukaista.

### 6.4.6 Avoimuusmuuttuja

Linjan tuulisuusoloja kuvaavassa 'avoimuusmuuttujassa' ei ole painotettu vallitsevia tuulen suuntia, mutta asia tulee osittain huomioitua ekspositio-muuttujan tarkastelussa.

### 6.4.7 Turpeen paksuuden mittaus

Selkein havaittu puute aineistossa oli turpeenmittauksen lopettaminen, kun turvekerros jäi ensi kerran alle 10 cm:n paksuuden. Tämä johtui mittaukset tehneen työryhmän puutteellisista työohjeista. Kasvillisuuden ja määritettyjen kasvillisuustyyppien perusteella voidaan kuitenkin hahmotella turpeen esiintymistä. Tämä aineistossa oleva puute ei kuitenkaan vaikuttanut reunavyöhykkeiden muodostamiseen, koska siinä käytettiin pelkästään kasvillisuus- ja puustoaineistoa, ei ympäristömuuttujia.

## 6.5 Johtopäätökset luonnonsuojelun kannalta

Reunojen ekologisen ja luonnonsuojelubiologisen merkityksen ymmärtämiseksi tarvitaan sekä paikallisen tason tietoa yksittäisten reunojen ominaispiirteistä, leveydestä ja reunavaikutusilmiöistä että maisematason tietoa reunahabitaattien määrästä ja sijoittumisesta muihin maiseman elementteihin nähden. Tässä tutkimuksessa on pyritty keräämään pelkästään paikallisen tason tietoa. Jatkotutkimuksissa on keskeistä laajentaa tarkastelukulmaa maisematasolle. Erityisen tärkeää reunaekologinen tietämys – niin luonnontilaisista kuin ihmisen luomista reunoistakin – on arvioitaessa metsätalouden aiheuttamia muutoksia metsä- ja suoluonnossa. Metsän sisäosan olosuhteiden suojelemiseksi metsien käsittelyssä olisi pyrittävä pitämään reunojen määrä mahdollisimman pienenä sekä metsikön että maiseman tasolla, kuten esim. Chen ym. (1995) toteavat reunojen mikroilmastotutkimuksensa loppupäätelmänä. Monien nykyisen metsänkäsittelyn takia uhanalaistuneiden lajien tiedetään olevan riippuvaisia juuri vanhan luonnontilaisen(kaltaisen) metsän sisäosien olosuhteista, kansainvälisesti kuuluisimpana esimerkkinä varmaankin pohjois-amerikkalainen täpläpöllö (*Strix occidentalis caurina*) (Chen ym. 1995). Luonnontilaisten metsänreunojen merkitystä korostaa se, että korvet ovat jääneet suomalaisessa soiden- ja metsiensuojelussa hyvin vähälle huomiolle ja useimmat korpikasvillisuustyytit on todettu Suomessa uhanalaisiksi biotoopeiksi (Eurola ym. 1991).

Saatujen tulosten mukaan suon ja kangasmetsän välisen reunavyöhykkeen kasvillisuudessa on selvästi suo- ja metsäkasvillisuudesta poikkeavia piirteitä, ilmiöitä ja kasvillisuustyyppejä sen lisäksi, että reunavyöhyke on ekotoni suo- ja metsäkasvillisuuden välillä. Siksi luonnontilaiset suon ja metsän reunavyöhykkeet ovat erittäin merkittäviä luonnon monimuotoisuutta ylläpitäviä, omaperäisiä, biotoopeja. Reunan vaikutusalueen leveys vaihtelee suuresti mm. rinteen kaltevuudesta ja ilmansuunnasta riippuen. Monet – jatkossa kenties parhaiten mikroilmastollisilla mittauksilla selvittävät – reunavaikutukset ulottuvat luul-



tavasti pidemmälle metsän sisään kuin tässä kasvillisuuteen perustuvassa tutkimuksessa havaitut vaikutukset. Mitään yksiselitteistä leveyttä reunavyöhykkeelle ei voida määrittää, sillä reunavaikutuksen ulottuma riippuu täysin tarkasteltavasta muuttujasta sekä siitä mielivaltaisesti määrättävästä tasosta, jolla reunan vaikutuksen katsotaan loppuvan. Tässä tutkimuksessa erotetun kokonaisreunavyöhykkeen leveyttä voidaan pitää vähimmäisarvona, jonka riittävyttä metsän sisäosien olosuhteiden ja eliöiden elinolosuhteiden säilyttämisen kannalta ei voi tämän tutkimuksen perusteella arvioida.

Tulkittaessa tämän tutkimuksen tuloksia reunavyöhykkeen leveyden suhteen on huomattava, että kasvillisuuden ja puuston perusteella erotettu reunavyöhyke sijoittuu kokonaan täyspuustoiselle reunan osalle, joten avosuon reunasta metsän sisäosaan päin kuljettaessa reunavaikutusten ulottuma on huomattavasti suurempi kuin tuloksissa ilmoitetut reunavyöhykkeen leveydet. Jos halutaan suojella luonnontilaisen suon ja kangasmetsän välisen reunavyöhykkeen olosuhteita ja kasvillisuutta, on metsänkäsittelyssä lisäksi jätettävä riittävän leveä (vähintään reunavaikutusten ulottuman levyinen) suojavyöhyke reunavyöhykkeeseen rajautuvaa kivennäismaan metsää toimenpiteiden ulkopuolelle. Jos hakkuut ulottuvat metsän puolelta reunakorven rajaan asti, tulevat reunavyöhykkeen luontaiset ominaispiirteet todennäköisesti kärsimään tai katoamaan. Toisaalta metsän sisäosien olosuhteiden suojelemiseksi on vastaavasti otettava huomioon reunavaikutusten ulottuma, ja huomattava että liian pienet pystymetsän saarekkeet eivät ylläpidä lainkaan metsän sisäosien olosuhteita.

## 7 KIITOKSET

Tämän julkaisun pohjana olevan pro gradu -työni ohjaajana oli ja edelleen jatkuvan reunaprojektin vetäjänä toimii Suomen ympäristökeskuksen erikoistutkija dos. Tapio Lindholm. Tämän julkaisun toteuttamisen teki mahdolliseksi Tapion tavoin tutkimustani kaikissa vaiheissa tukeneen ja avustaneen FL Raimo Heikkilän järjestämä palkkaus Kainuun ympäristökeskukselta. Vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikössä (nykyisin Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikkö), joka oli gradutyöni tilaaja, auttoivat monin tavoin lisäksi FK Seppo Tuominen sekä kasvillisuusaineiston numeerisessa käsittelyssä erityisesti FL Hanna Heikkilä. Samoin suuret kiitokset Anja Finnelle, Timo Jalkaselle, Ari Meriruokolle ja muulle Metsähallituksen Kainuun puistoalueen väelle Kuhmossa, erityisesti Pirjolle, Timolle ja Pasille, joita ilman en olisi selvinnyt puustoaineiston keruusta Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon maastoissa. Kainuun puistoalue suoritti tutkimuslinjojen vaaituksen ja turpeen syvyyden mittaukset syksyllä 1992. Tiia Sténille, Jari Teeriaholle, Saara Keräselle ja Timo Nissiselle kiitokset mukavasta työkesästä 1992 Kuhmon laitakaupunginosissa, Jarille ja Tiialle myös kaikesta myöhemmästä avusta ja hyödyllisistä keskusteluista. Mariko Lindgrenille kiitos monista hyvistä ja näkemyksellisistä kommentista tähän käsikirjoitukseen. Lauri Haavisto veti kesällä 1992 vaikeuksista piittaamatta traktorillaan Viiksimon kenttäaseman rantaan pyörillä kulkevan puulämmitteisen saunan, jossa saimme kylpeä pois maastotöiden rasituksia.

## LÄHTEET

- Ahti, T. 1989: Jäkälien määrittäminen. 2. korj. p. – Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 118:1–77.
- , Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. – *Annales Botanici Fennici* 5:169–211.
- Ambuel, B. & Temple, S. A. 1983: Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. – *Ecology* 64:178–186.
- Andrén, H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation. A landscape perspective. – *Ecology* 73:794–804.
- Angelstam, P. 1986: Predation in ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. – *Oikos* 47:365–373.
- 1992: Conservation of communities – the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. – Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological principles of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments*:9–70. Elsevier, London, New York.
- Backman, A. L. 1919: Torvmarksundersökningar i mellersta Österbotten. – *Acta Forestalia Fennica* 12(1):1–190.
- Cajander, A. K. 1913: Studien über die Moore Finnlands. – *Acta Forestalia Fennica* 2(3):1–208.
- Chen, J., Franklin, J. F. & Spies, T. A. 1990: Microclimatic pattern and basic biological responses at the clearcut edges of old-growth Douglas-fir stands. – *Northwest Environmental Journal* 6:424–425.
- , Franklin, J. F. & Spies, T. A. 1992: Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. – *Ecological Applications* 2:387–396.
- , Franklin, J. F. & Spies, T. A. 1993: Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. – *Agricultural and Forest Meteorology* 63:219–237.
- , Franklin, J. F. & Spies, T. A. 1995: Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. – *Ecological Applications* 5:74–86.
- Crockett, J. W. 1971: *Landscape gardening*. – Time-Life Books, New York. 160 s.

- Eurola, S. 1962: Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. – *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae 'Vanamo'* 33(2):1–243.
- & Kaakinen, E. 1978: Suotyypipiopas. – WSOY, Porvoo. 87 s.
- , Aapala, K., Kokko, A. & Nironen, M. 1991: Mire type statistics in the bog and southern aapa mire areas of Finland (60–66°N). – *Annales Botanici Fennici* 28:15–36.
- , Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994: Suokasvillisuusopas. – *Oulanka Reports* 13:1–81.
- Gates, J. E. & Gysel, L. W. 1978: Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. – *Ecology* 59:871–883.
- Geiger, R. 1957: The climate near ground. – Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 611 s.
- Gysel, L. W. 1951: Borders and openings of beech-maple woodlands in southern Michigan. – *Journal of Forestry* 49:576–577.
- Haila, Y. 1994: Metsän pirstoutuminen luonnonsuojeluekologisenä ongelmana boreaalissa metsävyöhykkeessä. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:59–67.
- , Saunders, D. & Hobbs, R. 1993: What do we presently understand about ecosystem fragmentation? – *Teoksessa: Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Ehrlich, P. (toim.), Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems:45–55.* Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW.
- Hansson, L. 1979: On the importance of landscape heterogeneity in northern regions for the breeding population densities of homeotherms: a general hypothesis. – *Oikos* 33:182–189.
- 1983: Bird numbers across edges between mature conifer forests and clearcuts in central Sweden. – *Ornis Scandinavica* 14:97–103.
- 1994: Edge effects in managed forests and implications for conservation. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 482:69–73.
- Harris, L. D. 1984: The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. – University of Chicago Press, Chicago. 211 s.
- 1988: Edge effects and conservation of biotic diversity. – *Conservation Biology* 2:330–332.
- Heikkilä, H. 1987: The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. – *Annales Botanici Fennici* 24:155–175.

- Heikurainen, L. 1953: Die kieferbewachsenen eutrophen Moore Nordfinnlands. – *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae* 'Vanamo' 26(2):1–189.
- 1954: Korpisuus ruskorämeillä. – *Luonnon Tutkija* 58:42–48.
- 1957: Lettoräme ja sen metsäojituskelpoisuus. – *Silva Fennica* 93(8):1–29.
- Heino, R. & Hellsten, E. 1983: Tilastoja Suomen ilmastosta 1961–1980. – Suomen meteorologinen vuosikirja 80(1a), liite:1–560.
- Helle, E. & Helle, P. 1982: Edge effect on forest bird communities on offshore islands in the Gulf of Bothnia. – *Annales Zoology Fennici* 19:165–169.
- Hill, M. O. 1979: TWINSPAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, Ithaca, New York. 48 s.
- & Gauch, H. G. 1980: Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42:47–58.
- Hotanen, J. P. 1989: Korpirämeet ja karut korvet suomalaisissa suoluokitusjärjestelmissä. – *Suo* 40:21–30.
- & Nousiainen, H. 1990: Metsä- ja suokasvillisuuden numeerisen ryhmittelyn ja kasvupaikkatyyppien rinnastettavuus. – *Folia Forestalia* 763:1–54.
- Hutchison, B. A. & Matt, D. R. 1977: The distribution of solar radiation within a deciduous forest. – *Ecological Monographs* 47:185–207.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko, S. (toim.) 1986: Retkeilykasvio. 3. p. – Suomen Luonnonsuojelun Tuki, Helsinki. 598 s.
- Ilvessalo, Y. 1956: Suomen metsät vuosista 1921–24 vuosiin 1951–53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. – *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 47(1):1–227.
- Jäppinen, J.-P. & Leikola, N. 1996: LUMO-tutkimusohjelman toteutus 1993–1996. – Suomen ympäristökeskuksen moniste 32:1–208.
- Kalela, A. 1961: Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Paralleltypen. – *Archivum Societatis zoologicae-botanicae. Fennicae* 'Vanamo' 16(suppl.):65–83.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. - WSOY, Porvoo. 308 s.

- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1994: Boreaaliset havumetsät: rakenne ja lajirunsaus. Taigan dynamiikka maiseman ja metsikön mittakaavassa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 482:19–24.
- Kellomäki, S. 1991: Metsäekologia. – *Silva Carelica* 7:1–391.
- Soidensuojelutyöryhmä 1977: Soidensuojelun perusohjelma. – Komiteanmietintö 1977:48, Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 47 s.
- 1980: Soidensuojelun perusohjelma II. – Komiteanmietintö 1980:15, Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 45 s.
- Luonnonsuojelualueiden perustamistoimikunta 1980: Luonnonsuojelualueiden perustamistoimikunnan mietintö. – Komiteanmietintö 1980:38. 136 s.
- 1983: Luonnonsuojelualueiden perustamistoimikunnan mietintö IV. – Komiteanmietintö 1983:38. 271 s.
- Koponen, T. 1986: Lehtisammalten määrittämissopas. 2. korj. p. – Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 97:1–118.
- , Isoviita, P. & Lammes, T. 1977: The bryophytes of Finland: An annotated checklist. – *Flora Fennica* 6:1–77.
- Kroodsma, R. L. 1982: Bird community ecology on power-line corridors in East Tennessee. – *Biological Conservation* 23:79–94.
- Kuukausikatsaukset Suomen ilmastoon joulukuu 1991 – heinäkuu 1992. – Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Lehto, J. & Leikola, M. 1987: Käytännön metsätyypit. 4. uud. p. – Kirjayhtymä, Helsinki. 96 s.
- Lindholm, T. & Tuominen, S. 1991: Etelä-Suomen aarniometsäkartoitus 1991. Maastotyöohjeet. – Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 312:1–50.
- Lukkala, O. J. 1929: Über die Dicke der Torfschicht und die Neigungsverhältnisse der Mooroberfläche auf verschiedenen Moortypen. – *Acta Forestalia Fennica* 34(16):1–16.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: The theory of island biogeography. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203 s.
- Matlack, G. L. 1994: Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. – *Journal of Ecology* 82:113–123.
- Meroney, R. N. 1968: Characteristics of wind and turbulence in and above model forests. – *Journal of Applied Meteorology* 7:780–788.

- Metsävainio, K. 1931: Untersuchungen über das Wurzelsystem der Moorpflanzen. – *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae 'Vanamo'* 1(1):1–422.
- Moen, A. N. 1974: Turbulence and visualization of wind flow. – *Ecology* 55:1420–1424.
- Multamäki, S. E. 1936: Über den Grundwasserstand in versumpften Waldböden vor und nach der Entwässerung. – Hydrologische Konferenz der baltischen Staaten, Mitteilung 4 A, Helsinki. 12 s.
- Mustonen, S. (toim.) 1986: *Sovellettu hydrologia*. – Vesiyhdistys, Helsinki. 503 s.
- Nilsson, S. G. & Wästljung, U. 1987: Seed predation and cross-pollination in mast-seeding beech (*Fagus sylvatica*) patches. – *Ecology* 68:260–265.
- Odum, E. D. 1971: *Fundamentals of ecology*. 3rd edition. – Saunders, Philadelphia. 574 s.
- Paton, P. W. 1994: The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? – *Conservation Biology* 8:17–26.
- Piippo, S. 1989: Maksasammalten määrittäminen. 2. uus. p. – Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 117:1–78.
- Podani, J. 1980: SYN-TAX: Computer programs for classification of ecological, coenological and taxonomical data. – *Abstracta Botanica* 6:1–158.
- Ranney, J. W., Bruner, M. C. & Levenson, J. B. 1981: The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. – Teoksessa: Burgess, R. L. & Sharpe, D. M. (toim.), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer, New York. 311 s.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1991: *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille*. 3. korj. p. – Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.
- Vanhon metsien suojelutyöryhmä 1992: Vanhon metsien suojelu valtion mailla Etelä-Suomessa. Vanhon metsien suojelutyöryhmän osamietintö. – Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, työryhmän mietintö 70/1992. 59 s. + 169 karttas.
- Reed, R. A., Johnson-Barnard, J. & Baker, W. L. 1996: Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. – *Conservation Biology* 10:1098–1106.
- Reifsnyder, W. E. 1955: Wind profiles in a small isolated forest stand. – *Forest Science* 1:289–297.

- Ruuhijärvi, R. 1960: Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae 'Vanamo'* 31(1):1–360.
- Salisbury, F. B. & Ross, C. 1969: *Plant Physiology*. – Belmont, California. 747 s.
- Sjörs, H. 1948: Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta Phytogeographica Suecica* 21:1–299.
- Solantie, R. 1986: Suomen hedelmäpuiden ja puuvartisten koristekasvien menestymisvyöhykkeet – tarkennusta entiseen. – *Sorbifolia* 17:201–209.
- Stén, T. 1996: Korpiluppo suon ja kangasmetsän välisessä reunavyöhykkeessä. – *Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, kasvitieteen laitoksen kirjasto, Helsinki*. 46 s.
- Suomen geologinen yleiskartta 1924: Vuorilajikartta 1:400 000. Lehti D4 (Nurmes). – Geologinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Suomen geologinen yleiskartta 1931: Maalajikartta 1:400 000. Lehti D4 (Nurmes). – Helsinki.
- Suomen kartasto 1987: Vihko 131 Ilmasto. – Suomen Maantieteellinen Seura, Helsinki.
- Söderström, V. 1980: Ekonomisk skogsproduktion. Del 1: Naturliga och ekonomiska förutsättningar: betånd, mark, klimat, ekonomi. – LTs förlag, Stockholm. 226 s.
- Ter Braak, C. J. R. 1986: Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – *Ecology* 67:1167–1179.
- Tolonen, K. 1967: Über die Entwicklung der Moore im finnischen Nordkarelien. – *Annales Botanici Fennici* 4:219–416.
- van Tongeren, O. F. R.: 1987: Cluster analysis. – Teoksessa: Jongman, R. G. H., Ter Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. F. R. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. – Pudoc, Wageningen. 299 s.
- Tuomikoski, R. 1942: Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinnland. I. Zur Methodik der pflanzensoziologischen Systematik. – *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae 'Vanamo'* 17(1):1–203.
- Valmari, A. 1956: Über die edaphische Bonität von Mooren Nordfinnlands. – *Acta Agralia Fennica* 88(1):1–126.

Wales, B. A. 1972: Vegetation analysis of north and south edges in a mature oak-hickory forest. – *Ecological Monographs* 42:451–471.

Williams-Linera, G. 1990: Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. – *Journal of Ecology* 78:356–373.



## Näytealojen numerointi ja niiden kohdalla vallitsevat kasvillisuustyypit

NRO	LINJA	NÄYTEALA	TYYPPI				
1	1	0	TR	76	8	10	TR
2	1	10	TR	77	8	20	PsKR
3	1	20	TR	78	8	30	MrK
4	1	30	KgKR	79	8	40	sVMT
5	1	40	KgK	80	8	50	VMT
6	1	50	sVMT	81	8	60	VMT
7	1	60	KgK	82	8	70	VMT
8	1	70	KgK	83	9	0	TR
9	1	80	KgK	84	9	10	TR
10	1	90	VMT	85	9	20	IR
11	1	100	sVMT	86	9	30	VKR
12	1	110	KgK	87	9	40	KgK
13	1	120	VMT	88	9	50	VMT
14	1	130	VMT+	89	9	60	VMT
15	1	140	VMT+	90	9	70	VMT
16	1	150	GOMT	91	10	0	RaTR
17	2	0	IR	92	10	10	IR
18	2	10	IR	93	10	20	IR
19	2	20	IR	94	10	30	IR
20	2	30	KgR	95	10	40	KgR
21	2	40	KgK	96	10	50	KgK
22	2	50	KgK	97	10	60	sVMT
23	2	60	KgK	98	10	70	VMT
24	2	70	sVMT	99	10	80	sVMT
25	2	80	VMT	100	10	90	sVMT
26	2	90	VMT	101	10	100	VMT
27	2	100	VMT	102	10	110	VMT
28	2	110	VMT	103	10	120	VMT
29	3	0	TR	104	11	0	LkNR
30	3	10	TR	105	11	10	PsR
31	3	20	KgR	106	11	20	PsR
32	3	30	KgK	107	11	30	PsR
33	3	40	KgK	108	11	40	KgR
34	3	50	KgK	109	11	50	KgR
35	3	60	sVMT	110	11	60	VMT
36	3	70	VMT	111	11	70	VMT
37	3	80	VMT	112	11	80	VMT
38	3	90	VMT	113	12	0	TR
39	4	0	TR	114	12	10	TR
40	4	10	TR	115	12	20	KgR
41	4	20	KgR	116	12	30	VMT
42	4	30	VMT	117	12	40	VMT
43	4	40	VMT	118	12	50	VMT
44	4	50	VMT	119	13	0	TR
45	4	60	VMT	120	13	10	IR
46	5	0	LkNR	121	13	20	KgR
47	5	10	TR	122	13	30	KgR
48	5	20	PsKR	123	13	40	sVMT
49	5	30	MrK	124	13	50	VMT
50	5	40	KgK	125	13	60	VMT
51	5	50	VMT	126	14	0	LkNR
52	5	60	VMT	127	14	10	LkNR
53	5	70	VMT	128	14	20	IR
54	5	80	VMT	129	14	30	KgR
55	5	90	VMT	130	14	40	VMT
56	6	0	TR	131	14	50	VMT
57	6	10	TR	132	14	60	VMT
58	6	20	TR	133	14	70	VMT
59	6	30	PsKR	134	15	0	TR
60	6	40	PsKR	135	15	10	TR
61	6	50	VMT	136	15	20	IR
62	6	60	VMT	137	15	30	KgR
63	6	70	VMT	138	15	40	VMT
64	6	80	VMT	139	15	50	VMT
65	6	90	VMT	140	15	60	VMT
66	7	0	TR	141	15	70	VMT
67	7	10	TR	142	16	0	IR
68	7	20	TR	143	16	10	IR
69	7	30	KgR	144	16	20	IR
70	7	40	VMT	145	16	30	KgK
71	7	50	VMT	146	16	40	sVMT
72	7	60	VMT	147	16	50	VMT
73	7	70	VMT	148	16	60	VMT
74	7	80	VMT	149	16	70	VMT
75	8	0	TR	150	16	80	VMT

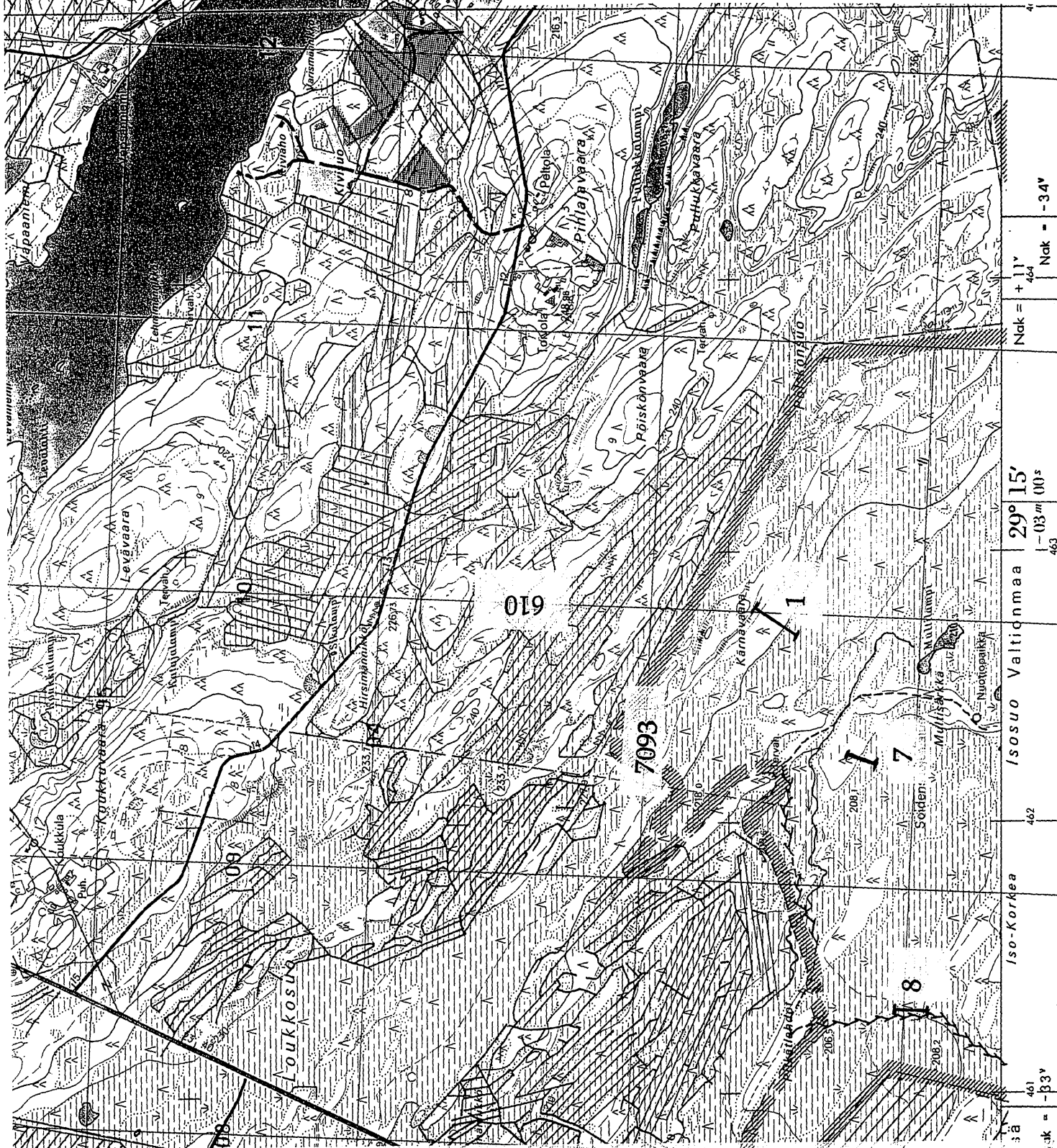
## Kasvillisuusnäytealojen FCM-luokittelu

Näytealat on taulukossa jaettu FCM-analyysin mukaisiin luokkiin. FCM-CLUSTER = FCM-luokka, johon ko. näyteala kuuluu; NRO = näytealan numero; LINJA = linjan numero; ALA = näytealan etäisyys linjan alkupisteestä metreinä; TYYPPI = näytealan kohdalla vallitseva kasvillisuustyyppi.

FCM-CLUSTER	NRO	LINJA	ALA	TYYPPI
1	1	1	0	TR
1	2	1	10	TR
1	3	1	20	TR
1	17	2	0	IR
1	18	2	10	IR
1	19	2	20	IR
1	29	3	0	TR
1	30	3	10	TR
1	31	3	20	KgR
1	39	4	0	TR
1	40	4	10	TR
1	46	5	0	LkNR
1	47	5	10	TR
1	48	5	20	PsKR
1	56	6	0	TR
1	57	6	10	TR
1	58	6	20	TR
1	59	6	30	PsKR
1	60	6	40	PsKR
1	66	7	0	TR
1	67	7	10	TR
1	68	7	20	TR
1	75	8	0	TR
1	76	8	10	TR
1	77	8	20	PsKR
1	83	9	0	TR
1	84	9	10	TR
1	91	10	0	RaTR
1	92	10	10	IR
1	104	11	0	LkNR
1	105	11	10	PsR
1	106	11	20	PsR
1	107	11	30	PsR
1	113	12	0	TR
1	114	12	10	TR
1	115	12	20	KgR
1	119	13	0	TR
1	120	13	10	IR
1	126	14	0	LkNR
1	127	14	10	LkNR
1	128	14	20	IR
1	134	15	0	TR
1	135	15	10	TR
1	136	15	20	IR
1	142	16	0	IR
1	143	16	10	IR
1	144	16	20	IR

FCM-CLUSTER	NRO	LINJA	ALA	TYYPPI
2	6	1	50	sVMT
2	10	1	90	VMT
2	11	1	100	sVMT
2	13	1	120	VMT
2	14	1	130	VMT+
2	15	1	140	VMT+
2	16	1	150	GOMT
2	24	2	70	sVMT
2	25	2	80	VMT
2	26	2	90	VMT
2	27	2	100	VMT
2	28	2	110	VMT
2	36	3	70	VMT
2	37	3	80	VMT
2	38	3	90	VMT
2	42	4	30	VMT
2	43	4	40	VMT
2	44	4	50	VMT
2	45	4	60	VMT
2	51	5	50	VMT
2	52	5	60	VMT
2	53	5	70	VMT
2	54	5	80	VMT
2	55	5	90	VMT
2	61	6	50	VMT
2	62	6	60	VMT
2	63	6	70	VMT
2	64	6	80	VMT
2	65	6	90	VMT
2	70	7	40	VMT
2	71	7	50	VMT
2	72	7	60	VMT
2	73	7	70	VMT
2	74	7	80	VMT
2	79	8	40	sVMT
2	80	8	50	VMT
2	81	8	60	VMT
2	82	8	70	VMT
2	87	9	40	KgK
2	88	9	50	VMT
2	89	9	60	VMT
2	90	9	70	VMT+
2	97	10	60	sVMT
2	98	10	70	VMT
2	99	10	80	sVMT
2	100	10	90	sVMT
2	101	10	100	VMT
2	102	10	110	VMT
2	103	10	120	VMT
2	110	11	60	VMT
2	111	11	70	VMT
2	112	11	80	VMT
2	116	12	30	VMT
2	117	12	40	VMT
2	118	12	50	VMT
2	122	13	30	KgR
2	123	13	40	sVMT
2	124	13	50	VMT
2	125	13	60	VMT
2	130	14	40	VMT
2	131	14	50	VMT
2	132	14	60	VMT
2	133	14	70	VMT
2	138	15	40	VMT
2	139	15	50	VMT
2	140	15	60	VMT
2	141	15	70	VMT
2	146	16	40	sVMT
2	147	16	50	VMT
2	148	16	60	VMT
2	149	16	70	VMT
2	150	16	80	VMT

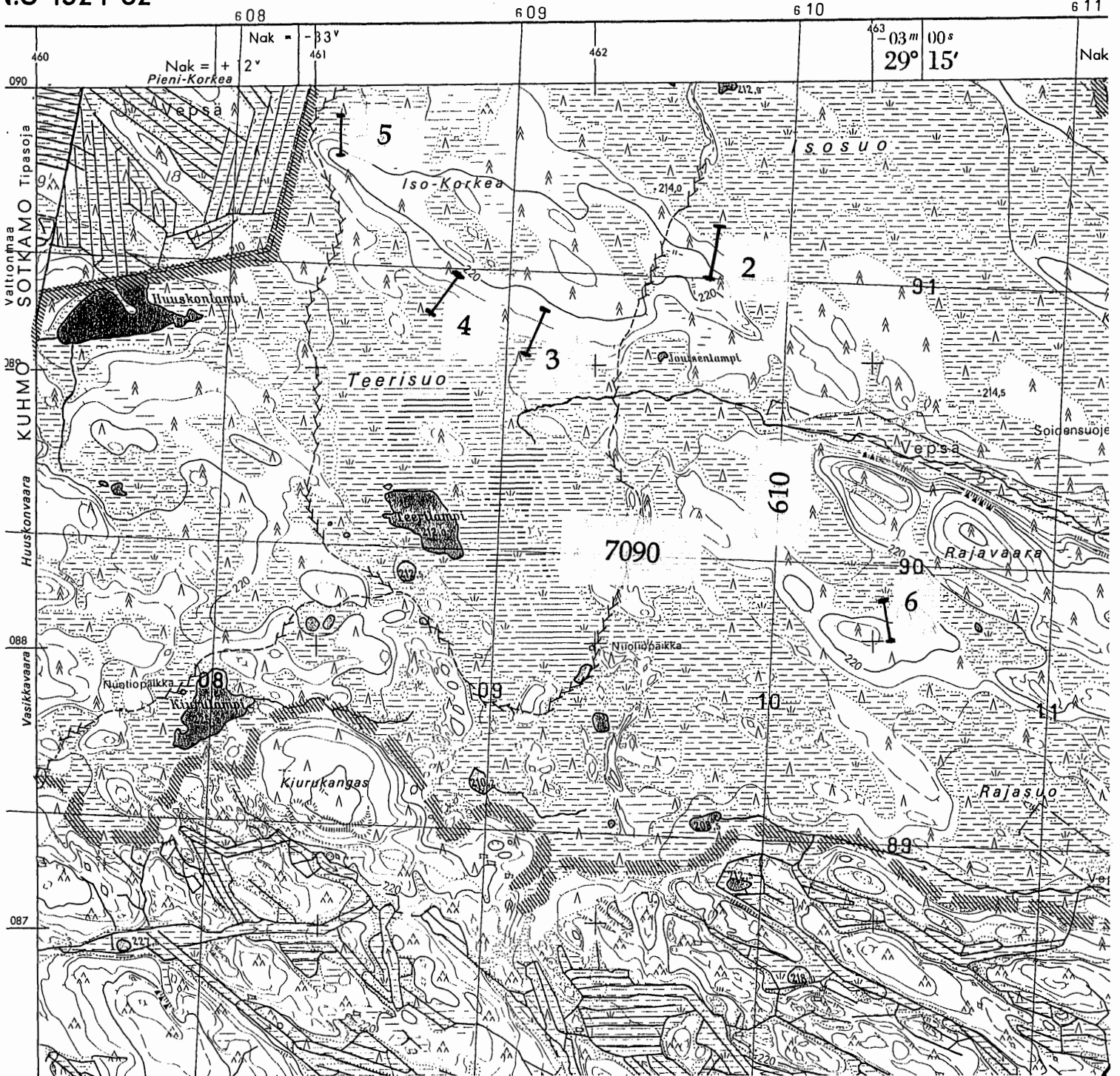
FCM-CLUSTER	NRO	LINJA	ALA	TYYPPI
3	4	1	30	KgKR
3	5	1	40	KgK
3	7	1	60	KgK
3	8	1	70	KgK
3	9	1	80	KgK
3	12	1	110	KgK
3	20	2	30	KgR
3	21	2	40	KgK
3	22	2	50	KgK
3	23	2	60	KgK
3	32	3	30	KgK
3	33	3	40	KgK
3	34	3	50	KgK
3	35	3	60	sVMT
3	41	4	20	KgR
3	49	5	30	MrK
3	50	5	40	KgK
3	69	7	30	KgR
3	78	8	30	MrK
3	85	9	20	IR
3	86	9	30	VKR
3	93	10	20	IR
3	94	10	30	IR
3	95	10	40	KgR
3	96	10	50	KgK
3	108	11	40	KgR
3	109	11	50	KgR
3	121	13	20	KgR
3	129	14	30	KgR
3	137	15	30	KgR
3	145	16	30	KgK



Tutkimuslinjojen sijainti, linjat 1, 7, ja 8.  
 Peruskarttalehti 4324 03 Vepsänjärvi.  
 Yhtenäiskoordinaatiston (Grid  $27^{\circ}$  E) 1x1 km ruudut  
 merkitty karttaan.

Li:o 4324 02

9 789514 843747

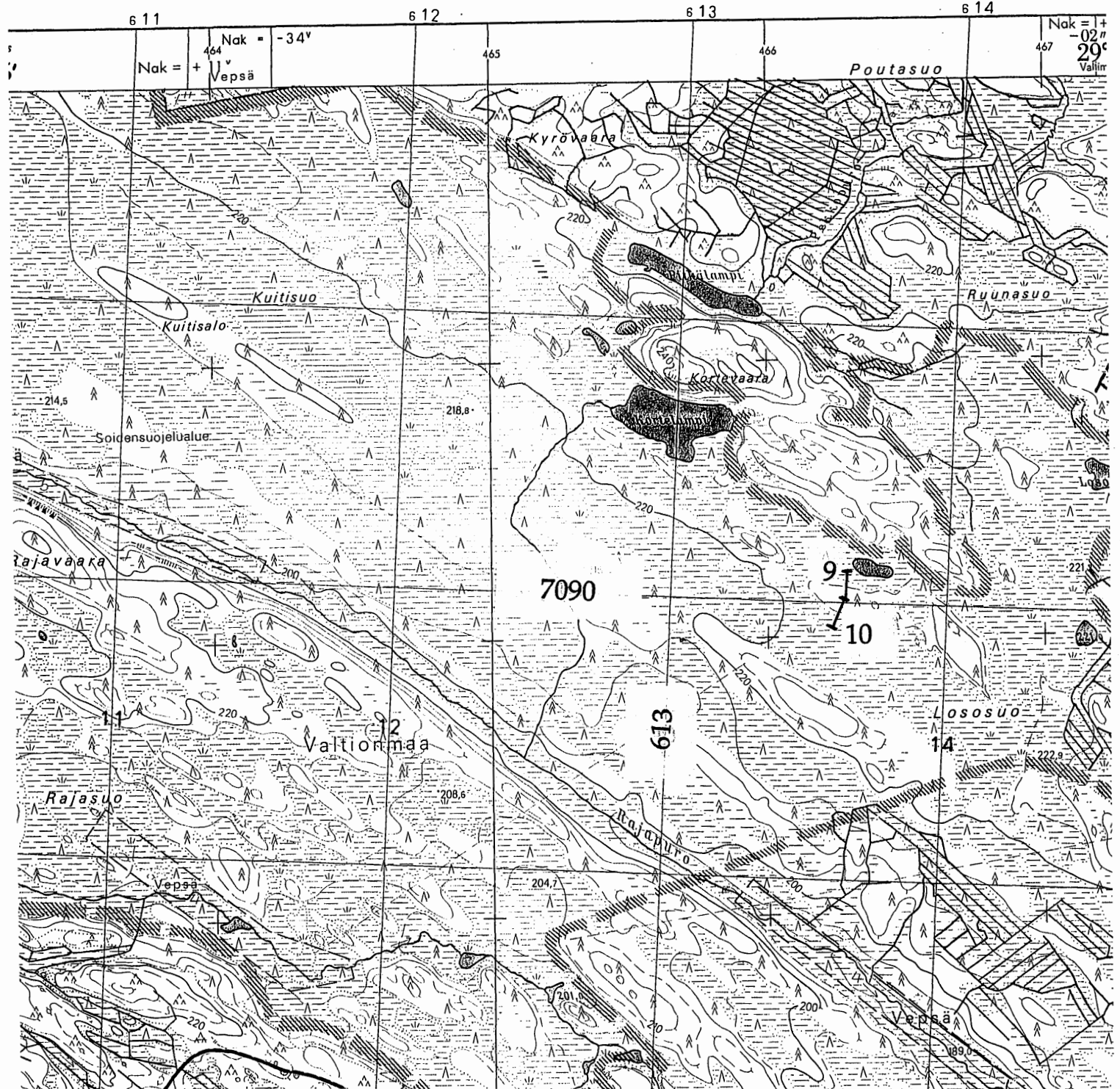


Tutkimuslinjojen sijainti, linjat 2, 3, 4, 5 ja 6.  
 Peruskarttalehti 4324 03 Vepsänjärvi.  
 Yhtenäiskoordinaatiston (Grid 27° E) 1x1 km ruudut  
 merkitty karttaan.

33°  
 27'  
 10"  
 086  
 Valtimon-  
 Kunnan tielle



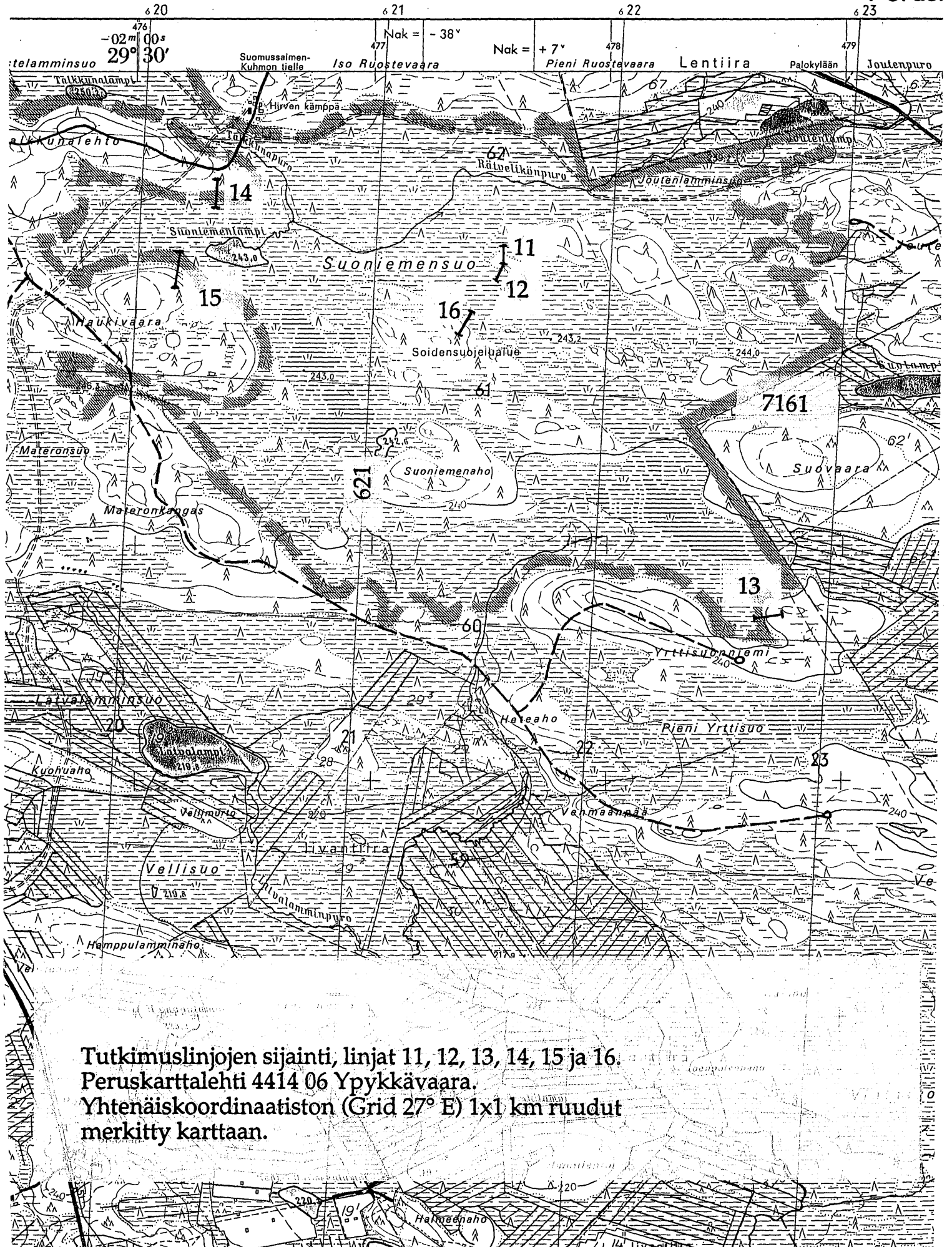
# PÄÄSKIVAARA



Tutkimuslinjojen sijainti, linjat 9 ja 10.  
 Peruskarttalehti 4324 02 Pääskivaara.  
 Yhtenäiskoordinaatiston (Grid 27° E) 1x1 km ruudut  
 merkitty karttaan.

ARA

Perusl



Tutkimuslinjojen sijainti, linjat 11, 12, 13, 14, 15 ja 16.  
Peruskarttalehti 4414 06 Ypykkävaara.  
Yhtenäiskoordinaatiston (Grid 27° E) 1x1 km ruudut merkitty karttaan.

## 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 luonnontilaisuuksien 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: Suomun 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 & Storränk, 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 maalinusto – 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 Grahn, 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 Saaristomerren kansallispuiston ja  
Ystävyysden 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 kelokyltiin – 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 Saaristomerren 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, Tartlaminsuo, 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 Kekkonen 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: Saaristomerén 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 luonnonsuojelualan 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.

## Sarja B

- No 1 Metsähallitus 1993: Luonnonsuojelualan hoidon periaatteet. Valtion omistamien luonnonsuojelualan tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. 55 s.
- No 2 Metsähallitus 1993: Kiinteiden muinaisjäännösten hoito-opas. 46 s.
- No 3 Ruhkanen, Marja (toim.) 1993: Metsähallituksen luonnonsuojelualan. Toimintakertomus 1992. 29 s.
- No 4 Metsähallitus 1993: Laajalahden luonnonsuojelualan 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 luonnonsuojelualan runkosuunnitelma. 46 s.
- No 7 Peura, Pekka & Inkinen, Matti 1993: Kansallispuistojen jätehuolto. Jätehuolto-opas. 48 s.
- No 8 Metsähallitus 1994: Punassuon soidensuojelualan hoito- ja käyttösuunnitelma. 14 s.
- No 9 Arkkitehtitoimisto Antti Pihkala 1994: Perämeren kansallispuisto. Rakentamishjeet. 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 luonnonsuojelualan. 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 luonnonsuojelualan 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 luonnonsuojelualueiden tutkimus. 56 s.
- No 20 Metsähallitus 1994: Ruunaan luonnonsuojelualan runkosuunnitelma. 53 s.
- No 21 Metsähallitus 1994: Saaristomeren kansallispuiston runkosuunnitelma. 64 s.
- No 22 Metsähallitus 1994: Pisan luonnonsuojelualan runkosuunnitelma. 36 s.
- No 23 Hokkanen, Marja (toim.) 1995: Metsähallituksen luonnonsuojelualueet. Toimintakertomus 1994. 42 s.
- No 24 Metsähallitus 1995: Langinkosken luonnonsuojelualan 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 luonnonsuojelualueille. 76 s. 2. painos. 1997
- No 31 Vauramo, Anu (toim.) 1996: Metsähallituksen luonnonsuojelualueet. 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 luonnonsuojelujulkaisut. 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 luonnonsuojelualan kaskiviljelysuunnitelma. 43 s.